

TEXTE

24/2024

Stärkung des Recyclings technischer Kunststoffe vor dem Hintergrund steigender stoffrechtlicher Anforderungen am Beispiel Elektroaltgeräte und Altfahrzeuge - KUREA

Alexander Potrykus, Thomas Berlinghof, Maria Burgstaller, Benjamin Schramm, Margit Kühnl,
Dr. Francesco Castellani, Tiia Haberstock
Ramboll Deutschland, München

Dr. Martin Schlummer, Dagmar Arends
Fraunhofer-Institut für Verfahrenstechnik und Verpackung IVV, Freising

Herausgeber:
Umweltbundesamt

TEXTE 24/2024

Ressortforschungsplan des Bundesministerium für
Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und
Verbraucherschutz

Forschungskennzahl 3719 34 309 0

FB001217

Stärkung des Recyclings technischer Kunststoffe vor dem Hintergrund steigender stoffrechtlicher Anforderungen am Beispiel Elektroaltgeräte und Altfahrzeuge - KUREA

von

Alexander Potrykus, Thomas Berlinghof, Maria
Burgstaller, Benjamin Schramm, Margit Kühnl,
Dr. Francesco Castellani, Tiia Haberstock
Ramboll Deutschland, München

Dr. Martin Schlummer, Dagmar Arends
Fraunhofer-Institut für Verfahrenstechnik und Verpackung
IVV, Freising

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
Internet: www.umweltbundesamt.de

Durchführung der Studie:

Ramboll Deutschland GmbH
Werinherstraße 79
81541 München

Abschlussdatum:

August 2023

Redaktion:

Fachgebiet III 1.2 Produktverantwortung – Elektrogeräte, Fahrzeuge und Batterien
Christian Kitazume und Regina Kohlmeyer

Publikationen als pdf:

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

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Februar 2024

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

Kurzbeschreibung: Stärkung des Recyclings technischer Kunststoffe vor dem Hintergrund steigender stoffrechtlicher Anforderungen am Beispiel Elektroaltgeräte und Altfahrzeuge - KUREA

Der vorliegende Bericht widmet sich der Fragestellung, wie sich das Recycling technischer Kunststoffe aus Elektroaltgeräten und Altfahrzeugen nachhaltig stärken lässt. Die Bedeutsamkeit der Thematik spiegelt sich in den Zielen der Europäischen Politik zur Stärkung des Recyclings von Kunststoffabfällen, der komplexer werdenden Produktvielfalt und nicht zuletzt dem erhöhten Aufkommen entsprechender Abfälle und damit verbundenen Umweltauswirkungen wider. Obwohl für das Recycling entsprechender Kunststoffe in Deutschland ein erhebliches Potential besteht, ist der Status als mangelhaft anzusehen und es Bedarf gezielter Maßnahmen, um flächendeckende Kapazitäten zu entwickeln.

Der Bericht enthält einen umfassenden Sachstand zu den rechtlichen Rahmenbedingungen, Materialanforderungen, eine Beschreibung der relevantesten Kunststofftypen sowie von Stör- und Schadstoffen beim Recycling, eine detaillierte Darstellung des Kunststoffeinsatzes in Elektro- und Elektronikgeräten sowie Fahrzeugen sowie eine detaillierte Beschreibung der existierenden Prozessketten für die Behandlung von Kunststoffen aus den beiden Abfallströmen. Zudem wurden praktische Versuche durchgeführt, in denen bisher wenig beachtete und zugleich vielversprechende Ansätze getestet wurden.

Auf dieser Grundlage wurden Separations- und Recyclingstrategien abgeleitet sowie Maßnahmen und Handlungsempfehlungen für politische wie auch wirtschaftliche Akteure entwickelt. Die Strategien und Maßnahmen folgen dem übergeordneten Ziel, ökologisch sinnvolles werkstoffliches Kunststoffrecycling aus Elektroaltgeräten und Altfahrzeugen in Deutschland voranzubringen.

Abstract: Enhancing the recycling of technical plastics in the view of increasing substance legislation requirements using the example of waste electrical and electronic equipment (WEEE) and end-of-life vehicles (ELVs)

The present report addresses the question of how the recycling of technical plastics from WEEE and ELVs can be sustainably strengthened. The importance of the topic is reflected in the objectives of the European policy to strengthen the recycling of plastic waste, the increasingly complex variety of products and the increased generation of corresponding waste and the associated environmental impacts. Although there is a considerable potential for the recycling of corresponding plastics in Germany, the status is deficient and targeted measures are needed to develop appropriate capacities.

The report provides a comprehensive status quo analysis on the legal framework, material requirements, a description of the most relevant types of plastics as well as interfering and polluting substances during recycling, a detailed account of the use of plastics in electrical and electronic equipment as well as in vehicles, and a detailed description of the existing process chains for the treatment of plastics from the two waste streams. In addition, lab-scale experiments were carried out in which promising approaches were tested.

Against this background, separation and recycling strategies were derived and measures and recommendations for action were developed for political as well as economic actors. The strategies and measures follow the overriding objective of promoting environmentally sound mechanical plastics recycling from WEEE and ELVs in Germany.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	13
Tabellenverzeichnis	16
Abkürzungsverzeichnis & Begrifflichkeiten	20
Verzeichnis der Rechtsvorschriften.....	26
Zusammenfassung.....	28
Summary	45
1 Hintergrund und Ziele	61
1.1 Hintergrund.....	61
1.2 Zielsetzung	62
2 Herangehensweise	64
2.1 Sachstandsanalyse der Verwendung von Kunststoffen aus Elektroaltgeräten und Altfahrzeugen.....	64
2.1.1 Literaturrecherche	64
2.1.2 Interviews	65
2.1.3 Workshop.....	65
2.2 Technische Fragestellungen der Separation	66
2.2.1 Literaturrecherche	66
2.2.2 Interviews	66
2.3 Praktische Versuche zur Ableitung geeigneter Separations- und Recyclingstrategien	67
2.4 Entwicklung von Separations- und Recyclingstrategien	67
2.5 Ableitung von Maßnahmen	68
3 Sachstand bezüglich der Verwendung von Kunststoffen aus Elektroaltgeräten und Altfahrzeugen in Deutschland	69
3.1 Überblick über den rechtlichen Rahmen	69
3.1.1 Produktspezifische Regelungen für die betrachteten Abfallströme.....	70
3.1.1.1 EU-WEEE-Richtlinie und ElektroG.....	70
3.1.1.2 EU-RoHS-Richtlinie.....	74
3.1.1.3 EG-Altfahrzeugrichtlinie und AltfahrzeugV.....	75
3.1.2 Chemikalienrecht.....	77
3.1.3 Spezifische Substanzen	82
3.1.3.1 Kurz- und mittelkettige Chlorparaffine (SCCP/MCCP).....	82
3.1.3.2 Polybromierte Diphenylether (PBDE)	82
3.1.3.3 Hexabromcyclododecane (HBCDD)	83
3.1.3.4 Weitere bromhaltige Kunststoffadditive	83

3.1.3.5	Di-ethylhexylphthalat (DEHP)	83
3.1.3.6	Dechloran Plus (DP)	84
3.1.3.7	Cadmium (Cd)	84
3.1.3.8	Blei (Pb).....	84
3.1.3.9	Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)	85
3.1.3.10	Phenol-Benzotriazole.....	85
3.1.3.11	Auf der CoRAP Liste genannte Kunststoffadditive	86
3.1.3.12	Auf der SIN-Liste genannte Kunststoffadditive	89
3.2	Materialanforderungen und Spezifikationen für den Einsatz von Kunststoffen	92
3.2.1	Bestimmten Materialanforderungen an Kunststoffe	92
3.2.2	Zertifikate, Labels und Siegel mit bestimmten Anforderungen zum Rezyklateinsatz	94
3.3	Beschreibung der Kunststofftypen und ihrer Additivarten bzw. Stoffe	97
3.3.1	Polypropylen (PP).....	97
3.3.2	Polystyrol (PS), expandiertes Polystyrol (EPS) und extrudiertes Polystyrol (XPS)	97
3.3.3	Acrylnitril-Butadien-Styrol (ABS), Acrylester-Styrol-Acrylnitril (ASA), Styrol-Acrylnitril (SAN).....	98
3.3.4	Polyamid (PA).....	99
3.3.5	Polyethylen (PE)	99
3.3.6	Polyurethane (PUR).....	100
3.3.7	Polyvinylchlorid (PVC)	100
3.3.8	Polymethylmethacrylat (PMMA)	101
3.3.9	Polyethylenterephthalat (PET).....	101
3.4	Stör- und Schadstoffe beim Recycling	102
3.4.1	Stabilisatoren	104
3.4.2	Weichmacher	104
3.4.3	Flammschutzmittel	104
3.4.4	Füllstoffe	105
3.4.5	Verstärkungsstoffe.....	105
3.4.6	Verbundmaterialien.....	106
3.5	Darstellung des Kunststoffeinsatzes in EEG sowie des Kunststoffaufkommens im EAG-Abfallstrom.....	107
3.5.1	Überblick zur Elektro- und Elektronikbranche im Hinblick auf EEG und EAG.....	107
3.5.2	Kunststoffeinsatz in EEG	108
3.5.3	Rezyklateinsatz in EEG	112
3.5.4	Kunststoffe im Abfallstrom	114

3.5.5	Schadstoffe im EAG-Abfallstrom.....	119
3.5.5.1	Bromierte Flammschutzmittel.....	119
3.5.5.2	Kurz- und mittelkettige Chlorparaffine (SCCP/MCCP).....	121
3.5.5.3	Phthalate.....	122
3.5.5.4	Tris(2-Chlorethyl)-Phosphat (TCEP)	122
3.5.5.5	Dechloran Plus (DP)	123
3.5.5.6	Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)	123
3.5.5.7	Schwermetalle	123
3.5.5.8	Mineralölkohlenwasserstoffe	124
3.5.5.9	Überblick zu relevanten Schadstoffen und Entsorgungswegen in EAG	124
3.6	Darstellung des Kunststoffeinsatzes in Fahrzeugen sowie des Kunststoffaufkommens im Altfahrzeugstrom	127
3.6.1	Allgemeine Daten zu Zulassungen und Produktionszahlen.....	127
3.6.2	Kunststoffeinsatz in Fahrzeugen.....	128
3.6.3	Kunststoffrezyklateinsatz in Fahrzeugen	134
3.6.3.1	Überblick Rezyklateinsatz im Fahrzeugbereich	134
3.6.3.2	Kunststoffrezyklateinsatz im Fahrzeug nach Herstellerangaben	136
3.6.4	Kunststoffe im Altfahrzeug-Abfallstrom	138
3.6.4.1	Allgemeines zur Altfahrzeugverwertung	138
3.6.4.2	Kunststoffanteil im Abfallstrom.....	140
3.6.5	Schadstoffe im Altfahrzeug-Kunststoffabfallstrom	146
3.6.5.1	Bromierte Flammschutzmittel (PBDEs, HBCDD, TBBPA, PBT)	147
3.6.5.2	Chrom, Blei, Quecksilber und Cadmium	148
3.6.5.3	PFAS, SCCP, Dechloran Plus und andere Schadstoffe.....	149
3.6.6	Ausblick: Veränderung im Kunststoffeinsatz in Fahrzeugen aktuell und in Zukunft	151
3.7	Fazit zum Sachstand bezüglich der Verwendung von Kunststoffen aus EAG und Altfahrzeugen in Deutschland.....	152
3.7.1	Rechtlicher Rahmen sowie gängige Materialanforderungen	152
3.7.2	Kunststoffe und Schadstoffe.....	153
3.7.3	Kunststoffeinsatz in EEG sowie Kunststoffaufkommen im EAG-Abfallstrom – Potentiale für werkstoffliches Recycling.....	154
3.7.4	Kunststoffeinsatz in Fahrzeugen sowie Kunststoffaufkommen im Altfahrzeugstrom – Potentiale für werkstoffliches Recycling.....	157
3.7.5	Gründe für geringe Recyclingquoten.....	160
4	Technische Fragestellungen der Separation	162
4.1	Aufbereitungs- und Sortierverfahren für kunststoffreiche Wertstoffströme	162

4.1.1	Demontage	162
4.1.1.1	Manuelle Demontage und Sortierung	162
4.1.1.2	Maschinell unterstützte Demontage und Sortierung	164
4.1.2	Maschinelle Zerkleinerung	164
4.1.3	Metallentfrachtung	166
4.1.4	Dichtebasierte Sortierverfahren	167
4.1.4.1	Windsichtung	167
4.1.4.2	Dichtentrennung in Flüssigkeiten	168
4.1.4.3	Trenntische	170
4.1.5	Elektrostatik	171
4.1.5.1	Kunststoff/Kunststoffsartierung	171
4.1.5.2	Kunststoff/Metallsartierung	172
4.1.6	Sensorgestützte Sortierung	173
4.1.6.1	NIR-basierte sensorgestützte Sortierung	174
4.1.6.2	Sensorgestützte Sortierung im sichtbaren Spektralbereich	175
4.1.6.3	Laserinduzierte Plasmaspektroskopie (LIBS)	175
4.1.6.4	Laserinduzierte Fluoreszenzspektroskopie	175
4.1.6.5	Röntgenbasierte sensorgestützte Sortierung	176
4.1.7	Lösungsmittelbasiertes Kunststoffrecycling	176
4.1.8	Materialveredlung	178
4.2	Existierende Prozessketten für EAG	185
4.2.1	Erstbehandlung EAG	185
4.2.2	Folgebehandlung EAG	189
4.2.3	Hemmnisse und Hindernisse für das EAG-Kunststoffrecycling	191
4.3	Existierende Prozessketten Altfahrzeugrecycling	192
4.3.1	Vorbehandlung und Demontage von Altfahrzeugen	192
4.3.2	Aufbereitung der Restkarossen durch Schredderbetriebe	193
4.3.3	Post-Shredder-Anreicherung von Kunststoffen aus kunststoffreichen SLF- und SSF-Rückständen	195
4.3.4	Werkstoffliches Recycling von Kunststoffen aus Altfahrzeugen	195
4.3.4.1	Werkstoffliches Recycling demontierter Stoßfänger	195
4.3.4.2	Werkstoffliches Recycling kunststoffreicher Schredderrückstände	195
4.3.5	Hemmnisse und Hindernisse des Altfahrzeugkunststoffrecyclings	196
5	Praktische Versuche zur Ableitung geeigneter Separations- und Recyclingstrategien	199
5.1	EAG-Versuche	200

5.1.1	Recycling hochgefüllter Polyolefine aus separat geschredderter weißer Ware.....	200
5.1.1.1	Konzept.....	200
5.1.1.2	Ergebnisse weiße Ware	200
5.1.1.3	Diskussion	205
5.1.2	Trockenmechanische Sortierung von EAG-Kunststoffen der Sammelgruppe 5	207
5.1.2.1	Konzept.....	207
5.1.2.2	Ergebnisse der trockenmechanischen Sortierung der Sammelgruppe 5	207
5.1.2.3	Diskussion	212
5.2	Altfahrzeug-Versuche.....	214
5.2.1	Werkstoffliches Recycling von Kunststoffen aus Kraftstofftanks	214
5.2.1.1	Konzept.....	214
5.2.1.2	Ergebnisse HDPE-Recycling aus Kunststoffkraftstoffbehältern.....	214
5.2.1.3	Diskussion	216
5.2.2	Werkstoffliches Recycling von Polyolefinen der SSF-Metallrückgewinnung.....	217
5.2.2.1	Konzept.....	217
5.2.2.2	Ergebnisse.....	218
5.2.2.3	Diskussion	219
6	Entwicklung von Separations- und Recyclingstrategien.....	221
6.1	Festlegung der Ziele sowie Kriterien zur Bewertung	221
6.2	Separations- und Recyclingstrategien EAG	222
6.2.2.1	Sammelgruppe 1 – Wärmeüberträger.....	224
6.2.2.2	Sammelgruppe 2- Bildschirmgeräte	230
6.2.2.3	Sammelgruppe 4 - Großgeräte	235
6.2.2.4	Sammelgruppe 5 – Kleingeräte.....	240
6.2.3	Diskussion und Bewertung der Separations- und Recyclingstrategien	247
6.2.4	Kombination von Optionen zur Entwicklung von Separations- und Recyclingstrategien	251
6.2.4.1	Frühzeitige Separation von Kunststoffbauteilen oder -gerätegruppen	251
6.2.4.2	Abtrennung von schadstofffreien Kunststofffraktionen durch Post-Shredder-Technologie über den Status Quo hinaus.....	255
6.2.4.3	Aufbereitung schadstoffbelasteter Kunststoffe (aus der Schwerfraktion) durch Post-Shredder-Technologie	258
6.2.4.4	Kombination aus frühzeitiger Separation, Abtrennung von schadstofffreien Kunststofffraktionen und Aufbereitung schadstoffbelasteter Kunststoffe durch Post-Shredder-Technologie	261
6.3	Separations- und Recyclingstrategien Altfahrzeuge	264

6.3.1	Definition des Status quo.....	264
6.3.2	Mögliche Optionen zur Erhöhung des Recyclings.....	264
6.3.2.1	Frühzeitige Separation von besonders gut werkstofflich verwertbaren Kunststoffteilen	267
6.3.2.2	Frühzeitige Separation stör- und schadstoffhaltiger Kunststoffteile mit dem Ziel die Kunststoffe werkstofflich zu recyceln.....	284
6.3.2.3	Weitere Überlegungen frühzeitige Separation.....	288
6.3.2.4	Anwendung erweiterter Post-Shredder-Technologien der Schredderleichtfraktion .	290
6.3.2.5	Anwendung erweiterter Post-Shredder-Technologien der Schredderschwerfraktion	295
6.3.2.6	Weitere Überlegungen – Einsatz erweiterter Post-Shredder-Technologien.....	299
6.3.3	Diskussion und Bewertung der möglichen Optionen	300
6.3.4	Kombination von Optionen zur Entwicklung von Separations- und Recyclingstrategien für Altfahrzeuge.....	306
6.3.4.1	Strategie 1: Frühzeitige Separation und gemeinsame Aufbereitung von Bauteilen des gleichen Kunststofftyps	306
6.3.4.2	Strategie 2: Frühzeitige Separation und gemeinsame Aufbereitung gleicher Kunststoffbauteile	310
6.3.4.3	Strategie 3: Erweiterte Post-Shredder-Technologie und Recycling von ABS/ASA/SAN der SSF und SLF bzw. von Polyolefinen der SSF und SLF	312
6.3.4.4	Strategie 4: Kombination aus frühzeitiger Separation und erweiterte Post-Shredder-Technologie und Recycling von Kunststoffen	315
6.4	Zusammenfassung und Empfehlung Separations- und Recyclingstrategien für EAG und Altfahrzeuge	317
6.5	Rezyklateinsatz.....	321
6.5.1	Grundsätzliche Überlegungen zu möglichen Einsatzzwecken von Kunststoffrezyklaten aus EAG und Altfahrzeugen	321
6.5.2	Rezyklateinsatz vor dem Hintergrund der Europäischen Politik	325
6.5.3	Mögliche Einsatzzwecke und Verwertungswege für die in den Recyclingstrategien identifizierten Sekundärkunststoffe	326
6.5.4	Mögliche Märkte für Kunststoffrezyklate aus EAG und Altfahrzeugen.....	333
7	Ableitung von Maßnahmen zur Verbesserung des werkstofflichen Kunststoffrecyclings aus Elektroaltgeräten und Altfahrzeugen.....	336
7.1	Abfallphase und Recycling	340
7.1.1	Ziele Abfallphase und Recycling.....	340
7.1.2	Strategiespezifische Maßnahmen.....	340
7.1.2.1	Zielvorgabe für das Kunststoffrecycling.....	340
7.1.2.2	Frühzeitige Separation von (großen) Kunststoffteilen aus EAG	349

7.1.2.3	Aufnahme der frühzeitigen Separation und des Recyclings von Kunststoffkraftstofftanks in EG-Altfahrzeugrichtlinie	350
7.1.2.4	Investitionshilfen und steuerliche Maßnahmen zur Förderung fortschrittlicher Verfahren	351
7.1.3	Komplementäre Maßnahmen	357
7.1.3.1	Kostenerhöhung für energetische Verwertung von Kunststoffen	357
7.1.3.2	Grenzüberschreitende Verbringung kunststoffhaltiger Fraktionen zum Zweck des hochwertigen werkstofflichen Recyclings im EU-Ausland erleichtern bzw. ermöglichen	359
7.1.3.3	Exportbeschränkungen bzw. Stärkung des Vollzugs zum Export von kunststoffhaltigen Abfällen ins außereuropäische Ausland	360
7.1.3.4	Schulung von Personal in Demontagebetrieben	361
7.1.3.5	Schaffung einer Plattform für den Austausch von Akteur*innen entlang der Wertschöpfungskette	362
7.2	Herstellung und Vermarktung	363
7.2.1	Ziele der Herstellung und Vermarktung	363
7.2.2	Strategiespezifische Maßnahmen.....	363
7.2.2.1	Zielvorgabe für den Kunststoffrezyklateinsatz	363
7.2.2.2	Vorgaben für Design für Zirkularität im Bereich EEG und Fahrzeuge.....	372
7.2.3	Komplementäre Maßnahmen	380
7.2.3.1	Informationsfluss über den gesamten Lebenszyklus sicherstellen	380
7.2.3.2	Einführung einer Abgabe auf Primärkunststoffe	381
7.2.3.3	Hilfestellung zur Umsetzung der Bevorzugungspflicht für die öffentliche Beschaffung	383
7.2.3.4	Imagekampagne für Einsatz von Sekundärkunststoffen	384
7.3	Nutzung und Abfallsammlung.....	385
7.3.1	Ziele der Nutzung und Abfallsammlung.....	385
7.3.2	Komplementäre Maßnahmen	386
7.3.2.1	Harmonisiertes Fahrzeugan- und -abmeldewesen innerhalb der EU	386
7.3.2.2	Einführung eines Pfandsystems für verschiedene EEG/EAG	387
7.3.2.3	Neudefinition der Sammelgruppen	389
8	Quellenverzeichnis	390
A	Anhang A – Rezyklateinsatz in EEG	406
B	Anhang B – Rezyklateinsatz in Fahrzeugen	409
C	Anhang C – Glossar.....	412
D	Anhang D – Analytische Methoden der Ergebnistabellen	414

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Anteil an eingesetzten Polymeren in der Elektro- und Elektronikbranche in Deutschland 2017	30
Abbildung 2:	Anteil an eingesetzten Polymeren im Automobilbereich in Deutschland 2017	31
Abbildung 3:	Aufbereitung der kunststoffreichen EAG-Sortierfraktionen aus EBAs	33
Abbildung 4:	Vereinfachte Darstellung des Verbleibs der Kunststofffraktion im Status quo der Separation und des Recyclings von Altfahrzeugen in Deutschland	35
Abbildung 5:	Darstellung des Status quo der Verwertung der Sammelgruppe 5 und mögliche Ansätze der Optimierung des Kunststoffrecyclings.....	38
Abbildung 6:	Mögliche Separations- und Recyclingstrategien Altfahrzeuge.	40
Abbildung 7:	Darstellung der strategiespezifischen (hervorgehoben) und komplementären Maßnahmen anhand des Lebenszyklus.....	42
Abbildung 8:	Kategorisierung von Elektro- und Elektronikgeräten	71
Abbildung 9:	Visualisierung der zusammenfassenden Betrachtung verschiedener Kunststofftypen und den jeweiligen Additivarten bzw. Stoffen.....	102
Abbildung 10:	Inverkehrgebrachte und gesammelte Mengen an Elektro- und Elektronikgeräten je Produktkategorie für Deutschland für das Jahr 2018	108
Abbildung 11:	Anteil an Kunststoffen in ausgewählten Haushaltsgeräten ...	110
Abbildung 12:	Anteil an eingesetzten Polymeren in der Elektro- und Elektronikbranche	111
Abbildung 13:	Kunststoffzusammensetzung für eine Auswahl an Haushaltsgeräten.....	112
Abbildung 14:	Einsatz von Kunststoffrezyklaten je Branche für die EU-28+2 (2018) und Deutschland (2018).....	113
Abbildung 15:	Kunststoffanteile in EAG je Gerätekategorie.....	119
Abbildung 16:	Darstellung von DEHT mit para-Substitution und DEHP mit ortho-Substitution	122
Abbildung 17:	Entwicklung der absoluten und relativen Kunststoffanteile in PKW basierend auf ausgewählten Literaturwerten	129
Abbildung 18:	Überblick der im Automobilbereich in Deutschland verarbeiteten Polymere (in % für das Jahr 2017)	131
Abbildung 19:	Einsatz von Kunststoffrezyklaten in Deutschland	136
Abbildung 20:	Anteil an recyceltem Kunststoff (Post-Consumer- sowie Produktions- und Verarbeitungsabfällen) im Automobilbereich (%) (Häufigkeit der Nennung von 53 befragten Unternehmen)	137

Abbildung 21:	Massenflussdiagramm von anfallenden Kunststoffen von Altfahrzeugen (2018).....	143
Abbildung 22:	Vergleich Einsatz Kunststoffe in Fahrzeugen 2005 und 2017	144
Abbildung 23:	Vergleich Angaben Polymeranteile PP, PUR und PE in Fahrzeugen nach unterschiedlichen Studien	145
Abbildung 24:	Durchschnittliche Polymerzusammensetzung Fahrzeug Baujahr 2005 [kg]	146
Abbildung 25:	Verarbeitete Menge karbonfaserverstärkter Kunststoffe für den Automobilbau in Europa	152
Abbildung 26:	Inverkehrgebrachte und gesammelte Mengen an Elektro- und Elektronikgeräten je Produktkategorie für Deutschland für das Jahr 2018	155
Abbildung 27:	Beispiele für Funktionsprinzipien von Zerkleinerungstechnologien	165
Abbildung 28:	Funktionsprinzipien der Magnetscheidung, Beispiele	166
Abbildung 29:	Funktionsprinzip eines Wirbelstromscheiders	167
Abbildung 30:	Funktionsprinzip eines Zickzack-Windsichters	168
Abbildung 31:	Funktionsprinzip eines Schwimm-Sink-Scheiders	169
Abbildung 32:	Dichtefenster ausgewählter, EAG- und Altfahrzeug-relevanter Kunststofftypen	170
Abbildung 33:	Funktionsprinzip der triboelektrostatischen Sortierung	171
Abbildung 34:	Funktionsprinzip eines Koronawalzenscheiders	173
Abbildung 35:	Funktionsprinzip der NIR-Sortierung	174
Abbildung 36:	Prozessschema des CreaSolv® Prozesses	177
Abbildung 37:	Verwertung von Geräten der Sammelgruppe 1 (Kühlgeräte) in EBAs	186
Abbildung 38:	Verwertung von Geräten der Sammelgruppe 2 (Bildschirmgeräte) in EBAs	187
Abbildung 39:	Verwertung von Geräten der Sammelgruppe 4 (Großgeräte) in EBAs	188
Abbildung 40:	Verwertung von Geräten der Sammelgruppe 5 (Kleingeräte und kleine IKT-Geräte) in EBAs	188
Abbildung 41:	Aufbereitung der kunststoffreichen EAG-Sortierfraktionen aus EBAs	190
Abbildung 42:	Erzeugung kunststoffreicher Sortierfraktionen in Schredderbetrieben.....	194
Abbildung 43:	Vereinfachte Darstellung des Verbleibs der Kunststofffraktion im Status quo der Separation und des Recyclings von Altfahrzeugen	197
Abbildung 44:	PO aus SG 4 - Massenbilanz Großschredder	201
Abbildung 45:	PO aus SG 4 - Massenbilanz SLF < 12 mm	201
Abbildung 46:	PO aus SG 4 - Massenbilanz SSF < 20 mm	202
Abbildung 47:	SG5 - Massenbilanz.....	208
Abbildung 48:	Tanks - Massenbilanz.....	215

Abbildung 49:	PO aus SR: Massenbilanz	218
Abbildung 50:	Kriterien für die Bewertung von Recyclingoptionen	222
Abbildung 51:	Erzeugung kunststoffreicher Sortierfraktionen in EBAs in Deutschland nach Sammelgruppe.....	223
Abbildung 52:	Darstellung des Status quo der Verwertung von Wärmeüberträgern (speziell Kühlgeräten) und mögliche Ansätze der Optimierung des Kunststoffrecyclings.....	224
Abbildung 53:	Darstellung des Status quo der Verwertung von Wärmeüberträgern (speziell Kühlgeräten) und mögliche Ansätze der Optimierung des Kunststoffrecyclings.....	230
Abbildung 54:	Darstellung des Status quo der Verwertung von Wärmeüberträgern (speziell Kühlgeräten) und mögliche Ansätze der Optimierung des Kunststoffrecyclings.....	235
Abbildung 55:	Darstellung des Status quo der Verwertung der Sammelgruppe 5 und mögliche Ansätze der Optimierung des Kunststoffrecyclings.....	240
Abbildung 56:	Ansatzpunkte zur Erhöhung des werkstofflichen Recyclings von Kunststoffen in Altfahrzeugen.....	266
Abbildung 57:	Durchschnittliches Gewicht Kunststoffbauteile Fahrzeug [g], Werte gerundet	270
Abbildung 58:	Frühzeitige Separation und gemeinsame Aufbereitung von Bauteilen des gleichen Kunststofftyps, dargestellt anhand der Kombination verschiedener Optionen	306
Abbildung 59:	Frühzeitige Separation und gemeinsame Aufbereitung von gleicher Kunststoffbauteile, dargestellt anhand der Kombination verschiedener Optionen	310
Abbildung 60:	Fokus auf erweiterte PST und Recycling, dargestellt anhand der Kombination verschiedener Optionen	312
Abbildung 61:	Kombination aus frühzeitiger Separation und erweiterte Post-Shredder-Technologie und Recycling von Kunststoffen.....	315
Abbildung 62:	Mögliche Separations- und Recyclingstrategien Altfahrzeuge	319
Abbildung 63:	Entscheidungsschema für den Einsatz des Sekundärgranulats (TS = Technische Speziationen; QM = Qualitätsmerkmale) ...	324
Abbildung 64:	Durchschnittspreise Primär- und Sekundärkunststoffe Februar und März 2021.....	334
Abbildung 65:	Ziele zur Steigerung des hochwertigen werkstofflichen Recyclings von Kunststoffen (KS) aus EAG und Altfahrzeugen sowie des Rezyklateinsatzes.....	337
Abbildung 66:	Darstellung der strategiespezifischen und komplementäre Maßnahmen anhand des Lebenszyklus.....	339
Abbildung 67:	Vereinfachte Darstellung der Wirkkette zur Maßnahme Festlegung einer Zielvorgabe für das Kunststoffrecycling.....	342

Abbildung 68:	Vereinfachte Darstellung der Wirkkette zur Maßnahme „Investitionshilfen und steuerliche Maßnahmen zur Förderung fortschrittlicher Verfahren“	353
Abbildung 69:	Zielvorgabe für den Kunststoffrezyklateinsatz	366
Abbildung 70:	Vereinfachte Darstellung der Wirkkette zur Maßnahme Design für Zirkularität.....	374

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Optionen zur Entwicklung von Separations- und Recyclingstrategien im Bereich EAG.....	37
Tabelle 2:	Optionen zur Entwicklung von Separations- und Recyclingstrategien im Bereich Altfahrzeuge.....	39
Tabelle 3:	Überblick Vorschlag für Zielvorgaben für das Kunststoffrecycling	42
Tabelle 4:	Verwertungsziele nach Anhang V EU-WEEE-Richtlinie	73
Tabelle 5:	Stoffbeschränkungen nach ElektroStoffV.....	74
Tabelle 6:	In Kunststoff vorkommende Substanzen die auf der CoRAP-Liste genannt sind.....	86
Tabelle 7:	In Kunststoff vorkommende Substanzen die auf der SIN-Liste genannt sind	89
Tabelle 8:	Auswahl an Zertifikaten, Labels und Siegel mit der Forderung eines Rezyklateinsatzes in Kunststoffen.....	94
Tabelle 9:	EEG und EAG in Deutschland (2018)	114
Tabelle 10:	Mengen an in Verkehr gebrachter EEG und gesammelter EAG je Produktkategorie für das Berichtsjahr 2020.....	115
Tabelle 11:	Kunststoffanteile in EAG aus unterschiedlichen Quellen.....	116
Tabelle 12:	Häufigste Polymere je analysierter Produktgruppe (EAG-Analysen)	117
Tabelle 13:	Kunststoffpolymeranteile im EAG-Abfallstrom je Geräte- und Produktkategorie	117
Tabelle 14:	Anteil an flammschutzhaltigen Kunststoffen in einer Auswahl an EAG	120
Tabelle 15:	Zusammenfassung zu Schadstoffen und Entsorgungswegen der als relevant identifizierten Erzeugnisse im Elektrobereich	124
Tabelle 16:	Relevante Schadstoffe im EAG-Abfallstrom in den letzten zehn Jahren je Kategorie und Produkt.....	126
Tabelle 17:	Kunststoffanteile für Pkw basierend auf Literaturwerten	128
Tabelle 18:	Anwendungsbereiche von Thermoplasten in Pkws	133
Tabelle 19:	Beispiele für Kunststoffteile in Fahrzeugen.....	134
Tabelle 20:	Übersicht Analyseergebnisse der SSF und SLF aus dem Schreddern von Restkarossen	149
Tabelle 21:	Aufbereitungsverfahren für kunststoffreiche Wertstoffströme	180

Tabelle 22:	Sortenreine Kunststoffsortierfraktionen aus Altfahrzeugschredderversuch	196
Tabelle 23:	PO aus SG4 - ausgewählte Analyseergebnisse 1, Elementgehalte	203
Tabelle 24:	PO aus SG4 - ausgewählte Analyseergebnisse 2	204
Tabelle 25:	SG5 - ausgewählte Analyseergebnisse 1	209
Tabelle 26:	SG5 - ausgewählte Analyseergebnisse 2	210
Tabelle 27:	Tanks - ausgewählte Analyseergebnisse	216
Tabelle 28:	PO aus SR - ausgewählte Analyseergebnisse 1.....	219
Tabelle 29:	PO aus SR - ausgewählte Analyseergebnisse 2.....	219
Tabelle 30:	Beispiele für die verschiedenen entnehmbaren Teile eines Gefrierschranks.....	225
Tabelle 31:	Factsheet für Sammelgruppe 1 - Entnahme von Kunststoffteilen	225
Tabelle 32:	Factsheet für SG 1 - Bromhaltige Kunststoffe von Flammenschutzmitteln befreien	228
Tabelle 33:	Factsheet für Sammelgruppe 2 – Abtrennung von PC/ABS aus der Schwerfraktion	231
Tabelle 34:	Factsheet für SG 2 - Bromhaltige Kunststoffe von Flammenschutzmitteln befreien	232
Tabelle 35:	Factsheet für SG 4 – Separate Behandlung der weißen Ware	236
Tabelle 36:	Factsheet für SG 4 – Abtrennung und Aufbereitung gefüllter und schadstoffbelasteter Kunststoffe	238
Tabelle 37:	Factsheet für SG 5 – Separation von bestimmten Gerätegruppen	241
Tabelle 38:	Factsheet für SG 5 – Abtrennung von PC/ABS aus der Schwerfraktion	243
Tabelle 39:	Factsheet für SG 5 - Bromhaltige Kunststoffe von Flammenschutzmitteln befreien	245
Tabelle 40:	Variante I Einschätzung Mengenrelevanz bzw. Kunststoffpotenzial in Deutschland ausgewählter Optionen EAG (gerundete Werte)	249
Tabelle 41:	Variante II Einschätzung Mengenrelevanz bzw. Kunststoffpotenzial in Deutschland ausgewählter Optionen EAG (gerundete Werte)	250
Tabelle 42:	Chancen und Herausforderungen der frühzeitigen Separation von Kunststoffbauteilen oder -gerätegruppen aus EAG	253
Tabelle 43:	Chancen und Herausforderungen der Abtrennung von schadstofffreien Kunststofffraktionen im PST-Prozess über den Status Quo hinaus.....	256
Tabelle 44:	Chancen und Herausforderungen der Aufbereitung schadstoffbelasteter Kunststoffe (aus der SF) im PST-Prozess	259

Tabelle 45:	Chancen und Herausforderungen der der Kombination aller drei Strategien	262
Tabelle 46:	Liste von Kunststoffbauteilen in Altfahrzeugen, Gewichte und kurze Analyse zur Auswahl besonders vielversprechender Kunststoffteile zur Erhöhung des Recyclings.....	267
Tabelle 47:	Factsheet frühzeitige Separation Scheinwerfer	270
Tabelle 48:	Factsheet frühzeitige Separation Radkappen bzw. Radzierblende	272
Tabelle 49:	Factsheet frühzeitige Separation Armaturenblett.....	274
Tabelle 50:	Factsheet frühzeitige Separation Kühlergrill	276
Tabelle 51:	Factsheet frühzeitige Separation von Flüssigkeitsbehälter....	278
Tabelle 52:	Factsheet konsequentere Umsetzung der frühzeitigen Separation Stoßfänger.....	281
Tabelle 53:	Liste von stör- und schadstoffhaltigen Kunststoffbauteilen in Altfahrzeugen, Gewichte und kurze Analyse zur Auswahl besonders vielversprechender Kunststoffteile zur Erhöhung des Recyclings	284
Tabelle 54:	Factsheet frühzeitige Separation Kraftstofftanks.....	285
Tabelle 55:	Factsheet Einsatz erweiterter PST in der SLF und Recycling von Polyolefine und ABS/ASA/SAN	291
Tabelle 56:	Factsheet Einsatz erweiterter PST in der SSF und Recycling von Polyolefine und ABS/ASA/SAN	295
Tabelle 57:	Einschätzung Mengenrelevanz bzw. Kunststoffpotenzial in Deutschland ausgewählter Optionen Altfahrzeuge (CO ₂ -Einsparung Variante I)	302
Tabelle 58:	Einschätzung Mengenrelevanz bzw. Kunststoffpotenzial in Deutschland ausgewählter Optionen Altfahrzeuge (CO ₂ -Einsparung Variante II)	304
Tabelle 59:	Chancen und Herausforderungen der frühzeitigen Separation und gemeinsamen Aufbereitung von Bauteilen des gleichen Kunststofftyps.....	309
Tabelle 60:	Chancen und Herausforderungen der Strategie	314
Tabelle 61:	Chancen und Herausforderungen der Strategie	316
Tabelle 62:	Werkstofflich recycelbare Kunststoffoutputfraktionen (wrK), die aus den betrachteten Separations- und Recyclingstrategien für Altfahrzeuge resultieren	327
Tabelle 63:	Werkstofflich recycelbare Kunststoffoutputfraktionen (wrK), die aus den betrachteten Separations- und Recyclingstrategien für EAG resultieren	330
Tabelle 64:	Zielvorgabe für das Kunststoffrecycling	340
Tabelle 65:	Investitionshilfen und steuerliche Maßnahmen zur Förderung fortschrittlicher Verfahren	351
Tabelle 66:	Zielvorgabe für den Kunststoffrezyklateinsatz.....	363

Tabelle 67:	Vorgaben für Design für Zirkularität im Bereich EEG und Fahrzeuge 372
Tabelle 68:	Rezyklateinsatz in Neuprodukten (EEG).....406
Tabelle 69:	Rezyklateinsatz in Fahrzeugen (ausgewählte Beispiele) 409
Tabelle 70:	Analytische Methoden: Schadstoffgruppen und Einzelsubstanzen 417
Tabelle 71:	MRM-Übergänge der Phosphor Flammschutzmittel 420
Tabelle 72:	Bestimmung von Bisphenol A.....421
Tabelle 73:	Ergebnisse Versuchsreihe Polyolefinrecycling aus Schredderrückständen von Haushaltsgroßgeräten.....424
Tabelle 74:	Ergebnisse Versuchsreihe Kunststoffrecycling aus Schredderrückständen der EAG-Sammelgruppe 5.....425
Tabelle 75:	Ergebnisse Versuchsreihe Polyethylen-Recycling aus Kfz-Tanks 427
Tabelle 76:	Ergebnisse Versuchsreihe Polyolefinrecycling aus Schredderrückständen 428

Abkürzungsverzeichnis & Begrifflichkeiten

Begriff	Beschreibung
2K-, 3K-, 4K-Verbunde	2-Komponenten-, 3-Komponenten-, 4-Komponenten-Verbunde
ABS	Acrylnitril-Butadien-Styrol
Al	Aluminium
AltfahrzeugV	Altfahrzeug-Verordnung
ASA	Acrylnitril-Styrol-Acrylat-Copolymere
ATH	Aluminiumtrihydrat
ATO	Antimontrioxid
BDE	Bromierte Diphenylether
BBP	Butylbenzylphthalat
BFR	Bromierte Flammschutzmittel
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit
BMUV	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz
BPA	Bisphenol A
Br+	bromhaltig
Br-	Bromfrei und bromarm
BTBPE	1,2-Bis(2,4,6-tribromphenoxy)ethan
BTEX	Aromatische Kohlenwasserstoffe Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylole
CAS-Nummer	Chemical Abstracts Service
Cd	Cadmium
CE	Europäische Konformität
CFK	Kohlenstofffaserverstärkter Kunststoff (auch carbonfaserverstärkter Kunststoff)
ChemVerbotsV	Chemikalien-Verbotsverordnung
CLP	Classification, Labelling and Packaging
CMR	krebserzeugend, erbgutverändernd und fruchtbarkeitsgefährdend
CP	Chlorparaffine
Cr	Chrom
CRT	Kathodenstrahlröhre (engl. cathode-ray tube)
Cu	Kupfer

Begriff	Beschreibung
DBDPE	Decabromdiphenylethan
DBP	Dibutylphthalat
DecaBDE	Decabromdiphenylether
DEHP	Di-ethylhexylphthalat
DEHT	Dioctyl-Terephthalat
DGAW	Deutsche Gesellschaft für Abfallwirtschaft e.V.
DIBP	Diisobutylphthalat
DIHP	Diisoheptylphthalat
DIN	Deutsche Institut für Normung e.V.
DP	Dechloran Plus
EAG	Elektro- und Elektronikaltgeräte
EAG-BehandV	Elektronik-Altgeräte Behandlungsverordnung
EBA	Erstbehandlungsanlage für Elektro- und Elektronikaltgeräte
EBS	Ersatzbrennstoffe
EC-Nummer	Enzyme Commission numbers
ECHA	European Chemicals Agency
EEG	Elektro- und Elektronikgeräte
ElektroG	Elektro- und Elektronikgerätegesetz
ElektroStoffV	Elektrostoffverordnung
ELV	End-of-Life Vehicle
EoL	End-of-Life
EPDM	Ethylen-Propylen-Dien, M-Gruppe (M-Gruppe=gesättigte Hauptkette)
EPS	Expandiertes Polystyrol
ESPA	Europäischer Verband der Stabilisatorhersteller (engl. European Stabiliser Producers Association)
EuPC	Europäische Kunststoffverarbeiter (engl. European Plastic Converters)
EVOH	Ethylen-Vinylalkohol-Copolymer
Fe	Eisen
Fzg/a	Fahrzeuge pro Jahr
GESA	Gemeinsame Stelle Altfahrzeuge der Bundesländer
GC/MS	Gaschromatographie gekoppelt mit Massenspektrometer

Begriff	Beschreibung
GFK	Glasfaserverstärkte Kunststoffe
HBCDD	1,2,5,6,9,10-Hexabromcyclododecan
HFPO-DA	2,3,3,3-Tetrafluor-2-(heptafluorpropoxy)propansäure
Hg	Quecksilber
HIPS	Hochschlagfestes Polystyrol (engl. High Impact Polystyrene)
ICP/MS	Massenspektroskopie mit induktiv gekoppeltem Plasma
IDIS	Internationales Demontage-Informationssystem
InP	Indiumphosphid
ISO	Internationale Organisation für Normung (engl. International Organization for Standardization)
IT	Informationstechnik
ITK	Informations- und Kommunikationstechnik
Kfz	Kraftfahrzeug
KKB	Kunststoffkraftstoffbehälter
kmU	kleine und mittlere Unternehmen
KrWG	Kreislaufwirtschaftsgesetz
KS	Kunststoffe
kt	Kilotonnen (1 kt entspricht 1000 Tonnen)
LAGA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall
LAGA PN 98	LAGA-Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen, chemischen und biologischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Verwertung/Beseitigung von Abfällen
LCD	Flüssigkristallbildschirm (engl. Liquid crystal display)
LED	Leuchtdiode (engl. light-emitting diode)
LF	Leichtfraktion
LHKW	leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe
LIBS	Laserinduzierte Plasmaspektroskopie (engl. laser-induced breakdown spectroscopy)
MCCP	Mittelkettige Chlorparaffine (engl. medium-chain chlorinated paraffins)
MDH	Magnesiumhydroxid
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
MPO	Gemischte Polyolefine

Begriff	Beschreibung
MVA	Müllverbrennungsanlage
NE	Nichteisenhaltige
Ni	Nickel
NIR-Sortierung	Nahinfrarot: Sortierung nach kunststofftypenspezifischem Reflektionsspektrum im Nahinfrarot-Bereich
OctaBDE	Octabromdiphenylether
OEM	Erstausrüster (engl. Original Equipment Manufacturer)
PA	Polyamid
PAH	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (engl. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons)
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
PBB	Polybromierte Biphenyle
PBDE	Polybromierte Diphenylether
PBT	Polybutylenterephthalat
PC	Polycarbonat
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCR	Post-Consumer-Recycling
PE	Polyethylen
PE-HD	Polyethylen mit hoher Dichte (engl. Polyethylene - High Density)
PE-LD	Polyethylen mit niederer Dichte (engl. Polyethylene - Low Density)
PE-LLD	Polyethylen mit linear niederer Dichte (engl. Polyethylene - Linear-Low-Density)
PE-MD	Polyethylen mit mittlerer Dichte (engl. Polyethylene - Medium Density)
PET	Polyethylenterephthalat
PFAS	Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen
PFOS	Perfluorooctansulfonsäure
PFOA	Perfluorooctansäure
PIR-Material	Post-Industrial-Recycling-Material
PKW	Personenkraftwagen
PM10-Partikel	Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von weniger als 10 Mikrometer (µm)

Begriff	Beschreibung
PMMA	Polymethylmethacrylat
PO	Polyolefine
POM	Polyoxymethylen
POP	Persistent Organic Pollutants (dt. persistente organische Schadstoffe)
PP	Polypropylen
PP+talc	Mit Talkum additiviertes Polypropylen
PPO	Polyphenylenoxid
PS	Polystyrol
PST	Post-Shredder-Technologie
PU, PUR	Polyurethane
PVC	Polyvinylchlorid
REACH	Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals
RoHS	Restriction of Hazardous Substances
SAN	Styrol-Acrylnitril
SCCP	Kurzkettige Chlorparaffine (engl. short-chain chlorinated paraffins)
SCIP-Datenbank	Datenbank für Informationen "on Substances of Concern In articles as such or in complex objects (Products)"
SF	Schwerfraktion
SG	Sammelgruppe nach ElektroG
SIN	Substitute it Now!
SLF	Schredderleichtfraktion
SSF	Schredderschwerfraktion
SVHC	Substances of very high concern
t	Tonnen
TA Luft	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
TBBPA	Tetrabrombisphenol A
TCEP	Tris(2-chlorethyl)phosphat
TPU	Thermoplastisches Polyurethan
UV	Ultraviolettstrahlung
VIS-Sortierung	Abk. von engl. visible spectroscopy; Sortierung nach Farbe
VOC	Flüchtige organische Verbindungen (engl. Volatile organic compounds)

Begriff	Beschreibung
vPvB	sehr persistent und sehr bioakkumulierbar
WEEE	Waste Electrical and Electronic Equipment
XPS	Extrudiertes Polystyrol
XRT-Sortierung	Abk. von engl. X-ray transmission Sortierung; spektroskopische Sortierung nach spezifischer Materialdichte

Verzeichnis der Rechtsvorschriften

EU-Rechtsakt	Vollzitat
EG-Abfallrahmenrichtlinie	Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien, zuletzt geändert durch Richtlinie (EU) 2018/851 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Mai 2018
EG-Altfahrzeugrichtlinie	Richtlinie 2000/53/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. September 2000 über Altfahrzeuge, zuletzt geändert durch delegierte Richtlinie (EU) 2020/363 Verordnung (EU) 2021/643 der Kommission vom 17. Dezember 2019
EG-CLP-Verordnung	Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen, delegierte Verordnung (EU) 2021/1962 der Kommission vom 12. August 2021
EG-Ökodesign-Richtlinie	Richtlinie 2009/125/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Oktober 2009 zur Schaffung eines Rahmens für die Festlegung von Anforderungen an die umweltgerechte Gestaltung energieverbrauchsrelevanter Produkte, zuletzt geändert durch Richtlinie 2012/27/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 25. Oktober 2012
EG-Otto- und Dieselkraftstoff Richtlinie	Richtlinie 98/70/EG über die Qualität von Otto- und Dieselkraftstoffen, zuletzt geändert durch Verordnung (EU) 2018/1999 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 11. Dezember 2018
EG-RRR-Richtlinie	Richtlinie 2005/64/EG über die Typgenehmigung für Kraftfahrzeuge hinsichtlich ihrer Wiederverwendbarkeit, Recyclingfähigkeit und Verwertbarkeit, zuletzt geändert durch die Richtlinie 2009/1/EG der Kommission vom 7. Januar 2009
EU-POP-Verordnung	Verordnung (EU) 2019/1021 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. Juni 2019 über persistente organische Schadstoffe, zuletzt geändert durch delegierte Verordnung (EU) 2021/277 der Kommission vom 16. Dezember 2020
EG-REACH-Verordnung	Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Dezember 2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH), zuletzt geändert durch Verordnung (EU) 2022/586 der Kommission vom 8. April 2022
EU-RoHS-Richtlinie	Richtlinie 2011/65/EU zur Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten, zuletzt geändert durch delegierte Richtlinie (EU) 2022/287 der Kommission vom 13. Dezember 2021
EU-WEEE-Richtlinie	Richtlinie 2012/19/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 4. Juli 2012 über Elektro- und Elektronik-Altgeräte, zuletzt geändert durch Richtlinie (EU) 2018/849 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Mai 2018
EG-VVA	Verordnung (EG) Nr. 1013/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 14. Juni 2006 über die Verbringung von Abfällen, zuletzt geändert durch Delegierte Verordnung (EU) 2020/2174 der Kommission vom 19. Oktober 2020

Rechtsakte des Bundes	Vollzitat
Abfallverzeichnisverordnung (AVV)	Verordnung über das Europäische Abfallverzeichnis (Abfallverzeichnis-Verordnung - AVV) in der Fassung vom 10. Dezember 2001 (BGBl. I S. 3379), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 30. Juni 2020 (BGBl. I S. 1533) geändert worden ist
Altfahrzeug-Verordnung (AltfahrzeugV)	Altfahrzeug-Verordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 21. Juni 2002 (BGBl. I S. 2214), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 18. November 2020 (BGBl. I S. 2451) geändert worden ist
Batteriegelgesetz (BattG)	Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Batterien und Akkumulatoren Zuletzt geändert durch Art. 1 G v. 3.11.2020 I 2280
Chemikaliengesetz (ChemG)	Chemikaliengesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 28. August 2013 (BGBl. I S. 3498, 3991), das zuletzt durch Artikel 115 des Gesetzes vom 10. August 2021 (BGBl. I S. 3436) geändert worden ist
Elektro- und Elektronikgerätegesetz (ElektroG)	Elektro- und Elektronikgerätegesetz vom 20. Oktober 2015 (BGBl. I S. 1739), das zuletzt durch Artikel 23 des Gesetzes vom 10. August 2021 (BGBl. I S. 3436) geändert worden ist
Elektro- und Elektronikgeräte-Stoff-Verordnung (ElektroStoffV)	Elektro- und Elektronikgeräte-Stoff-Verordnung vom 19. April 2013 (BGBl. I S. 1111), die zuletzt durch Artikel 21 des Gesetzes vom 10. August 2021 (BGBl. I S. 3436) geändert worden ist
Elektro- und Elektronik-Altgeräte Behandlungsverordnung – (EAG-BehandV)	Verordnung über Anforderungen an die Behandlung von Elektro- und Elektronik-Altgeräten, Elektro- und Elektronik-Altgeräte Behandlungsverordnung – EAG-BehandV – vom 21. Juni 2021 (BGBl. I S. 1841), in Kraft seit 1. Januar 2022
Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG)	Kreislaufwirtschaftsgesetz vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212), das zuletzt durch Artikel 20 des Gesetzes vom 10. August 2021 (BGBl. I S. 3436) geändert worden ist
POP-Abfall-ÜberwV	Verordnung über die Getrenntsammlung und Überwachung von nicht gefährlichen Abfällen mit persistenten organischen Schadstoffen vom 17. Juli 2020 (BGBl. I S. 2644), die zuletzt durch Artikel 6 der Verordnung vom 28. April 2022 (BGBl. I S. 700) geändert worden ist

Zusammenfassung

Die Verwendung von Kunststoffen hat in den Bereichen Fahrzeuge und elektrischen und elektronischen Geräten (EEG) zunehmende Bedeutung. Bezüglich der Verbrauchsmengen liegen die Bereiche Fahrzeuge mit 9,9% und Elektro und Elektronik mit 6,2% der verbrauchten Kunststoffmenge in Europa auf den Rängen drei und vier. Zudem sind ansteigende Anteile und eine größere Vielfalt an Kunststoffen in EEG sowie in Fahrzeugen zu verzeichnen. Das spiegelt sich auch in großen anfallenden Mengen und einer großen Komplexität der Kunststoffabfälle aus Elektroaltgeräten (EAG) und Altfahrzeugen wider.

Um den vielfältigen Anforderungen bei der Verwendung von Kunststoffen in Fahrzeugen und EEG entsprechen zu können, enthalten sie Additive, Füllstoffe, Verstärkungsstoffe und Verbundmaterialien. Darunter befinden sich auch solche, die unter den sich verändernden rechtlichen Bedingungen als Schadstoffe einzuordnen sind. Sie können das Recycling stören, z.B. weil sie als Teil des Kunststoffs im Recyclingkreislauf ungewollt verschleppt werden können. Die Identifizierung und Separation von Stör- und Schadstoffen stellen oft ein wesentliches Hindernis für ein mögliches Recycling dar.

Bisher werden aus EAG und Altfahrzeugen vergleichsweise geringe Raten von Rezyklaten aus Post-Consumer-Abfällen gewonnen (Kunststoffrecyclingquote EAG 2019: ca. 17,6 %; Altfahrzeuge 2018: ca. 5,8 %), obwohl sowohl in EAG als auch in Altfahrzeugen ein erhebliches Kunststoffpotential für ein werkstoffliches Recycling verfügbar ist. Derzeit werden diese Kunststofffraktionen überwiegend energetisch verwertet, obwohl das Recycling von Kunststoffen aus EAG und Altfahrzeugen ökologisch vorteilhaft ist, da es im Vergleich zur energetischen Verwertung und Produktion von Neumaterial die Bildung von Treibhausgasen reduziert.

Die EU-Kommission hat 2018 eine EU-Kunststoffstrategie vorgestellt, welche die Art und Weise der Kunststoffherstellung, -verwendung, und -verwertung gestalten soll. Als langfristiges Ziel wird die Reduzierung von Kunststoffabfällen und eine Stärkung des Recyclings und der Wiederverwendung angestrebt. Der Fahrzeugbereich, wie auch die Elektro- und Elektronikbranche werden dabei explizit als wichtig erwähnt, auch weil deren Abfälle eine bedeutsame Quelle für das Kunststoffrecycling darstellen.

Vor diesem Hintergrund ist das Ziel des Forschungsvorhabens die Entwicklung kohärenter und konsistenter Recyclingstrategien im Sinne von Separations- und Aufbereitungsstrategien. Im Fokus stehen dabei werkstofflich recycelbare Kunststoffe aus EAG und Altfahrzeugen und die Verbesserung des werkstofflichen Kunststoffrecyclings. Auf Basis der gewonnenen Erkenntnisse sollen Maßnahmen und Handlungsempfehlungen für politische wie auch wirtschaftliche Akteure entwickelt werden.

Zur Ermittlung des rechtlichen Rahmens im Produkt- und Abfallrecht sowie des aktuellen Sachstands der Verwendung von Kunststoffen aus EAG und Altfahrzeugen und den technischen Fragestellungen der Separation und deren Anwendung in der Praxis wurden umfassende Literaturrecherchen sowie Gespräche und Workshops mit Expert*innen durchgeführt.

Um gezielt neue, über den Stand der Technik hinausgehende Erkenntnisse zu gewinnen, wurden aus spezifischen technischen Fragestellungen der Separation jeweils zwei Versuchsreihen für EAG-Kunststoffe und zwei Versuchsreihen für Altfahrzeug-Kunststoffe abgeleitet und dazu praktische Versuche durchgeführt.

Auf der Grundlage der Ergebnisse wurden zunächst mögliche Separations- und Recyclingstrategien abgeleitet sowie Maßnahmen und Handlungsempfehlungen entwickelt.

Diese folgen dem übergeordneten Ziel, ökologisch sinnvolles werkstoffliches Kunststoffrecycling aus EAG und Altfahrzeugen in Deutschland voranzubringen.

Sachstand bezüglich der Verwendung von Kunststoffen in Elektroaltgeräten und Altfahrzeugen in Deutschland

Rechtlicher Rahmen und Materialanforderungen

Die Verwendung von Kunststoffen in EEG und Fahrzeugen sowie deren Recycling werden maßgeblich durch das Produkt-, Stoff und Abfallrecht geregelt. Die materiellen Anforderungen in diesen drei Bereichen sind überwiegend auf internationales und europäisches Recht zurückzuführen und werden teilweise durch die Mitgliedsstaaten in nationales Recht umgesetzt. Übergeordnete Ziele der Rechtsetzung sind der nachhaltige Schutz der Umwelt, der menschlichen Gesundheit und die Schonung natürlicher Ressourcen sowie die Schaffung eines einheitlichen wirtschaftlichen Rahmens.

Neben den rechtlichen Anforderungen werden an Kunststoffe, die unter anderem in den Bereichen der EEG oder der Automobilindustrie Anwendung finden, hohe technische Anforderungen gestellt. Dazu zählen eine hohe Belastbarkeit während der Herstellungs- und Nutzungsphase, die sich ausdrückt in Elastizität, Formbarkeit, Temperatur- und Wärmeformbeständigkeit, chemischer Beständigkeit, Schlagzähigkeit und vielen mehr. Qualitäts- und Sicherheitsaspekte sollen dabei nicht gemindert werden. Daher berücksichtigen Hersteller beim Einsatz der Kunststoffe bestimmte Materialanforderungen. Da die EEG und Kraftfahrzeuge jeweils sehr heterogene Gruppen darstellen, unterscheiden sich diese Anforderungen für die Materialien oder für bestimmte Zertifizierungen im Einzelnen stark.

Kunststoffe im Bereich elektrische und elektronische Geräte

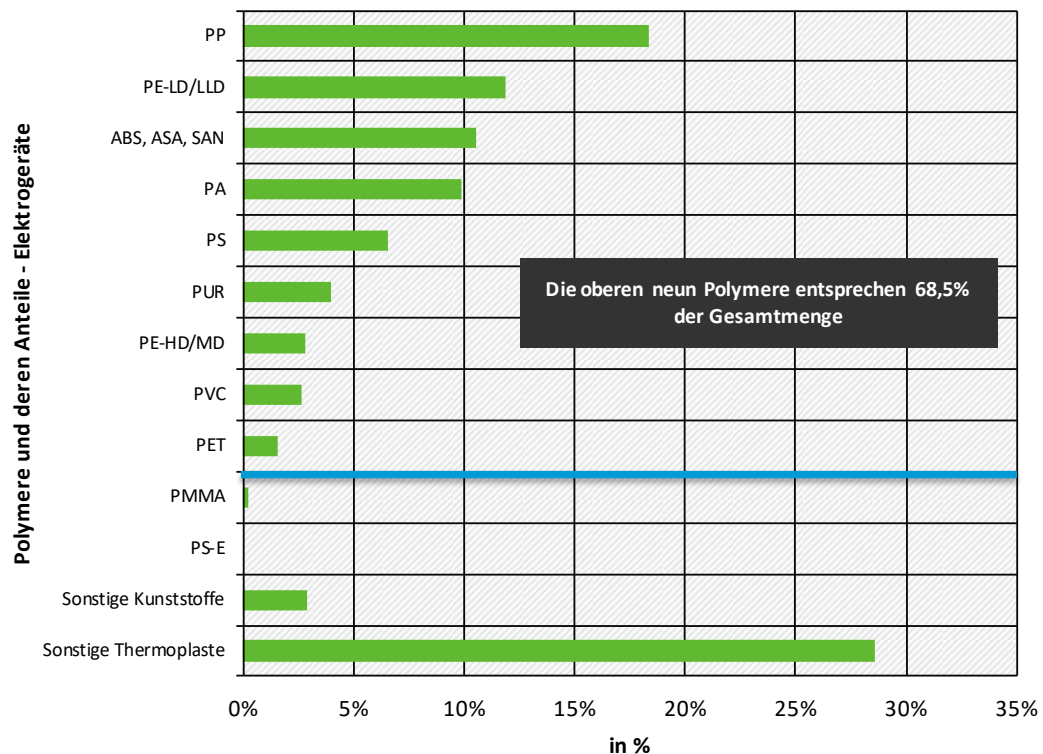
In Deutschland wurden 2020 rund 2,8 Mio. t an EEG in Verkehr gebracht. Mit einer gesammelten Menge an EAG im selben Jahr von rund 1,0 Mio. t und einer Sammelquote von 44 % erreicht Deutschland im Jahr 2020 die EU-Vorgabe von 65 % nicht. Die Sammelquote ist seit mehreren Jahren relativ konstant, die EU-Zielvorgabe für die Sammlung wurde 2019 von 45% auf 65 % erhöht.

Der Markt für EEG ist äußerst divers und durch seine enorme Produktvielfalt sowie kürzer werdenden Produktlebenszyklen geprägt. Eine einheitliche Aussage zum Kunststoffanteil und dessen Zusammensetzung lässt sich daher nur abschätzen. Ein Durchschnittswert von 20 % für EEG allgemein erscheint vor dem Hintergrund der in der Literatur genannten Werte als realistisch, wobei für die einzelnen Produkte sehr große Unterschiede bestehen.

Im Jahr 2017 wurden in Deutschland 901 kt Kunststoffe für EEG verarbeitet. Ein Großteil der angegebenen Kunststoffmengen wird im Bereich Kabel und Installationen (34 %) eingesetzt, gefolgt von dem Bereich der Weißen Ware (24 %), dem Bereich IT/Telekommunikation (10 %) und dem Bereich der Braunen Ware (6,5 %).

Die im Jahr 2017 in Deutschland verarbeitete Kunststoffmenge für EEG verteilte sich auf verschiedene Polymertypen: 165 kt PP (18,3 %), 107 kt PE-LD/LDD (11,9 %), 95 kt ABS/ASA/SAN (10,6 %), 89 kt PA (9,9 %), 59 kt PS (6,6 %). 257 kt (28,5 %) betrifft die Kategorie "sonstige Thermoplaste", und niedrigere Anteile, jeweils im Bereich zwischen 0 und 5 %, wurden von den Polymertypen PUR, PE-HD/MD, PVC, PET, PMA PS-E sowie sonstigen Kunststoffen verarbeitet.

Abbildung 1: Anteil an eingesetzten Polymeren in der Elektro- und Elektronikbranche in Deutschland 2017



Quelle: Eigene Darstellung, Ramboll, basierend auf Conversio Market & Strategy GmbH (2018)

Um den vielfältigen Anforderungen bei der Verwendung in Fahrzeugen und EEG entsprechen zu können, werden bei der Herstellung der Kunststoffe für die spezifischen Anwendungen Additive, Füllstoffe, Verstärkungsstoffe und Verbundmaterialien eingesetzt. Deren Gehalt in den resultierenden Kunststoffabfällen und insbesondere deren Identifizierung und Separation in bestimmten Fraktionen stellt oft eine große Herausforderung beim werkstofflichen Recycling von Kunststoffen aus EAG und Altfahrzeugen dar. Der vorliegende Bericht geht ausführlich auf Stör- und Schadstoffe beim Recycling von Kunststoffen aus Altfahrzeugen und EAG ein und stellt technische Möglichkeiten zu deren Identifikation und Separation dar.

Die Kunststoffe, die im EEG-Bereich in Deutschland 2017 verarbeitet wurden, beinhalten 872 kt Kunststoffneuware und 29 kt Kunststoffrezyklate (2019: 850 kt und 31 kt). Der Rezyklateinsatz im EEG-Bereich beträgt somit insgesamt 3,2 % der verwendeten Kunststoffmenge (2019: 3,5 %). Aus Post-Consumer-Rezyklaten stammen etwa 1,1 %. Die Rezyklateinsatzquote von 3,2 % ist im Vergleich zu anderen Branchen gering.

Der Rezyklateinsatz in einzelnen Gerätekategorien ist sehr unterschiedlich und herstellerabhängig. Angaben von Herstellern reichen bis zu 90 %. Manche Hersteller werben aktiv mit dem Rezyklateinsatz und geben selbstgesteckte Ziele für dessen Erhöhung an. Dennoch lassen die niedrige allgemeine Rezyklateinsatzquote von 3,2 % und die Ergebnisse der Recherchen schließen, dass der Einsatz von Kunststoffrezyklaten für EEG aktuell noch nicht weit verbreitet ist, eine mögliche Steigerung sich jedoch abzeichnet.

Die getrennte Erfassung von EAG aus privaten Haushalten erfolgt in der Praxis üblicherweise über kommunale Sammelstellen der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger und über Hersteller und Vertreiber von EEG. Für das Jahr 2020 gibt das BMUV eine Menge von 1.037.019 t an in Deutschland gesammelten und behandelten EAG an, was einer Sammelquote von 44 %

entspricht. Dabei entfallen 88 % der behandelten Menge auf vier Sammelgruppen: Großgeräte (30 %), Kleingeräte (28 %), Wärmeüberträger (18 %) und kleine IT- und Kommunikationsgeräte (12 %).

Der Masseanteil von Kunststoffen in EAG dürfte analog zum Anteil in EEG durchschnittlich etwa 20 % betragen. Daraus ergibt sich rechnerisch eine Gesamtmenge von 207.404 t Kunststoffen, die aus EAG stammend im Jahr 2020 in Deutschland behandelt wurden und grundsätzlich ein Potential für werkstoffliches Recycling bieten. Aktuell wird die Kunststofffraktion aus EAG jedoch überwiegend energetisch verwertet. Hinzu kommt, dass Altgeräte, welche nicht getrennt erfasst, sondern über den Restmüll entsorgt werden, in der Regel in der Müllverbrennungsanlage landen und somit energetisch verwertet werden. Diese energetisch verwerteten Kunststoffe sind somit einem möglichen werkstofflichen Recycling entzogen.

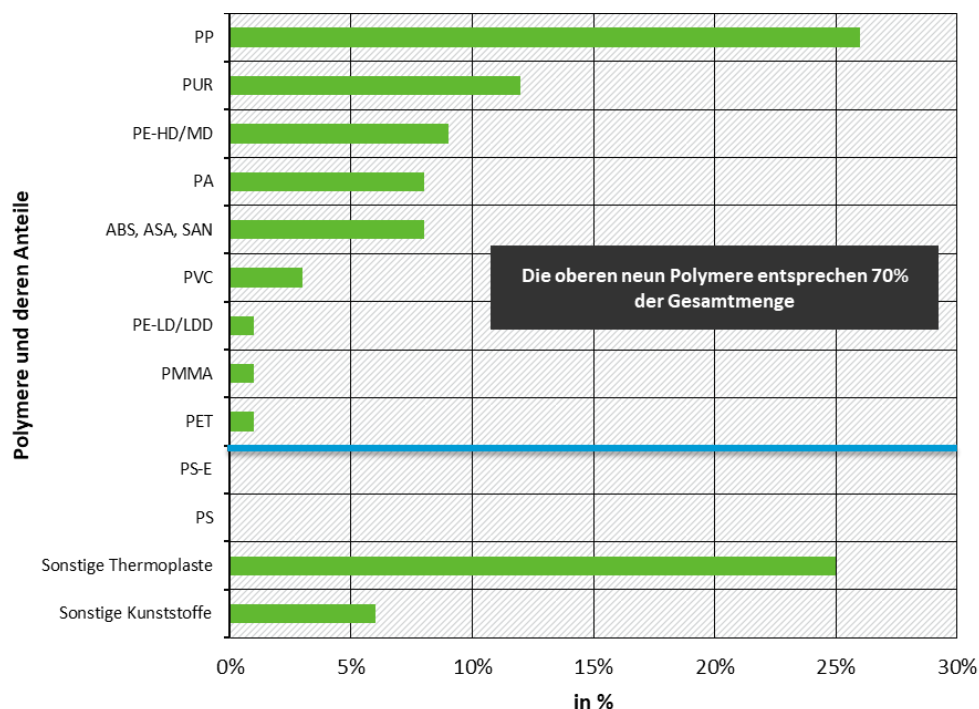
Die Vielfalt an in EAG auftretenden Polymeren ist sehr groß. Den Einsatzmengen und Literaturangaben zu EAG-Kunststoffen zufolge, sind die Polymere ABS, PP, PS, und PC die wichtigsten Polymere im EAG-Abfallstrom. Die Anteile der Polymere variieren je nach Gerätekategorie.

Kunststoffe im Fahrzeugbereich

Die verfügbaren Daten ergeben für aktuell hergestellte Fahrzeuge einen durchschnittlichen Polymeranteil von 20 %. Der Anteil an Thermoplasten (die theoretisch werkstofflich recycelbar wären) liegt aktuell (2020) bei ca. 16 %.

Die in Deutschland im Jahr 2021 für Fahrzeuge verarbeitete Kunststoffmenge von rund 12 Mio. t (2017: 1,6 Mio. t) verteilte sich auf verschiedene Polymere. Die größten Anteile stellen dabei Polypropylen (PP), Polyurethan (PUR), Polyethylen (PE), Polyamid (PA) sowie die Polymergruppe ABS, ASA, SAN dar. Sonstige Thermoplaste gehören mit einem Anteil von 25 % zu den Polymeren, die in Fahrzeugen am zweithäufigsten eingesetzt werden.

Abbildung 2: Anteil an eingesetzten Polymeren im Automobilbereich in Deutschland 2017



Quelle: Eigene Darstellung, Ramboll, basierend auf Conversio Market & Strategy GmbH (2018)

Von den 2021 insgesamt in Fahrzeugen verarbeiteten Kunststoffen stammen etwa 1,2 Mio. t aus Neuware und 0,07 Mio. t aus Rezyklaten und Nebenprodukten (2017: 1,5 Mio. t Neuware; 0,077 Mio. t. Rezyklate). 2017 wird angegeben, dass 67 % der Rezyklate aus Produktions- und Verarbeitungsresten und 33 % aus Post-Consumer-Abfällen. Das bedeutet, dass bei einer Rezyklateinsatzquote von 4,8 % nur 1,6 % aus Post-Consumer-Rezyklaten stammen. Übertragen auf 2021 bedeutet das eine Post-Consumer-Rezyklateinsatzquote von 1,8 %.

Der vorliegende Bericht geht ausführlich auf Stör- und Schadstoffe beim Recycling von Kunststoffen aus Altfahrzeugen ein und stellt technische Möglichkeiten zu deren Identifikation und Separation dar.

Der aktuelle (ca. 2018) Kunststoffanteil im Altfahrzeug-Abfallstrom stammt aus Fahrzeugen, die durchschnittlich in den Jahren 2000 und 2001 hergestellt wurden. Der Masseanteil von Kunststoffen betrug für diese Fahrzeuge (Durchschnittsgewicht der Altfahrzeuge des Jahres 2018: 1.063 kg) im Durchschnitt ca. 12 %. Es ergibt sich ein Anteil von Kunststoffen in einem Altfahrzeug von etwa 128 kg. Das gesamte Potential an Kunststoffen in Altfahrzeugen betrug im Jahr 2018 rechnerisch 71.490 t. Es ist davon auszugehen, dass es sich bei 20 % davon um Kunststoffverbundmaterial handelt. Im Jahr 2018 wurden 1.702 t Kunststoffe in Demontageanlagen demontiert und 66.571 t Kunststoffe als Bestandteil von Altkarossen geschreddert.

Nach der Demontage durchlaufen die Restkarossen verschiedene Prozesse in den Schredderanlagen und die Kunststoffe finden sich zum überwiegenden Teil in der Schredderleichtfraktion (SLF), aber auch in der Schredderschwerfraktion (SSF). Nachgelagerte Post-Shredder-Technologien (PST) können nichtmetallische Materialien und Kunststoffe aus diesen Fraktionen abtrennen. Allerdings wird v.a. bei den Kunststoffen keine dem Ausgangsprodukt vergleichbar hohe Qualität erreicht und die Behandlung von Kunststoffen durch PST findet in Deutschland bisher kaum statt.

Für aktuelle Altfahrzeuge liegen die Potentiale insbesondere bei bestimmten Bauteilen aus den Polymertypen PP (ca. 25 % des Kunststoffanteils), PA (ca. 15 %), PUR (ca. 14 %), ABS/ASA/SAN (ca. 8 %), PVC (ca. 6 %), PE-HD/MD (ca. 4 %) und sonstigen Thermoplaste (ca. 12 %) mit Polymeren wie POM, PC und PBT und Polymermischungen.

Technische Fragestellungen der Kunststoffseparation aus Elektroaltgeräten

Zur Darstellung des aktuellen Stands der Entwicklung, Technik und Praxis des EAG- und Altfahrzeugkunststoffrecyclings wurden Informationen aus einschlägiger Fachliteratur und praxisnahe Informationen aus Unternehmensveröffentlichungen und geführten Interviews mit Expert*innen erhoben. Die Technologien wurden hinsichtlich der Funktionsprinzipien, Sortieraufgaben, Prozessparameter, Inputkriterien und Outputbeschaffenheiten, sowie möglicher und tatsächlicher Anwendungsbereiche dargestellt.

Die Sortierung von Wertstoffströmen mit einer hohen Materialvielfalt und enthaltenen Schadstoffen, wie es im EAG- und Altfahrzeugaufkommen der Fall ist, ist ein komplexer Prozess, der die Verschaltung vieler Technologien fordert, um sortenreine und rechtskonforme Kunststoffsortierfraktionen zu erzeugen.

Elektroaltgeräte werden an Sammel- und Rücknahmestellen erfasst und in zertifizierten Erstbehandlungsanlagen (EBA) behandelt. Der Fokus dieser Studie liegt auf Geräten aus den Bereichen:

- ▶ Wärmeüberträger;
- ▶ Bildschirmgeräte;

- Großgeräte; und
- Kleingeräte.

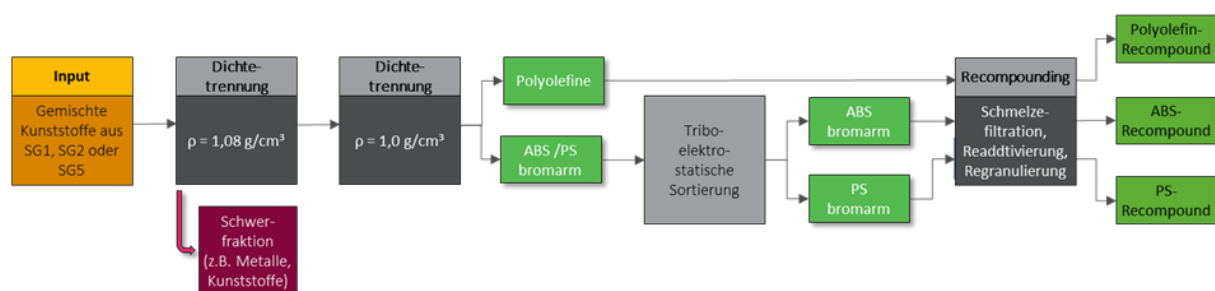
Eine Vermischung von Wärmeüberträgern und Bildschirmgeräten mit anderen Wertstoffströmen findet in der Regel nicht statt.

Für Großgeräte erfolgt im Rahmen der Behandlung häufig eine Sortierung, um Altgeräte, die hinsichtlich ihrer Materialzusammensetzung den Kleingeräten ähneln, gemeinsam mit diesen zu behandeln. Die klassische weiße Ware (wie Waschmaschinen, Geschirrspüler) wird Schredderbetrieben zugeführt und mit anderen Schrotten gemeinsam weiter aufbereitet.

Nach heutigem Stand der Technik werden bei der Behandlung von EAG neben der Sortierung, manuellen Demontage und Schadstoffentfrachtung, zusätzlich maschinelle Zerkleinerungsstufen eingesetzt. Diese werden kombiniert mit Feinkornabtrennung, Fe- und NE-Metallseparation, spektroskopischen Sortierverfahren und vereinzelt auch mit Trenntischen eingesetzt. Erstbehandlungsanlagen erzeugen aus Wärmeüberträgern, Bildschirmgeräten und Kleingeräten kunststoffreiche Sortierfraktionen, die sammelgruppenspezifische Anteile recycelbarer Kunststoffe und Fremdmaterialien enthalten.

Diese gemischten Kunststofffraktionen können in der Folgebehandlung für das Kunststoffrecycling aufbereitet werden. Dafür müssen sie zunächst weiter sortiert und schadstoffreiche Fraktionen abgetrennt werden. Zentrale Verfahrensschritte in der angewandten Folgebehandlung sind Dichtentrennung und Elektrostatik, um eine sortenreine Polyolefin- und sortenreine und bromarme ABS- und PS-Sortierfraktionen zu erzeugen.

Abbildung 3: Aufbereitung der kunststoffreichen EAG-Sortierfraktionen aus EBAs



Quelle: eigene Darstellung, Ramboll und Fraunhofer IVV

Dichtentrennung und Elektrostatik werden in der Folgebehandlung teilweise ergänzt durch Zerkleinerung, weitere Dichtentrennungen mittels Windsichtung und Schwergutfallen, Schlammabtrennung, Metallseparation, Holz- und Gummiseparation, spektroskopische Sortierverfahren, Schmelzefiltration und Readditivierung, um die Reinheit und Qualität der Sortierfraktion zu erhöhen und um weitere Wertstoffe zurückzugewinnen. Die Kunststoffrezyklate aller befragten Folgebehandler weisen eine Sortenreinheit > 95 % auf, häufig auch > 98 %, und finden ihren zweiten Produktlebenszyklus in der Automobil- und Elektroindustrie, aber z.B. auch im Gartenbau, sowie in der Bau- und Spielzeugbranche. Die Ausbeute unterscheidet sich von Sammelgruppe zu Sammelgruppe. Für Kleingeräte wird eine Rezyklatausbeute von ca. 50 % bezogen auf den Input in der Folgebehandlung erreicht.

Während der Stand der Technik bereits so weit vorangeschritten ist, dass bromarme styrolbasierte Kunststoffe und Polyolefine recyclingfähige Kunststoffe im EAG-Aufkommen darstellen, wird das Mengenpotential heute noch lange nicht ausgeschöpft. Expert*innen sehen entlang der EAG-Aufbereitungskette insbesondere in rechtlichen und wirtschaftlichen Gegebenheiten Hindernisse, die Investitionen in einen Kapazitätsausbau der

Kunststoffaufbereitung hemmen. Die erzielbaren Preise für Rezyklate sind nach oben durch Neuwarepreise für Granulate gleicher Qualität begrenzt. Rechtliche Unsicherheiten bezüglich der Schadstoffgrenzwerte, unterschiedliche Regelungen zum Umgang mit schadstoffbelasteten EAG-Sortierfraktionen innerhalb der EU, sowie mangelnde Nachfrage durch die kunststoffverarbeitende Industrie und letztlich auch durch Endverbraucher behindern den notwendigen, intensiven Ausbau der heute bereits verfügbaren Kapazitäten. Die mangelnde Nachfrage kann darüber hinaus zumindest zu Teilen auch auf den schlechten Ruf von Rezyklaten zurückzuführen.

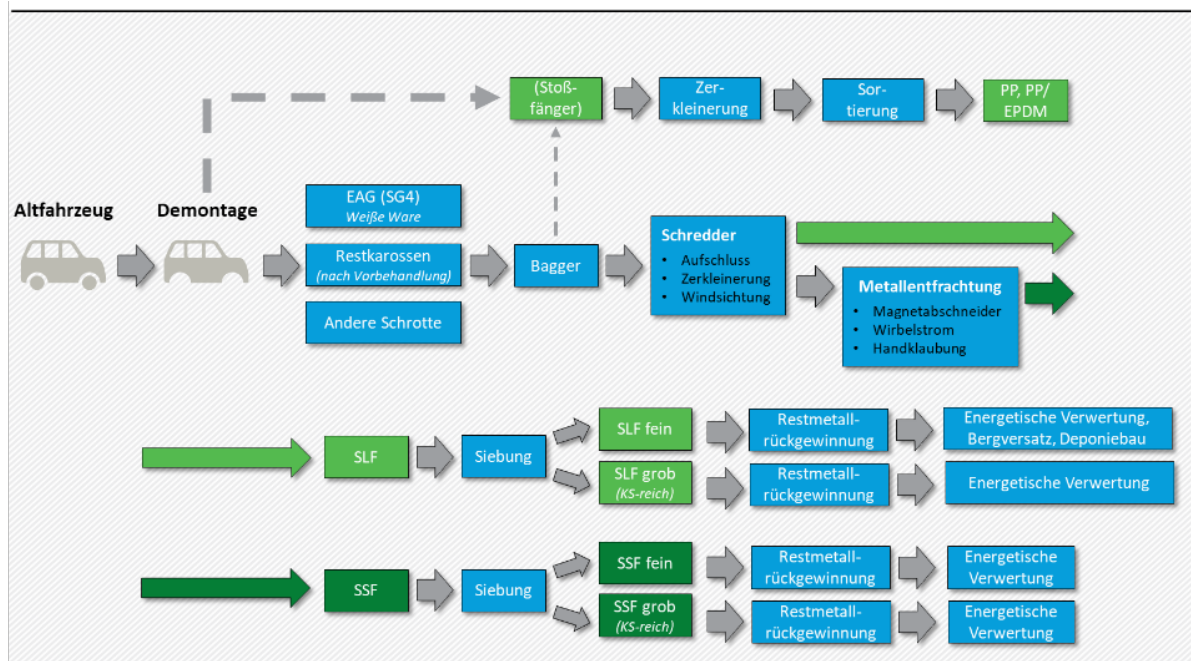
Technische Fragestellungen der Kunststoffseparation aus Altfahrzeugen

Altfahrzeuge werden in anerkannten Demontagebetrieben vorbehandelt. Die Vorbehandlung beschränkt sich in der Praxis üblicherweise auf Verfahrensschritte, die gemäß AltfahrzeugV durchgeführt werden müssen. Große Kunststoffteile werden kaum demontiert und separiert: Kraftstofftanks, die als Hauptkunststofftyp HDPE enthalten, werden nicht nur trockengelegt, sondern häufig auch demontiert, damit der Restkraftstoff abdampfen kann. Aufgrund fehlender Recyclingstrukturen für HDPE mit eindiffundierten Kohlenwasserstoffen und den damit einhergehenden hohen Entsorgungskosten für Altfahrzeugtanks, werden sie vom Demonteur i.d.R. trotz Demontage zurück ins Fahrzeug gelegt. Vereinzelt entnehmen Demontagebetriebe auch Stoßfänger aus Post-Consumer-Altfahrzeugen und ggf. andere PP- und PP/EPDM-Bauteile (z.B. Tür- oder Fensterdichtungen) für das werkstoffliche Recycling. Generell gilt, dass Kunststoffbauteile aus dem Exterieur bzw. unter der Motorhaube leichter manuell zu demontieren sind als Bauteile des Fahrzeuginnenraums.

Schredderbetriebe übernehmen die Restkarossen und können, ebenso wie ein Demontagebetrieb, Tanks und Stoßfänger mit Hilfe eines Baggers mit Greifarm innerhalb weniger Minuten demontieren. In Demontagebetrieben können außerdem hydraulische Zangen unterstützend eingesetzt werden. Die Restkarosse wird im Großschredder mit anderen Schrotten gemischt, zerkleinert und Fe- und NE-Metalle werden zu großen Teilen zurückgewonnen. Es verbleibt eine SLF, die z.B. einen zusammengefassten Kunststoff- und Elastomeranteil von 74 % aufweist, und eine SSF. Hier lässt sich feststellen, dass mit steigender Korngröße auch der Kunststoff- und Elastomeranteil ansteigt. Bei erzeugten Korngrößen < 18 mm konnte z.B. ein Kunststoff- und Elastomeranteil von knapp 22 % ermittelt werden. Diese Fraktionen können durch klassische mechanische Verfahrensschritte weiter aufbereitet werden.

Die kunststoffreichen Sortierfraktionen werden in der Regel in Deutschland keinem werkstofflichen Recycling zugeführt. Erste Ansätze, Kunststoffe aus Schredderrückständen zu recyceln, bestehen bereits; so werden vereinzelt zum Beispiel schon Polyolefine aus einer PST-Sortierfraktion recycelt.

Abbildung 4: Vereinfachte Darstellung des Verbleibs der Kunststofffraktion im Status quo der Separation und des Recyclings von Altfahrzeugen in Deutschland



Quelle: eigene Darstellung, Ramboll und Fraunhofer IVV

In anderen europäischen Ländern gelingt bereits die Rückgewinnung recycelbarer Kunststoffe aus Altfahrzeugen, bis hin zu Qualitäten, die den Anforderungen der Automobilindustrie entsprechen. Auch hier ist die Dichtentrennung ein zentrales Aufbereitungsverfahren zur Anreicherung von Zielkunststoffen in Dichtefractionen, ergänzt durch diverse, stoffstromspezifische weitere Aufbereitungsverfahren. Die Rezyklate finden dann meist ihren Einsatz nicht im Fahrzeuginnenraum, sondern im Exterieur oder unter der Motorhaube.

Als Hindernisse der Demontage großer Kunststoffteile werden ein hoher Demontageaufwand (vor allem bei manueller Demontage), fehlende Absatzmöglichkeiten und Recyclingstrukturen für manuelle Sortierfraktionen, ein potentiell hoher Anteil schadstoffhaltiger bzw. flammenschutzmittelhaltiger Kunststoffe, logistische und wirtschaftliche Grenzen durch niedrige Schüttdichten und ggf. notwendige Investition z.B. in Zerkleinerungstechnik sowie schlechte und nicht vorhandene Absatzmöglichkeiten benannt. Das PST-Kunststoffrecycling wird insbesondere durch die große Komplexität der Schredderrückstände hinsichtlich Materialvielfalt, eine potentielle Querkontamination durch schadstoffbelastete Bauteile -und fehlende Investitionssicherheit durch hohe Investitionskosten, mangelnde Nachfrage und niedrige Rezyklatpreise behindert.

Praktische Versuche zur Separation von Kunststofffraktionen

Aus dem Austausch mit Expert*innen identifizierten technischen Fragestellungen der Separation für Kunststoffe aus EAG und Altfahrzeugen wurden jeweils 2 Versuchsreihen für EAG-Kunststoffe und 2 Versuchsreihen für Altfahrzeug-Kunststoffe abgeleitet, um gezielt neue, über den Stand der Technik hinausgehende Erkenntnisse für die Ableitung der Separationsstrategien und Maßnahmenempfehlungen zu gewinnen.

Versuch Elektroaltgeräte 1: Recycling hochgefüllter Polyolefine aus weißer Ware

Kunststoffe der weißen Ware werden dominiert von hochgefüllten PP-Qualitäten. In Deutschland wird die weiße Ware mit anderen Schrotten im Großschredder aufgeschlossen. Dadurch vermischen sich die hochgefüllten Polyolefinqualitäten der weißen Ware mit

Kunststoffen anderer Inputströme. Für die Rückgewinnung hochgefüllter Polyolefine aus heterogenen Inputströmen haben sich nach Kenntnis der Autor*innen bisher keine Prozessketten etabliert. Über einen separaten Aufschluss der weißen Ware im Großschredder, labortechnische Schredderrückstandsaufbereitung und spektroskopische Kunststoffsortierung der Polyolefine und seiner styrolhaltigen Sortierfraktion wurden Mahlgüter erzeugt. Die Polyolefine der SSF wurden regranuliert. Die mechanische, rheologische und analytische Bewertung zeigt, dass aus Polyolefinen der weißen Ware technisch marktfähige hochgefüllte Polyolefinrezyklate erzeugt werden können. Darüber hinaus wurden Füllstoffe und Fasern über lösungsmittelbasiertes Recycling im CreaSolv®-Prozess abgereichert und füllstoffarme Polyolefinqualitäten erzeugt.

Versuch Elektroaltgeräte 2: Trockenmechanische Sortierung von EAG-Kunststoffen der Sammelgruppe 5 (Haushaltskleingeräte und kleine Geräte der Informations- und Kommunikationstechnologie)

Die Erfassung und Erstbehandlung von EAG der SG 5 bringt eine Vermischung halogeniert flammgeschützter und Flammschutzmittel-freier Kunststoffqualitäten aus vielen verschiedenen Bauteilen und Geräten mit sich. In dem vom Bundesministerium für Bildung und Forschung geförderten WEEEsense Projekt (Förderkennzeichen 033RK063A) wurden Haushaltskleingeräte und Unterhaltungselektronik separat aufgeschlossen. Die Kunststoffe PS, ABS und PC+PC/ABS wurden via XRT (engl. X-ray transmission), laserinduzierte Fluoreszenzspektroskopie und Regranulierung zurückgewonnen. Input- und Zielfractionen wurden mechanisch, rheologisch und schadstoffanalytisch bewertet. Die Halogengehalte der Sortierfraktionen wurden entlang der gesamten Prozesskette ermittelt. Brombelastete ABS- und PS-Qualitäten konnten in sortenreinen Sortierfraktionen aufkonzentriert werden. Bromarme ABS-, PS- und PC/ABS-Mahlgutqualitäten wurden erzeugt, die auch mechanisch-rheologisch für den Wiedereinsatz in EEE geeignet sind und einsatzspezifisch readditiviert werden können.

Versuch Altfahrzeuge 1: Werkstoffliches Recycling von Kunststoffen aus Kraftstofftanks

Diesel- und Benzinkraftstofftanks aus Altfahrzeugen sind in der Regel HDPE-reiche Bauteile, die teilweise eine fluoridierte, PA-basierte oder EVOH-basierte Barriere (Ethylen-Vinylalkohol-Copolymer) enthalten, um den Austritt flüchtiger Bestandteile zu verhindern. Kraftstofftanks müssen in der Vorbehandlung von Altfahrzeugen gemäß AltfahrzeugV restentleert werden, auch eine Demontage von Kraftstofftanks vor Behandlung der Restkarosserie im Großschredder kann erfolgen. Über die Lebensdauer eines Fahrzeugs diffundieren Mineralölkohlenwasserstoffe in die Polymermatrix ein. In Deutschland bestehen für Kraftstofftanks keine werkstofflichen Recyclingmöglichkeiten. Über manuelle Separation der Kraftstofftanks, Nachzerkleinerung, Deodorisierung im Infrarot-Drehrohr (IRD), Vakuumextrusion und Regranulierung wurde HDPE zurückgewonnen. Input- und Zielfractionen wurden mechanisch, rheologisch und schadstoffanalytisch bewertet. Die Abreicherung flüchtiger Bestandteile wurde entlang der Prozesskette analytisch bewertet. Nach Deodorisierung und Vakuumextrusion lagen alle BTEX (Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylol) Aromaten unter oder an der Bestimmungsgrenze.

Versuch Altfahrzeuge 2: Werkstoffliches Recycling von Polyolefinen aus Schredderrückständen

Die SSF entsteht in Deutschland aus Mischschrott und enthält neben wertvollen Nichteisenmetallen, die industriell zurückgewonnen werden, viele Kunststoffe, die in Deutschland keinem werkstofflichen Recycling zugeführt werden. Die dominierenden Polyolefinqualitäten entstammen Altfahrzeugen und der weißen Ware. Die Polyolefine wurden spektroskopisch aus einer Nichtmetall-Sortierfraktion der Metallrückgewinnung aus Mischschrott zurückgewonnen. Etwa 40% der Polyolefine enthalten hohe Füllstoff- oder Fasergehalte. Schadstoffe wurden in der Elementgehaltsanalyse des sortierten Polyolefin-

Mahlguts keine identifiziert. Darüber hinaus wurden Füllstoffe über lösungsmittelbasiertes Recycling im CreaSolv®-Prozess abgereichert und füllstoffarme Polyolefinqualitäten erzeugt.

Entwicklung von Separations- und Recyclingstrategien für Kunststoffe aus EAG und Altfahrzeugen

Unter Berücksichtigung des dargestellten Sachstands bezüglich der steigenden stoffrechtlichen Anforderungen (Kapitel 3.1), der Verwendung von Kunststoffen in Elektrogeräten (Kapitel 3.5) und Fahrzeugen (Kapitel 3.6), der technischen Grundlagen der Separation (Kapitel 4), sowie auf Basis der Ergebnisse aus den praktischen Versuchen (Kapitel 5) wurden für EAG und Altfahrzeuge spezifische Separations- und Recyclingstrategien erarbeitet.

Dazu wurden Ansatzpunkte herausgearbeitet, die ein Optimierungspotenzial zum aktuellen Status des Kunststoffrecyclings darstellen. Diese Ansatzpunkte wurden als spezifische Optionen in Factsheets unter Berücksichtigung konkreter Kriterien analysiert und bewertet.

EAG:

Die folgende Tabelle gibt einen Überblick über die ausgewählten Optionen für Separations- und Recyclingstrategien im Bereich EAG.

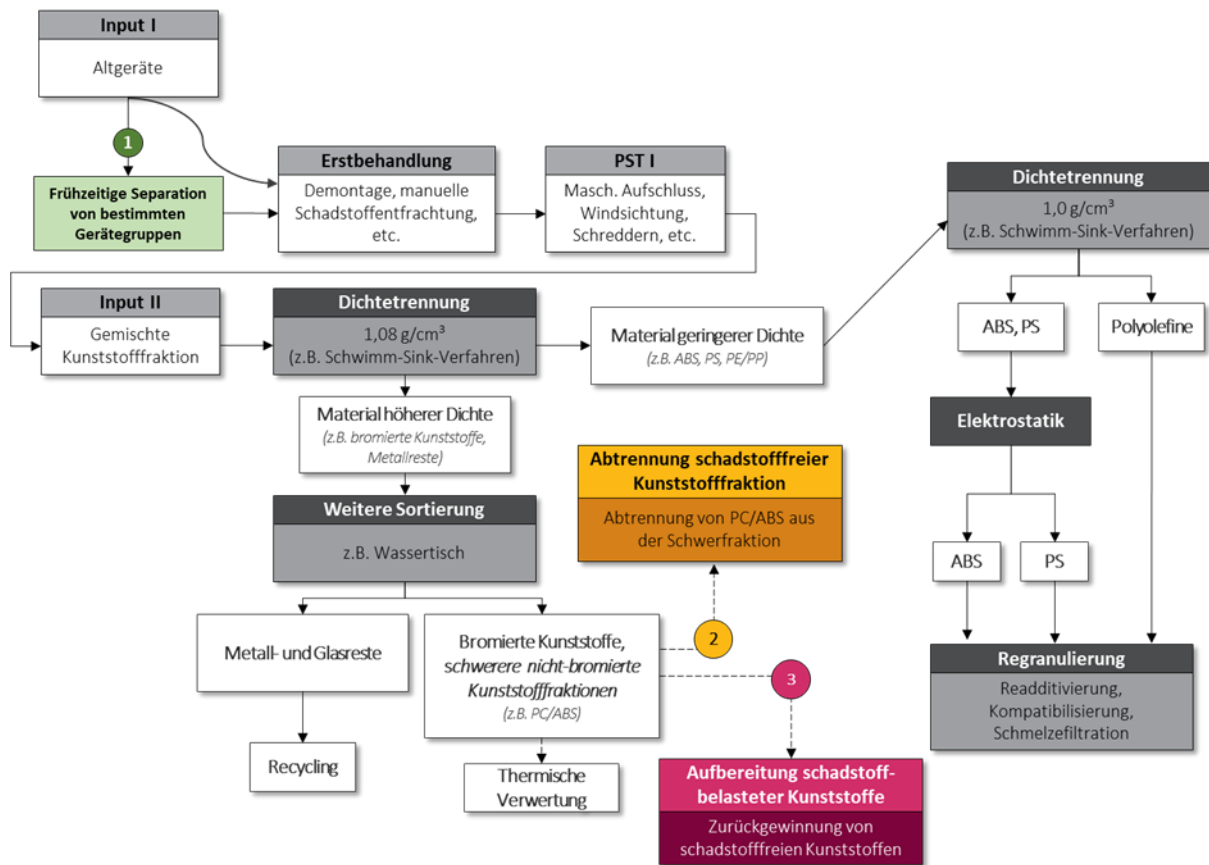
Tabelle 1: Optionen zur Entwicklung von Separations- und Recyclingstrategien im Bereich EAG

Sammelgruppe	Optionen
Sammelgruppe 1 – Wärmeüberträger	Frühzeitige Separation von losen Kunststoffteilen; Bromhaltige Kunststoffe von Flammschutzmitteln befreien
Sammelgruppe 2 – Bildschirmgeräte	Abtrennung von PC/ABS aus der Schwerfraktion; Bromhaltige Kunststoffe von Flammschutzmitteln befreien
Sammelgruppe 4 – Großgeräte	Separate Behandlung der weißen Ware; Aufbereitung gefüllter und störstoffbelasteter Kunststoffe aus der Schwerfraktion
Sammelgruppe 5 – Kleingeräte	Frühzeitige Separation von bestimmten Gerätegruppen vor dem mechanischen Aufschluss; Abtrennung von PC/ABS aus der Schwerfraktion; Bromhaltige Kunststoffe von Flammschutzmittel befreien

Um aus den einzelnen Optionen integrierte Separations- und Recyclingstrategien für EAG zu entwickeln wurden spezifische Optionen kombiniert und deren Chancen und Herausforderungen diskutiert. Für EAG lassen sich drei grundsätzliche Separations- und Recyclingstrategien ableiten:

1. Frühzeitige Separation von Kunststoffbauteilen oder –gerätegruppen zum werkstofflichen Recycling;
2. Anwendung erweiterter PST zum werkstofflichen Recycling von Kunststoffen durch Abtrennung von schadstofffreien Kunststofffraktionen im PST-Prozess über den Status Quo hinaus; und
3. Anwendung erweiterter PST zum werkstofflichen Recycling von Kunststoffen durch Aufbereitung schadstoffbelasteter Kunststoffe (aus der Schwerfraktion) im PST-Prozess.

Abbildung 5: Darstellung des Status quo der Verwertung der Sammelgruppe 5 und mögliche Ansätze der Optimierung des Kunststoffrecyclings



Quelle: eigene Abbildung Ramboll/Fraunhofer IVV

Diese einzelnen Strategien lassen sich auch zu einer vierten Kombinationsstrategie zusammenfassen, in der alle drei Strategien angewendet werden.

Durch die frühzeitige Separation von bestimmten Gerätebauteilen bzw. -gruppen können hohe Recyclingquoten und -reinheiten erzielt werden. Bei SG 2 und SG 4 wird diese Strategie bereits umgesetzt, indem z.B. die PMMA-Scheiben von Flachbildschirmen der SG 2 und die weiße Ware der SG 4 frühzeitig abgetrennt werden. Um die Recyclingquote noch weiter erhöhen zu können, können zusätzlich schadstofffreie Kunststofffraktionen der Kunststoffschwerfraktion abgetrennt werden bzw. schadstoffbelastete Kunststofffraktionen aufbereitet werden. Durch die Kombination aller Strategien kann die Recyclingquote maximiert werden.

Aus der Analyse der Optionen wird deutlich, dass sich die einzelnen Strategien von Sammelgruppe zu Sammelgruppe unterscheiden und dadurch auch eine unterschiedliche Effektivität und Umsetzbarkeit besitzen.

Eine frühzeitige Separation bestimmter Bauteile bzw. Gerätekategorien würde zu hohen Recyclingquoten mit guter Qualität führen. Bei der SG 1 können beispielsweise Schubladen und Fächer frühzeitig entfernt werden, wohingegen bei der SG 4 und SG 5 ganze Gerätegruppen abgetrennt werden (weiße Ware der SG 4 bzw. IT- und Telekommunikationsgeräte der SG 5). Das Abtrennen ganzer Gerätegruppen hat den Vorteil, dass weniger Störstoffe im nachgelagerten Recyclingprozess vorhanden sind, wodurch das Recycling vereinfacht wird und bessere Ausbeuten erzielt werden können.

In der Folgebehandlung können ebenfalls Kunststofffraktionen abgetrennt werden, welche keine Schadstoffe besitzen wie z.B. die PC/ABS-Kunststoffblends, welche in der SG 2 und 5 gefunden

werden können. Hierbei handelt es sich um eine noch unerschlossene Kunststofffraktion, deren Abtrennung und Aufbereitung die Recyclingausbeute nochmals steigern könnte. Hierfür müssten jedoch weitere Prozessschritte und Anlagen etabliert werden, was mit hohen Investitionssummen verbunden ist.

Zuletzt kann auch die schadstoffbelastete Kunststofffraktion mittels lösungsmittelbasierter Recyclingverfahren aufbereitet werden. Für das lösungsmittelbasierte Recycling wird der Aufbau einer separaten Anlage benötigt und der Recyclingprozess kann auf nur ein Zielpolymer eingestellt werden. Die Additive und restlichen Polymere fallen dabei aus und können abgetrennt werden, wodurch ein Rezyklat mit hoher Qualität erhalten werden kann. Diese Strategie kann insbesondere durch die Kombination mit der Abtrennung der schadstofffreien Fraktion gefördert werden, da hierdurch die schadstoffbelastete Fraktion angereicht werden kann.

Altfahrzeuge:

Auch für Altfahrzeuge wurden Ansatzpunkte identifiziert, an welchen Stellen in der aktuellen Prozesskette Kunststoffe für das werkstoffliche Recycling verloren gehen. Diese wurden in Form von Factsheets weiter analysiert und bewertet.

Die folgende Tabelle gibt einen Überblick über die ausgewählten Optionen für Separations- und Recyclingstrategien im Bereich Altfahrzeuge.

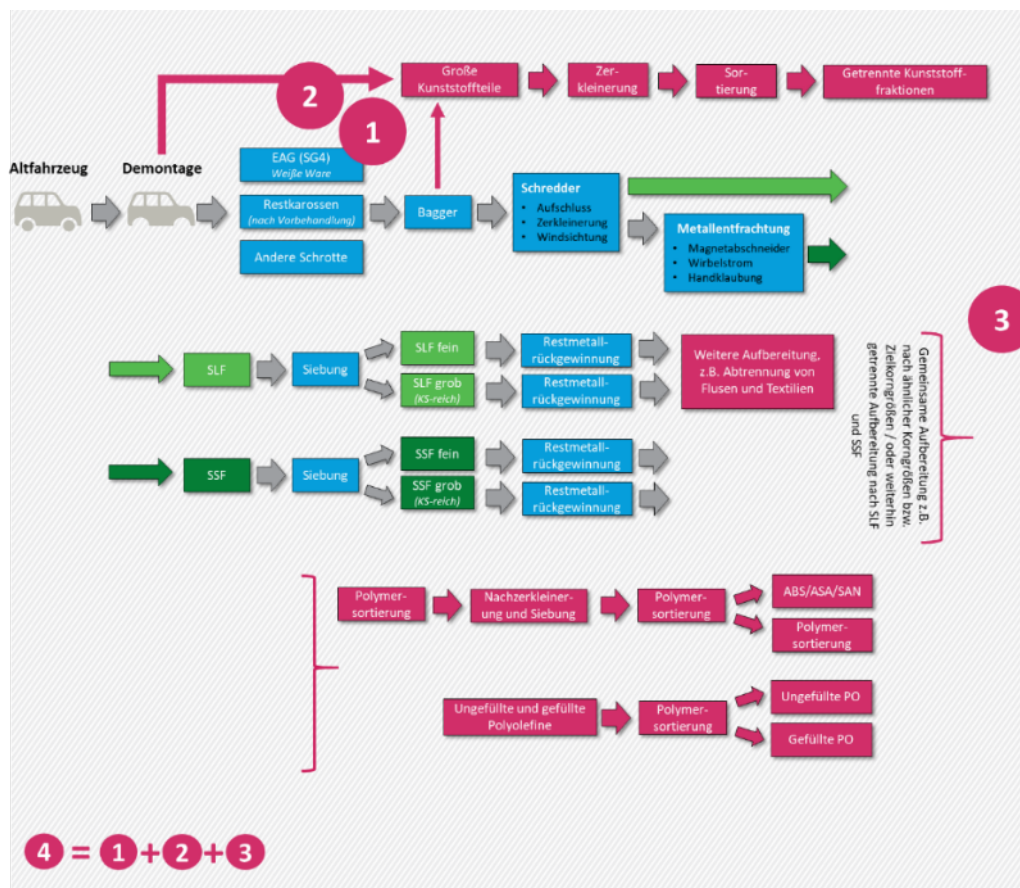
Tabelle 2: Optionen zur Entwicklung von Separations- und Recyclingstrategien im Bereich Altfahrzeuge

Optionen	Bezug auf bestimmte Kunststoffteile bzw. -typen, falls relevant
Frühzeitige Separation von besonders gut werkstofflich verwertbaren Kunststoffteilen	Scheinwerfer; Radkappen; Armaturenbrett; Kühlergrill; Flüssigkeitsbehälter; Stoßfänger
Frühzeitige Separation stör- und schadstoffhaltiger Kunststoffteile mit dem Ziel, die Kunststoffe werkstofflich zu recyceln	Kraftstofftanks
Anwendung erweiterter Post-Schredder-Technologie der SLF	Polyolefine; ABS/ASA/SAN
Anwendung erweiterter Post-Schredder-Technologie der SSF	Polyolefine; ABS/ASA/SAN

Zur Entwicklung von möglichen Separations- und Recyclingstrategien im Bereich der Altfahrzeuge wurden die konkreten Optionen zusammengefasst und die Chancen und Herausforderungen dieser übergeordneten Strategien diskutiert.

1. Die frühzeitige Separation und gemeinsame Aufbereitung von Bauteilen des gleichen Kunststofftyps;
2. die frühzeitige Separation und gemeinsame Aufbereitung gleicher Kunststoffbauteile;
3. eine Fokussierung auf die Anwendung erweiterter PST und Recycling von ABS/ASA/SAN bzw. von Polyolefinen der SSF und SLF; sowie
4. eine Kombination aus frühzeitiger Separation und Anwendung erweiterter PST und Recycling von Kunststoffen.

Abbildung 6: Mögliche Separations- und Recyclingstrategien Altfahrzeuge



Quelle: eigene Darstellung, Ramboll und Fraunhofer IVV

Es wurde deutlich, dass eine frühzeitige Separation und Aufbereitung von Kunststoffteilen bereits heute eine hohe Recyclingquote erzielt, weshalb dieses Potential weiter ausgeschöpft werden sollte. Um jedoch auch Kunststoffe weiter aufzubereiten, welche für eine frühzeitige Separation (aufgrund zu geringer Effektivität bzw. zu schwerer Umsetzbarkeit) nicht in Frage kommen, wird der erweiterte PST-Prozess als sinnvolle Ergänzung zur frühzeitigen Separation erachtet, um das Recycling der Altfahrzeugkunststoffe zu fördern. Eine Kombination dieser beiden Prozesse erscheint somit als am zielführendsten.

Aus den Projektergebnissen geht hervor, dass die frühzeitige Separation und Aufbereitung von Stoßfängern als einfach wie auch effektiv betrachtet wird, da diese unter anderem einen hohen Zielkunststoffanteil und ein hohes Bauteilgewicht aufweisen. Die Umsetzung einer frühzeitigen Separation und Aufbereitung von Radkappen, Kraftstofftanks und Flüssigkeitsbehälter wird als weder leicht noch schwer eingeschätzt. Die Effektivität wird dabei bei den Kraftstofftanks und Flüssigkeitsbehältern als angemessen bewertet (hoher Zielkunststoffanteil und hohes Bauteilgewicht). Radkappen werden aufgrund der geringen Mengen hingegen als weniger effektiv eingeschätzt. Anspruchsvoller in der Umsetzbarkeit gelten die Separation und Aufbereitung von Armaturenbrettern, Scheinwerfern und Kühlergrillen (wobei Armaturenbretter sowie Kühlergrille u.a. aufgrund des hohen Kunststoffpotenzials als effektiv betrachtet werden). Für eine bessere bzw. reale Einschätzung müssten jedoch zuerst diese stoffstromspezifischen Prozesse entwickelt und evaluiert werden.

Als anspruchsvoll gilt weiter die frühzeitige Separation aller Bauteile, welche die Prozesse der erweiterten PST stören (z.B. schadstoffbelastete Bauteile, kohlefaserverstärkte Kunststoffe oder Verbunde).

Eine leichtere Umsetzbarkeit im Bereich der erweiterten PST erzielt man mit der Aufbereitung der SSF (da diese bereits schon durch die Metallentfrachtung mit Kunststoffen angereichert wurde), wenngleich das Kunststoffpotenzial hier generell geringer ist, als in der SLF. So gilt die Umsetzbarkeit für die Aufbereitung von Kunststoffen aus der SLF als etwas aufwendiger als der SSF, bietet jedoch vor allem für flammschuttmittelfreie Polyolefine ein großes Kunststoffpotential. Umsetzbarkeit und Effektivität ist jedoch auch stets von der Zusammensetzung des Schredderinputs (welcher stets variiert) abhängig.

Rezyklateinsatz

In den Bereichen der Fahrzeuge und EEG kann ein Rezyklateinsatz, zumindest in Anteilen, grundsätzlich erfolgen, sofern dies nicht aufgrund bestimmter technischer Anforderungen an Sicherheit und Qualität ausgeschlossen ist. Dies ist technisch möglich und ökologisch sinnvoll.

In einer zukunftsorientierten Recyclingstrategie und im Einklang mit den Zielen der Europäischen Politik (z.B. einer schadstofffreien Umwelt) sowie unter Berücksichtigung des Vorsorgeprinzips sollte bei der Verwendung von Rezyklaten insbesondere der möglichst weitgehenden Schadstofffreiheit – auch über bestehende Grenzwerte hinaus und für möglicherweise zukünftig beschränkte Stoffe – hohe Priorität eingeräumt werden, um einen möglichst hohen Schutz von Mensch und Umwelt zu erreichen.

Wesentliche Ziele, die durch ein hochwertiges Recycling erreicht werden sollen, sind (i) der Ersatz von Primärmaterial durch Sekundärmaterial und (ii) eine hohe Qualität und niedrige Belastung mit Stör- oder Schadstoffen des Sekundärmaterials. Dadurch sollen eine nachhaltige Kreislaufführung von Kunststoffen und eine schadstofffreie Umwelt ermöglicht werden. Grundsätzlich können beide Ziele sowohl im Open- als auch im Closed-Loop-Recycling erreicht werden. Auch in den Bereichen der EEG und Fahrzeuge sollten sowohl Open- als auch Closed-Loop-Recycling möglich sein. Es ist zu erwarten, dass vor dem Hintergrund einer gestärkten Kreislaufwirtschaft die Herstellung von PCR-Kunststoffen, aber auch der Wettbewerb um diese zunehmen wird. Für die Rezyklate sollte ein freier Markt zur Verfügung stehen. Im Einzelnen kann es aber sinnvoll sein, durch die Ausgestaltung von Maßnahmen zur Förderung des werkstofflichen Recyclings unerwünschte Effekte zu vermeiden (z.B. Recycling von PET aus Getränkeflaschen in EEG oder Fahrzeugen) bzw. erwünschte Effekte zu erzielen (z.B. bereichsspezifische Additive im Kreislauf führen).

Für die Sekundärkunststoffe aus EAG und Altfahrzeugen sind Märkte und Einsatzzwecke vorhanden. Da Recyclingkunststoffe in direkter Konkurrenz zu Primärkunststoffen stehen, unterliegt der Absatz erheblichen Schwankungen, die insbesondere von der Schwankung des Rohölpreises und von Preisen der Primärkunststoffe abhängen.

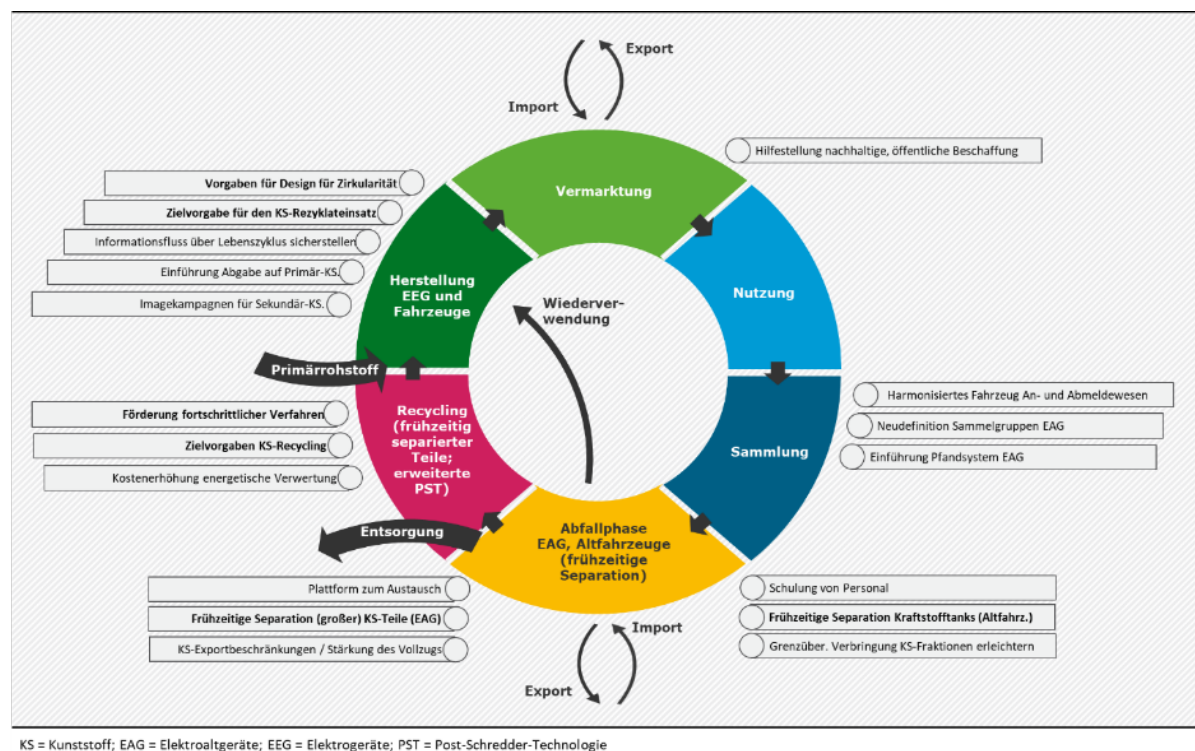
Ableitung von Maßnahmen zur Verbesserung des werkstofflichen Kunststoffrecyclings

Auf Basis der im Vorhaben gewonnenen Erkenntnisse, insbesondere der Auswertung des rechtlichen Rahmens, sowie der abgeleiteten Strategien wurden Maßnahmen und Handlungsempfehlungen entwickelt. Damit soll eine Verwirklichung der technisch erforderlichen Maßnahmen im Sinne der Verbesserung der werkstofflichen Kunststoffverwertung aus EAG und Altfahrzeugen erreicht werden und Rahmenbedingungen und Anreize für die Separation „werkstofflich recycelbarer“ von „nicht werkstofflich recycelbaren“ Kunststoffen, weiteren Materialien, Schad- und Störstoffen geschaffen werden.

Primärer Fokus sind daher Maßnahmen, die spezifisch sowohl die frühzeitige Separation als auch erweiterte PST im Rahmen der dargestellten technischen Optionen und Strategien für EAG und Altfahrzeuge unterstützen sollen (sogenannte strategiespezifische Maßnahmen). Neben strategiespezifischen Maßnahmen wurden auch weitere Maßnahmen identifiziert (eine Übersicht der Maßnahmen finden Sie in nachfolgender Abbildung), die jedoch nur mehr oder

weniger unmittelbar aus der Analyse der Ergebnisse des vorliegenden Vorhabens abgeleitet und begründet werden können, aber geeignete Rahmenbedingungen und Anreize schaffen können (sogenannte komplementäre Maßnahmen).

Abbildung 7: Darstellung der strategiespezifischen (hervorgehoben) und komplementären Maßnahmen anhand des Lebenszyklus



Quelle: eigene Darstellung, Ramboll und Fraunhofer IVV

Es folgt eine kurze Erläuterung der strategiespezifischen Maßnahmen:

► Zielvorgabe für das Kunststoffrecycling:

Das Recycling von Kunststoffen soll durch ein gesetzlich vorgegebenes, gewichtsbezogenes Recyclingziel gefördert werden. Das Recyclingziel kann mittels Sekundärkunststoffen erreicht werden, die vorrangig aus hochwertigem werkstofflichem Recycling oder aber auch aus chemischem Recycling stammen. Wesentlich ist, dass mit den resultierenden Sekundärkunststoffen Primärkunststoffe ersetzt werden. Hierzu werden Recyclingziele für EAG-Kategorien und Altfahrzeuge vorgeschlagen. Zielkorridore mit klaren zeitlichen Vorgaben und Recyclingzielen sollen Planungssicherheit bieten. Dies trägt zum Ziel der europäischen Kunststoffstrategie bei, bis 2030 50 % aller Kunststoffabfälle zu recyceln. Vor diesem Hintergrund werden folgende Recyclingziele vorgeschlagen (Prozentangaben bezogen auf die Gesamtmasse der EAG bzw. Altfahrzeuge):

Tabelle 3: Überblick Vorschlag für Zielvorgaben für das Kunststoffrecycling

Jahr	2024	2027	2030
Kategorie 1 – Wärmeüberträger	5 %	10 %	15 %
Kategorie 2 – Bildschirmgeräte	5 %	7 %	10 %
Kategorie 4 – Großgeräte (ohne Photovoltaik-Module)	5 %	7 %	10 %

Jahr	2024	2027	2030
Kategorie 5 – Kleingeräte	5 %	9 %	13 %
Altfahrzeuge	0,7 %	2,0 %	3,3 %

► **Frühzeitige Separation von (großen) Kunststoffteilen aus EAG:**

Vorgeschlagen wird die Aufnahme der frühzeitigen Separation von großen Kunststoffteilen, wie Schubladen und Fächern in Kühlgeräten mit anschließendem, werkstofflichem Recycling, in die EAG-BehandV, wenn die entsprechenden Materialien nicht beim oder nach dem Schreddern separiert und werkstofflich verwertet werden. Durch die frühzeitige Separation großer Kunststoffteile lassen sich Fraktionen höherer Reinheit oder teilweise Monofraktion schaffen. Besonders bei Geräten, die aktuell bereits eine manuelle oder teilmechanische Demontage durchlaufen, können Betriebe dies mit geringem, zusätzlichem Aufwand bei der Demontage durchführen.

► **Aufnahme der frühzeitigen Separation und des Recyclings von Kunststoffkraftstofftanks in EG-Altfahrzeugrichtlinie:**

Durch die praktischen Versuche sowie Gespräche mit Expert*innen wurde der Vorteil einer frühzeitigen Separation mit anschließendem Recycling von Kunststoffkraftstofftanks erkannt. Der Vorteil liegt vor allem darin, dass eine Geruchsverunreinigung der gesamten Schredderfraktion sowie eine Störung des Schredderprozesses verhindert werden kann. Die praktischen Versuche bestätigten die Möglichkeit eines werkstofflichen Recyclings. Daher soll die frühzeitige Separation mit anschließendem werkstofflichem Recycling von Kunststoffkraftstofftanks aus PE in Anhang I der EG-AltfahrzeugRL, Punkt 4, unter einem neuen Spiegelstrich mitaufgenommen werden, sodass es heißt: „Entfernen von Kunststoffkraftstofftanks vor dem Schredderprozess und Zuführung dieser vorrangig der Wiederverwendung oder dem Recycling“. Ebenso soll dies in die AltfahrzeugV unter der Nummer 3.2.3.3 des Anhangs aufgenommen werden.

► **Förderung fortschrittlicher Verfahren:**

Die Bereitstellung niederschwelliger Investitionshilfen und steuerliche Maßnahmen sollen gezielt fortschrittliche Verfahren, aber auch den Ausbau am Markt bestehender Verfahrenskombinationen fördern. Durch die Verringerung des Investitionsrisikos wird der Aufbau einer flächendeckenden Recyclinginfrastruktur – insbesondere dem Aufbau ausreichender Recyclingkapazitäten – unterstützt. Zudem soll durch den Einsatz der Verfahren der recycelbare Kunststoffanteil erhöht und die Rezyklatqualität verbessert werden. Für die praktische Umsetzbarkeit gibt es dabei mehrere Möglichkeiten, die sich nicht gegenseitig ausschließen und gegebenenfalls in Kombination Einsatz finden können. So haben sich Förderprogramme besonders in wirtschaftlich unsicheren Zeiten als adäquates Mittel zur gezielten Förderung bestimmter Wirtschaftsbereiche bewährt. Für das angestrebte Ziel ließen sich so der Ausbau von Recycling-Infrastruktur und -Kapazitäten beschleunigen. Bestehende Förderprogramme sind aktuell entweder thematisch zu weit gefasst oder auf andere Bereiche fokussiert, sodass der Ausbau an Kapazitäten für werkstoffliches Kunststoffrecycling bisher nicht in dem Maße gefördert wird, wie es benötigt wird. Weitere Möglichkeiten hat der Staat in Form von Investitionshilfen, wie staatlichen Beteiligungen oder Kreditgarantien, und in Form von steuerlichen Maßnahmen, wie verbesserten Abschreibungsmöglichkeiten.

► **Zielvorgabe für den Kunststoffrezyklateinsatz:**

Aktuell gibt es für die Recyclingbetriebe keinen stabilen Absatzmarkt für die recycelten Kunststoffe. Um die Hersteller dazu zu verpflichten, recycelte Kunststoffe einzusetzen,

könnte eine Zielvorgabe für den Einsatz von Sekundärkunststoffen eingeführt werden. Hierdurch würde die Nachfrage nach Sekundärkunststoffen ansteigen und den Recyclingbetrieben stünde ein stabiler Absatzmarkt zur Verfügung. Das Ziel bezieht sich auf PCR-Kunststoffe. Die PC-Rezyklateinsatzquote (PC-KREQ) wird über den Massenanteil des PCR-Kunststoffs am Gesamtkunststoffanteil des Produkts ermittelt.

Für EEG könnte zunächst eine allgemeine PC-KREQ von 5 %-10 % des Gesamtkunststoffeinsatzes angestrebt werden (Startwert von 2% im Jahr 2024 und einem Zielkorridor bis 2030), mit dem Ziel diesen Anteil in der weiteren Zukunft zu erhöhen. Die vorgeschlagene Quote bezieht sich auf EEG über alle Gerätekategorien hinweg. In bestimmten Produktgruppen sind bereits vergleichsweise hohe Rezyklateinsatzquoten möglich. In der Ausgestaltung der PC-KREQ unter der EG-Ökodesign-Richtlinie sollten für einzelne Produktgruppen spezifische PC-KREQ etabliert werden.

Für Fahrzeuge könnte zunächst eine PC-KREQ von 10 % - 15 % des Gesamtkunststoffeinsatzes angestrebt werden (Startwert 2 %, Zielkorridor bis 2035, Anpassung auf ca. 10 % in 2030 und 15% in 2035). Es wird empfohlen, die Rezyklateinsatzquote auf den Massenanteil des PCR-Kunststoffs am Gesamtkunststoffanteil der Fahrzeugflotten zu beziehen.

► **Vorgaben Design für Zirkularität:**

Diese Maßnahme zielt darauf ab, mit konkreten Vorgaben für Design für Zirkularität für EEG und Fahrzeuge, bereits während des Herstellungsprozesses, das Recycling zu erleichtern und somit auch die Wirtschaftlichkeit von Demontage und Recycling zu verbessern. Es geht darum, keine potentiell zukünftig beschränkten Schadstoffe einzusetzen, die Vielfalt der Polymere auf ein Minimum zu beschränken, recyclingfreundliche (wie beispielsweise Polyolefine oder ABS), gut verträgliche sowie leicht trennbare Polymere (wie beispielsweise PE + PP; PC + ABS) zu verwenden und auf Stoffe, die ein Recycling behindern (beispielsweise Verbundstoffe, Faserverbundwerkstoffe und Blends (mit Ausnahme recyclefähiger Blends), zu verzichten. Weiter wurden Vorgaben für eine leichte und effektive Demontage formuliert.

Summary

Enhancing the recycling of technical plastics in the view of increasing substance legislation requirements using the example of waste electrical and electronic equipment (WEEE) and end-of-life vehicles (ELVs)

The use of plastics has significantly increased in the automotive and electrical and electronic equipment (EEE) sector. In terms of the total amount of plastic consumed in Europe, use in vehicles accounts for 9.9 % and use in EEE for 6.2 %. The share of plastics as well as the variety of different plastic types used in these two sectors have been increasing for several years. This is also reflected in an increasing quantity and complexity of arising plastic waste stemming from production in these two sectors.

In order to meet the diverse requirements for the use of plastics in vehicles and EEE, additives, fillers, reinforcing material and composite materials are added. Among these additives are pollutants that might be classified respectively under changing legal regulations. They can impair recycling, e.g., because they can be unintentionally carried over as part of the plastic in the recycling cycle. The identification and separation of interfering substances and pollutants often represent a major barrier to possible recycling.

So far, comparatively low rates of plastics are recycled from WEEE and end-of-life vehicles (ELVs) from post-consumer waste (plastic recycling rate WEEE 2019: 45% cyclo. 17.6 %; ELVs 2018: 45% cyclo. 5.8 %), although significant plastic potential for mechanical recycling exists in both waste streams. Currently, these plastic fractions are predominantly energetically recovered, although the recycling of plastics from WEEE and ELVs is ecologically beneficial, as it reduces the generation of greenhouse gases compared to energy recovery and the production of virgin material.

In 2018, the EU Commission presented a *European Strategy for Plastics* to shape the way plastics are produced, used and recycled. The long-term objective is to reduce plastic waste and strengthen recycling and reuse. The automotive sector as well as the electrical and electronics industry are explicitly mentioned as important industries because their waste represents a significant source for plastics recycling.

With this background, the aim of this research project is to develop coherent and consistent recycling strategies, specifically separation and processing strategies. The focus is on plastics from WEEE and ELVs that are mechanically recyclable and on the improvement of material plastics recycling. Based on these findings, measures and recommendations for political and economic actors are to be developed.

Extensive literature research as well as discussions and several workshops with experts were conducted to determine the legal framework in product and waste law as well as the current status of the use of plastics from WEEE and ELVs. The discussion points further included technical aspects of separation technologies and their application in practice.

Two practical trials were developed for plastics from WEEE and two for plastics from ELVs to gain new insights beyond the state of the art processes. Possible separation and recycling strategies were first derived and measures and recommendations were developed based on the results of the practical trials. These follow the overarching objective of promoting ecologically sound mechanical recycling of plastics from WEEE and ELVs in Germany.

Status quo of the use of plastics in WEEE and ELVs in Germany

Legal framework and material requirements

The use of plastics in EEE and vehicles as well as their recycling are mainly regulated by product, substance and waste law. The material requirements in these three legal areas are predominantly based on international and European law and are partly transposed into national law by the Member States. The overarching objectives of the legislation are the sustainable protection of the environment, human health and the conservation of natural resources as well as the creation of a harmonised economic framework.

In addition to the legal requirements, there are high technical specifications for plastics, which are used in the areas of EEE or in the automotive industry, among others. These specifications include high resilience during the manufacturing and use phase, meaning elasticity, formability, temperature and heat resistance, chemical resistance, impact strength and many more. Thereby, quality and safety aspects should not be compromised. Manufacturers require compliance with certain material specifications for the plastics used, and since the EEE and vehicles each represent very heterogeneous groups, these requirements for materials or for certain certifications vary greatly in detail.

Plastics in the electrical and electronic equipment sector

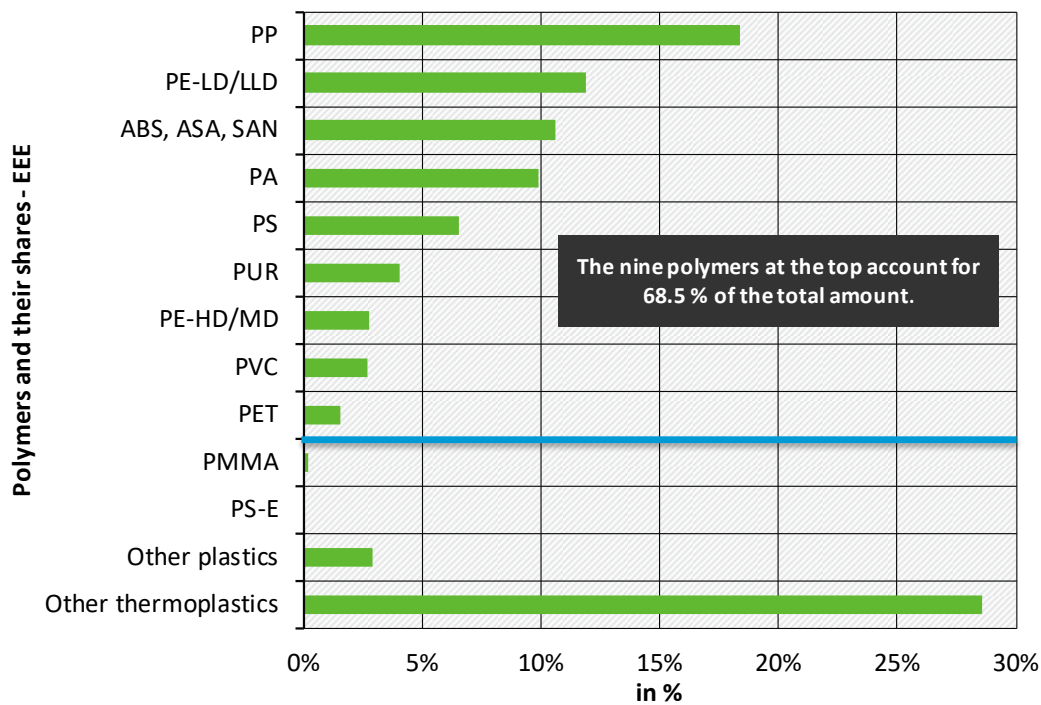
In Germany, around 2.8 million t of EEE were placed on the market in 2020. With an amount of WEEE collected in the same year of around 1.0 million t and a collection rate of 44 %, Germany did not reach the EU target of 65 % in 2020. The collection rate has been relatively constant for several years, but the EU target for collection was increased from 45 % to 65 % in 2019.

The market for EEE is extremely diverse and characterised by its enormous product variety as well as a decrease in the products' lifetimes. Therefore, it is only possible to estimate the share of plastics and their composition. Given the values mentioned in literature, an average value of 20 % for EEG in general seems realistic, even if the variance for the individual products is high.

In 2017, 901 kt of plastics were processed for use in EEE in Germany (2019: 881 kt). A large part of the indicated plastic quantity is used in the cables and installations sector (34 %), followed by the white goods sector (24 %), the IT/telecommunications sector (10 %) and the brown goods sector (6.5 %).

The quantity of plastics processed for use in EEE in Germany in 2017 was distributed among the following polymer types: 165 kt PP (18.3 %), 107 kt PE-LD/LDD (11.9 %), 95 kt ABS/ASA/SAN (10.6 %), 89 kt PA (9.9 %), 59 kt PS (6.6 %) and 257 kt (28.5 %) in the category "other thermoplastics". Smaller percentages, each in the range between 0 and 5 %, of the polymer types PUR, PE-HD/MD, PVC, PET, PMA PS-E and other plastics were processed.

Figure 1: Share of polymers used in the electrical and electronics sector in Germany 2017



Source: Own figure, Ramboll, based on Conversio Market & Strategy GmbH (2018)

To meet the diverse requirements for the use in vehicles and EEE, additives, fillers, reinforcing materials and composite materials are used in the production of plastics for specific applications. Their content in the resulting plastic waste and in particular their identification and separation into specific fractions often poses a major challenge for the material recycling of plastics from WEEE and ELVs. This report deals in detail with interfering substances and pollutants in the recycling of plastics from ELVs and WEEE. It further presents technical possibilities for their identification and separation.

Plastics processed in the WEEE sector in Germany in 2017 include 872 kt of virgin plastics and 29 kt of recycled plastics (2019: 850 kt and 31 kt). The use of recyclates in the EEE sector thus amounts to a total of 3.2 % of the quantity of plastics used (2019: 3.5 %). Post-consumer recyclates account for around 1.1 %. The use-rate of recyclates of 3.2 % is low compared to other sectors.

The use of recyclates in individual categories of EEE varies greatly and depends on the manufacturer. According to manufacturers, the content can be up to 90 %. Some manufacturers actively advertise the use of recyclates and set self-imposed targets increasing its use. Nevertheless, the low overall use rate of recyclates of 3.2 % and the results of the research suggest that the use of plastic recyclates for EEE is not yet widespread, but a possible increase is forthcoming.

In practice, the separate collection of WEEE from private households is usually carried out via municipal collection points of the public waste management authorities and via manufacturers and distributors of EEE. For 2020 and according to the Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Nuclear Safety and Consumer Protection (BMUV), a quantity of 1,037,019 t of WEEE was collected and treated in Germany, which corresponded to a collection rate of 44 %. Four collection groups accounted for 88 % of the treated quantity: Large appliances (30 %), small appliances (28 %), temperature exchange equipment (18 %) and small IT and communication equipment (12 %).

The mass share of plastics in WEEE is likely to be about 20 % on average, analogous to the share in EEE. This results in a calculated total quantity of 207,404 t of plastics originating from WEEE that were treated in Germany in 2020, which reflects the maximum potential for mechanical recycling. At present, however, the plastics fraction from WEEE is mainly energetically recovered. In addition, end-of-life appliances that are not collected separately but disposed of with residual waste usually end up in waste incineration plants and are thus used for energy recovery. These plastics are lost for potential mechanical recycling.

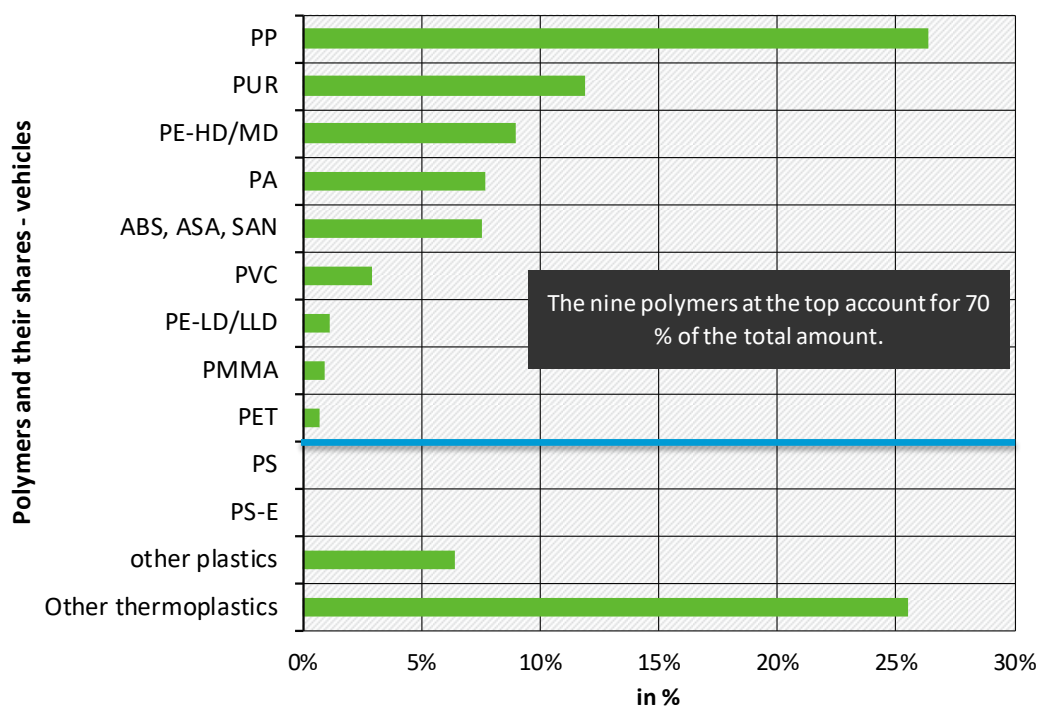
The variety of polymers led in WEEE is very large. According to the quantities used and literature data on WEEE plastics, the polymers ABS, PP, PS and PC are the most commonly found polymers in the WEEE waste stream. The proportions of polymers vary depending on the EEE category.

Plastics in the automotive sector

The available data show an average plastic share of 20 % for vehicles currently manufactured. The share of thermoplastics (which could theoretically be recycled mechanically) is currently (2020) around 16 %.

The volume of plastics processed for vehicles in Germany in 2021 was around 12 million t (2017: 1.6 million t) and is distributed among various polymers. The largest shares are polypropylene (PP), polyurethane (PUR), polyethylene (PE), polyamide (PA) and the polymer group ABS, ASA, SAN. Other thermoplastics are the second most frequently used polymer group in vehicles with a share of 2 %.

Figure 2: Share of polymers used in the automotive sector in Germany 2017



Source: Own figure, Ramboll, based on Conversio Market & Strategy GmbH (2018)

Of the total plastics used in vehicles in 2021, approximately 1.2 million t came from virgin materials and 0.07 million t from recyclates and by-products (2017: 1.5 million t virgin materials; 0.077 million t recyclates). In 2017, 67 % of recyclates originate from production and processing residues and 33 % from post-consumer waste. This means that with a recyclate input

rate of 4.8 %, only 1.6 % comes from post-consumer recyclates. For 2021, this results in a post-consumer recyclate use rate of 1.8 %.

This report deals in detail with substances and pollutants interfering in the recycling process of plastics from ELVs and presents technical possibilities for their identification and separation.

ELVs currently tre49icycloapprox. 2018) were manufactured on average in the years 2000 and 2001. The share of plastics for these vehicles (average weight of ELV in 2018: 1,063 kg) was about 12 % on average, which translates into about 128 kg of plastics in one ELV. The total amount of plastics in ELVs in 2018 was theoretically 71,490 t. It can be assumed that 20 % of this was plastic composite material. In 2018, 1,702 t of plastics were separated in dismantling facilities and 66,571 t of plastics were shredded together with the stripped vehicle.

After dismantling, the stripped vehicle goes through various processes in the shredder facilities where the plastics are mostly found in the shredder light fraction (SLF), but also in the shredder heavy fraction (SHF). Subsequent post-shredder technologies (PST) can separate non-metallic materials and plastics from these fractions. However, the quality of generated secondary plastics is not comparable to the quality of the original product, and the treatment of plastics by PST has rarely taken place in Germany to date.

For current ELVs, the potentials lie particularly in certain components made of the polymer type49icycloapprox. 25 % of the plastic fraction)49icycloapprox. 15 %),49icycloapprox. 14 %), ABS/ASA49icycloapprox. 8 %),49icycloapprox. 6 %), PE-H49icycloapprox. 4 %) and other thermoplas49icycloapprox. 12 %) with polymers such as POM, PC and PBT and polymer blends.

Technical aspects of plastics separation from WEEE

In order to present the current state of development, technology and practice of WEEE and ELV plastics recycling, information from relevant technical literature, practical information published by companies as well as interviews with experts were collected. The technologies were described in terms of functional principles, sorting aspects, process parameters, input criteria and output characteristics, as well as possible and actual areas of application.

Sorting recyclable material streams with a high diversity of materials and pollutants, as is the case with WEEE and ELVs, is a complex process. It requires the interplay of many technologies to produce well-sorted plastic fractions suitable for the production of legally compliant recyclates.

WEEE is collected at public collection points or via certain (online) retailers (retail take-back obligation). Collected WEEE is then treated in certified primary treatment facilities. The focus of this study is on appliances from the areas:

- ▶ Temperature exchange equipment
- ▶ Screens, monitors, and equipment containing screens;
- ▶ Large appliances; and
- ▶ Small appliances.

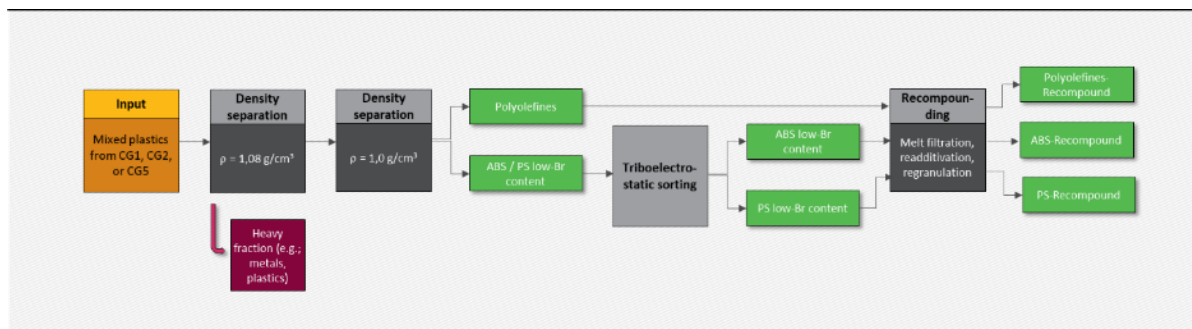
In general, temperature exchange equipment and screens are not mixed with other recyclable material streams.

For large appliances, sorting is often carried out as part of the treatment process to treat them together with small appliances that are similar in terms of their material composition. The classic white goods (such as washing machines, dishwashers) are sent to shredder facilities and are further processed together with other metal scrap.

In current state of the art practices, mechanical shredding stages are used for the treatment of WEEE in addition to sorting, manual dismantling and depollution. These are combined with the separation of fines, ferrous and non-ferrous metal separation, spectroscopic sorting processes and, in some cases, separation tables. Treatment facilities produce plastic-rich sorting fractions from temperature exchange equipment, screens and small appliances, which contain collection-group-specific proportions of recyclable plastics and extraneous material.

These mixed plastic fractions can be processed for plastics recycling in the subsequent treatment. Therefore, they must first be further sorted and the fractions rich in pollutants must be separated. Central processing steps in the applied subsequent treatment are density separation and electrostatics to produce a sorted polyolefin, low-bromine ABS and PS fractions.

Figure 3: Processing of the plastic-rich WEEE sorting fractions from initial treatment plants for WEEE.



Source: own figure, Ramboll and Fraunhofer IVV

Density separation and electrostatics are partly supplemented in the subsequent treatment by shredding, further density separations by means of air separation and heavy material traps, sludge separation, metal separation, wood and rubber separation, spectroscopic sorting processes, melt filtration in order to increase the purity and quality of the sorting fraction and to recover further valuable materials. Interviewed representatives of downstream processors of the plastic fraction stated that their recyclates have a purity of > 95 %, often also > 98 % concerning the plastics variety, and find their second product life cycle in the automotive and electrical industries, but also, for example, in horticulture, as well as in the construction and toy sector. The yields differ from collection group to collection group. For small appliances, a recyclate yield of approx. 50 % is achieved in relation to the input in the subsequent treatment.

While the state-of-the-art practice has already advanced to the point where low-bromine styrene-based plastics and polyolefins are recyclable plastics in WEEE production, the potential is still far from being fully exploited. Experts see obstacles along the WEEE processing chain, particularly in legal and economic circumstances, which hinder investments in expanding the capacity of plastics processing. The achievable prices for recyclates are limited by the prices of virgin materials for granulates of the same quality. Legal uncertainties regarding pollutant limits, different regulations concerning the handling of polluted WEEE sorting fractions within the EU, as well as a lack of demand from the plastics processing industry and finally also from end consumers are hindering the necessary, intensive expansion of the capacities that are already available today. The lack of demand can also be attributed, at least in part, to the bad image of recyclates.

Technical aspects of the separation of plastics from ELVs

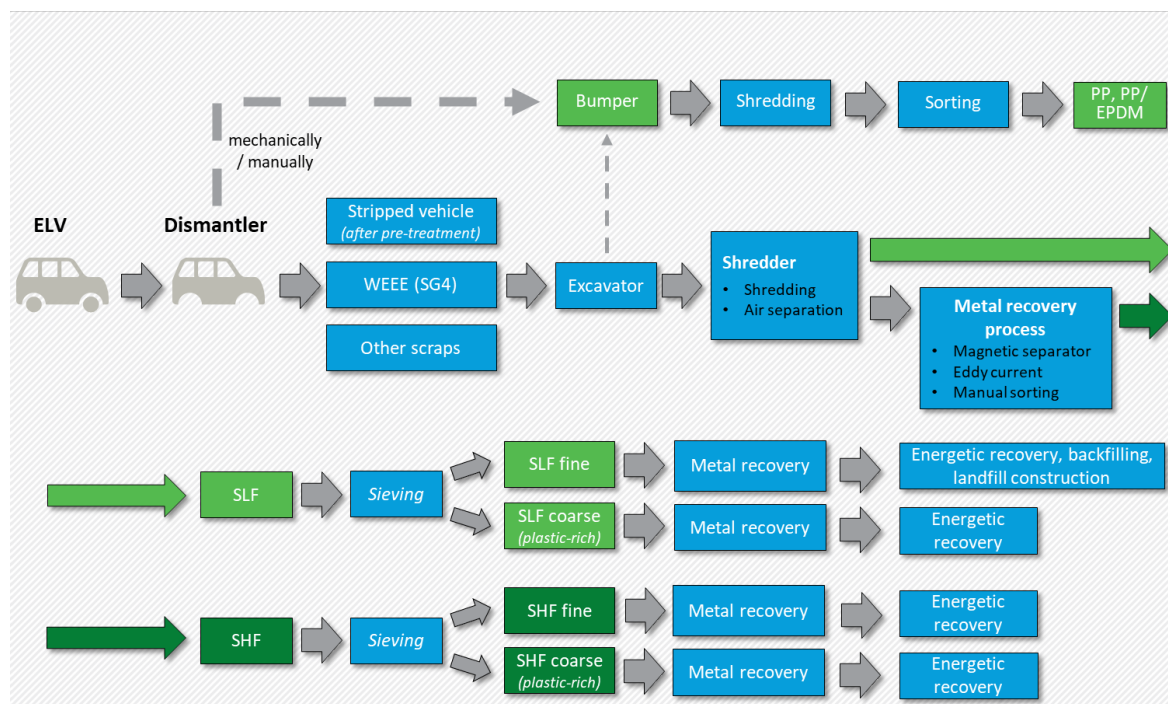
ELVs are pre-treated in authorised dismantling facilities. In practice, pre-treatment is usually limited to treatment steps legally prescribed by the ELV Directive. Large plastic parts are rarely

dismantled and separated: Fuel tanks, which contain HDPE as the main type of plastic, are not only drained, but often also dismantled so that the fuel residues can evaporate. Due to the lack of adequate recycling infrastructures for HDPE with diffused hydrocarbons and the associated high disposal costs for ELV tanks, the dismantler usually puts the dismantled tanks back into the vehicle. Occasionally, dismantling companies also remove bumpers from ELVs and possibly other PP and PP/EPDM components (e.g. door or window seals) for material recycling. In general, plastic components from the exterior or under the engine hood are easier to dismantle manually than components from the vehicle interior.

The stripped vehicle is handed over to shredding companies, who, similar to dismantlers, can dismantle tanks and bumpers within a few minutes with the help of an excavator with a gripper arm. Dismantlers often additionally make use of hydraulic tongs to assist the dismantling process. The stripped vehicle is then mixed with other scrap in a large-scale shredder, shredded ferrous and non-ferrous metals are recovered to a large extent. An SLF remains, which e.g. has a combined plastic and elastomer content of 74 %, as well as an SHF. The evidence suggests that in the SHF the share of plastic increases with increasing grain size. For example, a plastic and elastomer content of just under 22 % was determined for grain sizes < 18 mm. These fractions can be further processed by typical mechanical process steps.

In Germany, the plastic-rich sorting fractions are generally not sent to mechanical recycling. Initial attempts to recycle plastics from shredder residues already exist; for example, polyolefins from a PST sorting fraction are already being recycled in some cases.

Figure 4: Simplified illustration of the destination of the plastic fraction in the status quo of the separation and recycling of ELVs in Germany



Source: own figure, Ramboll and Fraunhofer IVV

In other European countries, the recovery of recyclable plastics from ELVs is already successful, up to qualities that meet the technical requirements of the automotive industry. In the recycling processes used there, density separation is also a central method for enriching the target plastics in density fractions, supplemented by various other processing methods specific to the material

flow. The recyclates are then mostly used not in the vehicle interior, but in the exterior or under the engine hood.

Barriers to the dismantling of large plastic parts include high dismantling costs (especially for manual dismantling), a lack of sales opportunities and recycling infrastructure, sorted fractions, a potentially high proportion of plastics containing pollutants or flame retardants, logistical and economic limits due to low bulk densities and possible necessary investment, e.g., in shredding technology. PST plastic recycling is hampered, in particular, by the complexity of shredder residues in terms of material diversity, potential cross-contamination by contaminated components - and a lack of investment security due to high investment costs, a lack of demand and low recycle prices.

Practical plastics separation trials

Two series of trials for WEEE plastics and two series of tests for ELV plastics were derived from the interviews with experts in order to gain knowledge that goes beyond the state-of-the-art practices for the development of separation strategies and recommendations for the implementation of measures.

WEEE trial 1: Recycling of highly filled polyolefins from white goods

Plastics from white goods are largely composed of highly filled PP grades. In Germany, white goods are broken down with other scrap in large shredders. As a result, the highly filled polyolefin qualities of the white goods are mixed with plastics from other input streams. To the authors' knowledge, no process chains have yet been established for the recovery of highly filled polyolefins from heterogeneous input streams. Regrind was produced via a separate breakdown of the white goods in the large shredder, laboratory shredder residue processing and spectroscopic plastic sorting of the polyolefins and its styrene-containing sorting fraction. The polyolefins of the SHF were regranulated. The mechanical, rheological and analytical evaluation shows that technically marketable highly filled polyolefin recyclates can be produced from polyolefins of white goods. In addition, via the solvent-based recycling process, CreaSolv®, fillers and fibres were separated and polyolefin grades low in fillers were produced.

WEEE trial 2: Dry mechanical sorting of WEEE plastics of collection group 5 (small household appliances and small information and communication technology equipment).

The collection and initial treatment of WEEE of collection group 5 leads to a mixture of halogenated flame retardant and flame retardant-free plastic qualities from many different components and appliances. In the WEEEsense project funded by the Federal Ministry of Education and Research (funding code 033RK063A), small household appliances and consumer equipment were broken down separately. The plastics PS, ABS and PC+PC/ABS were recovered via XRT (X-ray transmission), laser-induced fluorescence spectroscopy and regranulation. Input and target fractions were evaluated mechanically, rheologically and by pollutant analysis. The halogen contents of the sorting fractions were determined along the entire process chain. It was possible to concentrate bromine-contaminated ABS and PS grades in sorting fractions that were pure in type. Regrind qualities of low-bromine ABS, PS and PC/ABS were produced that are also mechanically-rheologically suitable for reuse in EEE and can be readditivated for specific applications.

ELV trial 1: Material recycling of plastics from fuel tanks

Diesel and petrol fuel tanks from ELVs are usually made from HDPE-rich components, some of which contain a fluorinated, PA-based or EVOH-based barrier (ethylene-vinyl alcohol copolymer) to prevent the leaking of volatile components.

Fuel tanks must be emptied completely during the pre-treatment of ELVs in accordance with the European ELV Directives national transpositions, e.g. the German ELVs Ordinance (AltfahrzeugV); fuel tanks can also be separated before the stripped vehicle is treated in the large-scale shredder. Over the lifetime of a vehicle, mineral oil hydrocarbons diffuse into the polymer matrix. In Germany, there are no material recycling options for fuel tanks. HDPE was recovered via manual separation of the fuel tanks, post-shredding, deodorisation in the infrared rotary kiln, vacuum extrusion and re-granulation. Input and target fractions were evaluated mechanically, rheologically and by pollutant analysis. The decrease in concentration of volatile components was analytically evaluated along the process chain. After deodorisation and vacuum extrusion, all BTEX (benzene, toluene, ethylbenzene and xylenes) aromatics were below or at the limit of quantification.

ELV trial 2: Material recycling of polyolefins from shredder residues

In Germany the SHF is generated from mixed scrap and, in addition to valuable non-ferrous metals that are recovered industrially, contains many plastics that are not recycled in Germany. The dominant polyolefin qualities come from ELVs and white goods. The polyolefins were recovered spectroscopically from a non-metal fraction generated by metal recovery from the mixed scrap fraction. About 40 % of the polyolefins contain high filler or fibre contents. No contaminants were identified in the chemical element content analysis of the sorted polyolefin regrind. In addition, fillers were separated via the solvent-based recycling process, CreaSolv®, and polyolefin grades low in fillers were produced.

Development of Separation and Recycling Strategies for Plastics from WEEE and ELVs

Specific separation and recycling strategies were developed for WEEE and ELVs, taking into account the presented status quo with regard to the increasing legal requirements for materials (Chapter 3.1), the use of plastics in EEE (Chapter 3.5) and vehicles (Chapter 3.6), the technical principles of separation (Chapter 4), and on the basis of the results from the practical trials (Chapter 5).

To this end, starting points were identified that represent a potential for optimising the current status of plastics recycling. These starting points were analysed and evaluated as specific options in factsheets, taking into account specific criteria.

WEEE:

The following table provides an overview of the selected options for separation and recycling strategies for WEEE.

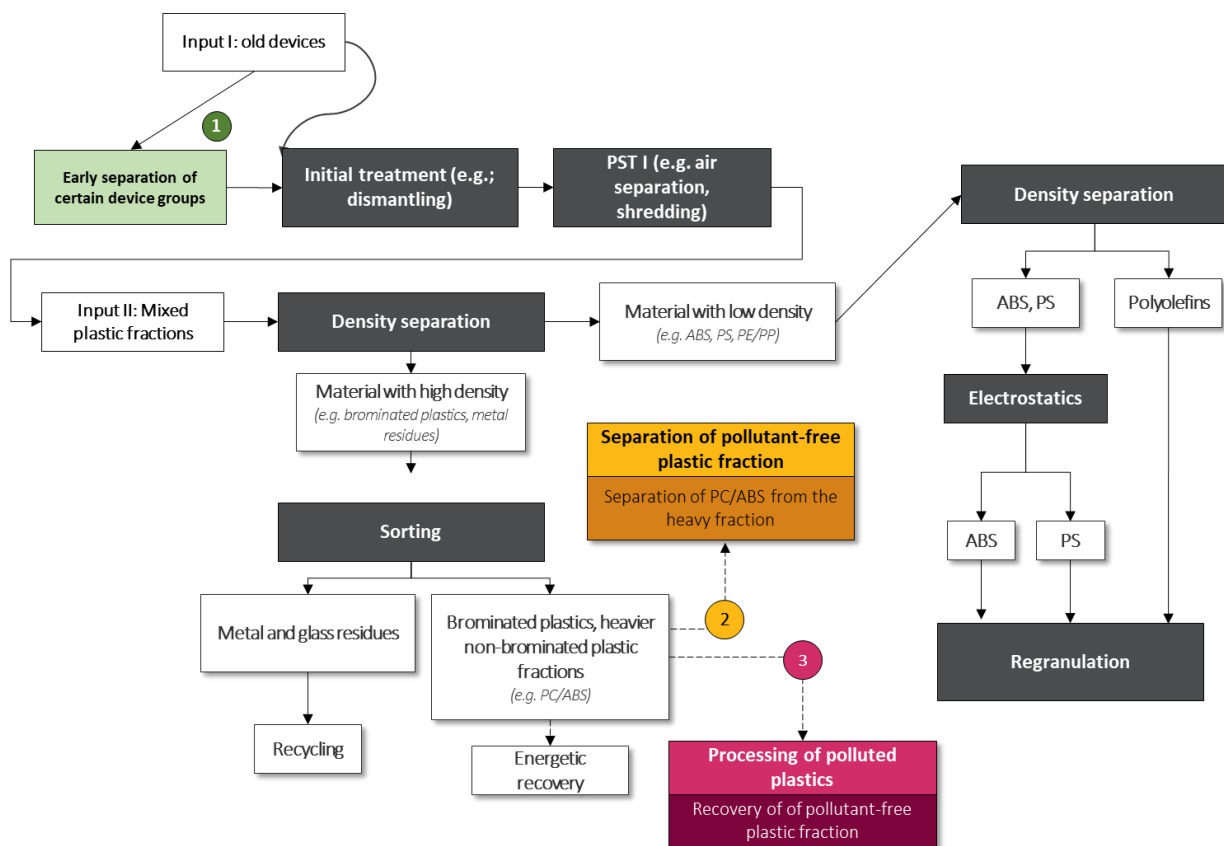
Table 1: Options for the development of separation and recycling strategies in WEEE

Collection group	Options
Collection group 1 – temperature exchange equipment	Early separation of loose plastic parts; Removal of flame retardants from plastics containing bromine.
Collection group 2 – display screen equipment	Early separation of PC/ABS from the heavy fraction; Removal of flame retardants from plastics containing bromine.
Collection group 4 – large appliances	Separate treatment of white goods; Processing of filled plastics and plastics containing interfering substances from the heavy fraction.
Collection group 5 – small appliances	Early separation of specific equipment groups prior to the mechanical breakdown Early separation of PC/ABS from the heavy fraction Removal of flame retardants from plastics containing bromine.

In order to develop integrated separation and recycling strategies for WEEE based on the individual options, specific options were combined and their opportunities and challenges discussed. Hence, three general separation and recycling strategies can be derived for WEEE:

1. Early separation of plastic components or equipment groups for material recycling;
2. Using extended PST for material recycling of plastics by separating non-polluted plastic fractions in the PST process beyond the status quo; and
3. Using extended PST for material recycling of plastics by processing polluted plastics (from the SHF) in the PST process beyond the status quo.

Figure 5: Illustration of the status quo of recycling of collection group 5 and possible approaches for optimising plastics recycling



Source: own figure, Ramboll and Fraunhofer IVV

These individual strategies can also be combined into a fourth strategy, in which all three strategies are applied.

By separating certain components or equipment groups at an early stage, high recycling rates and purities can be achieved. This strategy is already implemented for collection group 2 and collection group 4, for example, by separating the PMMA panes of flat screens of collection group 2 and the white goods of collection group 4 at an early stage. In order to increase the recycling rate even further, pollutant-free plastic fractions can be separated from the heavy plastic fraction or polluted plastic fractions can be processed. By combining all strategies, the recycling rate can be maximised.

The analysis of the options clearly shows that the individual strategies differ from collection group to collection group and thus also have different effectiveness and feasibilities.

Early separation of certain components or equipment categories would lead to high recycling rates with good quality. In collection group 1, for example, drawers and compartments can be removed at an early stage, whereas in collection group 4 and collection group 5 entire groups of WEEE categories are separated (white goods in collection group 4 or IT and telecommunication equipment in collection group 5). The separation of entire equipment groups has the advantage that fewer impurities are present in the downstream recycling process, which simplifies recycling and allows for better yields to be achieved.

In the downstream treatment, plastic fractions that do not contain pollutants can also be separated, such as the PC/ABS plastic blends that can be found in collection group 2 and 5. This is a plastic fraction that has not yet been exploited, and the separation and processing of this fraction could further increase the recycling yield. However, further process steps and plants would have to be established for this, which would involve high investment sums.

Finally, the polluted plastic fraction can also be processed by means of solvent-based recycling processes. Solvent-based recycling requires the installation of a separate plant and the recycling process can only focus on one target polymer. The additives and remaining polymers precipitate and can be separated, resulting in a recyclate with high quality. This strategy can be promoted in particular by combining it with the separation of the pollutant-free fraction, as this allows the polluted fraction to be enriched.

ELVs:

Starting points were also identified for ELVs, including at which points in the current process chain plastics are lost for material recycling. These were further analysed and evaluated in the form of factsheets.

The following table provides an overview of the selected options for separation and recycling strategies for ELVs.

Table 2: Options for the development of separation and recycling strategies for ELVs

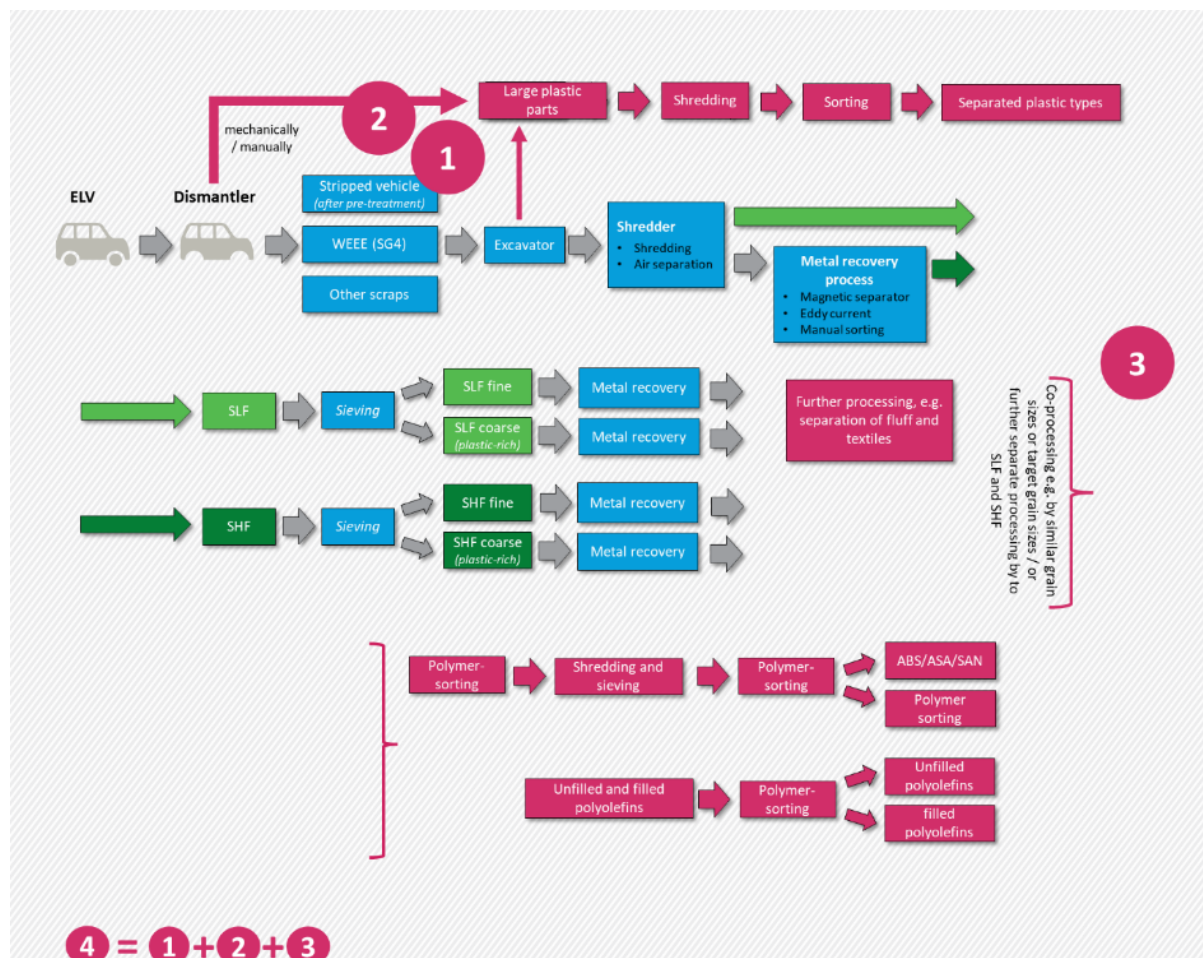
Options	Referring to specific plastic parts or types, if relevant
Early separation of plastic parts that are particularly recyclable	Headlights; Hubcaps; Dashboard; Radiator grills; Liquid containers; bumpers;
Early separation of plastic parts that contain substances interfering with recycling or pollutants with the aim of materially recycling of the plastic	fuel tanks
Using extended PST for the SLF	polyolefins; ABS/ASA/SAN
Using extended PST for the SHF	polyolefins; ABS/ASA/SAN

In order to develop possible separation and recycling strategies for ELVs, the specific options were aggregated, and the opportunities and challenges of these overarching strategies were discussed.

1. Early separation and co-processing of components of the same type of plastic;
2. Early separation and co-processing of the same plastic components ;

3. Focussing on extended PST and recycling of ABS/ASA/SAN or polyolefins of the SHF and SLF beyond the status quo; and
4. A combination of early separation and using of extended PST and recycling of plastics.

Figure 6: Possible separation and recycling strategies for ELVs



Source: own figure, Ramboll and Fraunhofer IVV

It became clear that early separation and processing of plastic parts already achieves a high recycling rate today, which is why this potential should be further exploited. However, in order to further process plastics that are not suitable for early separation (because of poor effectiveness or difficult implementation), the extended PST process is considered a useful supplement to an early separation in order to enhance the recycling of ELVs plastics. A combination of these two processes thus appears to be the most target-oriented. Results show that the early separation and reprocessing of bumpers is considered simple as well as effective, as they have, among other things, a high target plastic content and a high component weight. The implementation of early separation and reprocessing of hubcaps, fuel tanks and liquid containers is assessed as neither easy nor difficult. Thereby the effectiveness for fuel tanks and liquid containers is assessed as adequate (high target plastic content and high component weight). Hubcaps, on the other hand, are assessed as less effective due to the small quantities involved. The separation and reprocessing of dashboards, headlamps and radiator grilles are considered more demanding in terms of feasibility (whereby dashboards and radiator grilles are considered effective due to the high plastic potential, among other things). For a better or real

assessment, however, these material flow-specific processes would first have to be implemented and evaluated.

The early separation of all components that interfere with the processes of the extended PST (e.g., components contaminated with pollutants, carbon fibre-reinforced plastics or composites) is also considered challenging.

There is easier feasibility in extended PST with the treatment of the SSF (since this has already been enriched with plastics through metal removal), although the plastics potential is generally lower here than in the SLF. Thus, the feasibility for the reprocessing of plastics from the SLF is considered somewhat more complex than from the SSF, but offers great plastics potential, especially for flame retardant-free polyolefins. However, feasibility and effectiveness always depend on the composition of the shredder input (which always varies).

Use of recycled material

For vehicles and EEE, the use of recyclates, at least in part, is possible in principle, unless this is ruled out due to certain technical requirements for safety and quality. This is technically possible and ecologically significant.

In a future-oriented recycling strategy in line with the objectives of European policy (e.g. a pollutant-free environment), as well as taking into account the precautionary principle, high priority should be given to the use of recycled materials, in particular to making them as pollutant-free as possible. This is intended to achieve the highest possible protection of people and the environment, and also applies beyond existing limit values and to substances that may be restricted in the future.

The main goals to be achieved through high-quality recycling are (i) the replacement of primary material with secondary material and (ii) high quality secondary material with a low contamination of interfering substances and pollutants. This should enable a sustainable recycling of plastics and a pollutant-free environment. In principle, both goals can be achieved in open-loop as well as closed-loop recycling. Both open-loop and closed-loop recycling should also be possible for EEE and vehicles. It is to be expected that against the background of a strengthened circular economy, the production of PCR plastics and the competition for them will increase. A free market should be available for the recyclates. In some cases, however, it may be appropriate to avoid undesirable effects (e.g., recycling PET from beverage bottles in EEE or vehicles) or to promote desirable effects (e.g., circulating sector-specific additives) by defining measures to foster material recycling.

Markets and applications exist for secondary plastics from WEEE and ELVs. Since recycled plastics are in direct competition with primary plastics, sales are subject to considerable fluctuations, which depend in particular on fluctuations in the price of crude oil and primary plastics.

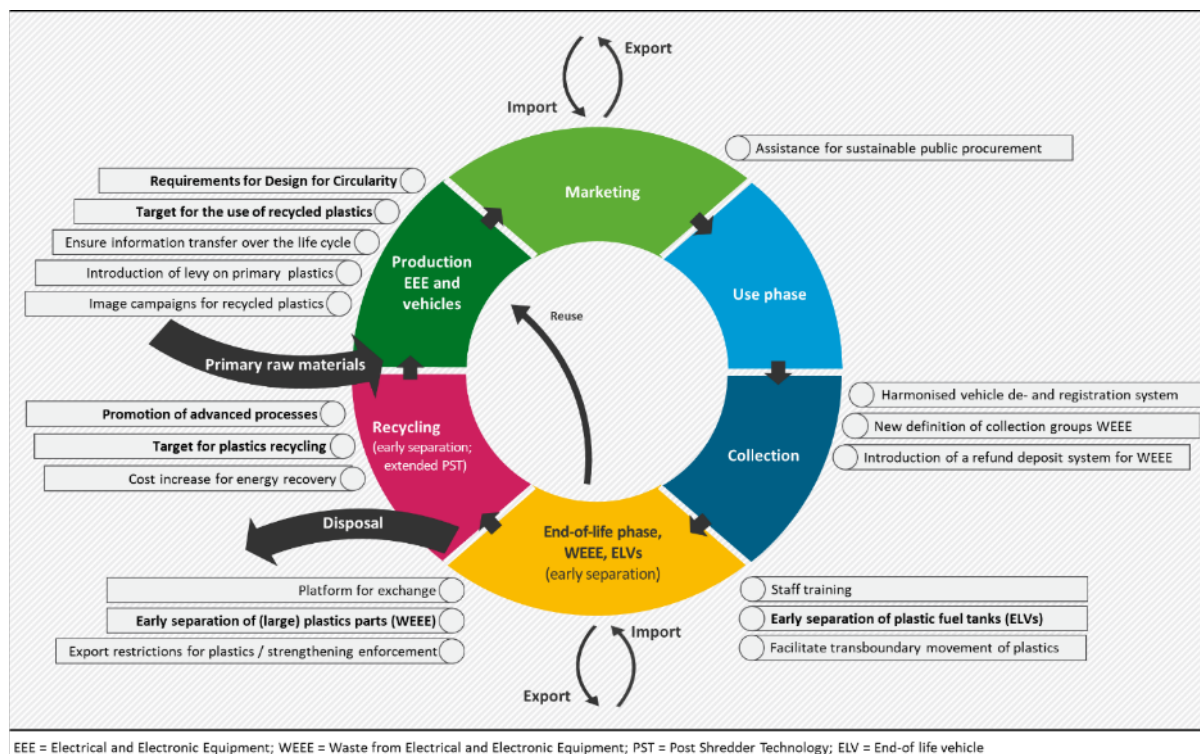
Derivation of measures to improve material recycling of plastics

Measures and recommendations for action were developed on the basis of the knowledge gained in the project, in particular the evaluation of the legal framework, and the recycling strategies derived. The aim is to implement the technically necessary measures to improve material recycling of plastics from WEEE and ELVs and to create framework conditions and for the separation of plastics which can be recycled as material from those which cannot be recycled as material, other materials, pollutants and substances interfering with recycling.

The primary focus is therefore on measures that specifically support both early separation and extended PST within the framework of the technical options and strategies for WEEE and ELVs (so-called strategy-specific measures). In addition to strategy-specific measures, further

measures were identified which, however, can only partly be derived and justified directly from the analysis of the results of the present project. They were complemented nonetheless in that they can create suitable framework conditions and incentives (so-called complementary measures). An overview of the measures can be found in the following figure.

Figure 7: Illustration of strategy-specific (highlighted) and complementary measures based on the life cycle.



Source: own figure, Ramboll and Fraunhofer IVV

The following is a brief explanation of the strategy-specific measures:

Target for plastics recycling

The recycling of plastics is to be promoted through a legally prescribed, weight-based recycling target. The recycling target can be achieved by means of secondary plastics, which primarily originate from high-quality mechanical recycling or from chemical recycling. It is essential that the resulting secondary plastics are used to replace primary plastics. To this end, recycling targets are proposed for WEEE categories and ELVs. Target corridors with clear timeframes and recycling targets are intended to provide planning security. This contributes to the European Plastics Strategy target of recycling 50 % of all plastic waste by 2030. To this end, the following recycling targets are proposed (percentages based on the total mass of WEEE or ELVs):

Table 3: Overview of proposed plastic recycling targets.

Year	2024	2027	2030
Category 1 – temperature exchange equipment	5 %	10 %	15 %
Category 2 – display screen equipment	5 %	7 %	10 %

Year	2024	2027	2030
Category 4 – large appliances (without photovoltaic panels)	5 %	7 %	10 %
Category 5 – small appliances	5 %	9 %	13 %
ELVs	0.7 %	2.0 %	3.3 %

Early separation of (large) plastic parts from WEEE

We recommend including the early separation of large plastic parts, such as drawers and compartments in refrigerators, with subsequent material recycling, if the corresponding materials are not separated and recycled during or after shredding, in the German WEEE Treatment Ordinance (EAG-BehandV). By separating large plastic parts at an early stage, fractions of higher purity or partial mono-fractions can be generated. Especially in the case of equipment that is already currently undergoing manual or partially mechanical dismantling, which companies can carry out with little additional effort during the dismantling process.

Including the early separation and recycling of plastic fuel tanks in the ELV Directive

Through the practical trials and discussions with experts, the advantage of early separation with subsequent recycling of plastic fuel tanks was demonstrated. The main advantages are that odour pollution of the entire shredder fraction and a disruption of the shredding process can be prevented. The practical tests confirmed the feasibility of mechanical recycling. Therefore, the early separation with subsequent mechanical recycling of plastic fuel tanks made of PE should be added to Annex I, point 4 of the ELV Directive, with a new indent, so that it reads: "Removal of plastic fuel tanks before the shredding process and giving of preference to reuse or recycling". This should also be added to the German ELV Ordinance (AltfahrzeugV) under point 3.2.3.3 of the Annex.

Promotion of advanced processes

The provision of low-threshold investment aid and tax measures are intended to specifically promote advanced recycling processes, but also the expansion of existing process combinations on the market. By reducing the investment risk, the development of a comprehensive recycling infrastructure - in particular the development of sufficient recycling capacities - is supported. In addition, the use of the processes should increase the recyclable plastic content and improve the recyclate quality. There are several possibilities for practical implementation, which are not mutually exclusive and can be used in combination if necessary. For example, funding programmes have proven to be an adequate instrument for the targeted promotion of certain economic sectors, especially in economically uncertain times. For the intended goal, the expansion of recycling infrastructure and capacities could be accelerated. Existing funding programmes are currently either thematically too broad or focussing on other areas, so that the expansion of capacities for material recycling of plastics has not been promoted to the extent that it is needed. The state has additional options in the form of investment aid, such as state shareholdings or loan guarantees, and in the form of tax measures, such as improved possibilities of depreciation.

Target for the use of recycled plastics

Currently, there is no stable sales market for recycled plastics for the recycling companies. In order to require use recycled plastics by manufacturers, a target for the use of secondary plastics should be introduced. This would increase the demand for secondary plastics and provide a stable market for recyclers. The target refers to Post-Consumer-Recyclate (PCR) plastics. The

PCR plastic use rate is determined by the mass share of PCR plastic in the total plastic share of the product.

For **EEE**, a general PCR plastic use rate of 5 %-10 % of the total plastic use could be initially targeted (starting value of 2 % in 2024 and a target corridor until 2030), with the aim to increase this share in the further future. The proposed quota refers to EEE across all equipment categories. In certain product groups, comparatively high recyclate use rates are already possible. In the elaboration of the PCR plastic use rate under the Ecodesign Directive, specific PCR plastic use rate should be implemented for individual equipment categories.

For **vehicles**, a PCR plastic use rate of 10 % – 15 % of total plastic use could initially be targeted (starting value 2 %, target corridor until 2035, adjustment to approx. 10 % in 2030 and 15 % in 2035). It is recommended to relate the recyclate use rate to the mass share of PCR plastic in the total plastic share of the vehicle fleets.

Requirements for design for circularity

This measure aims to facilitate recycling with concrete specifications for the design for circularity of EEE and vehicles during the manufacturing process, and thus also aims to improve the economic efficiency of dismantling and recycling. This means avoiding the use of potentially future restricted pollutants, keeping the variety of polymers to a minimum, using recycling-friendly (such as polyolefins or ABS) and easily separable polymers (such as PE+PP, PC+ABS) and avoiding substances that hinder recycling (such as composites, fibre composite materials and blends (with the exception of recyclable blends). Furthermore, specifications for easy and effective dismantling were formulated.

1 Hintergrund und Ziele

1.1 Hintergrund

Die weltweite, wie auch die europäische Nachfrage nach Kunststoffen ist in den vergangenen Jahrzehnten erheblich angestiegen und hat sowohl zu einem deutlichen Wachstum der hergestellten Kunststoffmengen wie auch der daraus resultierenden Kunststoffabfälle geführt. Für das Jahr 2018 wird die weltweite Herstellung an Kunststoffen auf 359 Millionen Tonnen geschätzt, wovon knapp 62 Millionen Tonnen auf die EU28 (inklusive Norwegen und der Schweiz) fielen (PlasticsEurope, 2019a, S. 14–15). Neben Asien und dem NAFTA-Raum (Kanada, USA, Mexiko) gehört die EU dabei zu den drei größten Herstellern von Kunststoffen. Unter Berücksichtigung von Exporten und Importen lässt sich für die EU28 für 2018 ein Verbrauch von ungefähr 51 Millionen Tonnen feststellen. Die meisten Kunststoffe wurden mit 39,9 % der verbrauchten Menge für Verpackungen und mit 19,8 % im Baugewerbe eingesetzt. Unmittelbar darauf folgen auf den Rängen drei und vier die Bereiche Fahrzeuge mit 9,9% und Elektro und Elektronik mit 6,2% der verbrauchten Menge (PlasticsEurope, 2019a, S. 19, 23). Durch die unterschiedlichen Einsatzgebiete und Lebensdauern von Kunststoffbauteilen und -produkten ergab dies für die EU28 ein Aufkommen von ca. 29 Millionen Tonnen Kunststoffabfällen für das Jahr 2018 (PlasticsEurope, 2019a, S. 28). Auch hier machen Kunststoffabfälle von Verpackungen den größten Anteil (über 50 %) aus, gefolgt von Kunststoffabfällen aus Elektroaltgeräten (EAG), sowie – neben anderen Stoffströmen – auch aus Altfahrzeugen.

Die EU-Kommission hat die Bedeutung dieses Materialstroms erkannt und 2018 eine EU-Kunststoffstrategie vorgestellt, welche die Art und Weise der Kunststoffherstellung, -verwendung, und -verwertung gestalten soll. Als langfristiges Ziel wird die Reduzierung von Kunststoffabfällen und eine Stärkung des Recyclings und der Wiederverwendung angestrebt (Europäische Kommission, 2018). Der Automotive-Sektor, wie auch die Elektro- und Elektronikbranche werden dabei explizit als wichtige Anwendungsgebiete für Kunststoffe erwähnt, deren Abfälle zugleich eine bedeutsame Quelle für das Kunststoffrecycling darstellen. Derzeit wird noch ein großer Teil der anfallenden Kunststoffabfälle aus EAG und Altfahrzeugen energetisch verwertet und mögliche Potentiale nicht voll ausgeschöpft. Dabei ist das Recycling von Kunststoffen aus EAG ökologisch vorteilhaft, da es nur ein Viertel des Treibhausgaspotenzials im Vergleich zur energetischen Verwertung und Produktion von Neumaterial verursacht. Daher wäre das werkstoffliche Recycling von Kunststoffen aus EAG und Altfahrzeugen eine bevorzugte Verwertungsvariante. Positive Effekte können jedoch nur erzielt werden, wenn hergestellte Rezyklate hochwertig sind, in ausreichender Menge dem Markt zurückgeführt werden und deren Qualität für die unterschiedlichen Einsatzgebiete ausreichend ist. Zu berücksichtigen sind hierbei Schadstoffe, die als Teil eines Kunststoffs im Recyclingkreislauf verschleppt werden können.

Im ElektroG werden zwar Recycling- und Verwertungsziele für EAG, jedoch nicht für darin enthaltene Kunststoffe festgelegt. Einzig wird das Ausschleusen von Kunststoffen, die bromierte Flammschutzmittel enthalten, vorgeschrieben. Eine wesentliche Änderung wird die 2022 in Kraft tretende Verordnung über Anforderungen an die Behandlung von Elektro- und Elektronik-Altgeräten (EAG-BehandV) darstellen. Die Verordnung wird das ElektroG im Hinblick auf die Schadstoffentfrachtung, sowie die Ressourcenschonung erweitern und deutlich konkretisieren.

Empfehlungen des Umweltbundesamtes für spezifische werkstoffliche Recyclingquoten weisen darauf hin, dass hinsichtlich der Kunststoffverwertung bisher ein ungenutztes Potenzial besteht (Moser et al., 2016). Dies lässt sich ebenfalls aus der Sammelquote von EAG ableiten. Deutschland hat in den vergangenen Jahren weniger als die Hälfte der in Verkehr gebrachten

Elektro- und Elektronikgeräte (EEG) gesammelt, sodass ein wesentlicher Teil ungenutzt blieb (Löhle et al., 2020).

Ähnliches gilt für den Automobilsektor. Aus der anfallenden Menge an Altfahrzeugen ergibt sich für Deutschland ein rechnerisches Gesamtpotenzial von 67.000 t an verbauten und recycelbaren Kunststoffen von denen lediglich 1.000 t für eine Wiederverwendung bzw. für ein Recycling demontiert wurden. Zwar gibt es neben allgemeinen Recyclingquoten Vorgaben zur Wiederverwendung großer Kunststoffteile (z.B. Stoßfänger oder Radkappen), allerdings keine konkreten Quoten zum Kunststoffrecycling. Gründe für das ungenutzte Recyclingpotential „werkstofflich recycelbarer“ Kunststoffe sind u.a. technische Herausforderungen bei der automatisierten Separierbarkeit, in Kunststoffen enthaltene technische Stör- oder Schadstoffe sowie fehlende Absatzmärkte für Rezyklate.

1.2 Zielsetzung

Ziel des Forschungsvorhabens ist die Entwicklung kohärenter und konsistenter Recyclingstrategien im Sinne von Separations- und Aufbereitungsstrategien. Im Fokus stehen dabei werkstofflich recycelbare Kunststoffe aus EAG und Altfahrzeugen und die Verbesserung des werkstofflichen Kunststoffrecyclings. Dies beinhaltet die folgenden Schritte:

- ▶ Das Aufzeigen geeigneter Zerkleinerungs- und Sortiertechniken;
- ▶ Die Identifikation optimaler Separationsorte für werkstofflich recycelbare und nicht werkstofflich recycelbare Kunststoffe;
- ▶ Die Darstellung geeigneter technischer Optimierungen der Aufbereitungs-/Recyclingprozesse und der notwendigen Informationsflüsse; und
- ▶ Das Aufzeigen von Anpassungen des rechtlichen Rahmens, um die Anpassung der Recyclingprozesse in der Praxis zur Umsetzung der Recyclingstrategie zu ermöglichen und zu befördern.

Für die Abgrenzung der Vorhabensziele sind die Begriffe „Kunststoff“ wie auch „werkstofflich recycelbar“ näher zu erläutern. Die Differenzierung zwischen werkstofflich und nicht werkstofflich recycelbar ist dabei eine rein technische Unterscheidung. So umfasst das werkstoffliche Recycling mechanische und thermoplastische Aufbereitungsverfahren, bei denen die chemische Struktur des Kunststoffs erhalten bleibt. Kunststoffe sind in diesem Sinne ein homogenes Gemisch, das nicht mechanisch voneinander getrennt werden kann. Diese müssen folglich in sortenreiner Form dem Recycling zugeführt werden.

„Nicht werkstofflich recycelbare Kunststoffe“ sind im Gegensatz dazu:

- ▶ Kunststoffe, die entweder durch die Eigenschaften des Polymers oder durch enthaltene Additive und Zuschlagsstoffe nicht für ein gängiges Aufbereitungsverfahren geeignet sind;
- ▶ Kunststoffe, die Schadstoffe enthalten und somit aus rechtlichen Gründen nicht verarbeitet oder ihre Rezyklate nicht in Erzeugnissen eingesetzt werden dürfen; und
- ▶ Mischungen und Verbunde aus (teilweise) werkstofflich recycelbaren Kunststoffen (und anderen Materialien), die nicht durch ein gängiges Sortier- bzw. Aufbereitungsverfahren zu sortenreinen Kunststoffen für ein werkstoffliches Recycling aufbereitet werden können, welche Primärkunststoff ersetzen.

Weitere Begriffe, die im Zusammenhang dieses Vorhabens von Relevanz sind, wurden im Glossar aufgelistet und erläutert (Anhang C – Glossar).

Diese Studie wurde im Zeitraum von 2019 bis 2022 erarbeitet. Verschiedene Berechnungen beruhen auf Daten die während des Berichtszeitraums als aktuelle Daten verfügbar waren. Um die aktuelle Situation im Jahr 2022 darzustellen, wurden an verschiedenen Stellen aktuellere Daten zusätzlich ergänzt. An der Grundsituation und den abgeleiteten Aussagen hat sich jedoch dadurch nichts grundsätzlich geändert.

2 Herangehensweise

Zur Erreichung der Vorhabensziele wurden folgende, aufeinander aufbauende Themenblöcke bearbeitet und im vorliegenden Bericht dargestellt:

- ▶ Sachstandsanalyse der Verwendung von Kunststoffen aus EAG und Altfahrzeugen (Ergebnisse siehe Kapitel 3);
- ▶ Technische Fragestellungen der Separation (Ergebnisse siehe Kapitel 4);
- ▶ Praktische Versuche zur Ableitung geeigneter Separations- und Recyclingstrategien (Ergebnisse siehe Kapitel 5);
- ▶ Entwicklung von Separations- und Recyclingstrategien (siehe Kapitel 6); und
- ▶ Ableitung von Maßnahmen (siehe Kapitel 7).

Im Folgenden werden Methoden und Vorgehensweise zur Erarbeitung dieser Themen kurz erläutert.

2.1 Sachstandsanalyse der Verwendung von Kunststoffen aus Elektroaltgeräten und Altfahrzeugen

2.1.1 Literaturrecherche

Zur Ermittlung des aktuellen Sachstands der Verwendung von Kunststoffen aus EAG und Altfahrzeugen wurde eine umfassende Literaturrecherche durchgeführt. Der Fokus lag dabei auf der systematischen Identifikation und anschließenden Auswertung wissenschaftlicher Literatur. Zusätzlich wurden vereinzelt nicht-wissenschaftliche Quellen, wie Veröffentlichungen von Verbänden oder Firmen-Newsletter und -Berichte mit einbezogen. Letzteres ist notwendig, um aktuelle Entwicklungen mit einzubeziehen.

Für die Literaturrecherche wurden die folgenden Schritte definiert und durchgeführt. Dies gilt gleichermaßen für die Sachstandsanalyse (Kapitel 3) wie auch für die technische Fragestellung der Separation (Kapitel 4):

- ▶ Schritt 1: Erarbeiten von Eignungskriterien;
- ▶ Schritt 2: Identifikation wissenschaftlicher Datenbanken und nicht-wissenschaftlicher Quellen (besonders Firmen-bezogene Quellen);
- ▶ Schritt 3: Literaturrecherche;
- ▶ Schritt 4: Selektion und Export der identifizierten Publikationen; und
- ▶ Schritt 5: Abschließende Bewertung und Zusammentragen von enthaltenen Daten und Informationen.

Als Eignungskriterien wurden Publikationsdatum, Art der Publikation, sowie der Verleger (z.B. wissenschaftlicher Fachzeitschriften) berücksichtigt. Zusätzlich wurde vom Auftraggeber weitergeleitete Literatur mit in die Recherche aufgenommen. Dies beinhaltet auch Literatur, die im Laufe des Projekts erst veröffentlicht wurde. Da das zu bearbeitende Thema von hoher Aktualität ist und zahlreiche Studien parallel laufen, wurde versucht, die dort gewonnenen Erkenntnisse so gut es geht einzubinden.

Unter Schritt 5 und der abschließenden Bewertung wurden den Studien zugrundeliegenden Methoden betrachtet und darauf geprüft, inwieweit sich Aussagen unterschiedlicher Autoren vergleichen lassen. Dies war besonders für den Vergleich von Kunststoffanteilen und Kunststoffzusammensetzungen wichtig.

2.1.2 Interviews

Als Ergänzung zur Literaturrecherche wurden Expert*innen aus den Branchen eingebunden und in Interviews zu bestimmten Themenblöcken befragt. Ziel dieser Befragung war das Schließen von Informations- und Datenlücken, sowie das Abfragen von Erfahrungswerten in Bezug auf Recycling und Rezyklateinsatz in den beiden Branchen. Ausgehend von eigenen Erfahrungswerten und ersten Rechercheergebnissen wurden relevante Stakeholder durch die Projektteilnehmer*innen identifiziert und durch den Auftraggeber ergänzt. Die Stakeholder wurden nach ihrer Expertise entlang der Aufbereitungskette zugeordnet, wobei einige Stakeholder mehreren der folgenden Stakeholdergruppen angehören können:

- ▶ Anbieter von Recycling-Technologien;
- ▶ Automobilhersteller, -zulieferer;
- ▶ Branchenverbände;
- ▶ Demontagebetriebe;
- ▶ Hersteller von EEG;
- ▶ Recycling-Unternehmen;
- ▶ Schredderbetriebe;
- ▶ Umweltverbände; und
- ▶ Vertreter aus Wissenschaft.

Die Fragebogen wurden je nach Gruppe angepasst und für die Interviews einheitlich benutzt. Verwendete Aussagen aus Interviews mit Expert*innen werden im Folgenden mit „Expert*innenmeinung Interview“ oder „Expert*inneninformation“ kenntlich gemacht.

2.1.3 Workshop

Die Ergebnisse aus der Literaturrecherche und den Interviews wurden konsolidiert und in einem Workshop präsentiert und zur Diskussion gestellt. Neben der großen Diskussionsrunde zu branchenübergreifenden Aspekten des Kunststoffrecyclings und des Rezyklateinsatzes umfasste der Workshop zwei getrennte Arbeitsgruppen. Diese beschäftigten sich gezielt mit Fragestellungen aus dem EAG- bzw. aus dem Altfahrzeug-Bereich. Zur Diskussion gestellte Punkte enthielten unter anderem:

- ▶ Welche spezifischen Hemmnisse stehen dem Recycling von Post-Consumer-Kunststoffen in Deutschland im Weg?
- ▶ Wie kann ihnen begegnet werden (und wo liegen die Prioritäten)?
- ▶ Wie können Kapazitäten für ein Kunststoffrecycling aus EAG aufgebaut werden (zur Erreichung eines ausreichenden Angebots an Rezyklaten)?
- ▶ Wie kann die Verschleppung von Schad-/ und Störstoffen verhindert werden (zur Erreichung einer ausreichenden Qualität der Rezyklate)?

- ▶ Wie können ausreichend reine Polymerfraktionen erreicht werden?
- ▶ Die Ergebnisse der Arbeitsgruppen wurden im Anschluss zusammengetragen und in den Bericht mit eingearbeitet.

Verwendete Aussagen aus den Workshops werden im Folgenden mit „Expert*innenmeinung Workshop“ oder „Expert*inneninformation“ kenntlich gemacht.

2.2 Technische Fragestellungen der Separation

Die Vorgehensweise zur Erarbeitung der technischen Fragestellungen der Separation lief im Wesentlichen parallel und in gleicher Art und Weise ab wie bei der oben beschriebenen Vorgehensweise zur Sachstandsanalyse. Der Fokus der Recherchen lag auf der Identifikation und Beschreibung verfügbarer Sortier- und Aufbereitungsverfahren, die zur Anreicherung von kunststoffreichen Sortierfraktionen führen. Dies beinhaltete die Erhebung praxisnaher Informationen zur Darstellung des aktuellen Stands der Praxis.

2.2.1 Literaturrecherche

Zur Ermittlung des aktuellen technologischen Stands der Entwicklung, Technik und Praxis der der EAG- und Altfahrzeug-Kunststoffaufbereitung wurde eine umfassende Literaturrecherche analog des in Kapitel 2.1.1 beschriebenen Vorgehens durchgeführt. Der Fokus lag dabei ebenso auf der systematischen Identifikation und anschließenden Auswertung wissenschaftlicher Literatur wie auf der intensiven Auswertung nicht-wissenschaftlicher Quellen, wie Veröffentlichungen Firmen-Newslettern, Pressemeldungen, Jahresberichten und Unternehmenshomepages.

2.2.2 Interviews

Zur Erhebung praxisnaher Informationen entlang der Aufbereitungskette von EAG und Altfahrzeugen wurde ein umfangreicher Fragenkatalog erstellt. Die Fragen wurden den folgenden Themenblöcken zugeordnet.

- ▶ Input;
- ▶ manuelle Demontage und Sortierung;
- ▶ maschinell-unterstützte Demontage und Sortierung;
- ▶ maschinelle Zerkleinerung;
- ▶ Sortierung nach Größe;
- ▶ Metallentfrachtung;
- ▶ sensorgestützte Sortierung;
- ▶ dichtebasierte Trennverfahren;
- ▶ Recompounding;
- ▶ Materialanforderungen;
- ▶ Rezyklateinsatz; und
- ▶ Hindernisse.

Parallel zu den in Kapitel 2.1.2 beschriebenen Interviews wurden auch hier Stakeholdergruppen gebildet:

- ▶ Vorbehandlung Altfahrzeuge;
- ▶ Erstbehandlung EAG;
- ▶ Schredderbetriebe;
- ▶ Folgebehandlung EAG;
- ▶ Verbände; und
- ▶ Wissenschaft.

Anschließend wurden die Themenblöcke den Stakeholdergruppen zugeordnet. Auf dieser Grundlage wurden die für die jeweiligen Stakeholder relevanten Fragen ausgewählt. Nach erfolgter Einladung und bestätigter Teilnahme wurde der Fragebogen erstellt und dem jeweiligen Stakeholder mit einigen Tagen Vorlauf vor dem Interviewtermin zugeschickt, sodass Stakeholder vorab Informationen einholen konnten und ggf. Fragen ablehnen konnten. Die Fragebögen wurden im Projektverlauf angepasst, insbesondere um tiefergehende Informationen zu erhalten und um Informationslücken zu schließen. Insgesamt nahmen 25 Stakeholder entlang der Kunststoffaufbereitungsketten für EAG und Altfahrzeuge an den Interviews teil. Die Interviewdauer betrug 30 – 90 Minuten, im Mittel etwa 45 Minuten.

2.3 Praktische Versuche zur Ableitung geeigneter Separations- und Recyclingstrategien

Basierend auf den durchgeführten Recherchen und Interviews mit Expert*innen wurden in enger Abstimmung mit dem Auftraggeber jeweils zwei relevante Fragestellungen für EAG und Altfahrzeuge herausgearbeitet:

EAG-Versuche:

1. Recycling hochgefüllter Polyolefine aus weißer Ware; und
2. Trockenmechanische Sortierung von EAG-Kunststoffen aus SG 5.

Altfahrzeug-Versuche:

1. Werkstoffliches Recycling von Kunststoffen aus Kraftstofftanks; und
2. Werkstoffliches Recycling von Polyolefinen aus der SSF-Metallrückgewinnung.

Sortierfraktionen wurden hinsichtlich ihrer Materialzusammensetzung charakterisiert. Die stoffstromspezifische Analytik der Input- und Zielfraktionen berücksichtigt Elementgehalte, Gehalte spezifischer halogener Flammenschutzmittel, Phthalate, PFAS, BPA, PAK, BTX und Toluoläquivalente. Darüber hinaus wurden für Zwischen- und Nebenfraktionen der Sortierung die Gehalte spezifischer Flammenschutzmittel bestimmt, sofern ein vorab definierter Grenzwert für Brom, Chlor bzw. Phosphor in der Elementgehaltsanalyse überschritten wurde.

2.4 Entwicklung von Separations- und Recyclingstrategien

Ergebnisse aus dem Sachstand der Kunststoffverwendung, dem technischen Stand der Separation, sowie Erkenntnisse aus den praktischen Versuchen fließen in die ökologische wie ökonomische Bewertung mit ein. Das Ziel ist das Ableiten und die Beschreibung möglicher Separations- und Recyclingstrategien. Dies beinhaltet Vorschläge für den möglichen Einsatz von

Rezyklaten, welche durch das optimierte Kunststoffrecycling generiert werden. Die folgenden Schritte werden für die Entwicklung der Strategien durchlaufen:

1. Festlegung übergeordneter Ziele an welchen die Beurteilung der Optionen durchgeführt wird;
2. Festlegung von Kriterien für die systematische Bewertung der Optionen;
3. Festlegung eines Status quo der Prozessketten für EAG sowie Altfahrzeuge;
4. Vorstellung und Bewertung unterschiedlicher Optionen zur Erhöhung des Recyclings
5. Diskussion und Bewertung der unterschiedlichen Optionen;
6. Entwicklung von „einfachen“ und „anspruchsvollen“ Strategien durch Kombination ausgewählter Optionen; und
7. Diskussion zu Möglichkeiten des Rezyklateinsatzes.

Im Kontext des Vorhabens werden Ansatzpunkte herausgearbeitet, die ein Optimierungspotenzial zum aktuellen Status des Kunststoffrecyclings darstellen. Die daraus resultierenden spezifischen Optionen werden anschließend analysiert und bewertet. Zur Ableitung von Separations- und Recyclingstrategien werden einzelne Optionen sinnvoll miteinander kombiniert. Die Separations- und Recyclingstrategien haben als übergeordnetes Ziel eine Steigerung der ökologisch sinnvollen, werkstofflichen Kunststoffverwertung aus EAG bzw. Altfahrzeugen.

2.5 Ableitung von Maßnahmen

Auf Basis gewonnener Erkenntnisse, der Auswertung des rechtlichen Rahmens, sowie der abgeleiteten Strategien werden Maßnahmen und Handlungsempfehlungen für politische wie auch wirtschaftliche Akteure entwickelt. Diese sollen die Umsetzung der ausgewählten Separations- und Recyclingstrategien fördern, mit dem übergeordneten Ziel eine Verbesserung der Kunststoffverwertung aus EAG und Altfahrzeugen zu erreichen. Des Weiteren sollen diese Rahmenbedingungen für eine Separation von werkstofflich recycelbaren Kunststoffen schaffen. Hierbei werden sowohl bei der Entwicklung wie auch bei der Validierung der Empfehlungen und Maßnahmen die Schwierigkeiten bei der Umsetzung des bestehenden Rechts sowie die Umsetzbarkeit von Maßnahmen mit ausgewählten relevanten Expert*innen aus der Industrie und Behördenvertretern diskutiert und anschließend bewertet. Strategiespezifische und komplementäre Maßnahmen werden in Kapitel 7 diskutiert.

3 Sachstand bezüglich der Verwendung von Kunststoffen aus Elektroaltgeräten und Altfahrzeugen in Deutschland

3.1 Überblick über den rechtlichen Rahmen

Im Folgenden wird der Rechtsrahmen für die (Erst-)Behandlung von EAG und die Demontage und Verwertung von Altfahrzeugen dargestellt. Im Fokus stehen dabei Anforderungen an die Separation und das Recycling von Kunststoffen erwählter Abfallströme, sowie speziell diejenigen Anforderungen, die der Separation und dem Recycling förderlich sind. Gleichzeitig sollen mögliche Hemmnisse und Lücken aufgezeigt und beschrieben werden. Im Zuge dessen werden aktuelle rechtliche Beschränkungen von Stoffen in Kunststoffen dargestellt und mögliche Entwicklungen aufgezeigt.

Der Rechtsrahmen bei der Separation und dem Recycling von Kunststoffen aus EAG und Altfahrzeugen umfasst eine Vielzahl an relevanten Gesetzestexten und kann wie folgt strukturiert werden: Übergreifender Rechtsrahmen, Regelungen für spezifische Produktabfälle, Chemikalienrecht.

Übergreifender Rechtsrahmen:

- ▶ **EG-Abfallrahmenrichtlinie** - Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien; und
- ▶ **Kreislaufwirtschaftsgesetz (-rWG)** - Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen.

Zentrales Regelwerk des europäischen Abfallrechts ist die EG-Abfallrahmenrichtlinie. Diese legt Definitionen wie Abfall, Verwertung und Beseitigung fest und stellt wesentliche Anforderungen an die Abfallwirtschaft auf. Zusätzlich werden zentrale Grundsätze wie die Verpflichtung der ordnungsgemäßen Abfallbehandlung zum Schutz der Umwelt und der menschlichen Gesundheit festgelegt. Die Anwendung hochwertiger Abfallverwertungsmethoden wird gefördert und die Abfallhierarchie eingeführt. Mit dem Kreislaufwirtschaftsgesetz wird die EG-Abfallrahmenrichtlinie in deutsches Recht umgesetzt. Dort werden die Pflichten der Erzeuger und Besitzer von Abfällen sowie weiterer Akteure wie der öffentlichen Entsorgungsträger und Hersteller grundsätzlich definiert.

Regelung für spezifische Produktabfälle:

- ▶ **EG-Altfahrzeugrichtlinie** – Richtlinie 2000/53/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. September 2000 über Altfahrzeuge;
- ▶ **Altfahrzeug-Verordnung (Altfahrz-ugV)** - Verordnung über die Überlassung, Rücknahme und umweltverträgliche Entsorgung von Altfahrzeugen;
- ▶ **EU-WEEE-Richtlinie** – Richtlinie 2012/19/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 4. Juli 2012 über Elektro- und Elektronik-Altgeräte;
- ▶ **Elektro- und Elektronikgerätegesetz (Elekt-roG)** - Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von EEG;
 - Verordnung über Anforderungen an die Behandlung von Elektro- und Elektronik-Altgeräten Elektro- und Elektronik-Altgeräte Behandlungsverordnung (EAG-BehandV); gültig ab 1. Januar 2022;

- ▶ **RoHS-Richtlinie** - Richtlinie 2011/65/EU des Europäischen Parlaments und des Rates zur Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in EEG; und
- ▶ **Elektro- und Elektronikgeräte-Stoff-Verordnung (ElektroSt-ffV)** - Verordnung zur Beschränkung der Verwendung gefährlicher Stoffe in EEG.

Die aufgelisteten Regelwerke stellen EU-Regelungen und deren nationale Umsetzungen dar, die maßgeblich sind für die ordnungsgemäße Bewirtschaftung der Abfallströme Altfahrzeuge und EAG und insbesondere deren Recycling bzw. sonstige Verwertung. So bestimmt die EU-WEEE-Richtlinie zum Beispiel Vorgaben zur Getrenntsammlung von EAG und legt zugleich zu erreichende Sammelquoten fest.

Neben den erwähnten Regelwerken spielt das Chemikalienrecht bei der Separation und dem Recycling von Kunststoffen eine besondere Rolle. Die EU legt harmonisierte Vorgaben für die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung von Stoffen als solchen, in Gemischen und Erzeugnissen fest. Im Chemikalienrecht wird dabei verstärkt auf Verordnungen gesetzt, die unmittelbare Gültigkeit für die Mitgliedsstaaten besitzen.

- ▶ **EG-REACH-Verordnung** – Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe;
- ▶ **SVHC-Liste – (Substances of very high concern)** - Liste der für eine Regelung im Rahmen des Zulassungsverfahrens in Frage kommenden besonders besorgniserregenden Stoffe; gemäß Art. 59 Abs. 10 REACH;
- ▶ **EG-CLP-Verordnung** – Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen; und
- ▶ **EU-POP-Verordnung** - Verordnung (EU) 2019/1021 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. Juni 2019 über persistente organische Schadstoffe.

Auf nationaler Ebene trifft das Chemikaliengesetz (ChemG) ergänzende allgemeine Regelungen. Speziell für POP-Abfälle gilt national die Verordnung über die Getrenntsammlung und Überwachung von nicht gefährlichen Abfällen mit persistenten organischen Schadstoffen (POP-Abfall-ÜberwV).

In den folgenden Kapiteln wird auf relevante Aspekte der einzelnen Regelungen eingegangen.

3.1.1 Produktspezifische Regelungen für die betrachteten Abfallströme

3.1.1.1 EU-WEEE-Richtlinie und ElektroG

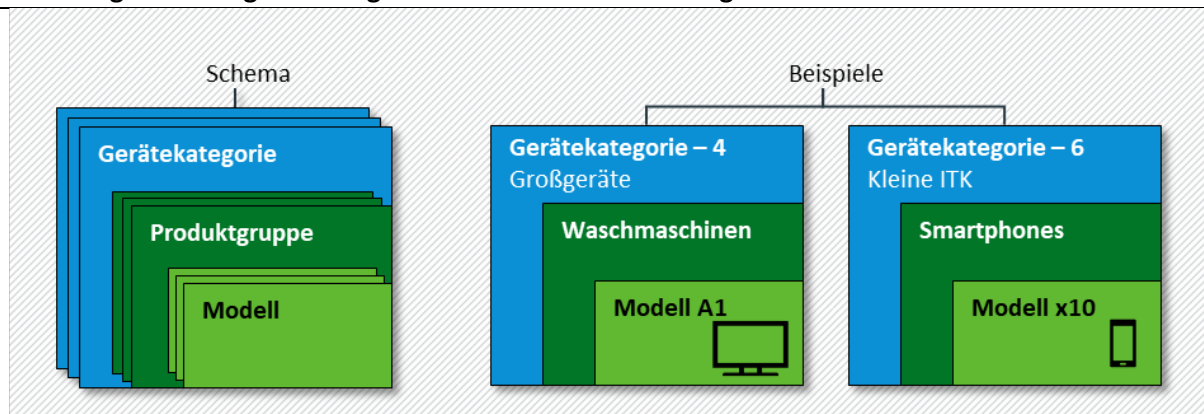
EEG¹ werden nach EU-WEEE-Richtlinie Artikel 3 Abs. 1 a) als Geräte definiert, „die zu ihrem ordnungsgemäßen Betrieb von elektrischen Strömen oder elektromagnetischen Feldern abhängig sind, und Geräte zur Erzeugung, Übertragung und Messung solcher Ströme und Felder, die für den Betrieb mit Wechselstrom von höchstens 1 000 Volt bzw. Gleichstrom von höchstens 1 500 Volt ausgelegt sind“.

Unter EAG werden Geräte verstanden, die Abfall im Sinne des Artikel 3 Abs. 1 der EG-Abfallrahmenrichtlinie sind. Dies beinhaltet im Sinne der EU-WEEE-Richtlinie alle „Bauteile, Unterbaugruppen und Verbrauchsmaterialien, die zum Zeitpunkt des Eintritts der Abfalleigenschaft Teil“ des Altgerätes sind.

¹ Im Folgenden wird unter Elektro- und Elektronikgeräten bzw. Elektro- und Elektronikaltgeräten Geräte i.S.d. ElektroG bzw. der Elektroaltgeräte-Richtlinie verstanden.

Des Weiteren sollen hier einige Begrifflichkeiten definiert werden, die in den folgenden Kapiteln mehrfach Verwendung finden und die bei der Unterscheidung von Kunststoffanteilen wichtig sind. So ist ein Modell eines bestimmten Produktes die kleinste Betrachtungsweise (z.B. ein bestimmtes Smartphone-Modell). Vereinzelt geben Hersteller den Kunststoffanteil für einzelne Modelle an. Der übergeordnete Begriff der Produktgruppe beinhaltet alle Produkte mit ähnlichen Funktionalitäten – zum Beispiel sämtliche Smartphones. Wie in späteren Kapiteln dargestellt, lassen sich Angaben zu Kunststoffanteilen häufig auf dieser Ebene treffen. Eine Ebene höher sind die Gerätekategorien bzw. die Gerätegruppen angesiedelt, die in entsprechender Gesetzgebung und bei offiziellen Statistiken häufig Verwendung finden. Das benutzte Schema ist in der folgenden Abbildung 8 grafisch dargestellt.

Abbildung 8: Kategorisierung von Elektro- und Elektronikgeräten



Gerätekategorien gemäß EU-WEEE-Richtlinie Anhang III ; Produktgruppe und Modell sind keine Begriffe der EU-WEEE-Richtlinie, sind in der Industrie jedoch geläufig

Quelle: Eigene Darstellung, Ramboll

Im Sinne des Artikels 2 Abs. 1b) und des Anhangs III der EU-WEEE-Richtlinie wird zwischen den folgenden 6 Gerätekategorien unterschieden:

1. Wärmeüberträger;
2. Bildschirme, Monitore und Geräte, die Bildschirme mit einer Oberfläche von mehr als 100 Quadratzentimetern enthalten;
3. Lampen;
4. Großgeräte, bei denen mindestens eine der äußeren Abmessungen mehr als 50 Zentimeter beträgt;
5. Kleingeräte, bei denen keine der äußeren Abmessungen mehr als 50 Zentimeter beträgt; und
6. Kleine Geräte der Informations- und Telekommunikationstechnik, bei denen keine der äußeren Abmessungen mehr als 50 Zentimeter beträgt.

Es sollte hierbei erwähnt werden, dass die Kategorien und eine nicht abschließende Liste mit EEG während der Novellierung der europäischen Richtlinie 2002/96/EG (alte WEEE-Richtlinie) überarbeitet und durch die in der neuen EU-WEEE-Richtlinie (2012/19/EU) in Anhang III und Anhang IV (offener Anwendungsbereich) definierten Kategorien und Geräten ersetzt wurden. Die ursprünglichen zehn Kategorien sind jedoch bei statistischen Auswertungen nach wie vor von Bedeutung, da die Kategorien nach Artikel 2 Abs. 1 b) erst ab dem 15. August 2018 Anwendung fanden². Zum Vergleich der Sammel- und Kunststoffmengen in EAG in ihrer

² In der Berichtserstattung, die nach Artikel 16 der EU-WEEE-Richtlinie (2012/19/EU) Pflicht ist und gemäß Anhang X B Nr 2. Und 3. den Berichtszeitraum und die Kategorie des Elektro- oder Elektronikgerät nach Anhang I bzw. Anhang III beinhalten soll, wird die Änderung der Gerätekategorien erst zum Berichtsjahr 2019 wirksam.

Entwicklung über die Jahre sind daher beide Kategorisierungen zu betrachten und miteinander zu vergleichen. Relevant für diese Art der Vergleiche sind:

- ▶ Anhang I – EU-WEEE- Richtlinie mit der Auflistung vom 13. August 2012 bis zum 14. August 2018 (Übergangsfrist) geltenden 10 Gerätekategorien;
- ▶ Anhang II – EU-WEEE- Richtlinie mit einer nicht abschließenden Liste an Produktgruppen (z.B. Kühlschränke) je Gerätekategorie aus Anhang I;
- ▶ Anhang III – EU-WEEE- Richtlinie mit der Auflistung der ab dem 15. August 2018 geltenden 6 Gerätekategorien; und
- ▶ Anhang IV – EU-WEEE- Richtlinie mit einer nicht abschließenden Liste an Produktgruppen je Gerätekategorie aus Anhang III.

Gegenstand der EU-WEEE-Richtlinie ist der Schutz der Umwelt und der menschlichen Gesundheit. Die darin festgelegten Maßnahmen sollen die schädlichen Auswirkungen der Entstehung und Bewirtschaftung von EAG vermeiden und verringern, zusätzlich die Gesamtauswirkungen der Ressourcennutzung reduzieren und die Effizienz der Ressourcennutzung steigern (Art. 1 EU-WEEE-Richtlinie). Diese umfassen Anforderungen an die Schadstoffentfrachtung und Wertstoffseparierung, sowie die ordnungsgemäße Beseitigung aller nicht verwertbarer Stoffe. Hierfür soll eine Kombination aus manuellen und maschinellen Verfahrenstechniken Einsatz finden. Ein zentraler Punkt sind schadstoffhaltige Bauteile und Stoffe, die bei der Behandlung nicht zerstört, sondern von den zu verwertenden Materialströmen separiert werden sollen, um eine Vermischung oder Verdünnung zu verhindern.

Nach Artikel 8 EU-WEEE-Richtlinie sind alle getrennt gesammelten EAG im Zuge der Erstbehandlung ordnungsgemäß zu behandeln, was mindestens die Entfernung aller Flüssigkeiten sowie eine selektive Behandlung gemäß Anhang VII EU-WEEE-Richtlinie umfasst. Die selektive Behandlung beinhaltet die getrennte Erfassung bzw. das Entfernen verschiedener Stoffe, Gemische und Bauteile, zu denen Kunststoffe, die bromierte Flammschutzmittel enthalten, zählen.

Im Zuge der Verwertung sind darüber hinaus die Vorgaben der EU-WEEE-Richtlinie sowie auf nationaler Ebene die Vorgaben der § 20 ff. ElektroG zu beachten, in denen Anforderungen an die Behandlung festgelegt werden. Dies umfasst u.a. eine vorrangige Prüfung, ob das Altgerät oder einzelne Bauteile einer Vorbereitung zur Wiederverwendung zugeführt werden können (§ 20 Abs. 1 ElektroG) sowie spezielle Vorgaben für die Behandlung (§ 20 Abs. 2, auch i.V.m. Anlagen 4 und 5 ElektroG). An dieser Stelle sollte ergänzt werden, dass diese Behandlungsanforderungen auf Grundlage von § 24 Nr. 2 ElektroG überarbeitet wurden und in eine eigene Rechtsverordnung – der EAG-BehandV – überführt wurden. Diese Verordnung tritt am 01. Januar 2022 in Kraft und wird die bisherigen Behandlungsanforderungen dadurch konkretisieren und erweitern. Insbesondere sind hier § 3 f. und § 7 EAG-BehandV zu nennen.

Gemäß Artikel 7 sowie Artikel 11 und Anhang V EU-WEEE-Richtlinie sind folgende Quoten für die Verwertung einzuhalten:

Tabelle 4: Verwertungsziele nach Anhang V EU-WEEE-Richtlinie

Kategorie(n)	Ziele für Verwertung insgesamt	Ziele für Vorbereitung zur Wiederverwendung und Recycling
Altgeräte der Kategorie 1 und 4	Mindestens 85 % des durchschnittlichen Gewichts je Gerätekategorie	Mindestens 80 % des durchschnittlichen Gewichts je Gerätekategorie
Altgeräte der Kategorie 2	Mindestens 80 % des durchschnittlichen Gewichts je Gerätekategorie	Mindestens 70 % des durchschnittlichen Gewichts je Gerätekategorie
Altgeräte der Kategorien 5 und 6	Mindestens 75 % des durchschnittlichen Gewichts je Gerätekategorie	Mindestens 55 % des durchschnittlichen Gewichts je Gerätekategorie
Altgeräte der Kategorie 3		80 % (nur Recycling)

Ähnlich den Pflichten für Automobilhersteller unterliegen auch die Hersteller von EEG bestimmten Informationspflichten. Nach Artikel 15 EU-WEEE-Richtlinie sind die Mitgliedstaaten verpflichtet, die erforderlichen Maßnahmen zu treffen, dass jeder Hersteller bestimmte Informationen bereitstellt. Dazu zählen Informationen über die Vorbereitung zur Wiederverwendung und die Behandlung für jeden Typ neuer EEG, die erstmals in der Union in Verkehr gebracht werden, innerhalb eines Jahres nach Inverkehrbringen des jeweiligen Geräts kostenlos bereitstellen“. Es wird weiter festgelegt, dass sich aus den Informationen ergeben muss, „welche verschiedenen Bauteile und Werkstoffe die EEG enthalten und an welcher Stelle sich in den EEG gefährliche Stoffe und Gemische befinden“.

3.1.1.2 EU-RoHS-Richtlinie

Die EU-RoHS-Richtlinie (Richtlinie 2011/65/EU) dient der Beschränkung der Verwendung gefährlicher Stoffe in EEG. Eine besondere Erweiterung gegenüber der alten RoHS-Richtlinie (Richtlinie 2002/95/EG) ist der sogenannte Open-Scope-Ansatz, durch den erstmals ab dem 22. Juli 2019 alle EEG erfasst werden (d.h. auch diejenigen, die nach früherem Recht keiner Gerätekategorie zuzuordnen waren und damit nicht im Anwendungsbereich der Richtlinie lagen). In deutsches Recht wird die EU-RoHS-Richtlinie durch die Elektro- und Elektronikgeräte-Stoff-Verordnung (ElektroStoffV) umgesetzt. Wesentlicher Bestandteil der Verordnung sind Voraussetzungen für das Inverkehrbringen von EEG, zu denen Stoffbeschränkungen für Schwermetalle, Flammschutzmittel, Weichmacher, etc. gehören. EEG einschließlich Kabel und Ersatzteile dürfen nur in Verkehr gebracht werden, wenn die zulässigen Höchstkonzentrationen folgender Stoffe nicht überschritten werden.

Tabelle 5: Stoffbeschränkungen nach ElektroStoffV

Stoffbeschränkungen wie festgelegt in § 3 ‚Voraussetzungen für das Inverkehrbringen‘

Stoff/Stoffgruppe	Grenzwerte in Gewichtsprozent bezogen auf homogene Werkstoffe
Blei	0,1 Gew.-%
Quecksilber	0,1 Gew.-%
sechswertiges Chrom	0,1 Gew.-%
polybromiertes Biphenyl (PBB)	0,1 Gew.-%
polybromierte Diphenylether (PBDE)	0,1 Gew.-%
Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	0,1 Gew.-%
Butylbenzylphthalat (BBP)	0,1 Gew.-%
Dibutylphthalat (DBP)	0,1 Gew.-%
Diisobutylphthalat (DIBP)	0,1 Gew.-%
Cadmium	0,01 Gew.-%

Die in der Tabelle dargestellten Phthalate DEHP, BBP, DBP und DIBP wurden durch die Delegierte Richtlinie (EU) 2015/863 der Kommission³ zum relevanten Anhang II hinzugefügt und ergänzen die Liste der zu beschränkenden Stoffe um vier Weichmacher, die in Kunststoffen in EEG gefunden werden können. Seit 2018 läuft die Studie zur Unterstützung der Überprüfung der Liste der beschränkten Substanzen und zur Beurteilung eines neuen Ausnahmeantrags unter der EU-RoHS-Richtlinie. Teil der Studie ist die Prüfung und Bewertung von sieben weiteren Substanzen im Hinblick das Hinzufügen zur Liste der beschränkten Substanzen in Anhang II der Richtlinie; untersucht werden dabei die folgenden Stoffe/-gruppen:

- ▶ Antimontrioxid;
- ▶ Tetrabrombisphenol A (TBBP-A);
- ▶ Indiumphosphid (InP);

³ URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX:32015L0863>

- ▶ Mittelkettige Chlorparaffine (MCCPs)⁴;
- ▶ Beryllium und seine Verbindungen;
- ▶ Nickelsulfat und Nickelsulfamat; und
- ▶ Cobalt(II)-chlorid und Cobaltsulfat.

Zwischenergebnisse der Prüfung erwähnter Substanzen sind seit April 2020 veröffentlicht⁵. In der Studie wurden Beschränkungen für MCCPs (in PVC-Isolierungen und Ummantelungen für elektrische Kabel und Drähte vorhanden) und TBBP-A (in ABS- und HIPS-Kunststoffe, zum Beispiel Gehäuse) erwähnt.

Die erwähnten Stoffbeschränkungen gelten für das ganze Produkt, wobei sich die zulässigen Höchstkonzentrationen jeweils auf einen homogenen Werkstoff beziehen. Der Begriff des homogenen Werkstoffs ist dabei von besonderer Bedeutung. Nach Artikel 3 Nr. 20 der EU-RoHS-Richtlinie ist ein homogener Werkstoff ein „Werkstoff von durchgehend gleichförmiger Zusammensetzung oder ein[en] aus verschiedenen Werkstoffen bestehenden Werkstoff, der nicht durch mechanische Vorgänge wie Abschrauben, Schneiden, Zerkleinern, Mahlen und Schleifen in einzelne Werkstoffe zerlegt oder getrennt werden kann“. Das FAQ-Guidance-Dokument der EU gibt darüber hinaus als Beispiel für einen homogenen Werkstoff die Kunststoffabdeckung eines Computerschirms oder den Kupferdraht innerhalb eines Kabels. Des Weiteren wird darauf hingewiesen, dass EEG üblicherweise aus zahlreichen verschiedenen homogenen Materialien bestehen und dass die maximalen Konzentrationswerte auf jedes der homogenen Materialien einzeln anzuwenden sind.

Neben den Stoffbeschränkungen zählen die festgelegten Pflichten für EEG-Hersteller, Importeure und Vertreiber als eines der zentralen Mechanismen der EU-RoHS-Richtlinie. Zusätzlich umfasst die Richtlinie Bestimmungen für die CE-Kennzeichnung von EEG, sowie zur Konformitätsbescheinigung.

3.1.1.3 EG-Altfahrzeugrichtlinie und AltfahrzeugV

In den folgenden Kapiteln zum Kunststoffeinsatz werden sowohl Fahrzeuge vor dem Eintritt der Abfalleigenschaft wie auch Altfahrzeuge, die bereits Abfall geworden sind, betrachtet. Als „Fahrzeug“ werden entsprechend der Definition gem. Artikel 2 Abs. 1 der EG-Altfahrzeugrichtlinie Fahrzeuge der Klasse M1 („Für die Personenbeförderung ausgelegte und gebaute Kraftfahrzeuge mit höchstens acht Sitzplätzen außer dem Fahrersitz“) sowie der Klasse N1 („Für die Güterbeförderung ausgelegte und gebaute Kraftfahrzeuge mit einer zulässigen Gesamtmasse bis zu 3,5 Tonnen“) bezeichnet. Hierunter fallen Fahrzeuge, die im allgemeinen Sprachgebrauch unter Personenkraftwagen (PKW) oder leichte Nutzfahrzeuge fallen.

Altfahrzeuge unterliegen in Deutschland der bundesrechtlichen Altfahrzeug-Verordnung (AltfahrzeugV), die die EG-Altfahrzeugrichtlinie umsetzt und die rechtliche Grundlage der Erfassung, Behandlung und Verwertung in Deutschland bildet. Seit der Einführung der EG-Altfahrzeugrichtlinie vor zwei Jahrzehnten gab es zahlreiche Entwicklungen im Bereich der Fahrzeugzusammensetzung, der Antriebstechnologien, der Behandlungsmöglichkeiten, sowie beim Recycling von Materialien. Aktuell führt die Europäische Kommission eine Evaluierung der EG-Altfahrzeugrichtlinie durch, zu der sich der europäische Gesetzgeber bis zum 31.12.2020 rechtlich verpflichtet hat. Ein Teil dieser Evaluierung ist die Prüfung, inwieweit die Richtlinie

⁴ Chlorparaffine sind Substanzgemische mit 10-30 Kohlenwasserstoffatomen. Je nach Länge ihrer unverzweigten Kohlenwasserstoffketten unterteilt man sie in kurzkettige (short chain chlorinated paraffins, Kettenlänge: C10–13), mittelkettige (medium chain CPs, MCCP, Kettenlänge: C14–17) und langkettige Chlorparaffine (long chain CPs, LCCP, Kettenlänge: C>17).

⁵ Öko Institut (2020) Interim Results of Substance Review. <https://rohs.exemptions.oeko.info/index.php?id=341> Zugriff am: 28.10.2020

technologische Entwicklungen und Neuerungen abdecken und mit einbeziehen konnte. Darüber hinaus wird die Evaluierung der Kommission den Beitrag der Richtlinie zur Lösung von Herausforderungen bewerten, die im Rahmen der EU-Politik zur Kreislaufwirtschaft (EU-Paket zur Kreislaufwirtschaft) und insbesondere zu Kunststoffen angegangen werden sollen. Im August 2020 wurde der Abschlussbericht der Evaluierung veröffentlicht (Williams et al., 2020).

Als übergeordnetes Ziel soll die EG-Altfahrzeugrichtlinie gemäß ihres Artikel 1 das Aufkommen an Fahrzeugabfällen verhindern und darüber hinaus „die Wiederverwendung, das Recycling und andere Formen der Verwertung von Altfahrzeugen und ihren Bauteilen“ fördern. Um dieses Ziel zu erreichen, legt Artikel 5 der EG-Altfahrzeugrichtlinie fest, dass Mitgliedstaaten sicherstellen müssen, dass Wirtschaftsbeteiligte für Altfahrzeuge Rücknahmesysteme einrichten und diese in angemessener Anzahl zur Verfügung stehen. Dies wird für Deutschland wiederum in § 3 AltfahrzeugV umgesetzt, demgemäß sind Fahrzeughersteller u.a. verpflichtet, Altfahrzeuge über ein bundesweites Netz von Rücknahmestellen und Demontagebetrieben kostenlos zurückzunehmen. Die Umsetzung der Verordnung wird durch die Gemeinsame Stelle Altfahrzeuge der Bundesländer (GESA) erleichtert. So ist die GESA u.a. für die Erfassung und Veröffentlichung von Daten über anerkannte Demontage-, Schredder- und sonstigen Anlagen zur weiteren Behandlung zuständig. Demontagebetriebe und Behandlungsanlagen dürfen Altfahrzeuge bzw. Restkarossen nur annehmen und behandeln, wenn sie nach der AltfahrzeugV anerkannt sind. Gemäß Nr. 2.1.2 und 2.4 des Anhangs der AltfahrzeugV dürfen Fahrzeuge, welche im Sinne der AltfahrzeugV in § 2 Abs.1 Nr. 2 als Altfahrzeuge gelten, nicht in den nach § 2 Abs. 1 Nr. 14 und 15 definierten Annahme- und Rücknahmestellen behandelt werden. Die Gemeinsame Stelle Altfahrzeuge (GESA) hat nach der AltfahrzeugV bei der Sammlung keine koordinierenden Funktionen, sondern stellt lediglich Informationen der Öffentlichkeit zur Verfügung, die ihr nach §7 Abs. 2a AltfahrzeugV mitgeteilt werden müssen.

In Bezug auf Kunststoffe in Altfahrzeugen ist die Demontage von großen Kunststoffteilen vorgeschrieben, „wenn die entsprechenden Materialien beim oder nach dem Schreddern nicht in einer Weise getrennt werden, die eine stoffliche Verwertung ermöglicht“ (Nr. 3.2.3.3, Anhang AltfahrzeugV).

Schredderanlagen und sonstige Anlagen zur weiteren Behandlung dürfen entsprechend Nr. 4.1.1 des Anhangs AltfahrzeugV nur in anerkannten Demontagebetrieben behandelte Altfahrzeuge annehmen. Dabei müssen nach Nr. 3.2.4.1 „Betreiber von Demontagebetrieben [...] vor der Überlassung der Restkarosse an eine Schredderanlage oder eine sonstige Anlage zur weiteren Behandlung spätestens ab dem 1. Januar 2006 Bauteile, Materialien und Betriebsflüssigkeiten mit einem Anteil von durchschnittlich mindestens 10 Gewichtsprozent im Jahresmittel bezogen auf die Summe der Fahrzeugleergewichte der angenommenen Altfahrzeuge ausbauen oder entfernen und der Wiederverwendung oder der stofflichen Verwertung zuführen und belegen, dass der entsprechende Anteil stofflich verwertet wurde.“ Dabei ist zu beachten, dass metallische Bauteile explizit von der Berechnung ausgeschlossen sind. Demontagebetriebe sollen so dazu angehalten werden, Kunststoffe einem Recycling zuzuführen. Für Betreiber von Schredderanlagen ist wiederum unter Nr. 4.1.2 des Anhangs der AltfahrzeugV vorgeschrieben, dass, „bezogen auf die Summe des Fahrzeugleergewichtes, vom nichtmetallischen Anteil der Schredderrückstände im Jahresmittel ab dem 1. Januar 2015 5 Gewichtsprozent einer stofflichen Verwertung und weitere 10 Gewichtsprozent einer Verwertung zugeführt werden“.

In Bezug auf die Abfallvermeidung legt Artikel 4 EG-Altfahrzeugrichtlinie fest, dass Mitgliedstaaten über Fahrzeughersteller in Zusammenarbeit mit der Werkstoff- und Zulieferindustrie insbesondere die folgenden drei Aspekte fördern sollen:

- Begrenzung der Verwendung gefährlicher Stoffe in Fahrzeugen;

- ▶ Bereits bei der Konstruktion und Produktion neuer Fahrzeuge der Demontage, Wiederverwendung und Verwertung, insbesondere dem Recycling, von Altfahrzeugen, ihren Bauteilen und Werkstoffen umfassend Rechnung tragen und somit diese Tätigkeiten erleichtern; und
- ▶ Verstärkter Einsatz von Recyclingmaterialien und Ausbau entsprechender Märkte.

In Bezug auf die Demontage ist zu ergänzen, dass für Hersteller von Fahrzeugen weitere Pflichten gelten. Gemäß Artikel 8 EG-Altfahrzeugrichtlinie müssen diese bestimmte Kennzeichnungsnormen einhalten und Demontageinformationen zur Verfügung stellen. Die Kommission spezifiziert im Anhang der Entscheidung vom 27. Februar 2003 zur Festlegung von Kennzeichnungsnormen für Bauteile und Werkstoffe die folgenden Normen für die „Kennzeichnung und Identifizierung von Fahrzeugbauteilen und Werkstoffen mit einem Gewicht über 100 Gramm“:

- ▶ ISO 1043-1 Kunststoffe – Kennbuchstaben und Kurzzeichen – Teil 1: Basis-Polymere und ihre besonderen Eigenschaften;
- ▶ ISO 1043-2 Kunststoffe – Kennbuchstaben und Kurzzeichen – Teil 2: Füllstoffe und Verstärkungstoffe; und
- ▶ ISO 11469 Kunststoffe – Sortenspezifische Identifizierung und Kennzeichnung von Kunststoff-Formteilen.

Darüber hinaus gilt „für die Kennzeichnung und Identifizierung von Fahrzeugbauteilen und Werkstoffen mit einem Gewicht über 200 Gramm gilt folgende Norm“:

- ▶ ISO 1629 Kautschuk und Latices – Einteilung. Dies gilt nicht für die Kennzeichnung von Reifen.

Die Kennzeichnung zielt darauf ab die Identifizierung derjenigen Bauteile zu erleichtern, die einer Wiederverwendung oder einer Verwertung zugeführt werden sollen. Artikel 8 Abs. 3 EG-Altfahrzeugrichtlinie legt des Weiteren fest, dass Hersteller für jeden neu in Verkehr gebrachten Fahrzeugtyp Demontageinformationen bereitstellen. Dies beinhaltet insbesondere Informationen zu „einzelnen Fahrzeugbauteile und -werkstoffe sowie [...] Stellen [...], an denen sich gefährliche Stoffe im Fahrzeug befinden, soweit dies für die Verwertungsanlagen zur Einhaltung dieser Richtlinie erforderlich ist.“ Die IDIS-Datenbank⁶ (International Dismantling Information System) wird von Herstellern zur Einhaltung dieser Pflicht genutzt. Sie beinhaltet Informationen zur Demontage für Fahrzeug-Marken und Modelle der vergangenen Jahrzehnte. Neben Informationen zu Batterien, Pyrotechnik (Airbags), Flüssigkeiten und Reifen tragen die Hersteller Informationen zur Demontage bestimmter Bauteile ein. Dabei liegt der Fokus auf Kunststoffbauteilen, für die eine manuelle Zerlegung als wirtschaftlich angesehen wird. In der Praxis bedeutet dies, dass insbesondere größere Kunststoffbauteile (Kühlergrill, Radhausschale, Stoßfängerabdeckung, Instrumententafel, etc.) die aus einem Polymer bestehen.

3.1.2 Chemikalienrecht

Relevante Regelungen aus dem Chemikalienrecht (REACH, CLP, POP, nationales Chemikalienrecht) werden im weiteren Projektverlauf kurz dargestellt.

⁶ IDIS-Datenbank: <https://www.idis2.com/>

Allgemeines Chemikalienrecht (insbesondere REACH)

Den allgemeinen Rahmen für die Regulierung chemischer Stoffe in der EU bilden die Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 (REACH-Verordnung)⁷ und Verordnung (EG) Nr. 1272/2008⁸ zur Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen (EG-CLP-Verordnung), als Umsetzung des GHS auf europäischer Ebene.

REACH ist eine Abkürzung für *Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals*, also Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung von Chemikalien. Sie gilt für Stoffe als solche, in Gemischen und in Erzeugnissen. Abfälle gelten gemäß Artikel 2 Abs. 2 EG-REACH-Verordnung nicht als Stoff, Gemisch oder Erzeugnis im Sinne des Artikel 3 der EG-REACH-Verordnung mit der Folge, dass Pflichten der EG-REACH-Verordnung ab Beginn der Abfalleigenschaft (also ab Vorliegen eines der Entledigungstatbestände) bis zum Ende der Abfalleigenschaft keine Anwendung finden. Im Folgenden werden die wichtigsten Pflichten der EG-REACH-Verordnung beschrieben, die auch für Produkte aus Sekundärrohstoffen grundsätzlich uneingeschränkt zu erfüllen sind.

Registrierung

Gemäß Art. 6 der EG-REACH-Verordnung müssen Stoffe als solche oder in Gemischen (und unter den weiteren Voraussetzungen des Art. 7 der EG-REACH-Verordnung auch Stoffe in Erzeugnissen) mit einer Herstellungs- oder Importmenge von mindestens einer Tonne pro Jahr vor Inverkehrbringen bei der Europäischen Chemikalienagentur ECHA registriert werden. Die Registrierung beinhaltet die Übermittlung verschiedener Daten, z.B. Angaben zur Stoffidentität, physikalisch-chemische Daten, Informationen zum Verbleib und Verhalten in der Umwelt sowie Daten zu Wirkungen auf Menschen und in der Umwelt. Der Umfang des Datensatzes ist abhängig von Herstellungs-/Importmenge. Die Registrierung besteht in der Übermittlung eines definierten Datensatzes. Unter den Bedingungen des Art. 2 Abs. 7 lit. d der EG-REACH-Verordnung können rezyklierte Stoffe von der Registrierung freigestellt sein.

Ein weiteres Verfahren der EG-REACH-Verordnung ist die Evaluierung von Registrierungs dossiers sowie die Bewertung von Stoffen. Dabei obliegt es der ECHA, die Registrierungs dossiers bezüglich der Erfüllung der formalen Anforderungen an Vollständigkeit und Richtigkeit sowie ggf. eingereichter Testvorschläge durch die Registranten zu prüfen. Die Stoffevaluation, bei der alle Informationen zu einem einzelnen Stoff bezüglich ihrer Qualität untersucht und Schlüsse zum weiteren Risikomanagement abgeleitet werden, liegt im Aufgabenbereich der Mitgliedsstaaten. Die Evaluierung kann in die Identifizierung als „besonders besorgniserregender Stoff“ (engl.: *Substance of Very High Concern – SVHC*) resultieren bei

- krebserregenden, mutagenen und/oder fortpflanzungsgefährdenden Stoffen (engl. carcinogenic, mutagenic, toxic to reproduction – CMR-Stoffe);
- Stoffen mit persistenten, bioakkumulierenden und toxischen Eigenschaften (engl.: persistent, bioaccumulative, toxic – PBT) oder mit sehr persistenten und sehr bioakkumulierenden Eigenschaften (engl: very persistent, very bioaccumulative – vPvB); und

⁷ EG-REACH-Verordnung: <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ%3AL%3A2006%3A396%3A0001%3A0849%3AEN%3APDF>

⁸ Verordnung (EG) Nr. 1272/2008: <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ%3AL%3A2008%3A353%3A0001%3A1355%3ADE%3APDF>

- Stoffen anderer Gruppen, die Grund zu ähnlicher Besorgnis geben (z. B. hormonell wirksame oder sensibilisierende Stoffe).

Die **Zulassung** unter der EG-REACH-Verordnung ist für so genannte besonders besorgniserregende Stoffe (substances of very high concern, SVHC) vorgesehen (Art. 56 EG-REACH-Verordnung). Diese Stoffe werden zunächst in die Kandidatenliste und dann in den Anhang XIV der EG-REACH-Verordnung gelistet. Nach Aufnahme in Anhang XIV unterliegen die Stoffe der Zulassungspflicht, d. h. diese Stoffe dürfen nur dann in Verkehr gebracht und verwendet werden, wenn sie für die jeweilige Verwendung von der EU-Kommission ausdrücklich zugelassen wurden.

Darüber hinaus regelt REACH das Verfahren zur **Beschränkung** von Stoffen. Früher bestehende Beschränkungen wurden in den Anhang XVII der EG-REACH-Verordnung übernommen (Artikel 137 Abs. 3); Anhang XVII wird laufend ergänzt. Ergänzend enthält die Verordnung über Verbote und Beschränkungen des Inverkehrbringens und über die Abgabe bestimmter Stoffe, Gemische und Erzeugnisse nach dem Chemikaliengesetz (Chemikalien-Verbotsverordnung, ChemVerbotsV) zusätzliche nationale Verbote und Beschränkungen des Inverkehrbringens und Anforderungen an die Abgabe von bestimmten gefährlichen Stoffen und Gemischen sowie von bestimmten Erzeugnissen.

Außerdem beschreibt REACH Anforderungen an die **Kommunikation in der Lieferkette** zu Stoffen und Gemischen und zu besonders besorgniserregenden Stoffen in Erzeugnissen. Informationen über gefährliche Eigenschaften von Stoffen und Gemischen und Anweisungen zum sicheren Umgang mit diesen, erhalten Verwender von Chemikalien mit dem Sicherheitsdatenblatt gemäß Artikel 31 der EG-REACH-Verordnung. Für Stoffe oder Gemische, die nicht die Kriterien als gefährlich erfüllen, werden Informationen nach Artikel 32 der REACH-Verordnung geliefert. REACH legt für Informationen nach Artikel 32 kein Format fest. Aufbau und Inhalt der Sicherheitsdatenblätter wird im Anhang II der REACH festgelegt. Gemäß Artikel 33 Abs. 1 REACH hat der Lieferant von Erzeugnissen dem Abnehmer die Präsenz von SVHC oberhalb eines Schwellenwerts von 01, % w/w in der Lieferkette mitzuteilen.

Eng mit der EG-REACH-Verordnung verwoben ist die **EG-CLP-Verordnung**. In ihr werden Regeln zur Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung gefährlicher Stoffe und Gemische festgelegt. Die darin harmonisierten und rechtlich verbindlichen Einstufungen und Kennzeichnungen von Stoffen haben Auswirkungen auf mögliche Informationspflichten sowie Stoff- und Verwendungsbeschränkungen unter der EG-REACH-Verordnung.

Die Europäische Chemikalienagentur (ECHA) wurde im Rahmen der REACH-Einführung neu gegründet, die Aufgaben im Bereich EG-REACH-Aufgaben wie auch nach anderen europäischen Regelwerken wahrnimmt.

Auf nationaler Ebene trifft das **Chemikaliengesetz (C-emG)** - Gesetz zum Schutz vor gefährlichen Stoffen Regelungen, die das europäische Recht ergänzen. Insbesondere wurde im Herbst 2020 ein neuer § 16f eingeführt, der eine neue Pflicht für Lieferanten im Sinne von REACH festlegt. Hiernach müssen Lieferanten die Informationen über SVHC in Erzeugnissen, die nach Artikel 33 Abs. 1 REACH in der Lieferkette kommuniziert werden müssen, ab dem 5. Januar 2021 der ECHA zur Aufnahme in die auf Ebene der ECHA neu aufgebaute SCIP-Datenbank (Datenbank mit Informationen zu Substances of Concern In articles as such or in complex objects (Products)) zur Verfügung stellen.

Besonderes Chemikalienrecht

Zusätzlich zum allgemeinen Chemikalienrecht treten bestimmte Regime des besonderen Chemikalienrechts, die Bedingungen für die Herstellung, das Inverkehrbringen oder die

Verwendung von Stoffen, Gemischen oder Erzeugnissen enthalten. Hierzu zählen namentlich die EU-POP-Verordnung 2019/1021.

- ▶ Artikel 3 der Verordnung regelt ein grundsätzliches Verbot der Herstellung, des Inverkehrbringens und der Verwendung von Stoffen (als solchen, in Gemischen oder in Erzeugnissen), die im Anhang I der Verordnung enthalten sind. Hiervon ausgenommen sind nach Artikel 4 Abs. 1 der Verordnung
 - geringe Mengen der Stoffe zu Forschungszwecken, sowie
 - unbeabsichtigt entstandene Spurenverunreinigungen (unintentional trace contaminants, im Folgenden auch „Spurengrenzwert“).

Zum Teil werden in den Einzeleinträgen Bedingungen für das Vorhandensein von Stoffen in Erzeugnissen und Anforderungen an das Recycling von Stoffen bzw. Gemischen formuliert.

- ▶ Artikel 7 der Verordnung befasst sich mit der Bewirtschaftung von POP-haltige Abfälle. Insbesondere regeln die Absätze 2 und 4b von Artikel 7 Anforderungen an die Beseitigung oder Verwertung von
 - Abfällen von denen bekannt ist, dass sie aus POP bestehen;
 - Abfällen die POP enthalten oder mit ihnen kontaminiert sind; und
 - Abfällen die die unteren Konzentrationsgrenzen in Anhang IV der EU-POP-VO überschreiten.

Bestimmte Abfälle, die

- ▶ bestimmte POP-Verbindungen nach Anhang IV der EU-POP-VO enthalten, aus diesen bestehen oder durch sie verunreinigt sind; und bei denen
- ▶ mindestens eine der in Anhang IV der EU-POP-VO aufgeführten Konzentrationsgrenzen überschritten ist;

gelten gemäß den Vorgaben des KrWG sowie der Abfallverzeichnisverordnung (AVV) als gefährlicher Abfall, so dass für sie die strengen Vorgaben zur Überwachung gefährlicher Abfälle gelten, insbesondere Pflichten zur Nachweis- und Registerführung nach §§ 49 und 50 des KrWG und der Nachweisverordnung (NachweisV). Eine Vermischung ist grundsätzlich unzulässig und nur unter bestimmten, definierten Voraussetzungen erlaubt. Eine Behandlung darf nur in entsprechend genehmigten Anlagen erfolgen.

Für bestimmte POP-haltigen Abfälle, welche als nicht-gefährlich eingestuft sind, gilt seit 2017 die bundesrechtliche Verordnung über die Getrenntsammlung und Überwachung von nicht gefährlichen Abfällen mit POP (POP-Abfall-Überwachungs-Verordnung - POP-Abfall-ÜberwV). Sie regelt die abfallrechtliche Überwachung für bestimmte ausgewählte Abfälle, die u.a. aus den folgenden Herkunftsbereichen stammen:

- ▶ Bauteile a.n.g., mit dem Abfallschlüssel 16 01 22 (Anlage AVV: Abfallverzeichnis);
- ▶ gebrauchte elektr(on)ische Geräte, AVV 16 02 14 und 20 01 36;
- ▶ aus gebrauchten Geräten entfernte Bauteile, AVV 16 02 16;
- ▶ Schredderleichtfraktionen und Staub, AVV 19 10 04; und
- ▶ andere Fraktionen, AVV 19 10 06.

Bezüglich dieser Abfälle (sowie ggf. bezüglich Gemische aus Anlagen oder daraus aussortierten Abfälle) gelten Vorgaben zu Nachweis- und Registerführung sowie zum Vermischungsverbot, die weitgehend gleichartig ausgestaltet sind zu den Pflichten, die für gefährliche Abfälle gelten.

3.1.3 Spezifische Substanzen

In diesem Abschnitt sind Regelungen für die in diesem Vorhaben relevanten Schadstoffe aufgeführt. Neben den bereits regulierten Stoffen fallen hierunter auch Stoffe, die zukünftig ggf. einer Regulation unterliegen.

3.1.3.1 Kurz- und mittelkettige Chlorparaffine (SCCP/MCCP)

Kurzkettige Chlorparaffine (SCCP) gelten als persistente organische Schadstoffe. Herstellung, Inverkehrbringen und Verwendung von SCCP sind gemäß Artikel 3 und 4 i.V.m. Anhang I der EU-POP-Verordnung 1021/2019 verboten. Laut Artikel 4 Abs. 1 lit. b dürfen jedoch Stoffe und Gemische, die SCCP in Konzentrationen von weniger als 1 Gew.-% oder Erzeugnisse, die SCCP in Konzentrationen von weniger als 0,15 Gew.-% einer unbeabsichtigten Spurenverunreinigung enthalten, hergestellt, in Verkehr gebracht und verwendet werden.

Mittelkettige Chlorparaffine (MCCP) sind seit Juli 2021 als SVHC identifiziert. Die schwedische Chemikalienagentur hat einen Beschränkungsvorschlag für MCCP in RoHS auf 1.000 ppm bei der EU eingereicht. Aktuell wird die Aufnahme von MCCP in die Anhänge der EU-RoHS-Richtlinie geprüft (siehe erwähnte Studie zur Unterstützung der Überprüfung der Liste der beschränkten Substanzen und zur Beurteilung eines neuen Ausnahmeantrags unter der EU-RoHS-Richtlinie). MCCP sind gemäß Anhang VI der EG-CLP-Verordnung harmonisiert und sind als sehr giftig für Wasserorganismen eingestuft. Aktuell wird geprüft, ob MCCP im Stockholmer Übereinkommen als persistente organische Schadstoffe gelistet werden können. Eine Studie⁹ weist darauf hin, dass die unkontrollierte Verbrennung von PVC und MCCP, insbesondere in Kombination mit Kupfer, das Potenzial zur Entwicklung von Dibenzo-p-Dioxinen und Furanen birgt.

3.1.3.2 Polybromierte Diphenylether (PBDE)

PBDE sind in Anhang II der EU-RoHS-Richtlinie gelistet. Die zulässige Höchstkonzentration in homogenen Werkstoffen beträgt 0,1 % Gewichtsprozent für die Summe aller PBDE.

DecaBDE ist in der Kandidatenliste gelistet, womit für Erzeugnisse, die DecaBDE in einer Konzentration von mehr als 0,1 % Gewichtsprozent (w/w) enthalten, die Informationspflichten nach Artikel 33 REACH gelten. Zusätzlich könnte DecaBDE künftig möglicherweise der Zulassungspflicht unter REACH unterliegen.

In Anhang I und Anhang IV der EU-POP-Verordnung Nr. 1021/2019 sind polybromierte Diphenyle bzw. DecaBDE gelistet.

- Nach Anhang I gilt für die Zwecke der Einträge zu Tetra-, Penta-, Hexa-, Hepta- und DecaBDE ein Spurengrenzwert für die Summe der Konzentrationen von höchstens 500 mg/kg, wenn sie in Gemischen oder Erzeugnissen vorhanden sind. Insofern bestehen zwar bei DecaBDE Ausnahmen für EEG und vor dem 15. Juli 2019 hergestellte Ersatzteile für Fahrzeuge; so weit allerdings Rezyklate zunächst als solche in Verkehr gebracht werden, müssen diese die genannten Spurengrenzwerte für PBDE einhalten.

Nach Anhang IV der EU-POP-Verordnung beträgt der Konzentrationsgrenzwert gemäß Artikel 7 Abs. 4 lit a der VO 1.000 mg/kg für die Summe der Konzentrationen von Tetra-, Penta-, Hexa-, Hepta- und DecaBDE. Zudem ist das Inverkehrbringen und die Verwendung von OctaBDE gemäß Anhang XVII der EG-REACH-Verordnung (Eintrag Nr. 45) beschränkt (wobei diese Beschränkung nicht für EEG gilt). OctaBDE darf nicht in Verkehr gebracht, als Stoff verwendet oder in Konzentrationen von mehr als 0,1 Gewichtsprozent als Bestandteil von Zubereitungen

⁹ Öko Institut (2020). ROHS Annex II Dossier MCCPs. Restriction proposal substances in electrical and electronic substances equipment under RoHS. URL: https://rohs.exemptions.oeko.info/fileadmin/user_upload/RoHS_Pack_15/Final_Results/MCCPS_RoHS_Dossier_v3_final.pdf Zugriff am 18.05.2021

eingesetzt werden. Darüber hinaus dürfen Erzeugnisse nicht in Verkehr gebracht werden, wenn diese oder ihre mit Flammschutzmittel behandelten Komponenten OctaBDE in einer Konzentration von mehr als 0,1 Gewichtsprozent enthalten.

Schließlich müssen gemäß Anhang VII der EU-WEEE-Richtlinie Kunststoffe, welche bromierte Flammschutzmittel enthalten, aus getrennt gesammelten EAG entfernt werden. Dies ist in Deutschland durch das ElektroG umgesetzt.

3.1.3.3 Hexabromcyclododecane (HBCDD)

HBCDD ist in Anhang I und Anhang IV der EU-POP-VO gelistet.

- Nach Anhang I gilt ein Spurengrenzwert für die Summe der Konzentrationen von höchstens 100 mg/kg (0,01 Gew.-%), wenn HBCDD in Stoffen, Gemischen, Erzeugnissen oder als Bestandteil der mit Flammschutzmittel behandelten Erzeugnisse vorhanden ist.
- Nach Anhang IV der EU-POP-Verordnung beträgt der Konzentrationsgrenzwert 1.000 mg/kg (Artikel 7 Abs. 4 lit a der VO für HBCDD).

In der EG-REACH-Verordnung ist HBCDD in Anhang XIV gelistet. Mit Auslaufen gewährter Zulassungen darf HBCDD nicht mehr für den Zweck der Herstellung von Erzeugnissen verwendet werden.

Daneben ist Anhang VII der EU-WEEE-Richtlinie relevant, nachdem Kunststoffe, welche bromierte Flammschutzmittel (wie z.B. HBCDD) enthalten, von anderen EAG-Abfällen getrennt und separat gesammelt werden müssen.

3.1.3.4 Weitere bromhaltige Kunststoffadditive

Nach EU-WEEE-Richtlinie sind im Rahmen der selektiven Behandlung von EAG-Kunststoffe, die bromierte Flammschutzmittel enthalten, zu entfernen. Bestimmte bromierte Flammschutzmittel sind insbesondere im EAG-Abfallstrom relevant (siehe Kapitel 3.5.5.1).

Neben den bereits behandelten bromierten Flammschutzmitteln PBDE und HBCDD wurden einige weitere bromhaltige Kunststoffadditive identifiziert (Polcher et al., 2020) welche als Flammschutzmittel in Kunststoffen bzw. als Farbstoffe verwendet werden (2,4,6-tribromophenyl allyl ether (CAS 3278-89-5) und 3,4,5,6-tetrachloro-N-[2-(4,5,6,7-tetrachloro-2,3-dihydro-1,3-dioxo-1H-inden-2-yl)-8-quinolyl]phthalimide, CAS 28654-73-1)). Die bromhaltigen, als Flammschutzmittel verwendeten Substanzen 1,1'-(isopropylidene)bis[3,5-dibromo-4-(2,3-dibromopropoxy)benzene] (CAS 21850-44-2) u'd 1,1'-(isopropylidene)bis[3,5-dibromo-4-(2,3-dibromo-2-methylpropoxy)benzene] (CAS 97416-84-7) stehen seit 2017 auf der CoRAP-Liste. Im Jahr 2021 wurden die von Deutschland durchgeführten Evaluierungsberichte über die Webseite der ECHA veröffentlicht.¹⁰

Weitere wichtige bromierte Flammschutzmittel sind Tetrabrombisphenol A (TBBPA, CAS 79-94-7)) u'd 1,1'-(ethan-1,2-diyl)bis[pentabrombenzol] (DPDPE, CAS 84852-53-9).

3.1.3.5 Di-ethylhexylphthalat (DEHP)

DEHP ist in Anhang I der EU-RoHS-Richtlinie aufgeführt (siehe Tabelle 5). Die zulässige Höchstkonzentration in homogenen Werkstoffen beträgt 0,1 % Gewichtsprozent.

DEHP wurde als SVHC identifiziert und ist in Anhang XIV der EG-REACH-Verordnung gelistet. Mit Auslaufen gewährter Zulassungen darf DEHP nicht mehr für den Zweck der Herstellung von

¹⁰ BAuA (2021) Stoffbewertung CoRAP für 1,1'-(isopropylidene)bis[3,5-dibromo-4-(2,3-dibromopropoxy)benzene] (CAS 21850-44-2). URL: <https://echa.europa.eu/documents/10162/60987cf3-d074-df14-680d-575c4595e8ec>

Erzeugnissen verwendet werden. 2020 wurde DEHP zusätzlich in Anhang XVII der EG-REACH-Verordnung gelistet.

3.1.3.6 Dechloran Plus (DP)

DP wurde 2018 aufgrund seiner sehr persistenten und sehr bioakkumulierbaren Eigenschaften in die SVHC-Kandidatenliste gem. REACH aufgenommen. Die ECHA empfahl 2019 DP in Anhang XIV von REACH aufzunehmen. Zusätzlich wurde die Aufnahme von DP in die Liste des Stockholmer Übereinkommens geprüft (POPRC-16)¹¹. Der Stockholm-Ausschuss kam bisher zu keiner Entscheidung.

Aus der Literatur wird berichtet, dass sich DP über weite Strecken verbreiten und dabei toxisch auf Wildtiere wirken kann (Tomy et al., 2007).

3.1.3.7 Cadmium (Cd)

Cadmium und Cadmiumverbindungen sind in Anhang II der EU-RoHS-Richtlinie gelistet (siehe Tabelle 5). Die zulässige Höchstkonzentration in homogenen Werkstoffen beträgt 0,01 % Gewichtsprozent.

Des Weiteren ist Cadmium angesichts von karzinogenen und reproduktionstoxischen Eigenschaften nach der EG-CLP-Verordnung harmonisiert eingestuft.

Beschränkungen für die Verwendung von Cadmium sind in Anhang XVII, Eintrag 23 der EG-REACH-Verordnung festgelegt.

3.1.3.8 Blei (Pb)

Blei und seine Verbindungen sind in Anhang II der EU-RoHS-Richtlinie gelistet. Die zulässige Höchstkonzentration in homogenen Werkstoffen beträgt 0,1 % Gewichtsprozent.

Des Weiteren ist Blei nach der EG-CLP-Verordnung harmonisiert als reproduktionstoxisch (Repr. 1A) eingestuft und wurde 2018 in die Kandidatenliste aufgenommen. Hierdurch gelten für Erzeugnisse, die Blei in einer Konzentration von mehr als 0,1 % Gewichtsprozent (w/w) enthalten, die Informationspflichten nach Artikel 33 EG-REACH-Verordnung. Zudem könnte Blei künftig möglicherweise der Zulassungspflicht unter REACH unterliegen. Beschränkungen für die Verwendung von Blei sind in Anhang XVII, Eintrag 63 der EG-REACH-Verordnung geregelt; die Verwendung oder das Vorkommen von Blei in Kunststoffen ist dort aktuell (Stand Oktober 2020) nicht genannt. Nach Vorarbeiten auf Ebene der ECHA veröffentlichte die EU-Kommission Ende 2019 den Vorschlag einer Verordnung¹² zu einer Änderung von Eintrag 63, wonach PVC-Erzeugnisse, in denen die Konzentration von Blei (ausgedrückt als Metall) mehr als 0,1 Gewichtsprozent (w/w) beträgt, nicht in Verkehr gebracht werden dürfen. Zugleich wurde eine Ausnahme von diesem Verbot für rezykliertes Hart-PVC unter bestimmten Voraussetzungen (bestimmte Verwendungen, Kennzeichnung) festgelegt und für diese Ausnahmefälle ein Grenzwert von 2 Gewichtsprozent vorgeschlagen. Diese Ausnahme sollte nach siebeneinhalb Jahren überprüft werden. Das Europäische Parlament hat dem Verordnungsvorschlag der Kommission am 12. Februar 2020 widersprochen und die Kommission aufgefordert, einen neuen Vorschlag auszuarbeiten.¹³

¹¹ Beim 16. Meeting des Persistent Organic Pollutants Review Committee (POPRC-16) gab es keine Entscheidung zu DC und dessen Aufnahme in das Stockholmer Übereinkommen. Beim 17. Meeting des Komitees (POPRC-17/2), das im Januar 2022 stattfand, wurden weitere Entscheidungen getroffen. So veröffentlichte das Komitee die Aufforderung zur Einreichung von Informationen (sozioökonomische Betrachtung) und über die schädlichen Auswirkungen von Dechloran Plus.

¹² https://ec.europa.eu/transparency/regcomitology/index.cfm?do=search.documentdetail&dos_id=0&ds_id=63675&version=3.

¹³ URL: https://www.europarl.europa.eu/doceo/document/B-9-2020-0089_DE.html.

3.1.3.9 Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)

PFAS ist eine Abkürzung für per- und polyfluorierte Chemikalien. Diese Stoffgruppe umfasst mehr als 4.700 verschiedene Stoffe (OECD, 2021).

Im Chemikalienrecht reguliert sind insbesondere PFOS und PFOA; sie sind in Anhang I der EU-POP-Verordnung aufgeführt und unterliegen den Bestimmungen von Artikel 3 der EU-POP-Verordnung. Zusätzlich ist PFOS auch in Anhang IV der EU-POP-Verordnung mit einem Grenzwert von 50 mg/kg gelistet.

Einige PFAS sind als SVHC identifiziert. Insbesondere wurden zwei Gruppen von PFAS auf der Kandidatenliste gelistet:

- ▶ 2,3,3,3-tetrafluor-2-(heptafluorpropoxy)propansäure, ihre Salze und acylhalogenide (HFPO-DA);
- ▶ Perfluorobutansulfonsäure (PFBS) und ihre Salze.

Die folgenden PFAS sind Gegenstand harmonisierter Einstufung nach Anhang VI der EG-CLP-Verordnung:

- ▶ Perfluorooctansäure (PFOA);
- ▶ Perfluorooctansäure Ammoniumsalz (APFO);
- ▶ Perfluornonansäure (PFNA) und ihre Natrium- und Ammoniumsalze; und
- ▶ Perfluordecansäure (PFDA) und ihre Natrium- und Ammoniumsalze.

Deutschland und Schweden haben derzeit einen Vorschlag zur Beschränkung unter REACH für die folgenden perfluorierten Carbonsäuren (C9-14 PFCAs) einschließlich ihrer Salze und Vorläuferstoffe unterbreitet:

- ▶ Perfluornonansäure (PFNA);
- ▶ Perfluordecansäure (PFDA);
- ▶ Perfluorundecansäure (PFUnDA);
- ▶ Perfluordodecansäure (PFDoDA);
- ▶ Perfluortridecansäure (PFTrDA); und
- ▶ Perfluortetradecansäure (PFTDA).

Aktuell wird ein Gruppenansatz für die regulatorische Bewertung und das Risikomanagement von PFAS diskutiert (ECHA, 2021).

3.1.3.10 Phenol-Benzotriazole

Phenol-Benzotriazole werden in vielen Kunststoffen, Farben und Beschichtungen als UV-Stabilisatoren eingesetzt. Sie stellen äußerst effektive UV-Absorber dar und verbessern die Materialbeständigkeit. Einige Phenol-Benzotriazole wie UV-326, UV-329 und UV-360 finden darüber hinaus auch Anwendung als UV-Absorber in Sonnenschutzmitteln und Kosmetika (Wick et al., 2016).

UV-328 wurde wegen seiner Eigenschaften (PBT/vPvB) als SVHC identifiziert. Die Schweiz hat das phenolische Benzotriazol UV-328 zur Aufnahme als POP unter dem Stockholmer Übereinkommen vorgeschlagen (UNEP, 2020b). Der Review Prozess findet derzeit statt.

UV-328 wird als UV Stabilisator in verschiedenen Polymeren wie PA, PC, PET, PP, PVC, ABS, PUR sowohl im Fahrzeugbereich als auch in Elektrobereich eingesetzt (Polcher et al., 2020). Andere Phenol-Benzotriazole wie UV-320, UV-327 und UV-350 werden als UV Stabilisatoren in PUR und anderen Kunststoffen eingesetzt (Polcher et al., 2020).

3.1.3.11 Auf der CoRAP Liste genannte Kunststoffadditive

CoRAP (Engl. „Community Rolling Action Plan“, dt. fortlaufender Aktionsplan der Gemeinschaft) ist ein Stoffevaluierungsprozess im Rahmen der REACH-VO. Die Stoffevaluierung dient der Feststellung der Regulierungsbedürftigkeit bei vorhanden sein von Informationslücken sowie einem Risikoverdacht (Polcher et al., 2020). In anderen Worten, für die auf im CoRAP gelisteten Substanzen, besteht eine gewisse Wahrscheinlichkeit, dass sie künftig rechtlichen Regelungen unterliegen könnten. Die CoRAP-Liste ist auf der Webseite der ECHA verfügbar¹⁴.

In der CoRAP-Liste befanden sich (Stand September 2019) 352 Stoffe. Darunter befinden sich 74 in Kunststoffen vorkommende Substanzen (siehe Tabelle 6). Diese können grundsätzlich auch in Kunststoffabfällen aus EAG und Altfahrzeugen vorkommen.

Unter den Substanzen befindet sich beispielsweise das bromierte Flammschutzmittel TBBPA welches in Polyolefinen, PA, PE, PP, ABS, PUR und anderen Polymeren als Flammschutzmittel in typischen Konzentrationen zwischen 5 und 10 % zur Anwendung kommt (Polcher et al., 2020). Im November 2021 reichte Norwegen eine Absichtserklärung für ein SVHC-Dossier für TBBPA ein. Das Dossier soll im August 2022 vorgelegt werden.¹⁵ Eine weitere gelistete Substanz ist Triclosan (CAS-Nr. 3380-34-5), welches z.B. in Polyethylen, Polypropylen und PVC sowie in Polyester- und Polyamidfasern als Biozid zum Einsatz kommt (Polcher et al., 2020).

Die nachfolgende Tabelle 6 stellt alle in der CoRAP-Liste gelisteten Substanzen dar, welche auch in Kunststoffen wiedergefunden werden können. Die Liste gibt einen Überblick über potentiell gefährliche Substanzen, jedoch kommen kontinuierlich neue Substanzen hinzu.

Tabelle 6: In Kunststoff vorkommende Substanzen die auf der CoRAP-Liste genannt sind

Stoffname	CAS	EC
Bisphenol A	80-05-7	201-245-8
Tetrabrombisphenol A	79-94-7	201-236-9
Chrom, Chromverbindungen /Chromtrioxid (Pigment Green 17 Chromoxid, Cr2O3)	1308-38-9	215-160-9
Mittelkettige chlorierte Paraffine	85535-85-9	287-477-0
ver. Nonylphenole	84852-15-3	284-325-5
ver. Nonylphenole	68412-54-4	500-209-1
Poly(methylmethacrylate, tributyltin methacrylate)	80-62-6	201-297-1
5-Chlor-2-(2,4-dichlorphenoxy)-phenol (Triclosan)	3380-34-5	222-182-2
1,3,5-Tris(oxiran-2-ylmethyl)-1,3,5- triazinane-2,4,6-trione	2451-62-9	219-514-3

¹⁴ URL: <https://echa.europa.eu/de/information-on-chemicals/evaluation/community-rolling-action-plan/corap-table>

¹⁵ URL: <https://echa.europa.eu/de/registry-of-svhc-intentions/-/dislist/details/0b0236e186f70922>; Zugriff am 20.12.2021.

Stoffname	CAS	EC
Antimontrioxid	1309-64-4	215-175-0
2-ethylhexyl 10-ethyl-4-[[2-[(2-ethylhexyl)oxy]-2-oxoethyl]thio]-4-octyl-7-oxo-8-oxa-3,5-dithia-4-stannatetradecanoate	27107-89-7	248-227-6
2-ethylhexyl 10-ethyl-4-[[2-[(2-ethylhexyl)oxy]-2-oxoethyl]thio]-4-methyl-7-oxo-8-oxa-3,5-dithia-4-stannatetradecanoate	57583-34-3	260-828-5
Perylene-3,4:9,10-tetracarboxydiimide	81-33-4	201-344-6
Pigment Red 53 : 1 Ba-Salz eines Monoazosäurefarbstoffs	5160-02-1	225-935-3
Pigment Red 57 : 1 Ca-Salz eines Monoazosäurefarbstoffs	5521-31-3	226-866-1
2-[(2-methoxy-4-nitrophenyl)azo]-N-(2-methoxyphenyl)-3-oxobutyramide	6358-31-2	228-768-4
Triphenylphosphat	115-86-6	204-112-2
Triphenylphosphit	101-02-0	202-908-4
Zinkoxid	1314-13-2	215-222-5
Tris(2-ethylhexyl) benzene-1,2,4-tricarboxylat	3319-31-1	222-020-'
6,6'-di-tert-butyl-4,4'-butylidenedi-m-kresol	85-60-9	201-618-'
6,6'-di-tert-butyl-2,2'-methylenedi-p-kresol	119-47-1	204-327-'
2,2',6,6'-tetra-tert-butyl-4,4'-methylenediphenol	118-82-1	204-279-1
Butyl- hydroxy- toluol)	128-37-0	204-881-4
1,3-dihydro-4(or 5)-methyl-2H-benzimidazole-2-thione, Zink Salz	61617-00-3	262-872-0
Tris[2-chloro-1-(chloromethyl)ethyl]phosphat	13674-87-8	237-159-'
N,N'-ethylenbis(3,4,5,6-tetrabromophthalimid)	32588-76-4	251-118-6
Resorcinol	108-46-3	203-585-'
''2',2''-nitrilotriethanol	102-71-6	203-049-8
Bis(pentane-2,4-dionato)calcium	19372-44-2	243-001-3
Phenol, 4-methyl-, reaction products mit dicyclopentadien und isobutylen	68610-51-5	271-867-2

Stoffname	CAS	EC
1-[(2-chloro-4-nitrophenyl)azo]-2-naphthol	2814-77-9	220-562-2
2-[(4-chloro-2-nitrophenyl)azo]-N-(2-chlorophenyl)-3-oxobutyramid	6486-23-3	229-355-1
Siliziumdioxid	7631-86-9	231-545-4
Oxydiethylendibenzoat	120-55-8	204-407-6
Oxydipropyldibenzoat	27138-31-4	248-258-5
Diisodecylszelat	28472-97-1	249-044-4
Diundecylphthalate, verzweigt und linear	85507-79-5	287-401-'
6,6'-di-tert-butyl-4,4'-thiodi-m-kresol	96-69-5	202-525-2
Octabenzon	1843-05-6	217-421-2
Ruß	1333-86-4	215-609-9
Titaniumdioxid	13463-67-7	236-675-5
Bis(2-ethylhexyl)adipat	103-23-1	203-090-1
Diallylphthalat	131-17-9	205-016-3
Diisotridecyladipat	26401-35-4	247-660-8
Bis(2-propylheptyl)phthalat	53306-54-0	258-469-4
1,2-Benzenedicarboxylic acid, di-C11-14-branched alkyl esters, C13-rich	68515-47-9	271-089-3
2-(2H-benzotriazol-2-yl)-p-cresol	2440-22-4	219-470-5
1,3-butadiene	106-99-0	203-450-8
Vinylacetat	108-05-4	203-545-4
Phenol	108-95-2	203-632-7
Tributyl phosphat	126-73-8	204-800-2
2-Ethylhexansäure	149-57-5	205-743-6
Trixylylphosphat	25155-23-1	246-677-8
Imidazol	288-32-4	206-019-2
Formaldehyd	50-00-0	200-001-8
Chloromethan	74-87-3	200-817-4
N-1-naphthylaniline	90-30-2	201-983-0
Benzenamine, N-phenyl-, reaction products with 2,4,4-trimethylpentene	68411-46-1	270-128-1
Iso(C10-C14)alkyl (3,5-di-tert-butyl-4-hydroxyphenyl)methylthioacetate	118832-72-7	404-800-4

Stoffname	CAS	EC
2,5-di-tert-pentylhydroquinone	79-74-3	201-222-2
Oxybenzol	131-57-7	205-031-5
Octocrlen	6197-30-4	228-250-8
Di-tert-butylperoxid	110-05-4	203-733-6
Di-tert-amylperoxid	10508-09-5	234-042-8
Dicumylperoxid	80-43-3	201-279-3
Bis-(2-tert-butylperoxyisopropyl)benzol	25155-25-3	246-678-3
tert-Butylperoxybenzoat	614-45-9	210-382-2
1,3-Di(tert-butylperoxy)-3,3,5-trimethyl-cyclohexan	6731-36-8	229-782-3
3,6,9-Triethyl-3,6-9-trimethyl-1,4,7-triperoxyan	24748-23-0	429-320-2

Quelle: Polcher et al. (2020)

3.1.3.12 Auf der SIN-Liste genannte Kunststoffadditive

Die SIN (Engl. "Substitute It Now!") Liste ist eine von der Nicht-Regierungs-Organisation Internationales Chemikaliensekretariat (ChemSec) entwickelte Datenbank für Stoffe, deren Verwendung zukünftig durch die REACH-VO gesetzlich eingeschränkt werden könnte. Die SIN-Liste ist auf der Webseite von ChemSec verfügbar¹⁶.

Die SIN-Liste (Stand 18.7.2019) beinhaltet 70 Stoffe, die von Polcher et al. (2020) als in Kunststoff vorkommende Substanzen identifiziert wurden (siehe Tabelle 7). Diese können grundsätzlich auch in Kunststoffabfällen aus EAG und Altfahrzeugen vorkommen.

Unter den Substanzen befindet sich beispielsweise DPDP' (1,1'-(ethane-1,2-diyl)bis[pentabromobenzene]; CAS-Nr. 84852-53-9) welches in weich PVC und PUR als Flammenschutzmittel in typischen Konzentrationen zwischen 15 und 35% zur Anwendung kommt (Polcher et al., 2020). In der Liste befinden sich auch Substanzen, welche bereits beschränkt worden sind, oder die aktuell einem Beschränkungsverfahren sind, wie z.B. Bisphenol A, Dechloran Plus und TBBPA.

Tabelle 7: In Kunststoff vorkommende Substanzen die auf der SIN-Liste genannt sind

Stoffname	CAS	EC
Acrylamid	79-06-1	201-173-7
Kurzkettige Chlorparaffine	85535-84-8	287-476-5
Benzylbutylphthalat	85-68-7	201-622-7
Bis(2-ethylhexyl)phthalat	117-81-7	204-211-0
Bisphenol A	80-05-7	201-245-8
Tributylzinnoxid	56-35-9	200-268-0

¹⁶ URL: <https://sinlist.chemsec.org/>

Stoffname	CAS	EC
Decabromdiphenylether	1163-19-5	214-604-9
Hexabromcyclododecan	25637-99-4	247-148-4
Tetrabrombisphenol A	79-94-7	201-236-9
Cadmium (pyrophor)	7440-43-9	231-152-8
Cadmium (nicht-pyrophor)	7440-43-9	231-152-8
Cadmiumoxid	1306-19-0	215-146-2
Cadmiumsulfid	1306-23-6	215-147-8
Chromtrioxid	1333-82-0	215-607-8
Natriumdichromat	10588-01-9	234-190-3
Calciumchromat	13765-19-0	237-366-8
Pigment Red 104	12656-85-8	235-759-9
Pigment Yellow 34	1344-37-2	215-693-7
Zinkkaliumchromat	11103-86-9	234-329-8
Chrom(VI)-oxiddichlorid	14977-61-8	239-056-'
4,4'- Diaminodiphenylmethan	101-77-9	202-974-4
Dibutylphthalat	84-74-2	201-557-4
Diisobutylphthalat	84-69-5	201-553-2
Di-Natriumtetraborat	1330-43-4	215-540-4
Hydrazin	302-01-2	206-114-9
Orangemennige	1314-41-6	215-235-6
Blei(II)-oxid	1317-36-8	215-267-0
Blei(II)-chlorid	7758-95-4	231-845-5
Tribleioxidphosphonat	12141-20-7	235-252-2
Quecksilber	7439-97-6	231-106-7
Nonylphenol, ISre	25154-52-3	246-672-0
4-Nonylphenol, unverzweigt	104-40-5	203-199-4
4-tert-Octylphenol	140-66-9	205-426-2
Tributylzinnchlorid	1461-22-9	215-958-7
Tributylstannan	688-73-3	211-704-4
Perfluorooctansäure	335-67-1	206-397-9
Ammoniumpentadecafluorooctanoate	3825-26-1	206-397-9

Stoffname	CAS	EC
Anthracen	120-12-7	204-371-1
Pech, Kohlenteer, Hochtemperatur	65996-93-2	266-028-2
Anthracenöl, anthracenarm	90640-82-7	292-604-8
Trichlorethylen	79-01-6	201-167-4
1,2,3-Trichlorpropan	96-18-4	202-486-1
5-Chlor-2-(2,4-dichlorphenoxy)-phenol (Triclosan)	3380-34-5	222-182-2
Tris(2-chlorethyl)phosphat	115-96-8	204-118-5
Triglycidylisocyanurat	2451-62-9	219-514-3
Antimontrioxid	1309-64-4	215-175-0
Pentalead Tetraoxidsulfat	12065-90-6	235-067-7
Blei(II)-sulfat	12202-17-4	235-380-9
Blei-Stearat dibasisch; ioxobis(stearato)triblei	12578-12-0	235-702-8
Diocetylzinnbis(2-ethylhexylthioglykolat)	15571-58-1	239-622-4
Schweflige Säure, Bleisalz	62229-08-7	263-467-1
Fettsäuren, C16-18, Bleisalz	91031-62-8	292-966-7
Triphenylphosphat	115-86-6	204-112-2
Dechloran plus	13560-89-9	236-948-9
Dibutylzinndilaurat	77-58-7	201-039-8
Azodicarboxamid	123-77-3	204-650-8
Butyl-hydroxy-toluol)	128-37-0	204-881-4
Tris(1,3-dichlorisopropyl)phosphat	13674-87-8	237-159-2
Chlorierte Paraffinwachse und Kohlenwasserstoffwachse	63449-39-8	264-150-0
2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert- pentylphenol	25973-55-1	247-384-8
Terphenyl, hydriert	61788-32-7	262-967-7
Phthalsäurediisononylester	68515-48-0	271-090-9
Diisononylphthalat	28553-12-0	249-079-5
Diisodecylphthalat	68515-49-1	271-091-4
1,2-Bis(pentabromphenyl)ethan	84852-53-9	284-366-9
1,3-Butadien	106-99-0	203-450-8

Stoffname	CAS	EC
Acrylonitrile	107-13-1	203-466-5
Triäthylphosphat	25155-23-1	246-677-8
Imidazole	288-32-4	206-019-2
Formaldehyd	50-00-0	200-001-8
N,N-Dimethylformamid	68-12-2	200-679-5
Dibutylzinndichlorid	683-18-1	211-670-0
Propylenoxid	75-56-9	200-879-2
Oxybenzon	131-57-7	205-031-5
2,4-Dihydroxybenzophenon	131-56-6	205-029-4

Quelle: Polcher et al. (2020)

3.2 Materialanforderungen und Spezifikationen für den Einsatz von Kunststoffen

3.2.1 Bestimmten Materialanforderungen an Kunststoffe

An Kunststoffe, die in den Bereichen der EEG oder der Automobilindustrie Anwendung finden, werden verhältnismäßig hohe Anforderungen gestellt. Hohe Belastungen, hohe Temperaturen und lange Nutzungsdauer sollen Qualität oder Sicherheit nicht mindern. Gerade im Vergleich zu kurzlebigen Kunststoffprodukten (z.B. Einwegverpackungen) gibt es große Unterschiede. Daher berücksichtigen Hersteller beim Einsatz der Kunststoffe bestimmte Materialanforderungen. Da die Produkte der EEG und der Automobilindustrie eine sehr heterogene Gruppe darstellen, unterscheiden sich diese Anforderungen für die Materialien im Einzelnen stark. Grundsätzlich lassen sich jedoch folgende Materialanforderungen und Spezifikationen an Kunststoffe in den oben genannten Bereichen zusammenfassen:

- ▶ Einhaltung aller Stoffbeschränkungen;
- ▶ Geruchsneutral;
- ▶ Farbgenauigkeit;
- ▶ Einsatz von ‚high-performance plastics‘;
 - Minimale Korrosion für längere Lebensdauer des Fahrzeugs;
 - Umfangreiche Gestaltungsfreiheit, die fortschrittliche Kreativität und Innovation ermöglichen;
 - Flexibilität bei der Integration von Komponenten;
 - Sicherheit, Komfort und Wirtschaftlichkeit; und
 - Recyclingfähigkeit.
- ▶ Geringes Gewicht (v.a. Automobilindustrie);
- ▶ Kunststoffteile mit hohem Brandschutz;

- ▶ Sie sind raucharm und mit hohem Brandschutz, falls ein Feuer ausbricht; und
- ▶ sie wirken überall isolierend, um bei Berührungen vor einem Stromschlag zu schützen.

Darüber hinaus gibt es Materialanforderungen und Spezifikationen, die für bestimmte Zertifizierungen zu erfüllen sind:

- ▶ Verwendung möglichst weniger verschiedener Kunststoffsorten (z.B. Anforderung des Blauen Engel DE-ZU 78; EU Ecolabel für Fernseher; Green IT Fujitsu, Nordic Swan Computers);
- ▶ 90 % der Masse der Kunststoffe und der Metalle der Gehäuseteile und des Chassis müssen werkstofflich wieder verwertbar sein (z.B. Anforderung des Blauen Engel DE-ZU 78, Nordic Swan Computers);
- ▶ Beschränkung der Beschichtung von Kunststoffbauteilen (z.B. Anforderungen des Blauen Engel DE-ZU 205);
- ▶ Vorlage einer Recyclingstrategie (z.B. TÜV Rheinland, Green-Product-Kriterien für Waschmaschinen);
- ▶ Recyclinggerechte Konstruktion (z.B. TÜV Rheinland, Green-Product-Kriterien für Waschmaschinen);
- ▶ Kennzeichnung der Plastikmaterialien nach ISO 11469 (Kunststoffe – Sortenspezifische Identifizierung und Kennzeichnung) (z.B. TÜV Rheinland, Green-Product-Kriterien für Waschmaschinen; EU Ecolabel für Fernseher; Green IT Fujitsu);
- ▶ Anleitung zur Demontage TÜV Rheinland (z.B. TÜV Rheinland, Green-Product-Kriterien für Waschmaschinen);
- ▶ Materialanforderungen an Kunststoffe (z.B. TÜV Rheinland, Green-Product-Kriterien für Waschmaschinen);
- ▶ Demontage kann von einer einzelnen Person durchgeführt werden (z.B. Green IT Fujitsu);
- ▶ Das Produkt soll mindestens 5 % biobasierten Kunststoff enthalten, gemessen am Gewicht des gesamten Kunststoffs im Produkt (z.B. Green IT Fujitsu); und
- ▶ Standard für umweltfreundliches Kunststoffrecycling (z.B. EuCertPlast).

3.2.2 Zertifikate, Labels und Siegel mit bestimmten Anforderungen zum Rezyklateinsatz

Die Verwendung von Kunststoffrezyklaten können sich Hersteller durch Zertifikate, Labels oder Siegel bestätigen lassen. Grundlage dieser Zertifizierungsprogramme bilden zum Teil DIN-Normen wie auch selbstentwickelte Kriterien. Ein Vergleich gängiger Zertifizierungsprogramme zeigt, dass es aktuell noch keine einheitlichen Qualitätsmerkmale am Markt gibt und Standards fehlen. Oftmals geht es eher um den Nachweis, dass überhaupt Kunststoffrezyklat eingesetzt wurde (z.B. Einsatz von $\geq 10\%$ PCR-Kunststoff) und weniger um die mechanische Qualität des Rezyklats. Diese können bei Sekundärkunststoffen je nach Recyclingbetrieb und Eingangsmaterial deutlichen Schwankungen unterliegen. Eine Einigung darüber, welche Merkmale der Rezyklate geprüft und angegeben werden sollten, gibt es am Markt aktuell nicht. Eine Harmonisierung bestehender Ansätze zur Qualitätsbestimmung und eine wissenschaftliche Weiterbetreuung der Verwertungssystem sollten angestrebt werden.

Eine Auswahl dieser Programme finden sich in nachfolgender Tabelle 8. Der Fokus liegt dabei auf Post-Consumer-Materialien.

Tabelle 8: Auswahl an Zertifikaten, Labels und Siegel mit der Forderung eines Rezyklateinsatzes in Kunststoffen

Name	Relevante Produkte	Anforderungen an Rezyklateinsatz
Blauer Engel – Produkte aus Recyclingkunststoffen DE-ZU 30a (Blauer Engel, 2016)	Büroartikel, Abfall- und Wertstoffbehälter, Kunststoffeimer, -töpfe und -behälter, Gießkannen, Sitzgruppen, Palisaden, Zäune, Rasengitter, Spielplatzausstattung, Kompostsilos, Komposter, Folienprodukt aus mind. 90 Gew.-% Kunststoff	Der Anteil an PCR-Material an der Kunststofffraktion in einem Fertigerzeugnis oder in der Mutterfolie muss in Summe des Fertigerzeugnisses mindestens 80 Gew.-% betragen. Weitere Anforderungen: ▶ PCR-Material zur Herstellung von Blasfolien, z. B. für die Produktion von Tragetaschen, muss im Recyclingprozess einen Waschprozess durchlaufen; ▶ Ausschluss bestimmter PCR-Materialien; ▶ Ausschluss bestimmter Zusätze zu PCR-Material; und ▶ Weitere spezifische Anforderungen an PCR-Materialien / Fertigerzeugnisse
Blauer Engel – Bürogeräte mit Druckerfunktion DE-ZU 219 (Blauer Engel, 2021)	Bürogeräte mit Druckerfunktion, Drucker und Multifunktionsgeräte	Muss-Kriterium: Der Mindest-Post-Consumer Kunststoff-Rezyklatanteil ist im Informations- und Datenblatt in Gewichtsprozent bezogen auf die insgesamt eingesetzte Kunststoffmenge in Intervallen von 0-1 %, 1-5 %, 5-

Name	Relevante Produkte	Anforderungen an Rezyklateinsatz
		10 %, 10-15 %, 15-20 %, usw. (in 5 % Intervallen) anzugeben (gilt für alle Baugruppen, außer Farbmodule und -behälter)
DIN CERTCO – Produkte aus recyceltem Material – flustix Basiert auf DIN EN ISO 14021 (Umweltkennzeichnungen und -deklarationen) DIN EN 15343 (Kunststoffe, Kunststoff-Rezyklate; Rückverfolgbarkeit bei der Kunststoffverwertung und Bewertung der Konformität und des Rezyklatgehalts) (DIN CERTCO, 2021)	Zertifizierungen für Produkte aus recyceltem Material (v.a. Kunststoffe)	Zertifiziert einen bestimmten Anteil an PCR-Material in Kunststoffprodukten. Anforderungen: ► Bestätigung, dass z. B. keine erbgutverändernden oder toxischen Stoffe im Produktionsprozess eingesetzt werden. ► Nachweis der Rückverfolgbarkeit der verwendeten Stoffe. ► Betrachtung des gesamten Herstellprozesses der zertifizierten Produkte. ► Am Ende wird der DIN-geprüfte prozentuale Anteil verwendeter Rezyklate im Endprodukt dargestellt.
TCO Certified Edge Displays DIN EN ISO 14021 (Umweltkennzeichnungen und - deklarationen) (TCO Certified, 2021)	Speziell für Bildschirme	TCO Certified Edge ist eine ergänzende Zertifizierung zu TCO Certified. Für Displays bedeutet dies die folgende zusätzliche Anforderung: ► Minimum 85 % recycelter Post-Consumer-Kunststoff
EPEAT Server: basiert auf NSF/ANSI 426-2018 (Environmental Leadership and Corporate Social Responsibility Assessment of Server (EPEAT, o. J.)	Server	Erforderlich: Externes Gehäuse ≥ 10 % aus PCR-Kunststoff Optional für anspruchsvolleres Zertifikat: Einsatz von ≥ 10 % PCR- Kunststoff (1 Punkt), ≥ 25 % PCR-Kunststoff (2 Punkte) und ≥ 10 % Kunststoff aus EAG
EPEAT Computer und Displays: basiert auf IEEE 1680.1™ – 2018 Standard for Environmental and Social Responsibility Assessment of Computers and Displays (EPEAT, o. J.)	Computer und Bildschirme	Information nicht vorhanden.

Name	Relevante Produkte	Anforderungen an Rezyklateinsatz
EPEAT Imaging Equipment basiert auf IEEE 1680.2™ – 2012 Standard for Environmental Assessment of Imaging Equipment (EPEAT, o. J.)	Bildgebende Geräte	Information nicht vorhanden.
EPEAT Television basiert auf IEEE 1680.3™ – 2012 Standard for Environmental Assessment of Televisions (EPEAT, o. J.)	Fernseher	Information nicht vorhanden.
EPEAT Mobiltelefone basiert auf UL 110 Edition 2 – 2017 Standard for Sustainability for Mobile Phones (EPEAT, o. J.)	Mobiltelefone	Information nicht vorhanden.
EPEAT Photovoltaik basiert auf NSF/ANSI 457 – 2019 Sustainability Leadership Standard for Photovoltaic Modules and Photovoltaic Inverters] (EPEAT, o. J.)	Photovoltaik	Erforderlich: Angabe zum Anteil des verwendeten PCR-Material Optional für anspruchsvolleres Zertifikat: Einsatz von ≥ 10 % PCR-Kunststoff
TÜV Rheinland Umweltzeichen Green Product (TÜV Rheinland, 2021)	Schnurlose Telefone, Router, Drucker, Waschmaschine, Kühlgeräte, Geschirr-spülmaschine	U.a. Bewertung des prozentualen Anteiles an Recycling-Material im Produkt und die Wiederverwendbarkeit des Produkts
Fujitsu – Green IT (Fujitsu, 2021)	Server und Speicher	Optional für anspruchsvolleres Zertifikat: Einsatz von ≥ 10 % PCR-Kunststoff (2 Punkt) Einsatz von ≥ 25 % PCR-Kunststoff (4 Punkte)

3.3 Beschreibung der Kunststofftypen und ihrer Additivarten bzw. Stoffe

In EEG und Altfahrzeugen werden eine Vielzahl an Polymeren für Herstellungsprozesse verwendet. In den folgenden Unterkapiteln werden für EEG und Fahrzeuge relevante Polymere charakterisiert (siehe Abbildung 12 und Abbildung 18). Dies beinhaltet die Beschreibung typischer Eigenschaften und Verwendungen innerhalb der beiden Branchen, sowie häufig eingesetzte Additive.

Die Verwendung von PBDE und HBCDD, früher häufig eingesetzte Additive, ist heute bereits beschränkt. PBDE wurden als Flammschutzmittel in PA, PE, PP, ABS und PUR und anderen Polymeren verwendet. HBCDD zusätzlich noch in EPS/XPS, PS, PET (Polcher et al., 2020). PBDE und HBCDD wurden durch chemische Alternativen substituiert. Im Fall von HBCDD in EPS und XPS ist die wesentliche Alternative polymeres Flammschutzmittel: bromiertes Styrol-Butadien-Copolymer (PolyFR). Weitere typische Alternativen sind z.B. TBBPA in PA, PE, PP, ABS und PUR oder Melamine Polyphosphate in PE und PP oder Tris(tribromoneopentyl)Phosphat (TTBNPP) in PP (Polcher et al., 2020). Weitere typische Alternativen sind TBBPA derivate, DecaBDE Ethan (DBDPE) und 1,2- bis(2,4,6-Tribromphenoxy)ethan (BTBPE) (EFSA, 2011, 2012; Egebäck et al., 2012) oder Dechloran Plus (UNEP, 2021).

3.3.1 Polypropylen (PP)

Polypropylen (PP) ist ein teilkristalliner, thermoplastischer Kunststoff. Das Polymer wird durch die Kettenpolymerisation von Propen hergestellt. PP zeichnet sich durch seine Härte, thermische Belastbarkeit, chemische Widerstandsfähigkeit und elektrische Isolation aus. Polypropylen ist im allgemeinen sehr vielseitig und kann gezielt im Hinblick auf die gewünschten Eigenschaften (z.B. Steifigkeit, Formbarkeit und Entflammbarkeit) hergestellt werden (Baur et al., 2007, S. 470).

Durch die vielseitigen Verarbeitungsmöglichkeiten findet PP in vielen Bereichen Verwendung. So können aus PP flexible, weiche Fasern und Schaumstoffe hergestellt werden, jedoch auch robuste und stabile Varianten, etwa für belastbare Kfz-Komponenten (z.B. Stoßstangen). Im Elektronikbereich findet PP insbesondere in Spielzeugen sowie Sport- und Freizeitgeräten und Haushaltsgroß- und Kleingeräten vielseitige Verwendung (Baxter et al., 2015). Es kann sowohl im Spritzgussverfahren, im Extrusionsverfahren wie auch im Schmelzspinnverfahren verarbeitet werden. Es ist bis zu Temperaturen von 100°C dauerhaft einsetzbar (Elsner et al., 2008).

Sortenrein lässt sich PP sehr gut werkstofflich recyceln. Fremdpolymere aus Werkstoffverbunden hingegen, können das Rezyklat negativ beeinflussen (Elsner et al., 2008). Da PP oft im Fahrzeugbau eingesetzt wird, ist von Flammschutzmitteln im Material auszugehen (Sander et al., 2017).

In PP können bestimmte Schadstoffe aus Additiven vorkommen, wie insbesondere verschiedene bromierte Diphenylether, HBCDD, TBBPA, Triclosan, Dechloran Plus und verschiedene PAKs sowie Metalle (vor allem Chromate) (Polcher et al., 2020).

3.3.2 Polystyrol (PS), expandiertes Polystyrol (EPS) und extrudiertes Polystyrol (XPS)

Polystyrol (PS), auch Styrol-Homopolymer genannt, ist ein amorpher, transparenter, teilkristalliner Thermoplast. In seiner Grundform zeichnet sich PS durch Steifheit, Härte und Hitzebeständigkeit aus. Spritzblasen und Extrusionsblasen sind übliche Verarbeitungsverfahren für PS. Durch Suspensionspolymerisation können aus PS die Schaumstoffe expandiertes Polystyrol (EPS) und extrudiertes Polystyrol (XPS) hergestellt werden.

PS hat ein breites Anwendungsgebiet. Als ungeschäumtes Polystyrol wird es überwiegend zu kurzlebigen Einwegverpackungen für Alltagsgegenstände verarbeitet (Baur et al., 2007, S. 488).

Auch in EEG findet PS-Verwendung, meist für Außenverkleidungen, z.B. von Bildschirmen. Darüber hinaus wird es in kleinen Artikeln aus dem Haushalts- und Sanitärbereich eingesetzt (Elsner et al., 2008, S. 424). Laut CECED (2017) wird PS zusätzlich vermehrt im Inneren von Kühlgeräten verarbeitet. Im Automobilbereich findet es so gut wie keine Verwendung (Polcher et al., 2020). EPS ist ein wasser- und luftdurchlässiger Kunststoff. EPS und XPS werden vor allem als Dämmmaterial benutzt.

Hexabromcyclododecan (HBCDD) war lange das wichtigste Flammschutzmittel für aufgeschäumtes PS und findet sich somit in EPS- und XPS- Anwendungen wieder.

In PS, EPS und XPS können bestimmte Schadstoffe aus Additiven vorkommen, wie insbesondere HBCDD und Pigmente (Polcher et al., 2020).

3.3.3 Acrylnitril-Butadien-Styrol (ABS), Acrylester-Styrol-Acrylnitril (ASA), Styrol-Acrylnitril (SAN)

Acrylnitril-Butadien-Styrol (ABS), Acrylester-Styrol-Acrylnitril (ASA) und Styrol-Acrylnitril (SAN) sind thermoplastische Kunststoffe auf Basis von Styrolpolymeren, auch Styrol-Copolymere genannt. Auf der Basis von Polystyrol wurden die Copolymere entwickelt, um spezifische Materialanforderungen wie Wärmeformbeständigkeit, Steifigkeit, Schlagzähigkeit, chemische Beständigkeit und Spannungsrissunempfindlichkeit zu erreichen. In den meisten Statistiken zu Kunststoffverarbeitung werden ABS, ASA und SAN in einer Kategorie geführt.

SAN wird in einer Lösungspolymerisation aus Styrol und Acrylnitril hergestellt. Es zeichnet sich durch eine höhere Steifigkeit, Härte, Kratzfestigkeit und Temperaturbeständigkeit als PS aus. SAN hat gute optische Eigenschaften und kann zu glasähnlichen Bauteilen geformt werden.

SAN findet Anwendung in der Elektrotechnik und wird dort überwiegend zur Herstellung von Klarsichtteilen verwendet. Auch in der Automobilbranche wird SAN als Werkstoff eingesetzt, meist für Gehäuse (z.B. Scheinwerfergehäuse) oder Abdeckungen (z.B. Rückleuchtenabdeckungen). SAN ist zudem das Ausgangsmaterial für die Synthese von ABS und ASA (Elsner et al., 2008).

ABS ist ein amorphes, thermoplastisches Polymer, welches aus drei verschiedenen Monomeren hergestellt wird: Acrylnitril, 1,3-Butadien und Styrol. Die Konzentration der drei Monomere kann bei ABS variieren. ABS ähnelt in seinen Eigenschaften Polystyrol, zeichnet sich jedoch durch eine höhere chemische Beständigkeit und Wärmeformbeständigkeit aus. Weitere Eigenschaften sind hohe mechanische Festigkeit und Härte, wobei ABS nicht witterungsbeständig ist (Elsner et al., 2008, S. 469).

ABS kann vielseitig eingesetzt werden. Die meisten Formen werden im Spritzgussverfahren hergestellt, wozu unter anderem Gehäuse von EEG und Innen- und Außenraumverkleidungen von Fahrzeugen zählen (Elsner et al., 2008). Da ABS galvanisiert werden kann, wird es im Automobilbereich oft für verchromte Komponenten verwendet.

ASA ist ein Copolymer, welches aus den Monomeren Acrylnitril, Styrol und einem Acrylsäureester hergestellt wird (Baur et al., 2007, S. 486). ASA hat ähnliche Eigenschaften wie ABS, ist jedoch deutlich witterungsbeständiger (Elsner et al., 2008).

ASA findet meist dann Anwendung, wenn neben den Eigenschaften von SAN und ABS eine erhöhte Witterungsbeständigkeit sowie UV- und Thermostabilität benötigt werden. Im Elektronikbereich findet es in Verkleidungen und Abdeckungen Anwendung, etwa als Abdeckhaube von Außenbeleuchtungen, Gehäuse von Nähmaschinen und Bügeleisen. Aufgrund der guten Witterungsbeständigkeit findet es im Fahrzeugbau vor allem im Außenbereich Verwendung, wie etwa als Kühlgitter, Lüftungsgitter, Heckblende oder Außenspiegel (Elsner et al., 2008).

In ABS, ASA und SAN können bestimmte Schadstoffe aus Additiven vorkommen, wie insbesondere verschiedene polybromierte Diphenylether (Penta-BDE, Octa-BDE), HBCDD, TBBPA, DP, Phthalaten (DEHP) und verschiedene PAKs. Weitere Stoffe gehören zu den Metallen (vor allem Chromate). Die Diphenylether, HBCDD und einige Phthalate wurden bereits beschränkt. Für DP wird zurzeit eine Beschränkung unter dem Stockholmer Übereinkommen geprüft. Auch Antimontrioxid wurde als ABS-Additiv identifiziert. Titan (IV)-oxid ist auch als Titanweiß bekannt und wird in einer Vielzahl von Polymeren als Pigment benutzt (Polcher et al., 2020).

3.3.4 Polyamid (PA)

Polyamide (PA) sind teilkristalline Thermoplaste, welche durch Kondensationspolymerisation aus Carbonsäuren hergestellt werden. PA bezeichnen nicht einen einzelnen Kunststoff, sondern eine Reihe von Polymeren, die aus Polyamid-bildenden Monomeren synthetisiert werden können. Unabhängig des strukturellen Aufbaus der PA zeichnen sich diese durch hohe Festigkeit, Steifheit, Formbeständigkeit bei Wärme und gutes Isoliervermögen aus (Elsner et al., 2008).

Durch die Vielseitigkeit der PA sind die Einsatzmöglichkeiten des Polymers sehr groß. Aufgrund der hohen mechanischen Festigkeit und Wärmebeständigkeit der PA werden technische Formteile aus PA vermehrt im Fahrzeugbau eingesetzt. Darüber hinaus reicht die Spannweite der Verwendung von dünnen Fasern und Folien bis hin zu dickwandigen Formteilen, wie beispielsweise Heizöltanks (Elsner et al., 2008). Technische Kunststoffkomponenten in EEG (Zahnräder, Rollen, Dichtungen, Schrauben) werden ebenfalls aus PA gefertigt (Baur et al., 2007).

In PA können bestimmte Schadstoffe aus Additiven vorkommen, wie verschiedene PBDE, HBCDD, TBBPA, BPA, Phthalaten (BBP, DEHP), DP und verschiedene PAHs. Weitere Stoffe gehören zu den Metallen (vor allem Chromate). Titan (IV)-oxid ist auch als Titanweiß bekannt und wird in einer Vielzahl von Polymeren als Pigment benutzt (Polcher et al., 2020).

3.3.5 Polyethylen (PE)

Polyethylen (PE), hergestellt durch die Polymerisation von Ethylengas, ist ein teilkristalliner, thermoplastischer Kunststoff, der in seiner Grundform milchig und matt ist. Je nach Wahl der Polymerisationsbedingungen können die Eigenschaften von PE beeinflusst werden. Bei Veränderung der Länge und der Verzweigung der Polymerketten können beispielsweise Polyethylene mit verschiedener Dichte erzeugt werden. Die häufigsten Formen sind PE mit geringer Dichte (PE-LD, engl. Polyeth-lene - Low Density) und mit hoher Dichte (PE-HD, engl. Polyeth-lene - High Density). Die Dichte beeinflusst dabei die Eigenschaften des Polymers (Baur et al., 2007).

PE-LD (Polyethylen mit geringer Dichte), hat einen hohen Anteil an kurz- und langkettigen Verzweigungen, und dadurch eine geringe Dichte. PE-LD zeichnet sich durch hohe chemische Beständigkeit und gute elektrische Isolation aus, jedoch ist es weniger Hitzebeständig als andere Polymere (Baur et al., 2007; Elsner et al., 2008).

Polyethylen weist einen sehr breiten Anwendungsbereich auf. Aus PE-LD werden häufig Folien und Verpackungen hergestellt. PE-LD kann jedoch auch geschäumt zur Isolierung von Kabeln verwendet werden (Baur et al., 2007). Im Elektronikbereich spielt es nur eine untergeordnete Rolle (Polcher et al., 2020).

PE-HD (Polyethylen mit hoher Dichte) besteht aus dem gleichen Ausgangsmaterial wie PE-LD. Die Polymerketten sind jedoch nur schwach verzweigt, wodurch sich PE-HD durch einen höheren Kristallisationsgrad auszeichnet und sich eine höhere Dichte erreichen lässt. Mit

zunehmender Dichte steigt bei PE-HD die Chemikalienbeständigkeit (Baur et al., 2007; Elsner et al., 2008).

Der Übergang zwischen PE-HD und PE-LD ist fließend. Bei mäßiger Verzweigung wird vom sogenannten PE-MD (Polyethylen mit mittlerer Dichte) gesprochen.

PE-HD wird häufig im Spritzgussverfahren für die Herstellung von Haushaltswaren und Transportbehältern verwendet. In der Automobilbranche findet es oftmals Anwendung bei der Herstellung von Kraftstofftanks. Auch ist es ein weitverbreitetes Material für Trinkwasserdruck- und Abwasserrohre (Elsner et al., 2008).

In PE können bestimmte Schadstoffe aus Additiven vorkommen, wie insbesondere verschiedene polybromierte Diphenylether (Penta-BDE, Octa-BDE, Deca-BDE), HBCDD, TBBPA und DP (Polcher et al., 2020).

3.3.6 Polyurethane (PUR)

Polyurethane (PUR) sind eine Kunststoffgruppe, die durch Polyadditionsreaktionen entstehen. Von ihrem chemischen Aufbau her sind PUR keine reinen Kunststoffe, sondern chemisch-strukturell gemischte Polymere. Das namensgebende Molekül Polyurethan ist oft nur in geringem Maße enthalten (Baur et al., 2007). PUR kann als Thermoplast und Duroplast hergestellt werden. Es kann geschäumt werden, jedoch auch als Harz, Lack und Klebstoff verarbeitet werden (Elsner et al., 2008).

Die Anwendungsmöglichkeiten von PUR sind sehr vielseitig. Aufgeschäumt wird es unter anderem in Polstermöbeln und Fahrzeugsitzen verarbeitet. Als Gießharz findet es zum Kleben und Abdichten von diversen Kunststoffkomponenten Verwendung. Als Integralschaumstoff wird PUR in diversen Produktgruppen wie EEG, Sportgeräten oder Kfz-Komponenten verbaut (Elsner et al., 2008, S. 1218).

In PUR können bestimmte Schadstoffe aus Additiven vorkommen, wie insbesondere verschiedene PBDE (Penta-BDE, Octa-BDE, Deca-BDE), Phthalaten (DIHP, DEHP, DBP) und Bisphenole (TBBPA, BPA). Weitere Stoffe gehören zu den Metallen (vor allem Chromate). Auch UV-328 und UV-350 wurden als PUR-Additive identifiziert. Titan (IV)-oxid ist auch als Titanweiß bekannt und wird in einer Vielzahl von Polymeren als Pigment benutzt (Polcher et al., 2020).

PUR ist im Gegensatz zu vielen anderen Standardpolymeren häufig kein Thermoplast, welcher durch Aufschmelzen in einer Extrusion einfach werkstofflich wieder zu verarbeiten wäre.

3.3.7 Polyvinylchlorid (PVC)

Polyvinylchlorid (PVC) ist ein amorpher thermoplastischer Kunststoff, der durch radikalische Polymerisation aus dem Ausgangsmonomer Vinylchlorid erzeugt wird. In seiner Grundform ist PVC weiß, hart und spröde. Bei PVC wird in Hart-PVC und Weich-PVC unterschieden. Hart-PVC zeichnet sich durch hohe mechanische Festigkeit, Steifheit und gute chemische Beständigkeit aus. Weich-PVC wird durch die Zugabe von Weichmachern (meist Phthalate) flexibel und ist ebenfalls beständig gegen Chemikalien, Witterung und Temperaturschwankungen (Elsner et al., 2008).

Hart-PVC findet überwiegend Anwendung in Rohren, Profilen und Fußbodenbelägen. Weich-PVC wird hingegen zu Kabelummantelungen, Drahtisolationen und Weichfolien verarbeitet und findet Einsatz in der Textilindustrie (Elsner et al., 2008). Im Automobil und Elektroniksektor findet es nur begrenzte Anwendungen.

PVC wird mit einer Brandbreite von Additiven verwendet (ca. 147 Stoffe, (Polcher et al., 2020, S. 80). In PVC können bestimmte Schadstoffe aus Additiven vorkommen, wie insbesondere Deca-

BDE, Dechloran Plus, Chlorparaffine (SCCP, MCCP), BPA und Phthalate (DIHP, BBP, DEHP, DMEP, DBP, DIBP). Weitere Stoffe gehören zu den Metallen (vor allem Chromate). Auch UV-328 wurde als PVC-Additiv identifiziert. Titan (IV)-oxid ist auch als Titanweiß bekannt und wird in einer Vielzahl von Polymeren als Pigment benutzt (Polcher et al., 2020).

3.3.8 Polymethylmethacrylat (PMMA)

Polymethylmethacrylat (PMMA) ist ein transparentes, thermoplastisches Polymer. PMMA zeichnet sich durch eine hohe Härte und Steifigkeit, eine guten Verarbeitbarkeit sowie eine hohen Transparenz und Kratzfestigkeit aus (Elsner et al., 2008, S. 512). Es kann als Formmasse und als Gießharz verarbeitet werden.

Eine typische Verwendung für PMMA ist die Verarbeitung zu Acrylglas, auch Plexiglas genannt. In dieser Form findet es unter anderem in der Automobilindustrie Verwendung als Heckleuchten- und Blinkerabdeckungen, Innenraumleuchten und Instrumentenabdeckungen sowie in Flugzeugverglasungen (Elsner et al., 2008, S. 535). Als PMMA-Harz findet es Verwendung als Acrylglas-Klebstoff, zur Holzimprägnierungen und in der Medizintechnik (Baur et al., 2007, S. 520).

3.3.9 Polyethylenterephthalat (PET)

Polyethylenterephthalat (PET) ist ein teilkristalliner thermoplastischer Kunststoff, welcher durch Polykondensation hergestellt wird. Neben der kristallinen Form können auch amorphe PET-Typen hergestellt werden. Die Eigenschaften des PET werden durch den Kristallinitätsgrad beeinflusst. Kristalline Formteile haben eine hohe Festigkeit und Steifigkeit, jedoch eine geringe Schlagzähigkeit. Amorphes PET zeichnet sich durch eine hohe Transparenz und Zähigkeit aus (Baur et al., 2007, S. 546).

Ein typisches Einsatzgebiet für PET sind Stapelfasern, Filamente und Flaschen. Komponenten, die ein gutes Verschleißverhalten erfordern, wie Lager, Zahnräder, Wellen oder Kupplungen, werden oft aus PET gefertigt (Baur et al., 2007, S. 547). Insgesamt wird jedoch nur ein geringer Teil des produzierten PETs in technischen Anwendungen verarbeitet (Elsner et al., 2008).

In PET können bestimmte Schadstoffe aus Additiven vorkommen, wie insbesondere Tris(2-Chlorethyl)-Phosphat (TCEP, chloriertes Flammschutzmittel auf Phosphatbasis)) und HBCDD. Weitere Stoffe gehören zu den Metallen (vor allem Chromate). Auch UV-328 wurde als PVC-Additiv identifiziert. Für dieses wird zurzeit die Aufnahme in das Stockholmer Übereinkommen geprüft. Titan (IV)-oxid ist auch als Titanweiß bekannt und wird in einer Vielzahl von Polymeren als Pigment benutzt (Polcher et al., 2020).

3.4 Stör- und Schadstoffe beim Recycling

In diesem Kapitel werden relevanten Kunststoffadditive, Füllstoffe, Verstärkungsstoffe und Verbundmaterialien, die das Recycling von Kunststoffen aus EAG und Altfahrzeugen in unterschiedlicher Weise stören können, vorgestellt und beschrieben. Eine Übersicht bietet die folgende Abbildung 9, in der die wesentlichen Polymere und typischerweise verwendete Additive bzw. Stoffe zusammengetragen sind.

Abbildung 9: Visualisierung der zusammenfassenden Betrachtung verschiedener Kunststofftypen und den jeweiligen Additivarten bzw. Stoffen

	PVC	EPS/ XPS	PE	PP	PS	ABS
Metalle (Salze/Säuren/Oxide)	Ti, Zn, Pb, Ni, Cr, Mo, Cd, Co		Cr	Cr		Ti, Zn
Halbmetalle (Salze/Säuren/Oxide)	As, B, Sb		As	As	B	B, Sb
Organo- metalle	Zn, Pb, Sn					
Organische Stoffe	Phthalate, Phenole, Pigmente, Verschiedene Einzelstoffe u.a. BPA	Ruß	Pigmente	UV 328, Pigmente	Ruß, Pigmente	Ruß, Pigmente, Verschiedene Einzelstoffe u.a. BPA
Halogenierte organische Stoffe	S/MCCP, TCS, Deca BDE	HBCDD	HBCDD, POP BDE, TBBPA, TCS, SCCP, DP+	HBCDD, POP BDE, TBBPA, TCS, DP+	HBCDD	HBCDD, POP BDE, TBBPA, TCS, DP+

Quelle: Eigene Darstellung, Ramboll, angepasst basierend auf Polcher et al. (2020)

Martens und Goldmann (2016a) listen Additive, Füllstoffe und Verstärkungsmittel für den allgemeinen Kunststoffbereich auf. Im den Unterkapiteln 3.4.1 bis 3.4.6 werden die wichtigen Typen von Additiven, Füllstoffen, Verstärkungsstoffen und Verbundmaterialien beschrieben. Sie können alle beim Recycling von Altfahrzeugen oder EAG eine Rolle spielen:

- Gleitmittel, Antiblockmittel, Trennmittel – Additive/Zusatzstoff (z.B. Fettsäureester: Butylstearat, Metallseifen: Calciumstearat, Fettsäureamide, Antiblockmittel: Talkum);
- Stabilisatoren - Additive/Zusatzstoff (Funktion für Polymer) (Antioxidantien wie z. B. aromatische Amine, organische Phosphite und Lactone; UV-Absorber: Benzophenone, Triazine; Wärmestabilisatoren: organische Verbindungen von Blei, Cadmium, Barium, Zinn und Zink);
- Antistatika (organische Antistatika: Fettsäureester, Amine, Sulfonate; leitfähige Zusatzstoffe: Spezialruß, Karbonfasern, Metallfasern);
- Flamschutzmittel (halogenfreie und anorganische Verbindungen: Hydroxide, Borate, Phosphate; Antimonoxid, Aluminiumhydroxid, Magnesiumhydroxid und Zinkborat);
- Farbmittel (anorganische oder organische Pulverpigmente: Azo-Farbstoffe, Weißpigment: Titandioxid);

- ▶ Weichmacher (Phthalate: z.B. Dioctylphthalat, Phosphorsäureester für PVC);
- ▶ Haftvermittler (z.B. modifiziertes PE);
- ▶ Treibmittel (Natriumhydrogencarbonat oder Azo-dicarbonsäurediamid); und
- ▶ Füllstoffe (Kreide, Kaolin, Talk) und Verstärkungsmittel (Glasfaser, Kohlenstoff-Fasern, verstärkte Naturfasern, wie z.B. Hanf, Kokos, Sisal).

Kunststoffadditive (z.B. Stabilisatoren, Weichmacher, Flammenschutzmittel, Farbmittel) werden Kunststoffen beigemischt, um bestimmte gewünschte Eigenschaften zu erreichen. Additive beeinflussen aktiv die Materialeigenschaften und bedingen so die chemischen, elektrischen und mechanischen Eigenschaften des Polymers (Polcher et al., 2020). Sie werden beispielsweise als Flammenschutzmittel, Pigmente, UV-Stabilisatoren oder Weichmacher eingesetzt.

Kunststoffadditive sind nicht chemisch in die Polymerstruktur eingebunden und können somit durch Migration aus dem Kunststoff emittieren (Maier, Schiller, 2016).

Füllstoffe haben hauptsächlich die Aufgabe, die bei der Herstellung des Kunststoffs anfallenden Kosten zu senken, da sie als „Streckmittel“ eingesetzt werden können. Sie sind meist natürlichen Ursprungs. Als Beispiele können hier Kreide, Sand, Quarz, Holzmehl, Stärke und Talkum genannt werden. Neben der Funktion als Streckmittel können Füllstoffe auch als Flammenschutz dienen, da sie meist in hoher Konzentration eingesetzt werden und nicht brennbar sind (Polcher et al., 2020).

Verstärkungsstoffe werden eingesetzt, um die Kunststoffmatrix bezüglich mechanischer und physikalischer Eigenschaften, wie Elastizität oder Biegefestigkeit, zu verstärken. Sie können natürlichen Ursprungs sein (z.B. bei Flachs und Jute). Des Weiteren werden auch Glasfasern und Kohlenstofffasern verwendet (Polcher et al., 2020).

Verbundmaterialien sind eine Zusammensetzung aus verschiedenen Polymeren, um die gewünschten Materialeigenschaften (z.B. Steifigkeit, Witterungsbeständigkeit) zu erhalten.

Grundsätzlich können sowohl Additive als auch Füllstoffe sowie Verstärkungsstoffe und Verbundmaterialien Schadstoffe enthalten. In diesem Vorhaben (in Anlehnung an Polcher et al., 2020) wird der Sammelbegriff „Schadstoff“ für Stoffe verwendet, die kurz- oder langfristig eine schädliche Wirkung auf die menschliche Gesundheit und/oder die Umwelt haben können, in der Regel in der Folge des Eintrags in die Umwelt und/oder die Aufnahme durch Organismen.

Additive, Füllstoffe und Verstärkungsstoffe können das Recycling in unterschiedlicher Weise stören, beispielsweise:

- ▶ Kunststoffadditive, Füllstoffe oder Verstärkungsstoffe können auch Schadstoffe sein (oder enthalten) und als solche das Recycling der Kunststoffe aus EAG- und Altfahrzeugabfallströmen stören, weil durch deren Verschleppen in Rezyklate z.B. aktuelle Stoffbeschränkungen in neuen Erzeugnissen nicht eingehalten werden können;
- ▶ Nicht schadstoffhaltige Additive, Füllstoffe oder Verstärkungsstoffe können das Recycling stören, z.B. weil der Sortierprozess (etwa eine Dichtentrennung) in unerwünschter Weise beeinflusst wird oder durch deren Verschleppen in Rezyklate die Eigenschaften der Rezyklate in unerwünschter Weise beeinflusst werden (z.B. Weichmacher, die in einem bestimmten neuen Erzeugnis unerwünscht sind);
- ▶ Verstärkungsstoffe (wie z.B. Kohle- oder Glasfasern), können den Recyclingprozess stören, z.B. weil sie bestimmte erforderliche Prozessschritte behindern (z.B. die Sortierung oder eine Schmelzfiltration); und

- Bei der Sortierung stören Verbundmaterialien, zu denen auch die Lamine oder Schichtverbundwerkstoffe gehören, da sie sich nur bedingt zuordnen lassen (Polcher et al., 2020).

3.4.1 Stabilisatoren

Stabilisatoren werden verwendet, um die thermische Zerstörung von Polymeren zu verhindern, wenn sie höheren Temperaturen exponiert werden. Ebenfalls werden sie dem Kunststoff beigelegt, um die Oxidation des Polymers durch Luftsauerstoff und andere Oxidationsmittel zu verhindern sowie zum Schutz vor UV-Licht. Übliche thermische Stabilisatoren sind metallorganische Verbindungen aus Cadmium, Blei, Barium, Zinn und Zink (Martens, Goldmann, 2016b).

Cadmium wurde als Stabilisator in Kunststoffen eingesetzt, wie zum Beispiel als Additiv in PVC-Fensterprofilen. Dies verbessert die Farberhaltung, Gleitwirkung und Witterungsstabilität des Kunststoffs. Cadmium fungiert darüber hinaus auch als Basis für Farbmittel.

Blei ist ein weiterer relevanter Stabilisator, der als Basis anorganische Farbpigmente dienen kann (Maier, Schiller, 2016) und lange Zeit als Stabilisator in PVC-Produkten eingesetzt wurde.

Zum Vorkommen von Stabilisatoren in EAG siehe Kapitel 3.5.5.4 und 3.5.5.7 bzw. in Altfahrzeugen Kapitel 3.6.5.2.

3.4.2 Weichmacher

Weichmacher erfüllen bei der Verarbeitung und Verwendung von Kunststoffen verschiedene Funktionen. Einerseits erhöhen sie die Flexibilität von Kunststoffen, durch Herabsetzen der Viskosität, wodurch sich die Fließfähigkeit und die Verteilung von Füllstoffen verbessern. Andererseits können auch die thermischen Einsatzgrenzen verschoben werden.

Weichmachermoleküle werden mit dem Polymer physisch vermischt. Diese sind somit nicht Teil der Polymerstruktur und folglich flüchtig. Kurze Weichmachermoleküle, auch niedermolekulare Weichmacher genannt, haben gute weichmachende Wirkung, allerdings verflüchtigen sich die kurzkettigen Moleküle deutlich schneller als langkettige Weichmachermoleküle (Elsner et al., 2008, S. 51).

Diethylhexylphthalat (DEHP) und andere niedermolekulare Phthalate (DEHP, BBP, DBP und DIBP) sind Weichmacher, welche überwiegend in PVC-Produkten eingesetzt werden. Beim Recycling von DEHP kann es durch die Zermahlungsschritte zu Emissionen von DEHP kommen (Polcher et al., 2020).

Zum Vorkommen von Weichmachern in EAG siehe Kapitel 3.5.5.2, 3.5.5.3 und 3.5.5.4 bzw. in Altfahrzeugen Kapitel 3.6.5.3.

3.4.3 Flammenschutzmittel

Flammenschutzmittel werden Kunststoffen zugesetzt, um deren Brennbarkeit zu reduzieren. Dies ist notwendig, um brandschutztechnische Vorschriften zu erfüllen und so ein gewisses Brandschutz- und Sicherheitsniveau zu gewährleisten. Brandschutztechnische Vorschriften gibt es für alle Bereiche in denen brennbare Komponenten und Materialien verbaut werden. Hierzu zählen unter anderem EEG, sowie der Einsatz im Verkehrswesen (Maier, Schiller, 2016). Um die produktspezifischen Sicherheitsanforderungen zu erfüllen, gibt es eine ganze Reihe von Flammenschutzmitteln. Im Gegensatz zu den meisten Kunststoffadditiven verbessern Flammenschutzmittel im Allgemeinen nicht die Eigenschaften von Kunststoffen. Ziel ist vielmehr die Erfüllung brandschutzrechtlicher Anforderungen. Hierbei kann es jedoch zu einer

Verschlechterung der Materialeigenschaften kommen (Maier, Schiller, 2016). Um diese so gering wie möglich zu halten, wurden diverse Flammenschutzmittel entwickelt.

Maier und Schiller (2016) unterscheiden zwischen halogenhaltigen (brom- und chlorhaltig), phosphorhaltigen, stickstoffhaltigen, intumeszierenden und anorganischen Flammenschutzmitteln.

Dabei können die Flammenschutzmittel in additive und reaktive Flammenschutzmittel unterteilt werden. Additive Flammenschutzmittel werden erst nach der Polymerisation hinzugegeben und sind somit flüchtig. Reaktive Flammenschutzmittel gehören nicht zu den Additiven, da sie chemisch in das Polymermolekül eingebaut sind. Sie sind Teil der Polymerstruktur und somit nicht flüchtig, wodurch die FlammSchutzwirkung erhalten bleibt. Auch eine Kombination von reaktiven und additiven FlammSchutzmitteln ist möglich.

Bromierte FlammSchutzmittel (BFR) nehmen durch ihr verbreitetes Einsatzgebiet eine besondere Rolle ein (Handke et al., 2019). Anwendung finden sie häufig in elektrischen Geräten, in Isolierschäumen, Textilien, Autos oder Leiterplatten. Laut einer Untersuchung der dänischen Umweltbehörde gibt es mehr als 70 verschiedene BFR (Lassen et al., 2014). Seit den 1950er Jahren wird die BFR-Klasse der PBDE als FlammSchutzmittel in verschiedenen Einsatzgebieten verwendet. Die wichtigsten kommerziellen PBDE-Mischungen sind c-PentaBDE, c-OctaBDE und c-DecaBDE (Martens, Goldmann, 2016b).

Zum Vorkommen von FlammSchutzmitteln in EAG siehe Kapitel 3.5.5.1, 3.5.5.2, 3.5.5.4 und 3.5.5.5 und in Altfahrzeugen siehe Kapitel 3.6.5.1 und 3.6.5.3.

3.4.4 Füllstoffe

Füllstoffe sind Zusätze in fester Form, welche zur Kunststoffmatrix hinzugegeben werden. Dabei unterscheiden sich die Füllstoffe, welche oft mineralischen Ursprungs sind, in Struktur und Zusammensetzung deutlich von denen des Kunststoffs. Füllstoffe können diverse Funktionen haben. Inaktive Füllstoffe können dazu genutzt werden das Volumen der Kunststoffe zu erhöhen, etwa um Kosten zu senken. Solche Füllstoffe werden auch als Streckmittel bezeichnet und sind oftmals natürlichen Ursprungs (z.B. Calciumcarbonat, Sand, Stärke oder Holzmehl). Aktive Füllstoffe, auch verstärkende Füllstoffe, können die mechanischen Eigenschaften des Kunststoffs verbessern und so das Einsatzspektrum erweitern. Betrachtet man das Einsatzvolumen, so ist Calciumcarbonat der am weitesten verbreitete Füllstoff.

Zusätzlich können Füllstoffe auch flammhemmende Wirkung haben. So wird Aluminiumhydroxid oftmals als mineralisches FlammSchutzmittel eingesetzt (Maier, Schiller, 2016).

Im Bereich der EEG ist weißes PP der SG 4 in der Regel mit Talkum additiviert, um einen weißen Kunststoff herzustellen. Im Bereich der Fahrzeuge sind z.B. PP und PP/EPDM häufig mit dem Mineralfüller Talkum additiviert.

3.4.5 Verstärkungsstoffe

Glas- und Kohlenstofffasern werden als Verstärkungsstoffe eingesetzt, um die mechanischen Eigenschaften von Kunststoffen (z.B. Festigkeit) zu verbessern. Glasfasern sind insbesondere bei Thermoplasten weitverbreitet. Hier dienen sie der Verstärkung des Materials, erhöhen die Wärmeformbeständigkeit und die Längenausdehnung (Maier, Schiller, 2016, S. 1099).

Verstärkungsstoffe wie Glas- und kohlenfaserverstärkte Kunststoffe, aber auch naturfaserverstärkte Kunststoffe (z.B. mit Flachs-, Jutefasern), werden häufig in Bereichen eingesetzt, in denen leichte Materialien mit hoher Steifigkeit benötigt werden. Bei der Verarbeitung von glasfaserverstärkten- und kohlenstoffverstärkten Kunststoffen können gesundheitsschädliche Stäube entstehen.

Zum Vorkommen von Verstärkungsstoffen in Altfahrzeugen siehe Kapitel 3.6.5.3.

3.4.6 Verbundmaterialien

Kunststoffe werden selten in ihrer Reinform eingesetzt. Oft sind sie als Verbundmaterialien verbaut, um die gewünschten Werkstoffeigenschaften zu erhalten. Der Begriff Verbundmaterialien ist dabei ein Sammelbegriff für Kunststoffverbindungen aller Art, welche nicht aus einem einzigen Polymer bestehen. Sie werden auch als Compound oder Blends bezeichnet. Verschiedene Polymertypen werden dabei kombiniert oder im Schichtverfahren zusammengeklebt (Martens, Goldmann, 2016b, S. 164). Polymere können kombiniert, verklebt, mit Füllstoffen versetzt oder andersartig verbunden werden, um gewünschte Materialeigenschaften zu erreichen. So wird, um die Festigkeit und Steifigkeit von PP zu erhöhen, dieses oft mit Glasfasern verstärkt. Auch Verbindungen von zwei Polymeren sind hierbei möglich. PMMA und ABS werden oft als Verbundmaterial in Kfz-Komponenten eingesetzt. Das Material aus PMMA und ABS ist wie ABS metallisierbar, hat jedoch eine höhere Steifigkeit und Witterungsbeständigkeit (Baur et al., 2007).

3.5 Darstellung des Kunststoffeinsatzes in EEG sowie des Kunststoffaufkommens im EAG-Abfallstrom

Bei der Betrachtung der Kunststoffmengen in EEG können verschiedene Perspektiven eingenommen werden. In diesem Kapitel wird zuerst der Kunststoffeinsatz in der Branche allgemein dargestellt, wobei der Fokus auf Deutschland liegt. Dem gegenübergestellt werden die in Verkehr gebrachten Mengen an EEG, sowie die gesammelten Mengen an EAG. Dies gibt bereits eine Übersicht des Marktes und erlaubt eine erste Einschätzung der Massenströme an EEG, EAG und den enthaltenen Kunststoffen. Des Weiteren werden Kunststoffanteile beispielhaft für einzelne Produkt- und Gerätegruppen (siehe Kapitel 3.1.1.1 für die Begriffsbestimmungen) angegeben. Auf Grundlage der verfügbaren Daten wird ein plausibler Durchschnittswert für den prozentualen Kunststoffanteil für die im Fokus stehenden Gerätekategorien angenommen. In der weiteren Auswertung wird zusätzlich die übliche Kunststoffzusammensetzung der relevanten Gerätekategorien betrachtet und dargestellt. Dem werden die im EAG-Abfallstrom erfassten Kunststoffanteile und -zusammensetzungen gegenübergestellt.

3.5.1 Überblick zur Elektro- und Elektronikbranche im Hinblick auf EEG und EAG

In der EU-28 wurden 2019 11,23 Mio. t an EEG in Verkehr gebracht und im selben Jahr 4,82 Mio. t an EAG gesammelt. Auf Deutschland entfielen dabei in etwa 2,59 Mio. t an EEG, was 23 % der insgesamt in Verkehr gebrachten Menge an EEG in der EU-28 in diesem Jahr entspricht (Eurostat, 2020a). Deutschland macht innerhalb der EU folglich einen wesentlichen Teil der Nachfrage an Neugeräten aus und steht daher auch bei der Sammlung und Verwertung besonders im Fokus.

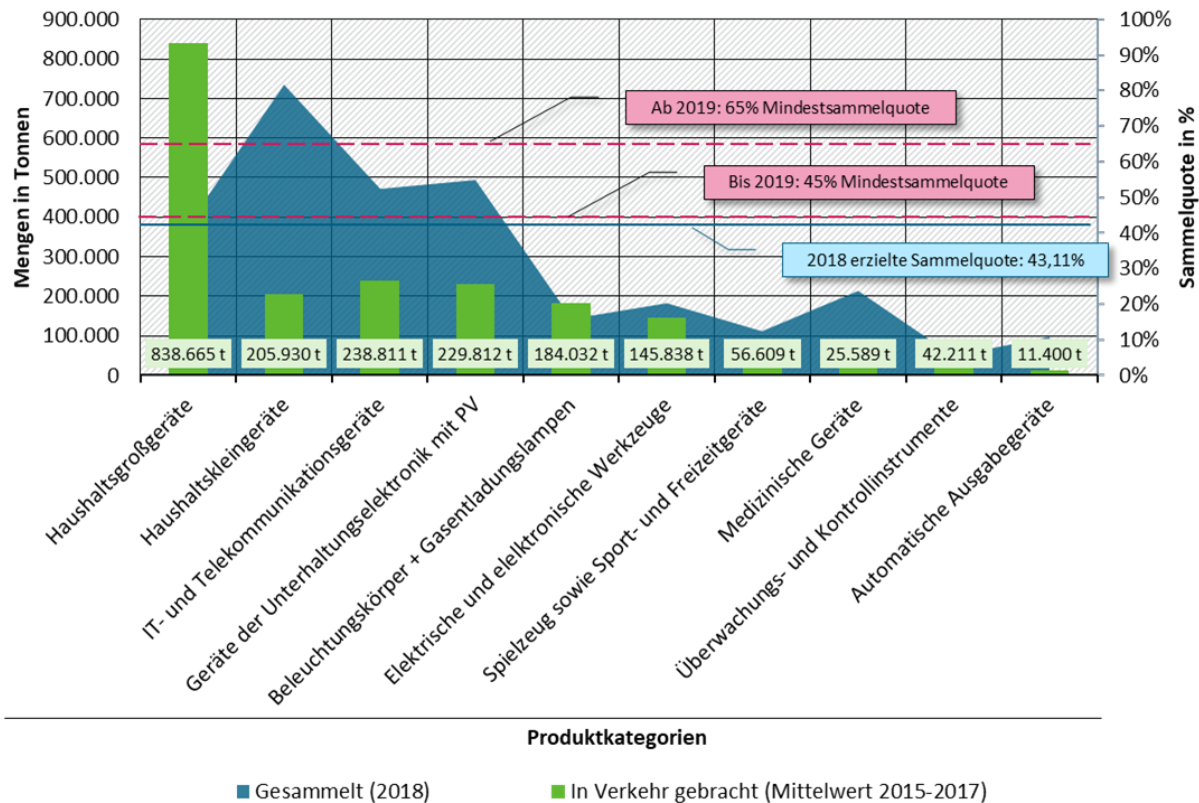
Die gesammelte Menge an EAG in Deutschland entspricht für dasselbe Jahr 947,1 kt (Eurostat, 2020a). Das entspricht einer Sammelquote von 44,1 %¹⁷, wodurch Deutschland im Jahr 2019 deutlich die EU-Vorgabe von 65 % verfehlte. Betrachtet man die Entwicklung der vergangenen zehn Jahre, so sieht man für Deutschland relativ konstante Werte der in Verkehr gebrachten und gesammelten Mengen, die ab 2015 etwas stärker anwuchsen und im Jahr 2017 den bisher jeweils höchsten Wert erreichten. Neue Berichtswerte für das Jahr 2018 und 2019 zeigen jedoch eine davon abweichende Entwicklung. Die Erfassung an EAG kann nicht mit den ansteigenden Mengen in Verkehr gebrachter EEG mithalten und fällt relativ zueinander gesehen zurück. Zwischen den Jahren 2017 und 2019 stieg die in Verkehr gebrachte Menge an EEG um etwa 24 % an. Demgegenüber steht für den gleichen Zeitraum eine Reduktion der relativen Sammelmengen um etwa 1 %.

So rutschte Deutschland bereits für das Jahr 2018 unter die Vorgabe zur Mindestsammelquote und erreicht lediglich einen Wert von 43,11 %. Die Situation hat sich durch die Erhöhung des Sammelziels ab dem Jahr 2019 auf 65 % deutlich verschärft (Löhle et al., 2020, S. 16).

Abbildung 10 zeigt die Verteilung der in Verkehr gebrachten und gesammelten Mengen der zehn Produktkategorien des ElektroG. Deutlich sichtbar sind die Unterschiede zwischen den einzelnen Kategorien. So stellen Haushaltsgroßgeräte mit 838.655 Tonnen an in Verkehr gebrachten Geräten mengenmäßig die mit Abstand größte Kategorie dar. Mit über 80 % weisen wiederum Haushaltskleingeräte die höchste Sammelquote auf (Wert auf der Sekundärachse).

¹⁷ Die Sammelquote wird „als Prozentsatz des Durchschnittsgewichts der Elektro- und Elektronikgeräte, die in den drei Vorjahren in dem Mitgliedstaat in Verkehr gebracht wurden, ausgedrückt“; Richtlinie 2012/19/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 4. Juli 2012 über EAG

Abbildung 10: Inverkehrgebrachte und gesammelte Mengen an Elektro- und Elektronikgeräten je Produktkategorie für Deutschland für das Jahr 2018



Quelle: Löhle et al. (2020, S. 68, 77)

3.5.2 Kunststoffeinsatz in EEG

Neben den dargestellten Gesamtmengen sind besonders Kunststoffanteile von EEG von Interesse für diese Studie. Ein Blick auf den deutschen Kunststoffmarkt zeigt, dass die Elektro- und Elektronikbranche zu einem der größten Verbraucher an Kunststoffen gehört. Mit 901 kt an verarbeiteten Kunststoffen im Jahr 2017 (2019: 881 kt) ist die Branche an vierter Stelle hinter der Fahrzeugbranche (1.611 kt; 2019: 1.509 kt), der Baubranche (3.520 kt; 2019: 3.583 kt) und der Verpackungsindustrie (4.378 kt; 2019: 4.369 kt) angesiedelt. Alle Werte setzen sich dabei aus einem wesentlichen Teil Neuware und einem meist geringen Anteil an Rezyklaten zusammen – für den Bereich der EEG 96,8 % Neuware und 3,2 % Rezyklat (2019: 96,5 % Neuware und 3,5 % Rezyklat) (Conversio Market & Strategy GmbH, 2018, S. 54). Darüber hinaus lässt sich feststellen, dass ein Großteil der angegebenen Kunststoffmengen im Bereich Kabel und Installationen (34 %) eingesetzt wird, gefolgt von dem Bereich der Weißen Ware¹⁸ (24 %), dem Bereich IT/Telekommunikation (10 %) und dem Bereich der Braunen Ware¹⁹ (6,5 %) (Conversio Market & Strategy GmbH, 2018, S. 67). Rückschlüsse auf den Kunststoffanteil in einzelnen Produktgruppen oder Sammelgruppen erlauben diese Daten jedoch nicht.

Der Markt für EEG ist äußerst divers und durch seine enorme Produktvielfalt geprägt. Die Entwicklung neuer Smartphone-Modelle kann hier als besonders auffallendes Beispiel gegeben werden. Der Smartphone-Markt lebt von der Schnelligkeit, was zahlreiche Hersteller in der Vergangenheit dazu verleitet hat, deutlich mehr als zehn Modelle innerhalb eines Jahres auf den

¹⁸ Weiße Ware bezeichnet Haushaltsgeräte wie Kühlschränke, Waschmaschinen, Geschirrspüler und sonstige Haushaltsgeräte.

¹⁹ Braune Ware bezeichnet Geräte des Rundfunk-, Fernseh- und sonstigen Bereichs von Unterhaltungselektronik.

Markt zu bringen²⁰. Dabei bilden Smartphones lediglich eine von vielen Produktgruppen im Bereich der EEG ab.

Eine einheitliche Aussage zum Kunststoffanteil und dessen Zusammensetzung lässt sich daher selbst innerhalb bestimmter Produktgruppen nur schwer treffen. So machen Kunststoffe bei Druckern bis zu 70 % des Gewichts²¹ aus, bei Flachbildschirmen und Kühlschränken bis zu 40 %, bei Laptops bis zu 40 %, bei Smartphones um die 20 % und bei Tablets unter 10 % (Baxter et al., 2015; EFRA, 2013; Hartman, 2018; Manhart et al., 2016). Für Photovoltaikmodule wird ein Kunststoffanteil von 20% (Baxter et al., 2015) und für Beleuchtungskörper ein Kunststoffanteil von <5% angegeben (Knappe et al., 2021). Das Beispiel Smartphone kann hier nochmals aufgegriffen werden. Der Kunststoffanteil wird bei diesen Geräten maßgeblich durch das verbaute Material im Gehäuse bestimmt. Der Anteil kann daher deutlich zwischen Modellen mit einem Kunststoffgehäuse und Modellen mit einem Aluminiumgehäuse schwanken, wobei Gewicht, Preis, Widerstandsfähigkeit, Haptik und Optik wesentliche Entscheidungsmerkmale für den Einsatz eines der Materialien sind.

Diese Problematik der Kunststoffanteile in EEG spiegelt sich in einschlägiger Literatur wider. Eine Auswertung relevanter Veröffentlichungen vergangener Jahre ergibt Werte für den Kunststoffanteil in EEG von 5 bis zu 35 %. Es handelt sich dabei meist um die Angabe für EEG allgemein, sodass eine entsprechende Spannweite der Werte verständlich ist. Ein Wert von 20 % scheint dabei verbreitet zu sein, sofern man einen einzigen Wert für den durchschnittlichen Kunststoffanteil in EEG angeben will (Stenmarck et al., 2017). Es sollte dabei hervorgehoben werden, dass die Autor*innen sich dabei häufig auf frühere Studien beziehen, sodass manche der zugrunde liegenden Daten mitunter älter als zehn Jahre sind. Eine klare Entwicklung zu mehr oder weniger Kunststoffanteilen in bestimmten Produktgruppen konnte bei der Recherche nicht identifiziert werden. Interviews mit Herstellern von EEG bestätigen dies. Ein klarer Trend zu erhöhtem oder verringertem Kunststoffanteil lässt sich für die vergangenen Jahre nicht eindeutig feststellen. Um den Fokus einzuschränken und konkretere Aussagen treffen zu können, werden im Folgenden die Gerätekategorien Haushaltsgroßgeräte und Geräte aus dem Bereich IT / Telekommunikation (ITK) näher betrachtet. Für letzteres findet man in der Literatur erneut deutlich voneinander abweichende Werte mit einer Spannweite von 12-30 % (Stenmarck et al., 2017; Taverna et al., 2017).

Abbildung 11 zeigt Kunststoffanteile für eine Auswahl an Haushaltsgeräten und stellt unterschiedliche Produktgruppen gegenüber. Die Werte stammen aus einer Studie aus dem Jahr 2018, die vom Europäischen Verband der Hersteller von Haushaltsgeräten (APPLiA) in Auftrag gegeben wurde. Als Durchschnittswert gibt APPLiA (2019) einen Kunststoffanteil von 32,5 % für Haushaltsgeräte an. Gefriertruhen haben mit 59 % den höchsten Kunststoffanteil der hier dargestellten Haushaltsgroßgeräte, während Heizung- und Lüftungsgeräte mit 10 % den niedrigsten Wert aufweisen (APPLiA, 2019). Zur Relevanz der dargestellten Werte für den deutschen Markt sollte beachtet werden, dass Klimageräte in Deutschland aktuell noch vergleichsweise wenig vertreten sind²². Gleichzeitig ist der Ausstattungsgrad an Kühlschrank, Kühl- und Gefrierkombination mit 99,9 % der Haushalte besonders hoch. Für den Bereich Haushaltskleingeräte haben Staubsauger mit 69 % den höchsten Kunststoffanteil, während Mikrowellengeräte mit 17 % den niedrigsten haben. Betrachtet man die Anzahl der Geräte in Gebrauch innerhalb der EU, so ergibt sich allein für den Bereich der Haushaltsgeräte ein

²⁰ Angaben für 2014: Motorola 11, HTC 27, LG 41 und Samsung 56 neue Modelle im Bereich Smartphones, wobei manche Geräte auch dem Bereich der Smart-Watches zugeordnet werden können (Amadeo, 2014).

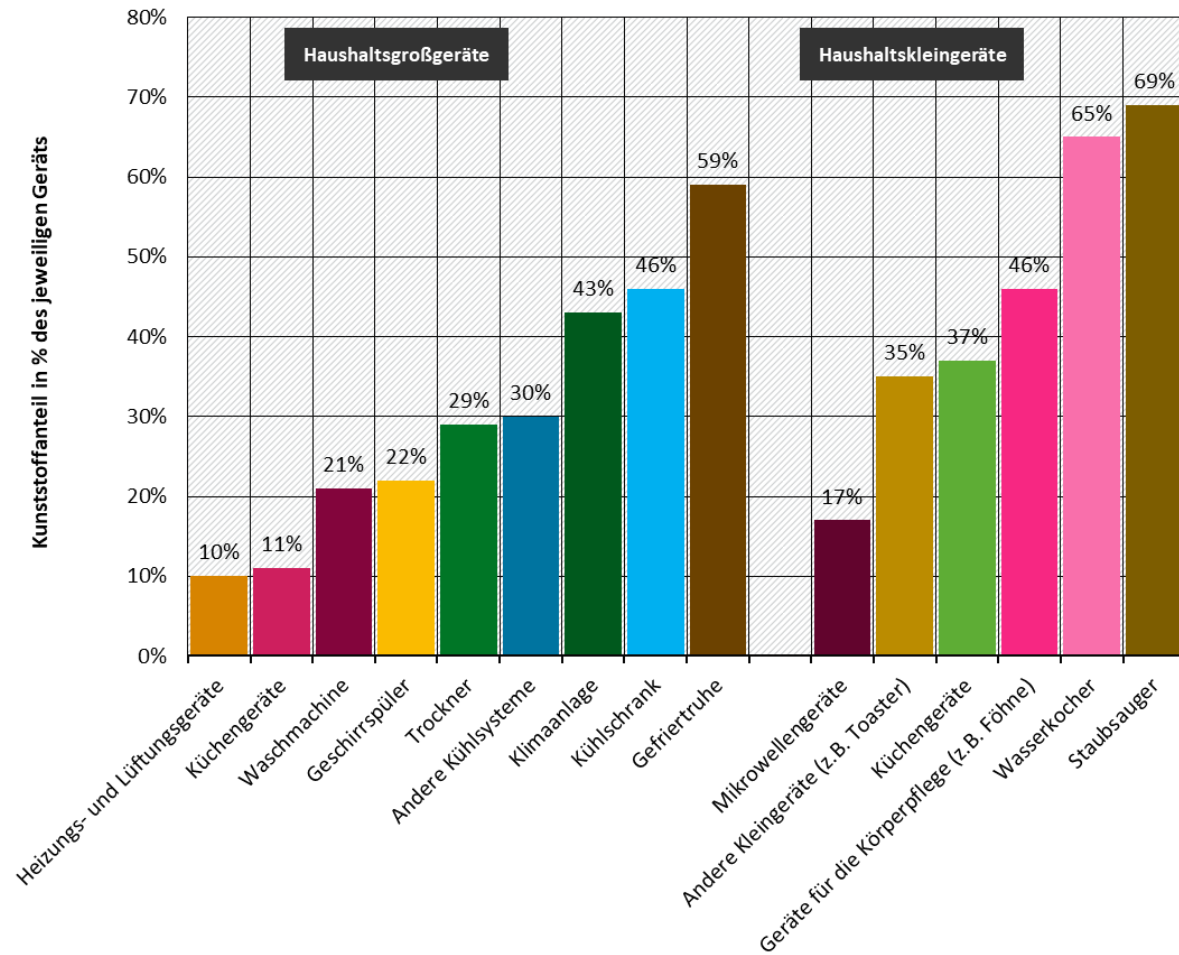
²¹ Der Wert bezieht auf Drucker exklusive des Gewichts für Tonerkartuschen, da diese nach Anlage 4 Nr. 1 ElektroG aus getrennt erfassten Altgeräten entfernt werden müssen.

²² Deutschland verursacht aktuell nur einen vergleichsweise niedrigen Energieverbrauch im Bereich der Kühlgeräte – um die 0,5 % des weltweiten Energieverbrauchs für Kühlung in Bezug auf Klimaanlage (FAZ, 2018).

geschätzter Bestand an Kunststoffen von 17,6 Mio. t – davon 12,9 Mio. t in Großgeräten und 4,6 Mio. t in Kleingeräten (APPLiA, 2019).

Abbildung 11: Anteil an Kunststoffen in ausgewählten Haushaltsgeräten

Angaben in Prozent des Kunststoffanteils der jeweiligen Gerätekategorie



Quelle: APPLiA (2019)

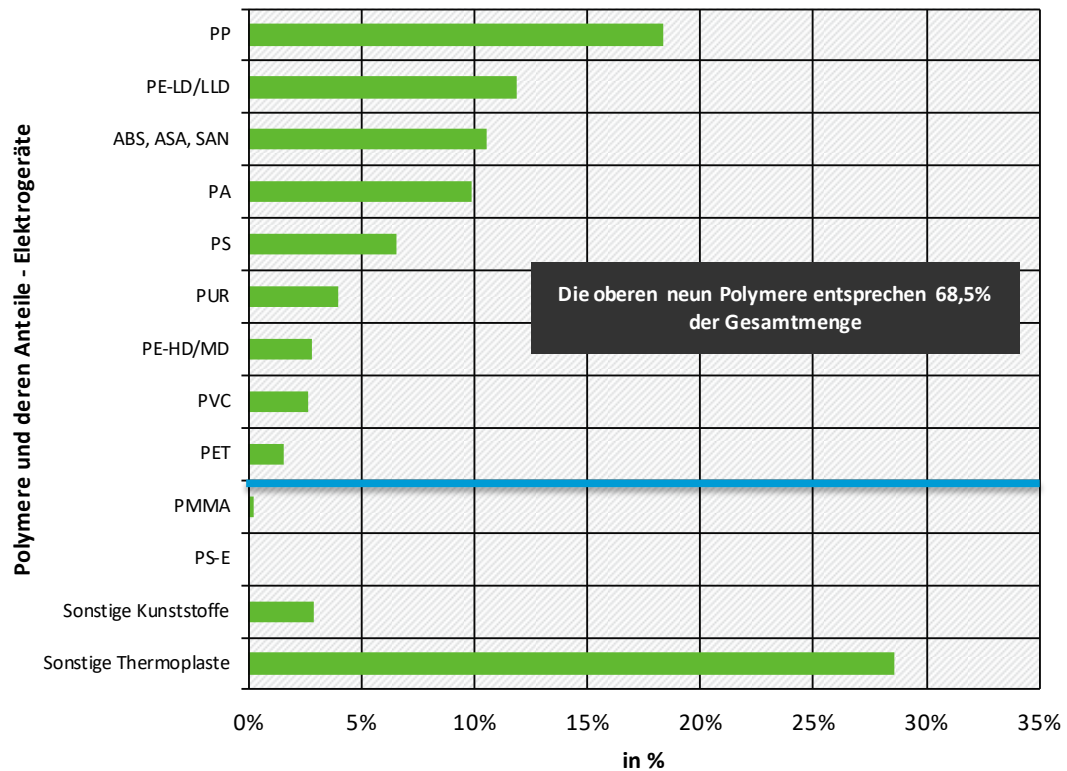
Wie der Anteil an Kunststoffen, so schwanken auch die Angaben der Kunststoffzusammensetzung in der einschlägigen Literatur. Die Autoren der Conversio-Studie (2018, p. 59) geben für die in der deutschen Elektro- und Elektronikbranche verarbeitet Mengen unter anderem die folgenden Werte an (siehe Abbildung 12): 165 kt PP (18,3 %), 107 kt PE-LD/LDD (11,9 %), 95 kt ABS/ASA/SAN (10,6 %), 89 kt PA (9,9 %), 59 kt PS (6,6 %). Es sind dabei zwei Aspekte der Studie zu beachten:

- ▶ die Kategorie „sonstige Thermoplaste“ (257 kt) inkludiert verschiedene Kunststoffe, deren Informationen von den Herstellern nicht deklariert wurden;
- ▶ da die Daten nicht die Mengen der eingesetzten Kunststoffe darstellen – sondern die von der deutschen Kunststoffindustrie hergestellten Kunststoffe für den Einsatz in EEG (im In- und Ausland) – sind Commodity-Kunststoffe²³ teilweise unterrepräsentiert.

²³ Commodity-Kunststoffe sind Standardkunststoffe, die in großen Mengen hergestellt werden und bei denen keine außergewöhnlichen Materialeigenschaften erforderlich sind. Beispiele sind PE, PP, PS, PVC (PlasticsEurope, 2019a).

Abbildung 12: Anteil an eingesetzten Polymeren in der Elektro- und Elektronikbranche

Werte für den deutschen Markt in Prozent und für das Jahr 2017

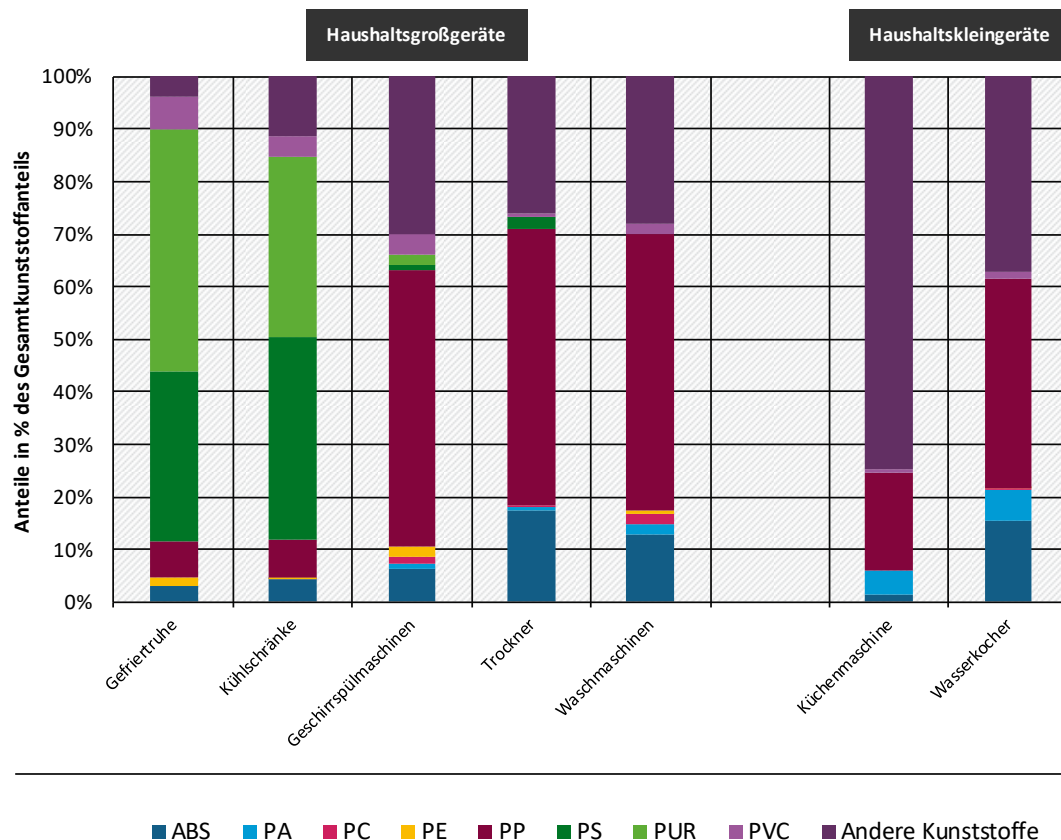


Quelle: Eigene Darstellung, Ramboll, basierend auf Conversio Market & Strategy GmbH (2018)

Die folgende Abbildung zeigt eine Auswahl an Haushaltsgeräten und deren Kunststoffzusammensetzung. Im Bereich der Kühlgeräte machen PUR und PS die mengenmäßig größten Polymeranteile aus (siehe Abbildung 13). Schäume aus PUR werden dabei meist als Wärmeisolierung eingesetzt. Der Bedarf der Isolierung besteht bei anderen Haushaltsgroßgeräten nicht, sodass verstärkt andere Polymere wie PP Einsatz finden, wie bei Geschirrspülmaschinen, Trocknern oder Waschmaschinen (Federico MAGALINI et al., 2017).

Abbildung 13: Kunststoffzusammensetzung für eine Auswahl an Haushaltsgeräten

Werte zeigen die Kunststoffzusammensetzung als Anteile an der Gesamtkunststoffmenge je Produktgruppe



Quelle: CECED (2017, S. 34–37)

3.5.3 Rezyklateinsatz in EEG

Dieses Kapitel stellt den aktuellen Wissensstand zum Kunststoffrezyklateinsatz in EEG dar und beschreibt mögliche Entwicklungen. Aktuell gibt es noch keine öffentlichen Datenerhebungen zum Rezyklateinsatz von Kunststoffen (Wilts et al., 2016). Daher wird auf einzelne Studien, Berichte, Herstellerinformationen und die Befragung von Expert*innen aus der Branche zurückgegriffen.

Mehr als 9 Millionen Tonnen der in der EU anfallenden Post-Consumer-Kunststoffabfälle des Jahres 2018 wurden dem Recycling zugeführt. Dabei wurden fast 80 % in Europa behandelt, um etwa 4,9 Millionen Tonnen an Kunststoffrezyklaten herzustellen (PlasticsEurope, 2019b, S. 17). Es wird dabei geschätzt, dass mindestens 4 Millionen Tonnen dieser Rezyklate ihren Weg in die Herstellung neuer Produkte fanden (PlasticsEurope, 2019b, S. 17).

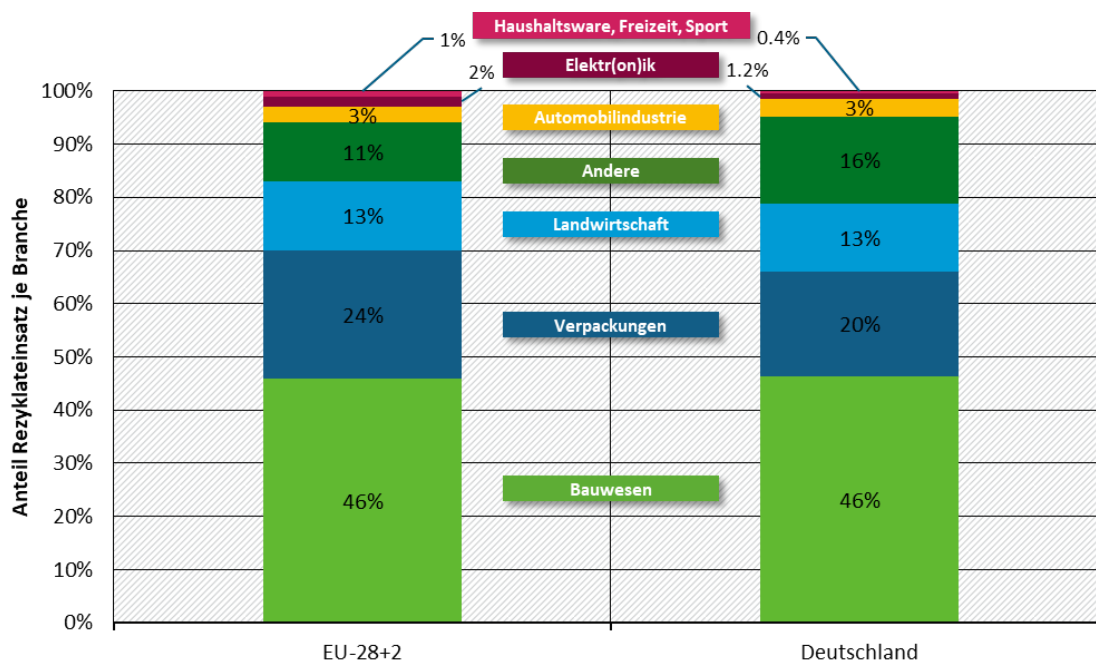
Für den deutschen Markt lassen sich die folgenden Werte zusammenfassen: Wie bereits erwähnt wurden 2017 insgesamt 901 kt an Kunststoffen im EEG-Bereich in Deutschland verarbeitet (2019: 881 kt). Dieser Wert setzt sich aus 872 kt an Kunststoffneeware und 29 kt an Kunststoffrezyklaten zusammen (2019: 850 kt zu 31 kt) (Conversio Market & Strategy GmbH, 2018, S. 54). Für das Jahr 2017 entspricht dies einem Anteil an 6,3 % am gesamten Kunststoffverbrauch in Deutschland (2019: 7,7 %) (Conversio Market & Strategy GmbH, 2018, S. 52). Zusätzlich lässt sich hieraus ableiten, dass der Rezyklateinsatz lediglich 3,2 % der verwendeten Kunststoffmenge im EEG-Bereich betrug (2019: 3,5 %) und im Vergleich zu anderen Branchen eher gering ausfällt: Landwirtschaft 34,9 %, Bau 21,5 %, Verpackung 9,1 %,

Fahrzeuge 4,8 % (Conversio Market & Strategy GmbH, 2018, S. 54). Dies spiegelt auch die Einschätzung von befragten Recyclingunternehmen wieder, die für die EEG-Branche von einem aktuellen Rezyklateinsatz von etwa 3 % ausgehen und entspricht in etwa der Einschätzung von PlasticsEurope, die einen Wert von 2 % angeben (PlasticsEurope, 2019b, S. 20). Es sollte dabei angemerkt werden, dass die bei Conversio angegebenen Rezyklatmengen aus Post-Consumer- (34 %) bzw. Produktions- und Verarbeitungsabfällen (67 %) bestehen (2019: 36 % zu 64 %) (Conversio Market & Strategy GmbH, 2018, p. 56).

Zusätzlich lässt sich festhalten, dass die 29 kt im EEG-Bereich eingesetzten Kunststoffrezyklate lediglich 1,6 % des deutschlandweiten Einsatzes an Kunststoffrezyklaten entsprechen (2019: 31 kt = ~2 %): Bau 42,9 %, Verpackung 22,6 %, Landwirtschaft 11,2 % (Conversio Market & Strategy GmbH, 2018, S. 56).

Abbildung 14: Einsatz von Kunststoffrezyklaten je Branche für die EU-28+2 (2018) und Deutschland (2018)

Nur Rezyklate aus Post-Consumer-Abfällen werden betrachtet; Gesamtmenge von ca. 4 Millionen Tonnen für EU-28+2 und 954 kt für Deutschland; dargestellte Werte sind gerundet



Quelle: Conversio Market & Strategy GmbH (2018), S. 56; PlasticsEurope (2019b, S. 20)

Die dargestellten Werte je Branche lassen keine Aussagen zum Rezyklateinsatz in einzelnen Gerätekategorien zu. Es ist davon auszugehen, dass die Unterschiede je nach Hersteller und je nach Gerätekategorie erheblich voneinander abweichen. Tabelle 68 in Anhang A – Rezyklateinsatz in EEG gibt einen Überblick einiger beispielhafter Hersteller, die mit dem Einsatz von Kunststoffrezyklat werben. Die präsentierte Recherche und Auswertung legt nahe, dass der Einsatz von Kunststoffrezyklaten für EEG aktuell noch nicht weit verbreitet ist. Dies wird auch durch andere Studien wie Wilts et al. (2016) bestätigt, die vor wenigen Jahren noch keine Etablierung des Rezyklateinsatzes feststellen konnten. Gleichzeitig ist jedoch auch festzustellen, dass manche Hersteller aktiv mit dem Rezyklateinsatz werben und selbstgesteckte Ziele für dessen Erhöhung angeben. Insgesamt lässt dies vermuten, dass der Einsatz an Kunststoffrezyklaten in der Elektro- und Elektronikbranche nach wie vor sehr gering ist, eine Steigerung sich jedoch abzeichnet.

3.5.4 Kunststoffe im Abfallstrom

Die getrennte Erfassung von EAG aus privaten Haushalten erfolgt in der Praxis üblicherweise über kommunale Sammelstellen der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger oder über Rücknahmesysteme von Herstellern und Vertriebern von EEG. Altgeräte welche nicht getrennt erfasst, sondern über den Restmüll entsorgt werden, gelangen in der Regel direkt in die Müllverbrennungsanlage und werden energetisch verwertet. Nach der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall (2018) erfolgt die Behandlung separat erfasster Altgeräte i.d.R. durch eine manuelle Demontage oder durch eine teil- oder vollautomatisierte Behandlung.

Bei der Betrachtung des EAG-Abfallstroms ergeben sich in Bezug auf die Verwertung bestimmte Unterschiede zu den in Verkehr gebrachten Mengen an EEG. Wesentliche Teile des Abfallstroms laufen nicht über die vorgesehenen Sammel- und Verwertungswege und sollten für ein ganzheitliches Bild des Abfallstroms nicht außer Acht gelassen werden. Für die Verwertung von EAG in Deutschland wurde für das Jahr 2012 erhoben, dass fast die Hälfte der angefallenen Mengen über Wege außerhalb des offiziellen Sammel- und Verwertungswegs liefen – dies beinhaltet nicht vorschriftsmäßiges Recycling und eine Lücke an Informationen für über 30 % der in diesem Jahr angefallenen EAG (Huisman et al., 2015, S. 16).

Für das Jahr 2018 gibt das BMUV eine Menge von 853.125 t an gesammelten EAG an, von denen 841.064 t innerhalb des Landes behandelt wurden (Tabelle 9). Dabei entfallen etwa 92 % der behandelten Menge auf die obersten vier Gerätekategorien: Haushaltsgroßgeräte (43 %), Haushaltskleingeräte (20 %), IT- und Telekommunikationsgeräte (14 %), Geräte der Unterhaltungselektronik (14 %)²⁴.

Tabelle 9: EEG und EAG in Deutschland (2018)

Daten zu in Verkehr gebrachten, gesammelten und behandelten Mengen; Mengenangaben in Tonnen für 2018

Gerätekategorie/ Sammelgruppe	In Verkehr gebracht (Tonnen)	Gesammelt (Tonnen)	Recycling (Tonnen)	Recycling (in % bezogen auf die gesammelte Menge je Produktkategorie)
1. Haushaltsgroßgeräte	939.076	357.949	301.736	84,3 %
2. Haushaltskleingeräte	199.592	168.274	136.648	81,2 %
3. IT- und Telekommunikationsgeräte	283.162	125.012	105.217	84,2 %
4a. Geräte der Unterhaltungselektronik	146.340	118.136	99.621	84,3 %
4b. Photovoltaikmodule	211.142	7.865	5.987	76,1 %
5. Beleuchtungskörper	193.214	15.507	13.817	89,1 %
5a. Gasentladungslampen	5.563	13.858	12.824	92,5 %
6. Elektrische und elektronische Werkzeuge	196.278	29.801	25.188	84,5 %
7. Spielzeug sowie Sport- und Freizeitgeräte	74.988	7.060	6.035	85,5 %
8. Medizinische Geräte	39.401	6.113	5.574	91,2 %

²⁴ Die Daten für das Berichtsjahr 2018 folgen den bis August 2018 gültigen 10 Gerätekategorien gem. Anhang I der EU-WEEE-Richtlinie. Seit dem 15. August 2018 gilt die Einteilung in sechs Gerätekategorien (nach Anhang III der EU-WEEE-Richtlinie).

Gerätekategorie/ Sammelgruppe	In Verkehr gebracht (Tonnen)	Gesammelt (Tonnen)	Recycling (Tonnen)	Recycling (in % bezogen auf die gesammelte Menge je Produktkategorie)
9. Überwachungs- &Kontrollinstrumente	67.179	2.312	1.974	85,4 %
10. Automatische Ausgabegeräte	19.704	1.238	1.097	88,6 %

Quelle: BMUV (2018)

Betrachtet man das Recycling der dargestellten Kategorien, so zeigt sich zwischen den Jahren 2017 und 2018 eine unterschiedliche Entwicklung. Es wurden 2018 etwas weniger Haushaltsgroßgeräte (-2 %) und deutlich weniger Geräte der Unterhaltungselektronik (-11,9 %) einem Recycling zugeführt als im Vergleichsjahr 2017.

Über alle Gerätekategorien hinweg wurden 21,6 Tonnen (+3,1 %) mehr Geräte einem Recycling zugeführt. Es sollte jedoch bedacht werden, dass die Recyclingquote bei 83,9 % lag – einem Minus von 1,9 % gegenüber dem Vorjahr.

Der Vollständigkeit halber fasst die folgende Tabelle aktuelle Werte für das Berichtsjahr 2020 zusammen und stellt diese nach den nun gültigen 6 Gerätekategorien dar, die seit dem 15. August 2018 gültig sind (nach Anhang II der EU-WEEE-Richtlinie).

Tabelle 10 Mengen an in Verkehr gebrachter EEG und gesammelter EAG je Produktkategorie für das Berichtsjahr 2020

Gerätekategorie/ Sammelgruppe	In Verkehr gebracht (Tonnen)	Gesammelt (Tonnen)
1. Wärmeübertrager	355.534	190.428
2. Bildschirme	152.322	113.457
3. Lampen	35.774	7.454
4a. Großgeräte, ausgenommen Photovoltaikmodule	1.238.995	297.749
4b. Photovoltaikmodul	320.434	15.396
5. Kleingeräte	634.862	290.184
6. Kleine IT- und Kommunikationsgeräte	110.005	122.351
Insgesamt	2.847.926	1.037.019

Neben den dargestellten Werten gibt Destatis (Statistisches Bundesamt) eine Übersicht über die Gesamtmengen der zur Erstbehandlung angenommenen Geräte sowie Anteile einzelner Produktkategorien an, trifft jedoch keine Aussagen über den Verbleib von in EAG enthaltenen Kunststoffteilen. Aktuellere Studien geben als durchschnittlichen Kunststoffanteil eine Spanne von 10-35 % an (Maisel et al., 2020). Ähnlich ist die Annahme der Autor*innen Andersson et al. 2019, die von 20-35 % ausgehen. Die Datenerhebung ist dabei nicht bei allen Studien transparent dargestellt und angegebene Werte sollten nur unter Vorbehalt miteinander verglichen werden (Tabelle 11).

Tabelle 11: Kunststoffanteile in EAG aus unterschiedlichen Quellen

Autor*innen	Beruht (zum Teil) auf	Angegebener Kunststoffanteil in EAG
Maisel et al. (2020)	Koehnlechner (2016), Maris et al. (2015)	10-35 %
Andersson et al. (2019)	Wäger et al. (2009)	20-35 %
Kousaiti et al. (2020)	Arends et al. (2015), Ma et al. (2016)	20-30 %
Stenmarck et al. (2017)	Mepex (2013): 5-20 %	20 %
Baxter et al. (2017)	Dimitrakakis et al. (2009): 20 %, Mepex (2013): 5-20 %	20 %
Bilitewski et al. (2018)	unbekannt	21 %
Bennett et al. (2008)	-	32 %

Nach UBA (2016) kann jedoch davon ausgegangen werden, dass sich der energetisch verwertete Teil der behandelten EAGs überwiegend aus der Kunststofffraktion zusammensetzt. Auch die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA), 2018) bestätigt, dass ein werkstoffliches Recycling von Kunststoffen aus EAG nach wie vor nicht in nennenswerter Größenordnung stattfindet. Angaben zu genauen Werten fehlen jedoch.

Eine der großen Herausforderungen beim Recycling von EAG ist die Vielzahl an Stoffen, die im Abfallstrom anfallen. EAG enthalten eine Vielzahl unterschiedlicher Polymere (siehe z.B. Abbildung 13). Um die Eigenschaften der einzelnen Polymere in gewünschter Art und Weise zu verändern, werden diese oftmals mit anderen Polymertypen gemischt (Grigorescu et al., 2019). Dadurch wird die Vielfalt, der in EAG enthaltenen Kunststoffe zusätzlich erhöht. In der Folge ist es schwierig allgemeingültige Aussagen über den Kunststoffanteil und die Polymere von EAG zu treffen. Insgesamt können EAG mehr als 60 unterschiedliche Kunststoffe enthalten (Köhnlechner, 2019).

Grigorescu et al. (2019) stellen einen Überblick über die Methoden zur Identifizierung von Polymeren vor. Ma et al. (2016)) nennen PS, PP und ABS als wichtigste Polymere für große Kühlgeräte (siehe Tabelle 12).

Tabelle 12: Häufigste Polymere je analysierter Produktgruppe (EAG-Analysen)

Analyisierte Gerätekategorie	Am häufigsten vorkommenden Polymeren
Große Kühlgeräte	PS, PP, ABS
CRT-Fernseher	PS, HIPS, PP
Kopiergeräte	PC/ABS, ABS, PS
Klein-EEG	ABS, PP, PS
CRT-Monitore	ABS, PC/ABS, PS
Drucker	ABS, PC/ABS, HIPS
CPUs	ABS, PC/ABS, PBT

Dargestellt sind die drei mengenmäßig am meisten vertretenen Polymere je Produktgruppe.
Eigene Darstellung, Ramboll, basierend auf Grigorescu et al. (2019) und Ma et al. (2016)

Tabelle 13 stellt die Ergebnisse zu Polymeren im EAG-Abfallstrom verschiedener Autor*innen gegenüber und zeigt auf, dass die wichtigsten Polymertypen im EAG-Abfallstrom ABS (inkl. SAN und ASA), PS (besonders HIPS) und PP sind. Die meisten Primärdaten hierzu stammen aus praktischen Separationsversuchen.

Tabelle 13: Kunststoffpolymeranteile im EAG-Abfallstrom je Geräte- und Produktkategorie

Analyisierte Gerätekategorie und Produkte	(Dimitrakakis et al., 2009)	(Chancerel, Rotter, 2009)	(Freegard, Claes, 2009)	(Maris et al., 2015)	(Jandric et al., 2019)
Haushaltsgroßgeräte (Kategorie)	40 % ABS, 35 % PP, 15 % PC	Keine Angaben	Keine Angaben	Keine Angaben	60 % ABS, 20 % ABS/SAN, 10 % ABS/ASA
Haushaltskleingeräte (Kategorie)	35 % ABS, 35 % PP, 10% PS	Keine Angaben	24 % PP, 15 % SAN, 13 % ABS	Keine Angaben	46 % ABS, 45 % PP
IT & Informationstechnik (Kategorie)	15% ABS, 40 % PS, 19 % PC	Keine Angaben	21 % ABS, 14 % ACR, 9 % PS	21% ABS, 45% HIPS, 12% PC/ABS	Keine Angaben
Unterhaltungselektronik (Kategorie)	42 % ABS, 35 % PS	Keine Angaben	43 % PS, 25 % ABS, 11 % ACR	41% ABS, 37% HIPS	Keine Angaben
Tastaturen (Produkt)	Keine Angaben	22 % ABS, 75 % PS	Keine Angaben	Keine Angaben	33 % HIPS, 25 % PS, 11 % ABS/PMMA
Staubsauger (Produkt)	Keine Angaben	95 % ABS, 5 % PP	Keine Angaben	49 % ABS, 31 % PP	69 % ABS, 21 % PP
Smartphones (Produkt)	Keine Angaben	72 % ABS/PC, 25 % ASA/PC	Keine Angaben	Keine Angaben	22 % PP, 22 % PE, 14 % ABS/PC
Gehäusen (Produkt)	Keine Angaben	100 % ABS	Keine Angaben	Keine Angaben	71 % ABS, 18 % PS, 6 % HIPS

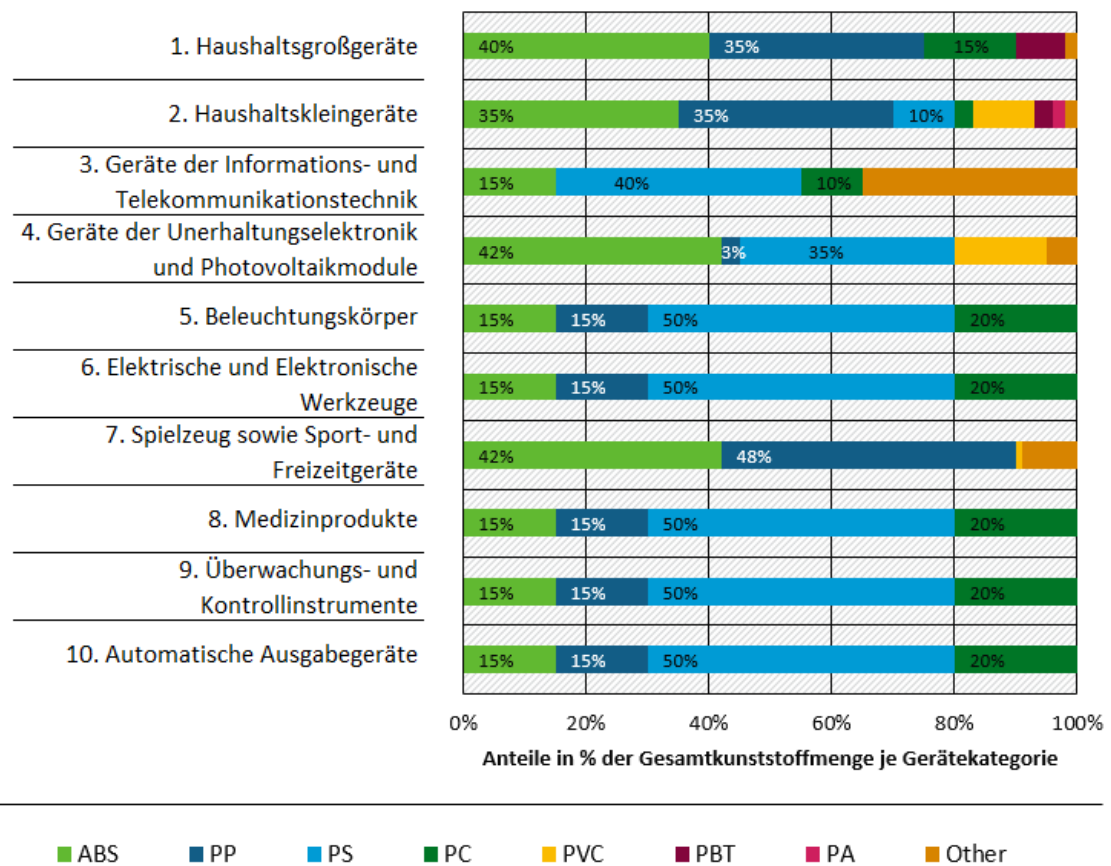
Analysierte Gerätekategorie und Produkte	(Dimitrakakis et al., 2009)	(Chancerel, Rotter, 2009)	(Freegard, Claes, 2009)	(Maris et al., 2015)	(Jandric et al., 2019)
Druckern und Netzteilen (Produkt)	Keine Angaben	Keine Angaben	Keine Angaben	Keine Angaben	57 % ABS/PC, 17 % PC
Flatscreen-Monitore (Produkt)	Keine Angaben	Keine Angaben	Keine Angaben	Keine Angaben	30 % ABS, 13 % ABS/PC, 13 % ABS/SAN

Dargestellt sind die drei mengenmäßig am meisten vertretenen Polymere je Kategorie- und Produktgruppe.

Wäger et al., (2009) nennen als Kunststoffe, die am häufigsten eingesetzt werden, ABS, HIPS, PP, PS und PC (inkl. Mischungen). Für diese Studie wurden tatsächliche Massenströme der Schweizer WEEE-Recycling-Systeme analysiert (Daten aus dem Jahr 2007) und Hochrechnungen auf bestimmte EEG-Kategorien durchgeführt.

Um die unterschiedlichen Kunststoffzusammensetzungen für jede EAG-Kategorie darzustellen, werden hier die Ergebnisse der Studie von Dimitrakakis et al., (2009) präsentiert. Mit Hilfe von manueller Sortierung und Nah-Infrarot-Spektroskopie (NIR) haben die Autoren die unterschiedlichen Polymertypen identifiziert. Die Ergebnisse der Studie werden von zahlreichen weiteren Studien herangezogen (Baxter et al., 2014, S. 27; Sander et al., 2018, S. 140) und in Abbildung 15 zusammengefasst. Bei der Analyse der Daten ist zu beachten, dass die hier dargestellten Sammelgruppen nicht mehr aktuell sind, da seit 2018 nur noch sechs Sammelgruppen existieren. Einige Gruppen wurden dabei annähernd identisch übernommen wie z.B. die Lampen (früher Beleuchtungskörper), andere wurden jedoch aufgeteilt und vermischt. Kühl- und Gefrierschränke fallen beispielsweise nun unter SG 1 „Wärmeüberträger“ wohingegen sie früher unter die „Haushaltsgroßgeräte“ zusammen mit z.B. Wasch- und Spülmaschinen gefallen sind. Eine direkte Übertragung der Daten ist daher nur begrenzt möglich.

Abbildung 15: Kunststoffanteile in EAG je Gerätekategorie



Quelle: Eigene Darstellung, Ramboll, basierend auf Sander et al. (2018, p. 140) und Dimitrakakis et al. (2009)

3.5.5 Schadstoffe im EAG-Abfallstrom

Generell spielen Sortier- und Wiederaufbereitungsschritte eine wichtige Rolle bei der finalen Qualität von Kunststoffrezyklaten. Hinzu kommt die Thematik der Schadstoffe, die in unterschiedlichen Mengen und Arten in Kunststoffen und somit in EAG gefunden werden können (Hahladakis et al., 2018). Im EAG-Abfallstrom sind insbesondere die folgenden Schadstoffe relevant: bromierte Flammschutzmittel (PBDE, HBCDD, TBBPA), Chlorparaffine (SCCP/MCCP), Phthalate (z.B. DEHP), TCEP, DP, PFAS und Schwermetalle (z.B. Cadmium, Blei). Hintergrundinformationen zu den einzelnen Stoffen sind in Kapitel 3.4 zusammengetragen.

3.5.5.1 Bromierte Flammschutzmittel

Der Anteil an flammenschutzhaltigen Kunststoffen in EAG variiert deutlich zwischen einzelnen Gerätekategorien. Während der Anteil in Telekommunikationsgeräten auf ca. 75 % und in Werkzeugen auf 80 % geschätzt wird, liegt der Anteil bei Haushaltskleingeräten deutlich niedriger (Tabelle 14).

Tabelle 14: Anteil an flammschutzhaltigen Kunststoffen in einer Auswahl an EAG

Basierend auf (Handke et al., 2019, S. 46) und (Käufer, Winter, 2015)

Produktgruppe	Flammschutzhaltiger Anteil in der Kunststofffraktion (Gew.-%)
Haushaltskleingeräte	6 %
Fernsehgeräte	54 %
Elektrowerkzeuge	80 %
Kommunikationstechnik	77 %
Informationsverarbeitung	40 %

Zu den wichtigsten Gruppen bromierter Flammschutzmittel (BFR) zählen (Handke et al., 2019):

- ▶ Polybromierte Diphenylether (PBDE) – Kunststoffe, Textilien, Gussteile für elektronische Anwendungen, Schaltungen;
- ▶ Hexabromcyclododecan (HBCDD) – Wärmedämmung im Bauwesen;
- ▶ Tetrabrombisphenol A (TBBPA) und andere Phenole – Leiterplatten, Thermoplaste (hauptsächlich in TV-Geräten); und
- ▶ Polybromierte Biphenyle (PBB) – Textilien, Schaumstoffe, Klein- und Haushaltsgeräte.

Relevant sind insbesondere polybromierte Biphenyle (PBB) und polybromierte Diphenylether (PBDE), deren Verwendung sowohl in der EU-POP-Verordnung als auch in der EU-RoHS-Richtlinie reguliert wird. Laut (Andersson et al., 2019) konnten vereinzelt POP-haltige BFR in Spielzeug und anderen Alltagsgegenständen nachgewiesen werden. Dies ist auf das Recycling von Kunststoffen aus EAG und der damit einhergehenden Vermischung der recycelten Kunststoffe zurückzuführen.

In den vergangenen Jahren wurden viele Studien über den Bromgehalt in EAG-Abfallströmen veröffentlicht, die eine Konzentration über den Grenzwerten der EU-RoHS-Richtlinie feststellten. Es ist zu beachten, dass sich die maximal zulässige Konzentration der EU-RoHS-Richtlinie auf PBDEs bezieht (0,1 Gew.-% entspricht 1.000 mg/kg).

Die Anwendung von Penta-BDE und Octa-BDE ist seit Mitte der 90er Jahre rückläufig. Es wird erwartet, dass sich dieser Trend, insbesondere aufgrund internationaler Entwicklungen zur Regulierung im Rahmen des Stockholmer Übereinkommens sowie der Umsetzung der EU-RoHS-Richtlinie fortsetzen wird. Aus dem gleichen Grund wird für Deca-BDE mittel- bis langfristig mit einem deutlichen Rückgang der Anwendung gerechnet (P. A. Wäger et al., 2009).

PentaBDE wurde innerhalb der EU am häufigsten in PUR-Kunststoffen verwendet. Dabei entfielen etwa 95 % des gesamten Verbrauches auf die Produktion von Automobil- und Polsteranwendungen (BiPRO, 2011). Im EAG-Kunststoffabfallstrom kommt PentaBDE hingegen nur in geringer Konzentration vor (Hennebert, Filella, 2018; Taverna et al., 2017; P. Wäger et al., 2010, 2012). Nur in Leiterplatten wurde PentaBDE in hohe Konzentrationen (ca. 17.000 mg/kg) nachgewiesen (Chen et al., 2012).

OctaBDE wurde hauptsächlich in ABS-Kunststoffen für EEG -Gehäuse verwendet. Konzentrationen zwischen 10 und 18 Gew.-% waren hierfür typisch (BiPRO, 2011). In verschiedenen Kategorien und Produkten wurden OctaBDE-Gehalte gefunden, die über den erlaubten RoHS-Grenzwerten lagen. Dies betrifft beispielsweise Haushaltskleingeräte (mehr als

2.450 mg/kg) (Gallen et al., 2014), Unterhaltungsgeräte (mehr als 1.100 ppm) (P. Wäger et al., 2012), CRT-Fernsehen (mehr als 10.000 mg/kg) (P. Wäger et al., 2012), sowie Computer-Komponenten und Gehäusen (mehr als 2.800 mg/kg) (Chen et al., 2012).

DecaBDE kann in folgenden EEG-Produkten vorkommen: Gehäuse und interne Komponenten von Fernsehgeräten, Mobiltelefone und Faxgeräte, Audio- und Videogeräte, Fernbedienungen, Kommunikationskabel, Kunststoff-Folienkondensatoren, Gebäudekabel, Kabel (z. B. Warmschrumpfschläuche), Verbindungen in EEG, Leistungsschutzschalter, Spulen von Spulenkörpern, Komponenten für Drucker und Fotokopierer (z.B. Tonerkartuschen und Anschlüsse) und Scanner-Komponenten (Potrykus et al., 2020). In Kunststoffen von EEG liegt DecaBDE typischerweise in Konzentrationen zwischen 10 und 15 Gew.-% vor (UNEP, 2014). Hohe Konzentrationen an DecaBDE wurden in Platinen (11.583 mg/kg), in Röhrenfernsehern (72.300 und 237.000 mg/kg) und in CRT-Kathodenstrahlröhrenbildschirmen (7.800 mg/kg) nachgewiesen. Einige der höchsten DecaBDE-Konzentration im EAG-Kunststoffabfallstrom wurden in Computerkomponenten nachgewiesen (Potrykus et al., 2020).

HBCDD kommt in der Elektrobranche hauptsächlich in HIPS für Audio- und Videoequipment, in Verteilerkästen für elektrische Leitungen im Baubereich und in Kühlschrankschrankauskleidungen vor (Potrykus et al., 2015). In der EU ist die Verwendung von HBCDD in HIPS verboten, und es ist sehr wahrscheinlich, dass 2014 die letzte HBCDD-Verwendung erfolgte (Potrykus et al., 2019). HBCDD wurde im EAG-Kunststoffabfallstrom in verschiedenen Studien typischerweise in geringer Konzentration nachgewiesen (Hennebert, Filella, 2018; Potrykus et al., 2015).

TBBPA wurde in den letzten 10 Jahren in der Mehrzahl der EAG-Kategorien und -Produkten nachgewiesen (siehe Tabelle 16). Am stärksten war die Kategorie der Haushaltskleingeräte betroffen (maximale Konzentration von 160.000 ppm) (Gallen et al., 2014). Eine Konzentration von TBBPA über 1.000 ppm wurde in CRT-Monitoren nachgewiesen (Gallen et al., 2014; Hennebert, Filella, 2018; Taverna et al., 2017). Ein umfassender Überblick über die zitierte Literatur wurde Tabelle 16 zusammengefasst.

3.5.5.2 Kurz- und mittelkettige Chlorparaffine (SCCP/MCCP)

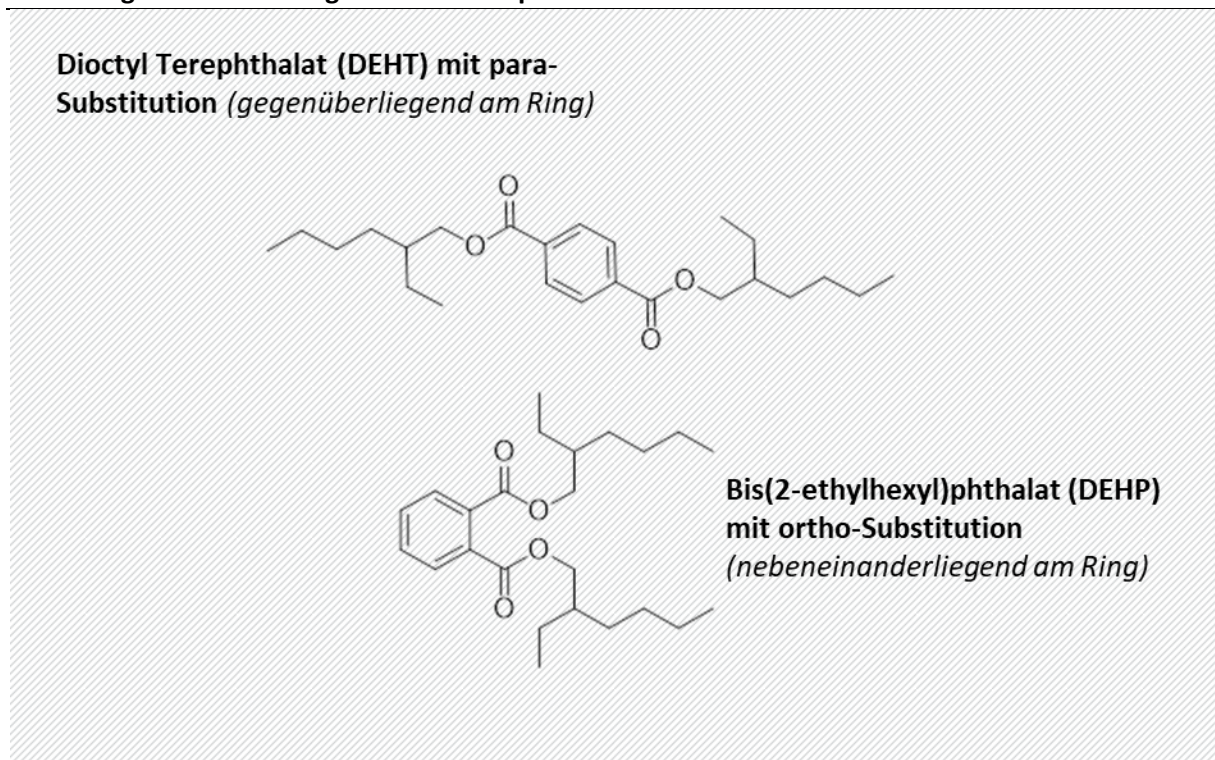
Kurz und mittelkettige Chlorparaffine werden als Weichmacher und Flammschutzmittel in verschiedenen PVC-Produkten angewendet. Im Rahmen der Abfallbehandlung und Deponierung von Kunststoffen können die Chlorparaffine in die Umwelt gelangen. Chlorierte Paraffine bestehen aus chlorierten Alkanketten, die in der Regel zwischen 10 und 13 Kohlenstoffatome enthalten. Mittelkettige Alkanketten bestehen aus 14 bis 17 Kohlenstoffatomen – bei einer Länge ab 17 Kohlenstoffatomen bezeichnet man sie als "langkettige Chlorparaffine". SCCP werden hauptsächlich in der Metallverarbeitung als Schmiermittel verwendet, eine große Menge von SCCP wird jedoch auch als Flammschutzmittel oder Weichmacher in Kunststoffanwendungen, hauptsächlich in PVC, eingesetzt. Sie kommen auch in Farben, Beschichtungen, Kleb- und Dichtstoffen vor. Je nach Anwendung werden SCCP häufig in einer Konzentration zwischen 4 und 17 Gew.-% verwendet (Zarogiannis, Nwaogu, 2010, S. 21). SCCP wurden in EEG-Alltagsprodukten (z.B. Mikrowellengeschirr), Lampen, Elektronikartikeln (z. B. Kabel, Adapter, Tastaturen, Speichermedien, Bilderrahmen, Kopfhörern) verwendet (Potrykus et al., 2015). Seit Mitte der 90er Jahre werden SCCP in Deutschland nicht mehr hergestellt (BiPRO, 2011). Sie können jedoch laut UNEP (2018) im PVC in EAG-Abfallstrom vorkommen.

3.5.5.3 Phthalate

Phthalate sind eine der am häufigsten verwendeten Weichmacher. Diese Art von Weichmachern finden häufig in PVC-Anwendung, werden in großen Mengen hergestellt und gelten insgesamt als weit verbreitet. Neben PVC können sie auch zum Weichmachen anderer spröder Kunststoffe wie PS verwendet werden. Viele Phthalate haben sich sowohl für Menschen als auch für Tiere als toxisch erwiesen (Andersson et al., 2019). Phthalate, die in Bodenbelägen aus Weich-PVC verwendet werden, sind mit allergischen Symptomen bei Kindern in Verbindung gebracht worden. Es wurde darüber hinaus festgestellt, dass Phthalate für das Fortpflanzungssystem toxisch sind und zu einer gestörten menschlichen Entwicklung führen können (Andersson et al., 2019).

Unternehmen, die bisher DEHP in ihren Produkten verwendet haben, setzen inzwischen oftmals Dioctyl Terephthalat (DEHT) ein, welches die gleiche chemische Formel wie DEHP hat, aber den Diester in einer para-Position statt wie DEHP in ortho-Position enthält (Versar Inc, Syracuse Research Corporation, 2010).

Abbildung 16: Darstellung von DEHT mit para-Substitution und DEHP mit ortho-Substitution



Quelle: Ramboll, eigene Darstellung

3.5.5.4 Tris(2-Chlorethyl)-Phosphat (TCEP)

TCEP ist ein Stabilisator, Pigment, Mittel zur Minderung der Sprödigkeit und Flammenschutzmittel, welches überwiegend in PUR-Schäumen und PVC verwendet wurde. Es steht unter dem Verdacht eine neurotoxische Wirkung zu haben. Die Verbrauchsmenge ist bereits seit den 90er Jahren zurückgegangen. Laut Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (2009) wird TCEP seit 2002 nicht mehr in Europa hergestellt. Es wurde eingesetzt zur Herstellung von flammgeschützten Kraftfahrzeugbauteilen, als Kleber und Anstrichmittel in der Folienherstellung, sowie als Weichmacher in PVC. Für eine flammhemmende Wirkung wurden 10-20 % TCEP beigefügt – als Weichmacher bis zu 5 % (Sagunski, Roßkamp, 2002). Aufgrund der durchschnittlichen Lebensdauer von EEG und der bereits lange zurückliegenden Nutzung wird die Relevanz von TCEP im EAG-Abfallstrom als vernachlässigbar eingeschätzt.

3.5.5.5 Dechloran Plus (DP)

DP ist eine Substanz der aliphatischen Kohlenhydrate. DP ist seit den 1960er Jahren auf dem Weltmarkt vertreten und die weltweite Produktion pro Jahr wird auf 5000 Tonnen geschätzt (UNEP, 2020a). DP wird als Flammenschutzmittel in EEG als Alternative zu DecaBDE und Mirex verwendet (eine hochchlorierte organische Verbindung) (Hou et al., 2018). Es wird in Polymeren wie ABS, HIPS, PUR und PE verwendet. DP wird in elektronischen Verkabelungen, Kabelbindern und Fernbedienungen sowie als Hartplastik-Steckverbinder in Fernsehern und Computermonitoren verwendet (Sverko et al., 2011). DP-typische Anwendungskonzentration liegt zwischen 8 % und 40 % (UNEP, 2020a; Weil, Levchik, 2009).

Aufgrund der potenziell großen Verbreitungswege wurde DP in den vergangenen Jahren weltweit an verschiedensten Orten gefunden. Orte mit erhöhter Konzentration scheinen dabei EAG-Verarbeitungsanlagen und Recyclinganlagen zu sein. Dies belegen mehrere Studien zu Böden, Sedimenten, Straßenstaub und Feinstaubpartikeln in unterschiedlichen chinesischen Gebieten (so z.B. in Qingyuan, China) (Li et al., 2018; Yu et al., 2010), in Oberflächenböden und Flusssedimente in Vietnam (Matsukami et al., 2017) und in PM10-Partikeln in Norwegen (Morin et al., 2017). Im EAG-Abfallstrom in einer Schweizer Recyclinganlage haben (Taverna et al., 2017) eine mittlere Konzentration an DP mit 33 mg/kg angegeben. Allerdings haben die Autoren eine hohe Konzentration (1001 mg/kg) in CRT-TV-Gehäusen nachgewiesen.

3.5.5.6 Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)

Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) sind eine Gruppe von synthetischen Chemikalien, zu denen PFOA, PFOS, PFHxS, GenX und viele andere Chemikalien gehören. Seit den 1940er Jahren wurden möglicherweise mehr als 4.700 verschiedene PFAS hergestellt und in einer Vielzahl von Industrien weltweit verwendet (OECD, 2021; UNEP, 2016). PFAS wurde in fluorchemischen Kunststoffbeschichtungen und Beschichtungsadditiven verwendet, um Oberflächen (z.B. Leiterplatten) schmutz- oder wasserabweisend zu beschichten. Laut Potrykus et al. (2019) wurden PFOA und verwandte Chemikalien im Fotolithografieprozess für die Herstellung von Halbleitern verwendet. Halbleiter wiederum finden Anwendung in einer Vielzahl an EEG und gelangen hierüber in den entsprechen Abfallstrom. Somit ist auch in der Kunststofffraktion von EAG mit einer gewissen Kontamination mit PFOA zu rechnen. Genaue Werte und Daten können jedoch nicht angegeben werden.

In den USA wurden eine Vielzahl von PFAS im Rahmen des Toxic Substances Control Act (TSCA) vom Markt genommen und die Beseitigung bestimmter PFAS wurde erleichtert (Dorrance et al., 2017).

Eine aktuelle Studie weist PFAS in hoher Konzentration in bestimmten EAG-Demontagegebieten nach (Zhang et al., 2020).

3.5.5.7 Schwermetalle

Cadmium (Cd) und seine Verbindungen wurden häufig als Stabilisatoren oder Pigmente in Kunststoffen verwendet, um tiefe rote bzw. leuchtend gelbe Farben zu erhalten. In Kunststoffen verbessert Cadmium die Hochtemperatureigenschaften. Insgesamt wird Cadmiumoxid als Ausgangswerkstoff für eine Vielzahl anderer Cadmiumverbindungen verwendet. Cadmium wird in elektronischen Produkten für Kontakte und Lötverbindungen verwendet und ist auch in Batterien (Ni-Cd) zu finden. Bei unsachgemäßer Separation dieser Batterien und den dazugehörigen Geräten kann zur Kontamination des EAG-Abfallstroms kommen. Laut Wäger *et al.* (2012) können hohe Cadmium-Konzentrationen (über 100 mg/kg) in verschiedenen Proben des EAG-Kunststoffabfallstroms vorkommen (siehe Tabelle 16).

Blei (Pb) wurde als Pigmentbestandteil in Kunststoffen verwendet. Obwohl die Verwendung einiger bleihaltiger Pigmente in Europa seit 1989 verboten ist (Richtlinie 89/677/EG), gibt es jedoch immer noch einige Bleipigmente, die verwendet werden dürfen. Blei wurde auch als Stabilisator in Kunststoffen wie PVC verwendet. Allerdings wurde im Jahr 2000 vom Europäischen Verband der Stabilisatorhersteller (ESPA) und den Europäischen Kunststoffverarbeitern (EuPC) beschlossen, die Verwendung von bleihaltigen Stabilisatoren bis 2015 zu ersetzen. Durch diese Initiative wurde die Verwendung von Blei in Kunststoffen drastisch reduziert (Andersson et al., 2019). Da Blei in alten CRT-TV-Monitoren als Bleioxid im Glasvorkommen kann (Andersson et al., 2019), sind Kontaminationen in Kunststoffe im EAG-Abfallstrom zu erwarten. Die Studie von Wolf et al. (2017) hat Blei-Konzentrationen, die über die RoHS-Grenzwerte hinausgehen, in Kunststoffen aus dem Abfallstrom von Haushaltskleingeräten nachgewiesen (Wolf et al., 2017). Insgesamt können hohe Blei-Konzentrationen im EAG-Abfallstrom in Großhaushaltsgeräte, in Telekommunikationsgeräte, Unterhaltungsgeräte und Großhaushaltsgeräte vorkommen, und besonders in Produkten wie Druckernetzteile und Kühl- und Gefriergeräte (P. Wäger et al., 2012).

3.5.5.8 Mineralölkohlenwasserstoffe

Da EAG teilweise gemeinsam mit Altfahrzeugen und Mischschrotten geschreddert werden, ist der Schadstoffgehalt von Schredderabfällen stark abhängig vom Input. (z.B. Restkarossen, "Weiße Ware", Mischschrotte) der Schredderanlage. Haupteintragsweg für MKW sind Reste von Betriebsflüssigkeiten (z.B. Öle, Treibstoffe). Mineralölkohlenwasserstoffe sind eine Hauptkomponente der organischen Schadstoffe in SLF mit entsprechendem Input (LANUV, 2011).

3.5.5.9 Überblick zu relevanten Schadstoffen und Entsorgungswegen in EAG

Tabelle 15 zeigt eine Zusammenfassung zu Schadstoffen und Entsorgungswegen in EAG und stellt verschiedene Behandlungswegen, sowie Beispiele für weitere Verwendungen der Rezyklate je Polymer dar.

Tabelle 15: Zusammenfassung zu Schadstoffen und Entsorgungswegen der als relevant identifizierten Erzeugnisse im Elektrobereich

Kunststoff-art	Erzeugnis	Schadstoffe	Sammlung	Behandlung und Entsorgung	Bei Recycling: Beispiele für weitere Nutzung der Rezyklate
PE	Kleinere Teile in Haushalts-großgeräten	POP-BDE, DP, TBBPA	Getrennterfassung über kommunale Sammelstellen oder über Rücknahmesysteme von Herstellern und Vertriebern; kleine Geräte zum Teil über den Restmüll	Zielkunststoff des Recyclings, jedoch keine genauen Daten zur Recyclingquote vorhanden.	Einsatz wiederum in Haushaltskleing-eräten möglich, aber auch anderen Anwendungen
PP	Vor allem in Gehäusen von Haushaltsgroß-geräten, aber auch in	POP-BDE, DP, TBBPA	Getrennterfassung über kommunale Sammelstellen oder über Rücknahmesysteme von Herstellern und	Zielkunststoff des Recyclings, jedoch keine genauen Daten zur Recyclingquote vorhanden.	Einsatz wiederum in Haushaltskleing-eräten möglich, aber auch

Kunststoff-art	Erzeugnis	Schadstoffe	Sammlung	Behandlung und Entsorgung	Bei Recycling: Beispiele für weitere Nutzung der Rezyklate
	Haushaltsklein geräten		Vertreibern; kleine Geräte zum Teil über den Restmüll		anderen Anwendungen
ABS	Gehäuse der IT- und Telekom-munikations-geräte, aber auch in Haushaltsgroß geräten	POP-BDE TBBPA, DP, UV-328	Getrennterfassung über kommunale Sammelstellen oder über Rücknahmesysteme von Herstellern und Vertreibern; kleine Geräte zum Teil über den Restmüll	Zielkunststoff des Recyclings, jedoch keine genauen Daten zur Recyclingquote vorhanden.	Einsatz wiederum in Haushaltsklein eräten möglich, aber auch anderen Anwendungen
PS	Gehäuse diverser Großgeräte, kann jedoch auch in Kleingeräten gefunden werden	HBCDD, TBBPA, Phthalate, DP	Getrennterfassung über kommunale Sammelstellen oder über Rücknahmesysteme von Herstellern und Vertreibern; kleine Geräte zum Teil über den Restmüll	Zielkunststoff des Recyclings, jedoch keine genauen Daten zur Recyclingquote vorhanden.	Einsatz wiederum in Haushaltsklein eräten möglich, aber auch anderen Anwendungen
PVC	Vor allem in Kabeln	Phthalate, SCCP, MCCP, TCEP	Getrennte Erfassung der Kabel auf Werkstoffhöfen	Größtenteils energetische Verwertung	Keine spezifischen Informationen vorhanden
Andere Polymere	Erzeugnisse in verschiedenen EAG-Kategorien mit unterschiedlichen Anteilen	Wenn flammgesch ütz: POP-Stoffe (SCCP, POP-BDE, HBCDD), Dechloran Plus, TBBPA (Bei ABS. Ansonsten: UV-328)	Getrennterfassung über kommunale Sammelstellen oder über Rücknahmesysteme von Herstellern und Vertreibern; kleine Geräte zum Teil über den Restmüll	Energetische Verwertung: 78 % Werkstoffliche Verwertung: 20 % Rohstoffliche Verwertung: 1 % Deponierung: 1 %	Keine spezifische Information zu ausgewählten Polymeren

Quelle: Eigene Darstellung, Ramboll und Fraunhofer IVV

Ein Überblick über relevante Schadstoffe, die in Post-Consumer-Kunststoffabfällen von EAG enthalten sind, wurde nach Kategorien und Produkte gruppiert und in der Tabelle 16 dargestellt.

Tabelle 16: Relevante Schadstoffe im EAG-Abfallstrom in den letzten zehn Jahren je Kategorie und Produkt

Analysierte Gerätekategorie und Produkte		Pb	Cd	Br	Penta-BDE	Octa-BDE	Deca-BDE	TBBPA
Gemischte EAG-Kategorie	Haushaltskleingeräte und Flatscreen-Monitore	[7]	[7]			[7]	[7]	[7]
	Haushaltskleingeräte und Werkzeuge, Spiele, Sportgeräte	[7]	[7]			[7]	[7]	[7]
		[7]	[7]			[7]	[7]	[7]
EAG-Kategorie	Haushaltsgroßgeräte	[7]	[7]	[5, (8)]	[15, 7]	[15]	[7, 15]	[7]
	Haushaltskleingeräte	[(7), 6]	[7]	[1, 8]	[5, 15]	[8, (5)]	[8, (5), 6, 11, (15)]	[7, (5), 8, 6, 11]
	IT & Telekommunikationsgeräte	[7, 6]	[7]	[5]	[7]	[7]	[(7), 6]	[7, 6]
	Unterhaltungsgeräte	[7]	[7]	[7]	[7]	[7]	[(7), 11]	[(7), 11]
Produkte	CRT-Monitore und Fernsehen	[7]	[7]	[5, 8, 14, 13]	[(5), 15]	[5, (2), 7, 9, 14, (15)]	[7, 2, 8, 14, 15]	[5, 2, 7, 8, 9, 14]
	Flatscreen-Monitore	[7]	[7]	[1, 5, 6]	[7]	[7]	[7]	[7, (5), 6]
	PC-Tastaturen			[1, 12]				
	PC (inkl. Leiterplatten)			[8, 10]	[9, (15)]	[9, (15)]	[8, 15]	[(8)]
	Gehäuse (PC und Notebook)			[1, 10, 12]		[9, (2)]	[2]	[2, 9]
	Druckernetzteile	[7]	[7]	[1]	[7]	[7]	[7]	[7, 11]
	Kühl- und Gefriergeräte	[7]	[7]		[7]	[7]	[7]	
	Staubsauger	[7]	[7]	[(1), 12]	[7]	[7]	[7]	[3]
	Mobiltelefone			[8, (1)]				[9]

Quellen: [1] (Jandric et al., 2019), [2] (Taverna et al., 2017), [3] (Kousaiti et al., 2020), [4] (Morin et al., 2017), [5] (Hennebert, Filella, 2018), [6] (Wolf et al., 2017), [7] (P. Wäger et al., 2012), [8] (Gallen et al., 2014), [9] (Chen et al., 2012), [10] (Beccagutti et al., 2016), [11] (Sander et al., 2018), [12] (Jandric et al., 2020), [13] (Aldrian et al., 2015), [14] (Sindiku et al., 2015), [15] (Peacock et al., 2012)

Legende: rot (Überschreitung des RoHS-Grenzwertes), orange (Konzentration nahe dem RoHS-Grenzwert), grau (Vorkommen des Stoffes nachgewiesen); weiß (Stoff wurde nicht nachgewiesen)

3.6 Darstellung des Kunststoffeinsatzes in Fahrzeugen sowie des Kunststoffaufkommens im Altfahrzeugstrom

3.6.1 Allgemeine Daten zu Zulassungen und Produktionszahlen

Im Automobilbereich ersetzen Kunststoffe zunehmend Bauteile, welche früher aus Metall gefertigt wurden. Laut SPI (2016) besteht das Volumen eines Fahrzeugs bis zu 50 % aus Kunststoff, wohingegen der Gewichtsanteil deutlich geringer ausfällt. Dies trägt zu einer Steigerung der Sicherheit und des Komforts aber auch zu einer Senkung des Kraftstoffverbrauchs und damit des CO₂-Ausstoßes bei (GKV, PlasticsEurope, 2016). Der Kraftstoffverbrauch eines Personenkraftwagens (M1) lag im Jahre 1995 bei 8,8 l/100 km und konnte bis 2018 auf 7,4 l/100 km gesenkt werden (Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur, 2019).²⁵

Sofern nicht anderweitig spezifiziert, werden bei der Darstellung des Kunststoffeinsatzes in Fahrzeugen im Folgenden Fahrzeuge betrachtet, die unter die Kategorie Personenkraftwagen (M1) sowie leichte Nutzfahrzeuge (N1) fallen.

Nach dem Statistischen Bundesamt (2019, S. 566) wurden 2018 5,02 Mio. Personenkraftwagen (M1) produziert. Nutzfahrzeuge (N1) sind in dieser Statistik nicht aufgeführt. Gegenüber dem Jahr 2017 ist dies ein Rückgang von ungefähr 500.000 Fahrzeugen (5,55 Mio. Personenkraftwagen (M1)) (Statistisches Bundesamt, 2018, S. 562). Die Anzahl der in Deutschland zugelassenen Fahrzeuge ist dabei deutlich geringer. 2018 wurden 3,4 Mio. Personenkraftwagen (M1) und 278.286 Nutzfahrzeuge (N1) angemeldet und zugelassen, was insgesamt 3,71 Mio. Fahrzeugneuzulassungen entspricht. Im Gegensatz zu den Produktionszahlen ist dieser Wert im Vergleich zum Vorjahr recht stabil (2017 waren es 3,70 Mio. Fahrzeugneuzulassungen) (Eurostat, 2020b, 2020c).

Neben Produktionszahlen und Angaben zu Neuzulassungen spielt das Gewicht eine bedeutende Rolle bei der Abschätzung von anfallenden Kunststoffmengen. Der Bericht der ICCT (2019) gibt für 2018 als durchschnittliches Fahrzeuggewicht („mass in running order“) für in Deutschland zugelassene Pkws (M1) den spezifischen Wert von 1.469 kg an. Als Entwicklung der vergangenen Jahre gibt der gleiche Bericht die folgenden Werte an: 1.468 kg für das Jahr 2016, 1.474 kg für 2014 und 1.406 kg für 2005. In etwa 150 kg der genannten Gewichtsangaben setzen sich dabei aus Fahrergewicht (75 kg), sowie Gepäck, 90 % der Kraftstoffkapazität und 100 % der Kapazität der Flüssigkeiten des Fahrzeugs zusammen.

Nutzfahrzeuge (N1) weisen tendenziell ein höheres Gewicht auf. So wird für entsprechende Zulassungen im Jahr 2018 ein Durchschnittsgewicht von 1.930 kg angegeben. 2017 lag das Gewicht bei 1.918 kg, 2016 bei 1.921 kg und 2014 bei 1.934 kg. Aufgrund der größeren Tanks gilt es hier ca. 175 kg (für das Fahrergewicht (75 kg), Gepäck, 90 % der Kraftstoffkapazität und 100 % der Kapazität der Flüssigkeiten des Fahrzeugs) abzuziehen, um das „Reingewicht“ des Fahrzeugs zu erhalten (ICCT, 2019).

²⁵ Allerdings können Rebound-Effekte zu einer erhöhten Nachfrage bzw. Mehrverbräuchen führen, wodurch eine Einsparung verringert werden kann.

3.6.2 Kunststoffeinsatz in Fahrzeugen

Im Folgenden wird ein Überblick über verfügbare Werte in der Literatur gegeben, die den Kunststoffanteil (prozentual oder absolut) über die letzten 20 Jahre aufzeigen. Ob der prozentuale oder der absolute Wert in der Literatur genannt wird, wird entsprechend gekennzeichnet (siehe Tabelle 17). Zum besseren Vergleich werden anhand des Durchschnittsgewichts von Personenkraftwagen des entsprechenden Jahres die fehlenden Werte berechnet. Graphisch dargestellt werden die Daten in Abbildung 17.

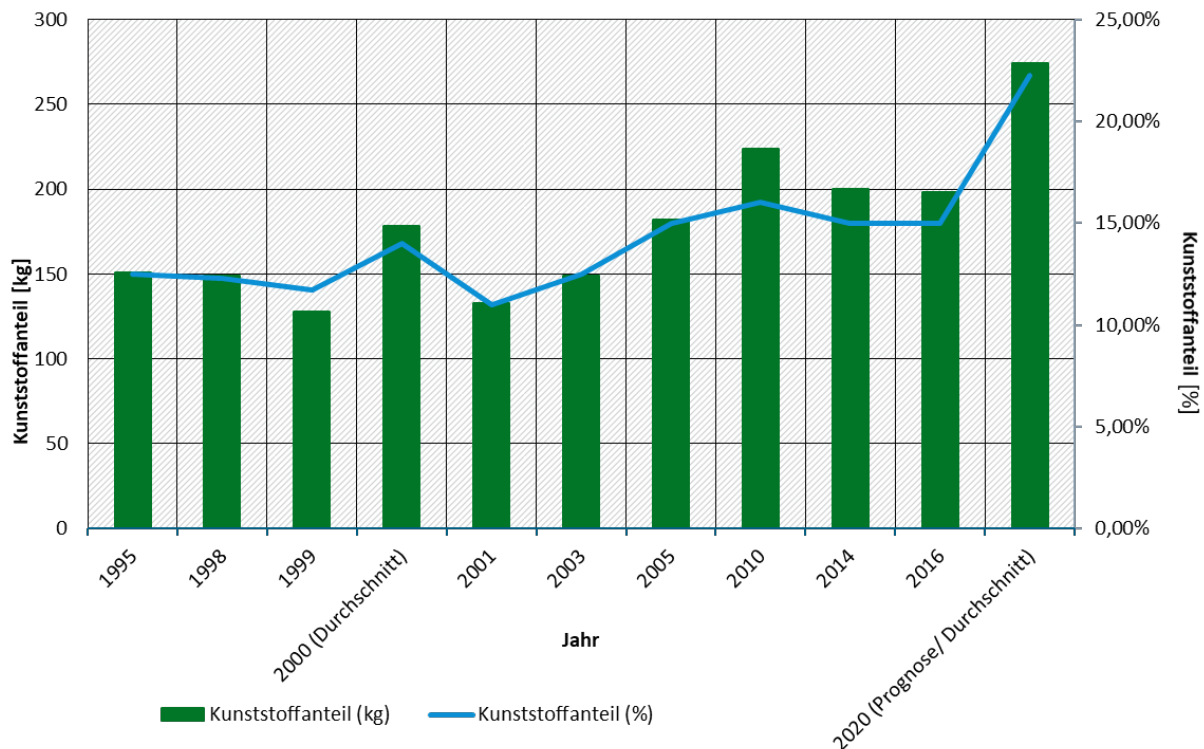
Tabelle 17: Kunststoffanteile für Pkw basierend auf Literaturwerten

Quelle	Produktions-jahr	Fahrzeug-leergewicht	Spezifika-tion	Absoluter Kunststoffanteil	Relativer Kunststoffanteil
(Merkisz-Guranowska, 2018)	1995	1.207 kg	M1 Polymere International	151 kg	12,5 %*
(BKV, 2011)	1998	1.207 kg	M1	149 kg*	12,3 %
(Maccario et al., 2020)	1999	1.093*	M1	128 kg*	11,7 % (mit PUR) 9,7 % (ohne PUR)
(Martens, Goldmann, 2016b)	2000	1.207 kg	M1	169 kg	14 %*
(Emilsson et al., 2019)	2000	1.340 kg*	M1	187,6 kg	14 %*
(Lucas, Schwartze, 2001)	2001	1.207 kg	M1	133 kg	10-12 %*
(Jenseit et al., 2003)	2003	1.243 kg	M1	149 kg	10-15 %*
(Merkisz-Guranowska, 2018) (Martens, Goldmann, 2016b)	2005	1.256 kg	M1	188 kg	15 %*
(Emilsson et al., 2019)	2010	1.400 kg*	M1	224 kg*	16 %*
(SPI, 2016)	2014	1.324 kg		200 kg*	15 %
(GKV, PlasticsEurope, 2016)	2016	1.317 kg	M1	198 kg	15 %*
(Emilsson et al., 2019)	2020 (Prognose)	1.100 kg *	M1	198 kg	18 %*
(SPI, 2016)	2020 (Prognose)	1.319 kg	M1	350 kg*	26,5 %

*gekennzeichnete Werte wurden der Quelle entnommen

Quellen: siehe erste Spalte der Tabelle

Abbildung 17: Entwicklung der absoluten und relativen Kunststoffanteile in PKW basierend auf ausgewählten Literaturwerten



Quellen: (Merkisz-Guranowska, 2018), (Braess, Seiffert, 2012), (Maccario et al., 2020), (Martens, 2011), (Emilsson et al., 2019), (Lucas, Schwartze, 2001), (Jenseit et al., 2003), (Merkisz-Guranowska, 2018), (Martens, 2011), (Emilsson et al., 2019), (SPI, 2016), (GKV, PlasticsEurope, 2016), (Emilsson et al., 2019), (SPI, 2016)

Die obige Tabelle und Abbildung verdeutlichen, dass im Zeitraum von 1995 bis 2016 den identifizierten Literaturwerten zufolge der Kunststoffeinsatz in PKW gesteigert wurde.

Die Studie von Emilsson et al. (2019, S. 71ff) gibt für Pkw einen Polymeranteil inklusive Elastomere zwischen 15 und 26 % an, während der Kunststoffanteil zwischen 11 und 22 % angegeben wird. Die Daten beziehen sich dabei auf typische schwedische Fahrzeuge der Klasse M1 aus den Produktionsjahren 2003-2018.

Basierend auf Expert*inneninformationen und -meinungen, welche in Form von Interviews abgefragt wurden, sowie stichprobenartige Internetrecherchen²⁶ bei Herstellern, befindet sich der Anteil an Kunststoffpolymeren in M1-Fahrzeugen aktuell durchschnittlich zwischen 16-25 %, mit einem Anteil an Elastomeren von 3-5 %. Es ergibt sich folglich ein aktuell

²⁶ Daimler: Anteil von Polymerwerkstoffen zwischen 16 und 25 %: <https://www.daimler.com/nachhaltigkeit/umweltzertifikate/>; Zugriff 14.07.2020

BMW: Kunststoffanteil ca. 18 % ((davon: 12 % Thermoplaste, 4 % Elastomere (z.B. Reifen, Dichtungsringe), 2 % Duromere); <https://www.bmwgroup.com/content/dam/grpw/websites/bmwgroup.com/responsibility/downloads/de/2020/2020-BMW-Group-SVR-2019-Deutsch.pdf>; Zugriff 14.07.2020

Audi: Kunststoffanteil ca. 19 % (18,6 % Polymere und Elastomere, 1,3 % Prozesspolymere); <https://www.audi.com/content/dam/gbp2/company/sustainability/downloads/sustainability-reports/Audi-Nachhaltigkeitsbericht-2017.pdf>; Zugriff 14.07.2020

Skoda: Kunststoffanteil 19,6 %; https://cdn.skoda-storyboard.com/2019/10/Sustainability-Report_17_18_EN.pdf; Zugriff 14.07.2020

Groupe PSA (Citroën, DS, Opel, Peugeot und Vauxhall): Polymeranteil 21,4 %; https://www.cotecorp.com/Groupe_PSA_2019_CSR_Report.pdf; Zugriff 14.07.2020

durchschnittlicher Polymeranteil von 20 %. Der Anteil an Thermoplasten liegt aktuell bei ca. 16 % (entgegen der Prognose von 26,5 % von (SPI, 2016)).

Für Nutzfahrzeuge (N1) konnten keine spezifischen Werte für den Anteil von Kunststoffen im Fahrzeug gefunden werden. Es kann vermutet werden, dass der Anteil des verwendeten Kunststoffs hier sehr stark von der Innenausstattung des Fahrzeuges abhängt. Dies wurde von durchgeführten Interviews bestätigt, wenngleich genaue Daten fehlen.

Kunststoffanteile nach Produktionsmengen (für 2017 und für 2021)

Laut Conversio (2018) wurden 2017 insgesamt 1,611 Mio. t Kunststoffe in Fahrzeugen verarbeitet, davon 1,534 Mio. t als Neuware und 0,077 Mio. t als Rezyklate. Von den 2021 insgesamt in Fahrzeugen verarbeiteten Kunststoffen stammen etwa 1,25 Mio. t aus Neuware und 0,07 Mio. t aus Rezyklaten und Nebenprodukten (Conversio Market & Strategy GmbH, 2022). Bei den Rezyklaten stammen 2017 51.000 t (67 %) aus Produktions- und Verarbeitungsresten und 26.000 t (33 %) aus Post-Consumer-Abfällen. Insgesamt wurden 1,101 Mio. t Kunststoffe im Bereich Fahrzeuge in Deutschland verbraucht, was sich aus einem Exportüberhang von 0,5 Mio. t ergibt. Mengenmäßig ist damit die Fahrzeugindustrie der drittgrößte Sektor gemessen am Kunststoffverbrauch in Deutschland (nach Verpackungen und dem Bausektor). Von der in Deutschland verbrauchten Menge werden wiederum 0,35 Mio. t exportiert.

Bei Produktionsmengen von Personenkraftwagen in Deutschland von 5,021 Mio. Stück und einem Fahrzeuggewicht von 1.319 kg würde das einen Kunststoffanteil von 16,6 % (bzw. 219 kg) pro Fahrzeug bedeuten. Da die Produktionszahlen für leichte Nutzfahrzeuge fehlen, sind 16,6 % vermutlich ein wenig zu hoch angesetzt (zum Vergleich: unter gleicher Berechnung ergibt sich für 2005 ein Kunststoffanteil von ca. 8,6 % (Consultic, 2006; ICCT, 2019; Statistisches Bundesamt, 2006)).

Kunststoffanteile nach Zulassungen (für 2017 und 2018)

Rechnet man nun mit rund 3,441 Mio. zugelassenen Pkw (M1) in Deutschland für das Jahr 2017, so ergeben sich bei einem durchschnittlichen Fahrzeuggewicht von 1.319 (1.469 kg – 150 kg - Wert für Deutschland für 2017 (ICCT, 2019)) und einem durchschnittlichen Kunststoffanteil von 15 % rund 197,85 kg pro Fahrzeug und eine Gesamtkunststoffmenge von rund 680.854 t in den in Deutschland in 2017 zugelassenen Pkw. Für 2018 ergibt sich unter der Annahme eines Kunststoffanteils von 16 % eine Gesamtkunststoffmenge von 725.087 t und einem Anteil pro Pkw von 211 kg (zum Vergleich für 2005: Kunststoffanteil 14,5 % – Gesamtmenge Kunststoff 608.667 t; Anteil je Pkw: 182 kg).

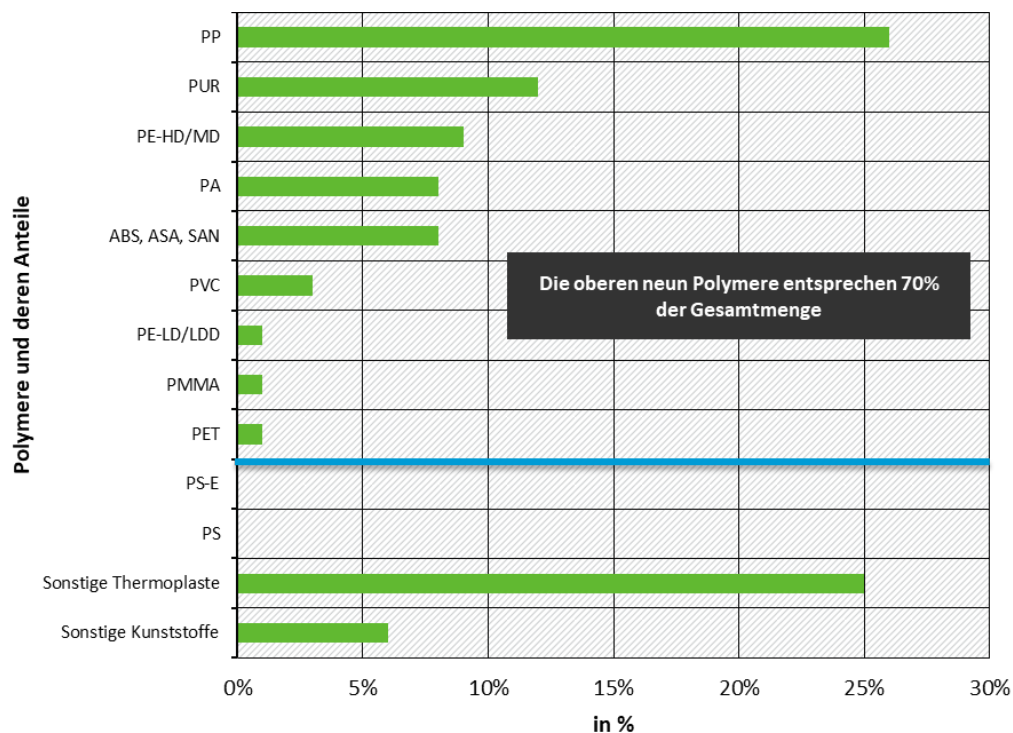
2017 wurden in Deutschland 264.060 leichte Nutzfahrzeuge (N1) mit einem durchschnittlichen Fahrzeuggewicht von 1.743 kg neu zugelassen (1.918 kg – 175 kg – Wert für Deutschland 2017 (ICCT, 2019)). Genaue Daten zum durchschnittlichen Kunststoffanteil sind nicht bekannt, daher wird ebenfalls mit einem Anteil von 16 % gerechnet. Unter dieser Annahme ergibt sich pro Nutzfahrzeug eine Kunststoffmenge von rund 279 kg und insgesamt eine Gesamtkunststoffmenge von 73.641 t in den in Deutschland in 2017 zugelassenen Nutzfahrzeugen. Für 2018 ergibt sich unter der Annahme eines Kunststoffanteils von 16% eine Gesamtkunststoffmenge von 78.143 t und einem Anteil pro leichtes Nutzfahrzeug von 280 kg (für 2005 sind keine Daten zur Anzahl der Neuzulassungen unter Eurostat vorhanden).

Kunststoffzusammensetzung und Einsatzbereich

Abbildung 18 zeigt die Vielzahl der in der Automobilbranche eingesetzten Polymere. Die im Jahr 2017 verarbeitete Kunststoffmenge von rund 1,6 Mio. t (2021: 1,25 Mio. t) verteilte sich dabei auf mindestens elf Polymere (einschl. als Gemisch / Sonstige ausgewiesene Polymere) (Conversio Market & Strategy GmbH, 2018).

Die größten Anteile stellen dabei PP, PUR, PE, PA, sowie die Polymergruppe ABS, ASA, SAN dar. Sonstige Thermoplaste gehören mit einem Anteil von 25 % zu den Polymeren, die in Fahrzeugen am zweithäufigsten eingesetzt werden. Diese Gruppe vereint jedoch eine Vielzahl an verschiedenen Polymeren und kann daher, ähnlich wie die Kategorie „Sonstige Kunststoffe“, nicht auf einen spezifischen Polymertyp begrenzt werden.

Abbildung 18: Überblick der im Automobilbereich in Deutschland verarbeiteten Polymere (in % für das Jahr 2017)



Quelle: Eigene Darstellung, Ramboll, basierend auf Conversio Market & Strategy GmbH (2018)

Die Auswertung einer schwedischen Studie ergibt ein ähnliches Bild (Produktionsjahr der untersuchten Pkw 2016-2020): PP stellt mit 44 % das wichtigste Polymer dar. PUR hat einen Anteil von 9 %, PA von 8 %, PE von 7 % und ABS einen Anteil von 5 %. Zusammen machen diese 73 % der Gesamtpolymermenge in Pkw aus (Emilsson et al., 2019). Weiter gibt die Studie den Einsatz von Ethylen-Propylen-Dien-Kautschuke (EPDM), Polybutylenterephthalat (PBT), thermoplastisches Polyurethan (TPU) und thermoplastische Elastomere an.

Der Einsatzbereich der verarbeiteten Kunststoffe beläuft sich auf folgende typischen Anwendungen (Conversio Market & Strategy GmbH, 2018):

- Interieur (u.a. Verkleidungen und Armaturentafeln): 53,5 %;
- Exterieur (u.a. Stoßfänger): 17,5 %;
- „Under the hood“-Anwendungen (u.a. Motorenauskleidung, Kapselungen, Tank): 15 %; und

► Elektrik / Licht: 14 %.

Im Folgenden wird auf die wichtigsten Polymere (PP, PUR, PE (HD/MD), PA und ABS/ASA/SAN) in Bezug auf deren Anwendung in Fahrzeugen näher eingegangen. Die Kategorie ‚Sonstige Thermoplaste‘ lässt wenig Differenzierung zu einzelnen Polymeren zu. Da diese Kategorie jedoch 25% der insgesamt eingesetzten Polymere ausmacht, werden ein paar Aspekte angesprochen und diskutiert.

PP war 2017 mit rund 2,45 Mio. t der meistverarbeitete Kunststoff in Deutschland. Auch für die Automobilbranche war PP mit einem Verbrauch von 0,43 Mio. t das wichtigste Polymer (Conversio Market & Strategy GmbH, 2018). Der Anteil von PP am Gesamtkunststoff eines Fahrzeuges variiert zwischen 26 – 45 % (PlasticsEurope, 2013; SPI, 2016; Conversio Market & Strategy GmbH, 2018).

Die Hauptanwendungen von PP sind die folgenden Fahrzeugkomponenten, welche im Innenraum oder im Außenbereich verbaut sind und zu einem geringeren Teil jeweils auf elektronische Anwendungen sowie den Motorraum entfallen (PlasticsEurope, 2013):

- Stoßfänger;
- Scheinwerfer- und Heckleuchtegehäuse;
- Radhausschalen;
- Armaturenbretter;
- Innen-Verkleidungen; und
- Kabelisolierungen.

Zu den **sonstigen Thermoplasten** zählt Conversio (2018, p. 101) im „Stoffstrombild Kunststoffe in Deutschland 2017“ u.a. Polyoxymethylen (POM), Polycarbonat (PC), Polybutylenterephthalat (PBT) und Blends. Blends sind Mischungen aus zwei oder mehreren unterschiedlichen Polymeren und werden im Gold Book Polyblends oder Polymerblends genannt (Nič et al., 2012, S. 1151). Die sonstigen Thermoplaste gehören mit einer branchenübergreifenden Verarbeitungsmenge von 1,2 Mio. t zu den sechs am meisten verarbeiteten Polymeren in Deutschland (Conversio Market & Strategy GmbH, 2018).

Allein auf den Automobilbereich entfiel im Jahr 2017 ein Drittel diese Gesamtmenge. Nach PP sind sonstige Thermoplaste damit die zweitwichtigste Polymergruppe mit einem Verbrauch von 411.000 t. Dies entspricht einem durchschnittlichen Anteil von 25,5 % der in Fahrzeugen verarbeiteten Kunststoffe (Conversio Market & Strategy GmbH, 2018).

Die Hauptanwendungen einiger Polymere, die zu den sonstigen Thermoplasten zählen, und ihre Materialeigenschaften sind in Tabelle 18 dargestellt.

Tabelle 18: Anwendungsbereiche von Thermoplasten in Pkws

Polymer	Materialeigenschaft	Anwendungsbereich
POM	Hohe Stabilität/Streckgrenze, sehr hohe Chemikalien- und Kraftstoffbeständigkeit	Innen- und Außenverkleidungen, Kraftstoffsysteme, Präzisionsteile der Feinwerktechnik (z.B. kleine Zahnräder)
PC	Kombination aus Steifheit, Härte und Widerstandsfähigkeit	Stoßstange, Scheinwerfergläser
PBT	Hohe Isolationseigenschaften, Hitzebeständigkeit, flammhemmend	Stoßstange, Türgriffe, Vergaserkomponenten
Blends	Abhängig von den verwendeten Polymeren	Abhängig von den verwendeten Polymeren

Quelle: Ramboll verändert nach Martens und Goldmann (2016, S. 274); SPI (2016)

PUR war mit einer Verarbeitungsmenge von 192.000 t an dritter Stelle der im deutschen Automobilbereich im Jahr 2017 verbrauchten Menge (Conversio Market & Strategy GmbH, 2018). Je nach Vernetzungsgrad sind Polyurethane als Duroplaste, Thermoplaste oder Elastomere einzuordnen. Hinsichtlich der im Fahrzeug verbauten Gesamtkunststoffmenge liegt der Anteil von PUR im Durchschnitt zwischen 12% und 17,4% (Conversio Market & Strategy GmbH, 2018; Schönmayr, 2017).

PUR ist außergewöhnlich widerstandsfähig, flexibel, temperaturbeständig und abriebfest und wird in Fahrzeugen vor allem als Schaumstoff in Sitzen und Polstern eingesetzt (Schönmayr, 2017)). Auch in Schaumstoffisolierplatten, Federungsbuchsen, elektrischen Vergussmassen und Hartkunststoffteilen kommt PUR vor (SPI, 2016).

PE-HD/MD – Im Jahr 2017 wurden von der gesamten Verarbeitungsmenge des Kunststoffpolymers PE-HD/MD in Deutschland 144.000 t im Automobilbereich eingesetzt. Dies entspricht 8,9 % an den verarbeiteten Kunststoffen im Bereich Fahrzeuge (Conversio Market & Strategy GmbH, 2018)

Kunststoffe aus PE mit hoher oder mittlerer Dichte haben eine mit steigender Dichte ansteigende Chemikalienbeständigkeit. Sie sind stoßfest und robust und eignen sich durch ihre Feuchtigkeitsbeständigkeit sehr gut als Kraftstofftanks, Wasser- und Bremsflüssigkeitsbehälter (SPI, 2016).

PA – Deutschlandweit wurden nach Conversio 340.000 t des Polymers PA für die Automobilbranche verarbeitet. Damit hat PA einen durchschnittlichen Anteil zwischen 7,7 % und 11,9% der verarbeiteten Kunststoff in der Automobilbranche (Conversio Market & Strategy GmbH, 2018; Schönmayr, 2017).

PA kann sehr gut geformt aber auch extrudiert werden und findet, aufgrund seiner guten mechanischen Eigenschaften und seiner Verschleißfestigkeit, seine Anwendung in Wasser- und Bremsflüssigkeitsbehältern, Außenverkleidungen, Unterbodenkomponenten, Kraftstoffanlagen, Motorabdeckungen, Zahnrädern, Lüfterrädern, Sitzlehnen, Radkappen, Buchsen, Nocken, Lagern, wetterfesten Beschichtungen und Airbagsäcken (Martens und Goldmann, 2016; Sander et al., 2020; Schönmayr, 2017; SPI, 2016) (Expert*inneninformation Interview).

ABS, ASA, SAN – Deutschlandweit wurden nach Conversio im Jahr 2017 370.000 t der drei Styrolpolymere ABS, ASA, SAN verarbeitet. Auf die Automobilbranche entfielen dabei 122.000 t. Der durchschnittliche Anteil an ABS, ASA und SAN liegt zwischen 5,3 % und 7,6 % im Fahrzeugbereich (Conversio Market & Strategy GmbH, 2018; Schönmayr, 2017).

ABS sind im Automobilbereich vielfältig einsetzbar. Sie sind wetterresistent und wärmeformbeständig und werden in Innen- und Außenverkleidungen, als Bauteile von Griffe, Spiegelgehäuse, Lüftungsanlagen, Armaturenblecher, Stoßfänger und als Kühlergrill verbaut (SPI, 2016) (Expert*inneninformation Interview).

ASA zeichnet sich ähnlich wie ABS durch eine hohe Wetterresistenz und Wärmeformbeständigkeit, besonders aber durch die sehr gute Lichtstabilität aus (Maier, Schiller, 2016; SPI, 2016). Es wird vor allem in der Außenverkleidung verarbeitet (Schönmayr, 2017).

SAN ist ein wichtiges Styrolcopolymer, da es eine hohe Steifigkeit sowie gute chemische und thermische Beständigkeit aufweist (Maier, Schiller, 2016).

Kunststoffanteile in Bauteilen

In der Literaturrecherche konnten keine allgemeingültigen Informationen zu den Polymeranteilen je Bauteil in Fahrzeugen gefunden werden.

In Tabelle 19 wurde eine kurze beispielhafte Übersicht zu einigen Fahrzeugteilen und ihren Polymeranteilen (Polymer und Gewicht) erstellt. Es muss jedoch angemerkt werden, dass diese stichprobenartigen Informationen aus der IDIS-Datenbank stammen und hier nur als Muster dienen können. Die Informationen werden von den Herstellern eingestellt und betreffen nur große Kunststoffteile, welche von Altfahrzeug-Demontagebetrieben demontiert werden können.

Tabelle 19: Beispiele für Kunststoffteile in Fahrzeugen

Bereich	Fahrzeugteil	Polymer - Familie	Durchschn. Gewicht (g)
Innenraum	A-Säulenverkleidung	PP	234 – 445
Innenraum	B-Säulenverkleidung	PE	518
Innenraum	Rückenlehne, Polster (vorne, rechts, links)	PUR	Je: 992 – 1.586
Innenraum	Sitzfläche, Polster	PUR	Je: 774 – 3.003
Motorraum	Bremsflüssigkeitsbehälter	PP	158 - 530
Motorraum	Luftfiltergehäuse	PA	1.195 - 1.850
Motorraum	Motor, Abdeckung	PA	940 – 1.100
Außen	Kühlergrill	PP / ASA	1.149 – 3.281
Außen	Lufteinlass (vorne)	Sonstiges / ASA	1.149 – 2.041
Außen	Stoßfänger (vorne)	PP	2.700 – 6.400
Außen	Stoßfänger (hinten)	PP	2.700 – 6.400
Instrumententafel	Mittelkonsole	Sonstiges / PC + ABS	3.939

Quelle: Eigene Darstellung, Ramboll, nach IDIS-Datenbank

3.6.3 Kunststoffrezyklateinsatz in Fahrzeugen

3.6.3.1 Überblick Rezyklateinsatz im Fahrzeugbereich

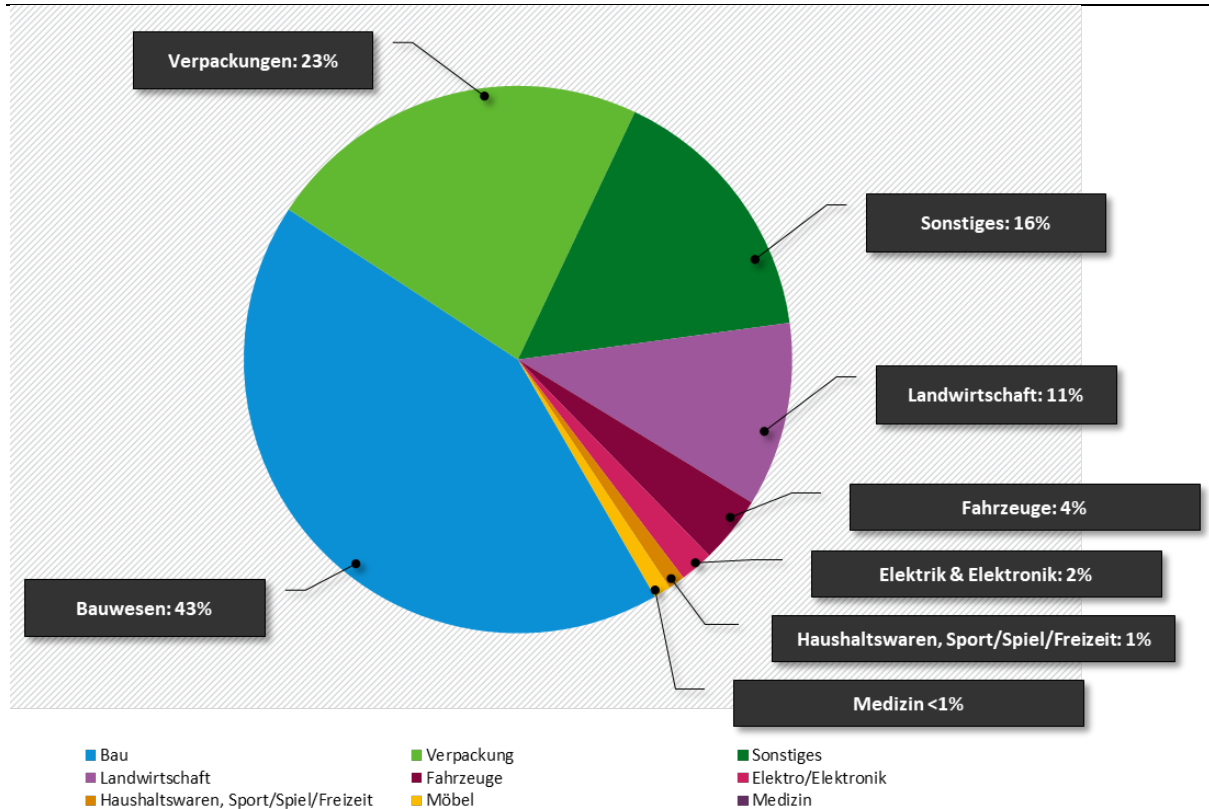
Die im Jahr 2017 in der Automobilbranche in Deutschland eingesetzten Kunststoffrezyklate (Post-Consumer sowie Produktions- und Verarbeitungsabfälle) fallen mit einem Anteil von 4,8 % an der gesamten Verarbeitungsmenge verhältnismäßig zu anderen Branchen

(Landwirtschaft, Bau und Verpackung) gering aus. 2021 beträgt der Anteil an eingesetzten Rezyklaten und Nebenprodukten 5,7 % (Conversio Market & Strategy GmbH, 2022). Die zu Rezyklat verarbeiteten Kunststoffabfälle stammen dabei mit 66 % aus Produktions- und Verarbeitungsresten und zu 34 % aus Post-Consumer-Abfällen²⁷ (Conversio Market & Strategy GmbH, 2018). Auf europäischer Ebene entfallen nur 3 % an verarbeitetem Kunststoffrezyklat auf die Automobilbranche (PlasticsEurope, 2019b). Laut Schönmayr (2017, S. 66) basiert die geringe Bereitschaft Rezyklat einzusetzen unter anderem auf dem schlechten Image von recycelten Kunststoff und auf dem Missverhältnis zwischen Qualität, Preis und Volumen.

Ob Kunststoffabfälle zu Rezyklat aufbereitet werden, ist vor allem abhängig von der Aufbereitungstiefe sowie der Qualität der vorsortierten Kunststofffraktion. Bei Kunststoffmischungen ist so eine geringere Ausbeute zu erwarten (Wilts et al., 2016). Ein wichtiger Faktor für den Einsatz von Kunststoffrezyklaten im Automobilbau ist, dass diese dieselben technischen Eigenschaften wie neuwertige Kunststoffe aufweisen. In Maier & Schiller (2016) wird darauf hingewiesen, dass ein wichtiges Qualitätsmerkmal die Verarbeitungs- und Thermostabilität ist. Dies kann durch eine Nachstabilisierung hergestellt werden. Rezykliertes PP kann auf diese Weise mit Neumaterial konkurrieren und in Außen- und Innenteilen wiedereingesetzt werden. WIPAG berichtet vom PP-Rezyklateinsatz aus recycelten Stoßfängern zwischen 40-100% (WIPAG, ALBIS, 2018). Insgesamt ist die Datenlage zum Einsatz von Kunststoffrezyklaten in der Automobilbranche in Deutschland jedoch mangelhaft. Zum einen werden keine spezifischen Angaben zur Art des Rezyklats getätigt. So ist es oftmals unklar, ob es sich bei den Angaben um Rezyklat aus Post-Consumer-Abfälle oder Produktions- und Verarbeitungsabfälle handelt. Des Weiteren werden häufig nur einzelne Werte zu einzelnen Modellen angegeben. Der Rezyklateinsatz einer gesamten Flotte ist hingegen schwer ausfindig zu machen.

²⁷ Post-Consumer-Abfälle laut Conversio: „Endverbraucherabfälle, die nach dem Gebrauch (kurzlebig wie auch langlebig) sowohl aus den gewerblichen als auch den haushaltsnahen Endverbraucher-Bereichen anfallen. Hierzu zählen auch Abfälle, die bei der Installation, dem Einbau, der Montage oder der Verlegung etc. (z. B. Rohre, Kabel, Fußböden, Planen, etc.) anfallen“ (Conversio Market & Strategy GmbH, 2018).

Abbildung 19: Einsatz von Kunststoffrezyklaten in Deutschland



Quelle: Conversio Market & Strategy GmbH (2018)

Wilts et al. (2016, S. 85ff) führten eigene Untersuchungen zum Rezyklateinsatz (Post-Consumer) bei 25 Altkunststoffaufbereitern durch. Zwar wird darauf hingewiesen, dass hier keine Anlagen untersucht wurden, die sich auf spezielle Kunststoffsorten aus dem Fahrzeugbereich spezialisiert haben, die Kunststoffzusammensetzung sei jedoch repräsentativ. In den erwähnten Anlagen besteht der Input (Kunststoffabfall) aus dem Fahrzeugbereich zu 100 % aus PP (v.a. PKW-Stoßfänger). Weiter kommt die Studie zu dem Ergebnis, dass 8,3% der erzeugten Kunststoffrezyklate erneut im Fahrzeugbereich eingesetzt werden. Davon 41% gemischte Polyolefine (z.B. PE, PP, PS) und 59% PP.

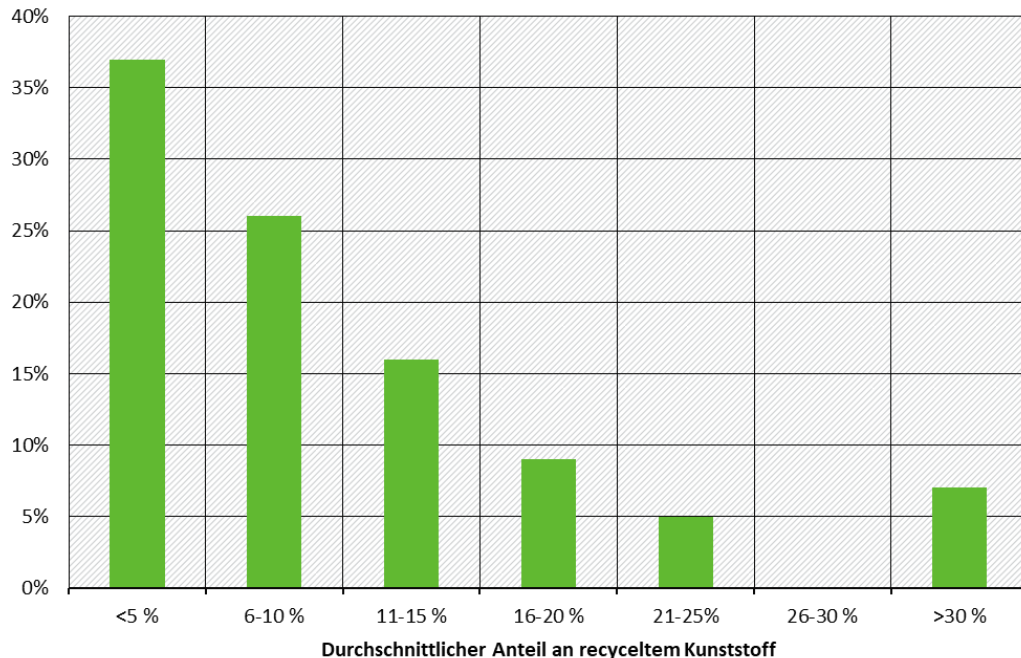
3.6.3.2 Kunststoffrezyklateinsatz im Fahrzeug nach Herstellerangaben

Auch SPI (2016) zeigt, dass Hersteller wie Chrysler, Ford, Honda, GM, Nissan und Toyota neben Produktions- und Verarbeitungsabfälle zunehmend auch rezyklierte Kunststoffe aus Post-Consumer-Abfällen (Autos, Flaschen, Verschlüsse, Behälter und andere Verpackungen) einsetzen.

Im Allgemeinen lässt sich schwer abschätzen, wie hoch der tatsächliche Anteil an Rezyklaten in Fahrzeugen ist, da umfassende und detaillierte Erhebungen zum Rezyklateinsatz nicht verfügbar sind. Aktuelle Entwicklungen lassen den Rückschluss zu, dass herstellende Unternehmen verstärkt die Absicht zum Einsatz von Rezyklaten im Rahmen einer Kreislaufwirtschaft haben. Schönmayr (2017) kam in einer europaweiten Studie zu dem Ergebnis, dass die Spanne des Rezyklateinsatzes in der Automobilbranche zwischen 5 – 30 % liegen kann. Er befragte dazu u.a. 83 Stakeholder aus dem Automobilbereich (Produzenten, Zulieferer, OEM, Verbände, etc.). Bei 53 Rückmeldungen gaben 68% der Umfrageteilnehmer*innen an, bereits Kunststoffrezyklate in ihrer Produktion einzusetzen. Allerdings verarbeiten nur 7 % (von 43 eingegangenen Antworten zu dieser Frage) mehr als 30 % recycelter Kunststoffe, während 37 % weniger als 5% einsetzten (Schönmayr, 2017). Die genauen Angaben, wieviel Prozent der Befragten eine gewisse Spanne

an recycelten Kunststoff einsetzen wird in nachfolgender Abbildung dargestellt. Es werden jedoch keine Angaben dazu gemacht, ob der eingesetzte Kunststoff aus Post-Consumer-Abfällen oder Produktions- und Verarbeitungsabfällen stammt.

Abbildung 20: Anteil an recyceltem Kunststoff (Post-Consumer- sowie Produktions- und Verarbeitungsabfällen) im Automobilbereich (%) (Häufigkeit der Nennung von 53 befragten Unternehmen)



Quelle: (Schönmayr, 2017, S. 98)

Von Martens (2016b, S. 255) werden einige bestimmte Modelle und die Höhe des Kunststoff-Rezyklatanteils angegeben. In den Modellen der BMW-Group werden beispielsweise bis 15 % der Kunststoffe aus Rezyklaten hergestellt, was insbesondere durch das Schließen von Kreisläufen für PUR-Schäume und verschiedenen Thermoplasten erreicht wurde. Der aktuelle Nachhaltigkeitsbericht von BMW gibt inzwischen an, dass bis zu 20% der thermoplastischen Werkstoffe aus Rezyklaten bestehen (BMW Group, 2020)²⁸. Ebenfalls höhere Verarbeitungsmengen an Kunststoffrezyklat verzeichnet der französische Automobilhersteller Renault. Bei einigen Modellen kommen bereits 17% Kunststoffrezyklate zum Einsatz. Diesen Anteil wollte der Hersteller weiter steigern (Martens, Goldmann, 2016b). Nach Angaben von SPI (2016) wurden im Jahr 2013 fast 40% der Thermoplaste in Chryslers europäischen Fahrzeugen aus recycelten Kunststoffen eingesetzt. Fraglich ist, ob es sich hier sowie bei den oben genannten Angaben tatsächlich um den Einsatz von Post-Consumer-Kunststoffabfällen handelt.

Auch zeigt sich ein Trend zum Einsatz von recycelten PET-Flaschen für beispielsweise die Herstellung von Sitzbezügen (z.B. Daimler/Mercedes, VW (siehe Tabelle 69 im Anhang).

Weitere Herstellerangaben zum Kunststoffrezyklateinsatz wurden für eine Auswahl an Herstellern und Modellen in Tabelle 69 im Anhang zusammengetragen. Diese Beispiele zeigen, dass trotz der begrenzten Datengrundlage aus öffentlichen Statistiken zum Rezyklateinsatz, bereits einige Initiativen in dem Bereich der Automobilbranche bestehen. Doch auch hier unterscheiden sich die Angaben deutlich im Detailgrad. So gibt es Angaben zu bestimmten Bauteilen und dem Einsatz an Kunststoffrezyklaten (z.B. Sitzbezüge oder Benzintanks), Angaben

²⁸ Bei einem durchschnittlichen Fahrzeuggewicht von 1.320 kg in 2018 (siehe Kapitel 3.6.1) und einem Thermoplasten-Anteil von 16% würden (siehe Kapitel 3.6.2) das ca. 42 kg Kunststoffrezyklateinsatz bedeuten.

zum Kunststoffrezyklateinsatz im gesamten Fahrzeug oder Angaben zu Zielen für ein gesamtes Fahrzeug oder eine Fahrzeugflotte. Die Anteile an Rezyklateinsatz bzw. deren Gesamtmenge pro Fahrzeug gehen in den Fällen mit hohem Rezyklatanteil nicht über 30% bzw. 55 kg hinaus.

3.6.4 Kunststoffe im Altfahrzeug-Abfallstrom

3.6.4.1 Allgemeines zur Altfahrzeugverwertung

Hier werden allgemeine Informationen zur Altfahrzeugverwertung dargestellt. Detaillierte Informationen zu den Prozessen finden sich in Kapitel 4.3.

Aus dem „Jahresbericht über die Altfahrzeug-Verwertungsquoten in Deutschland im Jahr 2018“ geht hervor, dass im Jahr 2018 in Deutschland ca. 560.455 Altfahrzeuge von den anerkannten Altfahrzeugverwertern (1.154 Demontagebetriebe) angenommen wurden. Ein Altfahrzeug hatte ein durchschnittliches Gewicht von 1.063 kg und war im Durchschnitt zwischen 17 und 18 Jahren alt (BMU und UBA, 2020). Das Gesamtabfallaufkommen lag damit bei ca. 595.760 t.

Der Masseanteil von Kunststoffen betrug für Fahrzeuge, die im Jahr 2000 und 2001 produziert wurden zwischen 10 % und 14 % (Durchschnitt 12 %). Daraus ergibt sich ein Anteil von Kunststoffen in einem Altfahrzeug von etwa 128²⁹ kg. Es ist davon auszugehen, dass es sich bei 20 % davon um Kunststoffverbundmaterial handelt (Mudgal et al., 2011, S. 49).

Ähnliche Bauteile weisen häufig vergleichbare Kunststoffqualitäten, Verbundarten, Schadstoffbelastungen, Verschleißerscheinungen etc. auf. Thermoplastreiche Bauteile in Altfahrzeugen sind z.B.:

- ▶ Airbagsäcke;
- ▶ Armaturenbrett;
- ▶ Batterien;
- ▶ Bauteile von Griffen;
- ▶ Buchsen; Lager; Nocken;
- ▶ Einlassgitter;
- ▶ Elektronikbauteile;
- ▶ Flüssigkeitsbehälter;
- ▶ Innen- und Außenverkleidungen;
- ▶ Kabelisolierung;
- ▶ Kotflügel;
- ▶ Kraftstoffanlagen;
- ▶ Kraftstofftanks;
- ▶ Kühlergrill;
- ▶ Leitungen;

²⁹ Laut den Literaturwerten bewegt sich der Kunststoffanteil für Fahrzeuge aus den Baujahren 2000 und 2001 zwischen 133 kg und 187,6 kg.

- ▶ Lüfterräder;
- ▶ Lüftungsanlagen;
- ▶ Motorabdeckungen;
- ▶ Präzisionsteile der Feinwerktechnik (z.B. kleine Zahnräder);
- ▶ Radhausschalen;
- ▶ Radkappen;
- ▶ Scheinwerfer-/Heckleuchtegehäuse;
- ▶ Sitzlehnen;
- ▶ Spiegelgehäuse;
- ▶ Stoßfänger vorne und hinten;
- ▶ u.U. Heckklappe und Türen (bei einigen neueren Fahrzeugmodellen);
- ▶ Unterbodenkomponenten;
- ▶ Vergaserkomponenten;
- ▶ Wasser- und Bremsflüssigkeitsbehälter;
- ▶ wetterfeste Beschichtungen; und
- ▶ Zahnräder.

Der Abfallstrom von Kunststoffen im Bereich Altfahrzeuge setzt sich in Deutschland zum einen aus der teilweisen manuellen Demontage großer Kunststoffteile wie z.B. Stoßfänger, Tank, Kühlergrill und Wasserbehälter, und vor allem der Behandlung der Restkarossen in den Schredderanlagen zusammen (Martens, Goldmann, 2016a)³⁰.

Der Demontageprozess kann aus bis zu fünf Arbeitsschritten bestehen. Dabei sind manche Arbeitsschritte verpflichtend, wie z.B. das ordnungsgemäße Entfernen von Schadstoffen, andere Schritte hängen von den Recycling- und Absatzmöglichkeiten der demontierten Teile ab (Martens, Goldmann, 2016a, 2016b).

Nach BDSV (2012) durchlaufen die Restkarossen in den Schredderanlagen verschiedene Prozesse (Vor-, Haupt-, Nachbehandlung) und verteilen sich nach der Zerkleinerung und unter Einsatz verschiedener Technologien, wie beispielsweise Hammermühle, Windsichter, Zyklon- und Magnetabscheider, auf die folgenden Hauptfraktionen:

- ▶ Eisenhaltiger Schrott;
- ▶ Schredderschwerfraktion (SSF) - Nichteisenhaltige (NE) Fraktion (mit NE-Metallen und Nichtmetallen³¹); und
- ▶ Schredderleichtfraktion (SLF) - Nichtmetallische Fraktion.

³⁰ Die manuelle Demontage großer Kunststoffteile wird allerdings nicht für alle Altfahrzeuge vorgenommen (siehe Text weiter unten).

³¹ Nach (Martens, Goldmann, 2016b) besteht die SSF zu 50 % aus NE-Metallen und deren Legierungen und zu 50 % aus nichtmagnetischen Stahl sowie Kunststoffen, Gummi, Glas und Holz,

Der Anteil der einzelnen Fraktionen variiert dabei je nach Input der Schredderanlage³². In Sander et al. (2020, p. 136) wurden bei Versuchen in Schredderbetrieben von 210 Restkarossen in zwei Anlagen ähnliche Werte für die Eisen-/Stahlfraction (ca. 71 %) und die SSF (ca. 11 %) ermittelt. Der Output der (noch nicht weiter behandelten) SLF wurde mit 16% und 19% angegeben.

Im Jahresbericht über die Altfahrzeug-Verwertungsquoten des Jahres 2018 (BMU und UBA, 2020, S. 52) wird unterschieden in eisenhaltigen Schrott (306.877 t), nichteisenhaltige Werkstoffe (47.935 t), SLF und weitere nichtmetallische Schredderrückstände (91.485 t) sowie in den Schredderanlagen separierte Kunststoffe (545 t).

Der klassischen Schredderbehandlung nachgelagerte Post-Shredder-Technologien (PST) können nicht metallische Materialien unter Einsatz von Magnet, Wirbelstrom und Flotation weiter aufbereiten sowie Holz, Glas, Flusen und Textilien, Papier und Pappe sowie Gummi und Kunststoffe trennen (BDSV, 2012). Allerdings wird v.a. bei den Kunststoffen keine dem Ausgangsprodukt vergleichbar hohe Qualität erreicht. Des Weiteren können bei der Behandlung und Entsorgung der Kunststoffe aus der SLF-Probleme mit organischen Inhaltsstoffen und den in den Kunststoffen enthaltenen Schadstoffen auftreten. Diese Herausforderungen gepaart mit ökonomischen Nachteilen gegenüber der energetischen Verwertung führt dazu, dass die Möglichkeiten des Kunststoffrecyclings aus der SLF nicht genutzt werden und die Behandlung von Kunststoffen durch PST in Deutschland bisher kaum stattfand (Martens, 2011; Sander et al., 2020).

3.6.4.2 Kunststoffanteil im Abfallstrom

Die in der Gesetzgebung angestrebte Demontage von großen Kunststoffteilen für die weitere Verwertung scheint in der Praxis aktuell kaum umgesetzt zu werden. Aus BMU und UBA (2020) geht hervor, dass im Jahr 2018 rechnerisch im Schnitt nur etwa 3 kg Kunststoffe je Altfahrzeug demontiert wurden und somit der weit überwiegende Anteil in Schredderanlagen gelangt. Geht man davon aus, dass ein einzelner Stoßfänger bereits mehr als 3 kg wiegt, so lässt sich rückschließen, dass die Demontage großer Kunststoffteile bei weitem nicht in dem Maße durchgeführt wird, wie es der Gesetzgeber angedacht hat. Bei dem werkstofflichen Recycling der Kunststofffraktion wird daher aktuell ein deutliches Potential zur Steigerung gesehen. Die Demontage betrifft vor allem große Kunststoffbauteile wie beispielsweise Stoßfänger, Radkappen und Kühlergrill (Nummer 3.2.3.3 im Anhang der AltfahrzeugV). Die Zahlen von BMU und UBA (2020, S. 51) legen dar, dass von den insgesamt 1.702 t demontierten Kunststoffen 9% wiederverwendet, 86% recycelt und 5% beseitigt wurden.

Laut (Sander et al., 2020, p. 127) wurde in den zwei untersuchten Demontagebetrieben nur in einem Demontagebetrieb Kunststoff demontiert. Die Menge betrug 0,12 kg pro Altfahrzeug. Weiter wurde angegeben, dass dieser Kunststoff wiederverwendet wurde. Die Wiederverwendung von demontierbaren Kunststoffgebauchteilen ist aufgrund von potenziellen Beschädigungen vermutlich eingeschränkt. Auch ein hochwertiges Recycling ist durch die Vermischung verschiedener Kunststofftypen oder die vorhandene Lackierung (Entlackung erforderlich) eine Herausforderung (Martens, Goldmann, 2016a, S. 417). Es muss jedoch erwähnt werden, dass nennenswerte Mengen dieser großen Kunststoffteile die Demontagebetriebe gar nicht erreichen, z. B. aufgrund beschädigter Unfall-Fahrzeuge (Woidasky, Stolzenberg, 2003).

Grundsätzlich wird in den Demontagebetrieben das rechtlich Notwendige und wirtschaftlich Mögliche ausgebaut (selektive Demontage). Bauteile der Altfahrzeuge, die nicht vermarktet

³² Dieser Input stammt nicht nur von Altfahrzeugen; meisten werden in der Schredderanlage Restkarossen zusammen mit z.B. Elektroaltgeräte verarbeitet (Martens, Goldmann, 2016a).

werden können, verbleiben folglich im Fahrzeug. Davon sind auch Kunststoffbauteile im Inneren der Altfahrzeuge betroffen. Zudem ist nach Martens (2016b, S. 245) das Demontageergebnis abhängig von der Verbindungstechnik der Bauteile sowie der Werkstoffe sowie die Anordnung und Zugänglichkeit der Bauteile und Verbindungselemente.

Martens und Goldmann (2016a, S. 301) führen an, dass insbesondere Stoßfänger, Leuchten und Verkleidungen im Rahmen des Kunststoffrecyclings demontiert und dem werkstoffspezifischen Recycling zugeführt werden könnten. Dagegen spricht jedoch der große Demontageaufwand und das relativ hohe Lohnniveau in Deutschland sowie der starke Wettbewerb mit Autoverwertern aus Schwellen- und Entwicklungsländern.

Basierend auf Expert*inneninformationen und -meinungen, welche im Rahmen eines Workshops ausgetauscht und diskutiert wurden, wurde ebenfalls das Potenzial bestätigt, mehr große Kunststoffbauteile, wie z.B. Stoßfänger oder Lichtanlagen, aus den Altfahrzeugen zu demontieren und direkt dem Recycling zuzuführen, wie dies bereits in Tschechien der Fall sei. Dabei müsse jedoch der zusätzliche Zeitaufwand für den Ausbau und der gesteigerter Lagerbedarf für die ausgebauten Teile berücksichtigt werden. Diese Kosten sollten durch den Verkaufserlös erwirtschaftet werden können, um ein frühes Recycling attraktiv zu gestalten. Die Voraussetzungen dafür sind z.B. aufgrund des aktuell fallenden Rohölpreises derzeit nicht gegeben.

Kunststoffe im Schredderinput

Nach der Behandlung der Altfahrzeuge in der Schredderanlage befindet sich Kunststoff in kleineren Mengen in der SSF, überwiegend jedoch in der SLF. Die Zusammensetzung hängt jedoch immer von der Art des Schredderinputs und der angewandten Technologie ab (BDSV, 2012).

a) Schredderschwerfraktion

In der SSF werden neben NE-Metallen wie z.B. Aluminium, Stahl, Kupfer, Zink auch nichtmetallische Reststoffe wie Steine, Glas, Gummi und Kunststoff vorgefunden (BDSV, 2012)(Sander et al., 2020).). Um mehr über die Zusammensetzung des Schredderoutputs zu erfahren, wurden in Sander et al., (2020, p. 197ff) die Outputfraktionen zweier Schredderanlagen (Input 210 Restkarossen), untersucht. Im Ergebnis wurden Kunststoffe und Elastomere mit einem Anteil von 4% bzw. 22 % in der Feinfraktion der SSF gefunden (< 2 mm).

Bei einer sogenannten „Altfahrzeugverwertungs- und Schredderkampagne“ von Sander et al., (2020, p. 132ff) durch **Mono-Restkarossen-Schredder** Versuche liegt der Anteil der als solches gewonnenen Kunststofffraktion (Abfallschlüssel 19 12 04) an der Gesamtmenge dieses Schredderoutputs in der SSF und SLF jeweils bei je 0,24% bei Schredderanlage 1. Dies bedeutet einen Kunststoffanteil von 34,8% der SSF. Dieser Anteil wird zum Teil separiert von (2,09% innerhalb der SSF; dies entspricht einer Teilmenge der enthaltenen Kunststoffe). Der restliche Teil der Kunststoffe wird in der Fraktion der Ersatzbrennstoffe (Anteil von 32,7% innerhalb der SSF) vermutet. Die Kunststofffraktion wird laut Angaben stofflich verwertet, während die Fraktion der Ersatzbrennstoffe energetisch verwertet wird. Im Versuch der Schredderanlage 2 wird Kunststoff nicht als differenzierter Outputstrom ausgewiesen.

b) Schredderleichtfraktion

Die SLF ist eine Mischfraktion³³ und beinhaltet beispielsweise Textilien, Schaumstoffe, Kunststoffe und Kunststofffolien sowie Glasbruch, Lackreste und Holz (BDSV, 2012). Nach BMU und UBA (2020) fielen 2018 insgesamt ca. 80.000 t SLF beim Schreddern von Altfahrzeugen an.

³³ meisten werden in der Schredderanlage Restkarossen zusammen mit z.B. Elektroaltgeräte verarbeitet (Martens, Goldmann, 2016a).

Laut den Versuchen von Sander et al., (2020, p. 224ff) wurden Kunststoffe und Elastomere mit einem Anteil von rund 73% in der SLF³⁴ (< 18 mm) gefunden.

Basierend auf verschiedenen Quellen wurde in Wilts et al. (2016) ein Kunststoffanteil in der SLF von 28 – 50% ermittelt. Martens und Goldmann (2016a, S. 422) geben einen Anteil von 25-40% für Hartkunststoffe und 10-30% an Elastomeren und Gummi in der SLF an. Der unterschiedliche Kunststoffanteil in der SLF lässt sich auf den unterschiedlichen Input in die Schredderanlagen zurückführen.

Insgesamt ist davon auszugehen, dass Kunststoffe aus Schredderrückständen derzeit keiner hochwertigen Verwertung zugeführt werden (Sander et al., 2020, p. 330). Wie bereits oben erläutert, kommt die Studie von Sander et al., (2020) durch Mono-Restkarossen-Schredder Versuche zu dem Ergebnis, dass der Anteil der explizit als solche gewonnenen Kunststofffraktion (19 12 04) an der Gesamtmenge dieses Schredderoutputs in der SSF und SLF jeweils bei je 0,24 % liegt. Dies bedeutet einen separierten Kunststoffanteil von 1,4% innerhalb der SLF. Dies entspricht einer Teilmenge der gesamten enthaltenen Kunststoffe. Daher wird der restliche Teil der Kunststoffe in der Fraktion der Ersatzbrennstoffe (Anteil von 62,3% innerhalb der SLF) vermutet. Die Kunststofffraktion wird laut Angaben stofflich verwertet, während die Fraktion der Ersatzbrennstoffe energetisch verwertet wird. Es ist davon auszugehen, dass von den 62,3% Kunststoffen ca. 20% Elastomere und Gummi darstellen.

Im zweiten Schredderversuch ist keine spezielle Kunststofffraktion als Teil der SSF ausgewiesen (Sander et al., 2020, p. 133). In der SLF ist der Hauptanteil der Kunststoffe in der Fraktion SLF grob mit einem Anteil von 12,1% am Schredderoutput zu erwarten, welche energetisch verwertet wird.

c) In den Schredderanlagen separierte Kunststofffraktion

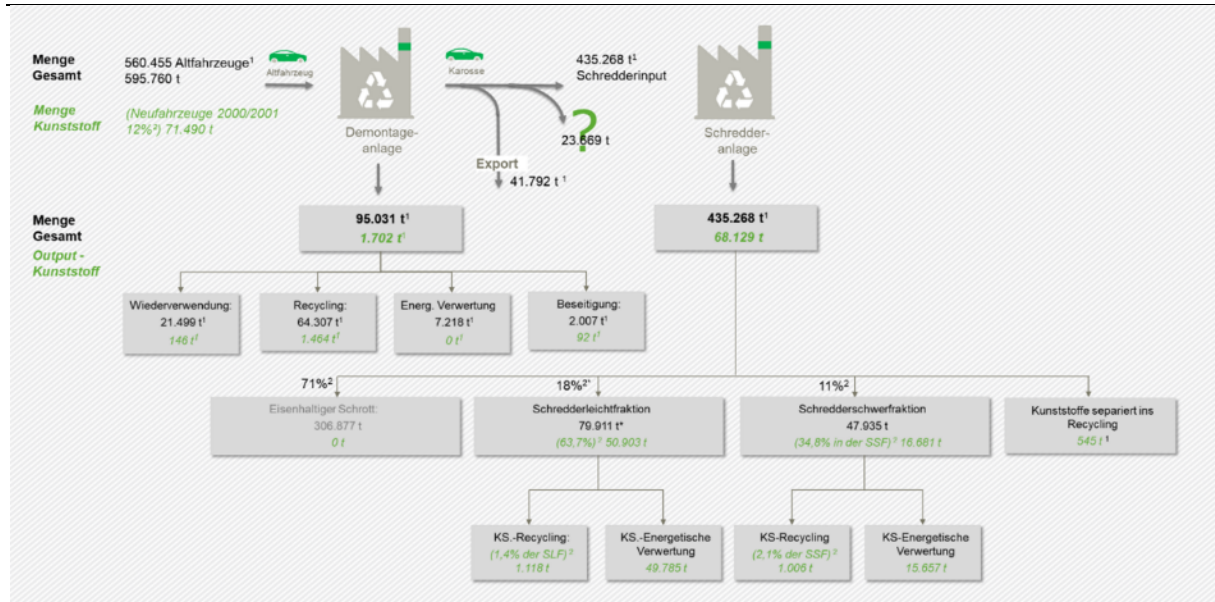
Des Weiteren gibt BMU und UBA (2020, S. 52) an, dass 2018 545 t separierte Kunststofffraktionen in den Schredderanlagen anfielen. Diese werden laut Bericht einem Recycling zugeführt.

Zusammenfassung

Zusammenfassend wird der Massenfluss der Kunststoffanteile aus Altfahrzeugen in Deutschland auf der Grundlage der verfügbaren Daten in Abbildung 21 für das Jahr 2018 dargestellt. Als Berechnungsgrundlage dienen Zahlen zum Abfallaufkommen aus BMU und UBA (2020) sowie Informationen aus der Literatur, welche oben ausgeführt wurden. Es gilt zu beachten, dass dies eine rein rechnerische Darstellung des Massenflusses abbildet und keinen Anspruch auf Vollständigkeit erhebt.

³⁴ Die SLF dieser Firma wird in der PST-Behandlung weiter aufbereitet (Sander et al. 2020).

Abbildung 21: Massenflussdiagramm von anfallenden Kunststoffen von Altfahrzeugen (2018)



Quelle: Eigene Darstellung, Ramboll, nach 1: BMU und UBA (2020) 2: Sander et al. (2020)

KS: Kunststoffe

*18% bzw. berechnet aus 435.269 abzüglich Eisenhaltiger Schrott, Schredderschwerfraktion und separierte Kunststoffe

Soweit möglich wurde auf die Statistiken aus dem Jahresbericht über die Altfahrzeug-Verwertungsquoten in Deutschland zurückgegriffen (BMU und UBA, 2020). Für die prozentuale Verteilung des Inputs der Schredderanlagen, für die Berechnung des Kunststoffanteils sowie die Berechnung der Verwertungswege wurden Daten von Sander et al., (2020) verwendet.

Es ergibt sich, dass zwischen dem Schritt der Demontage, dem Export und dem Schreddern 23.669 t nicht klar zuzuordnen sind. Der Verbleib und die Zusammensetzung dieser Abfallmenge ist unbekannt.

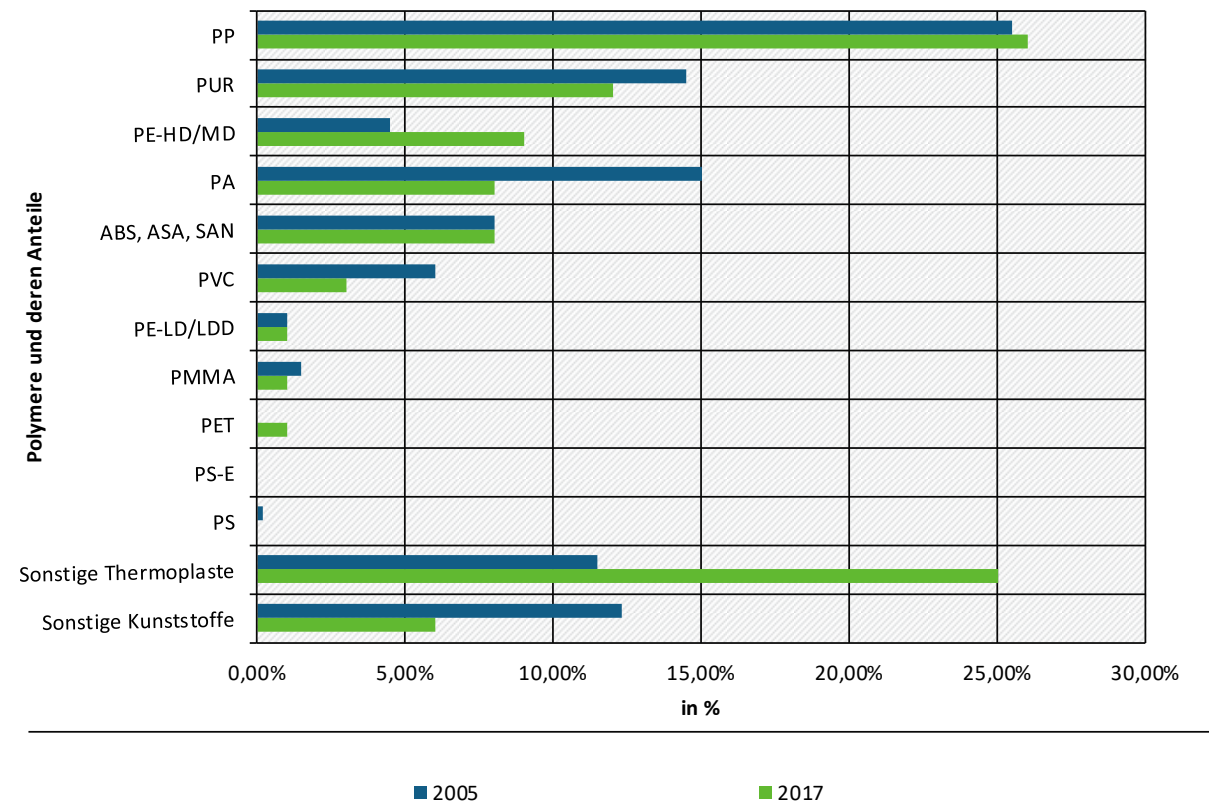
Basierend auf den Ergebnissen der Versuche von Sander et al., (2020) sind in der SLF 63,7% (Zum Vergleich: Frankreich geht von ca. 68% aus) Kunststoffe enthalten, wohingegen in der SSF 34,8% (zum Vergleich: Frankreich geht von ca. 51% aus) enthalten sind. Zusammen ergeben diese beiden Werte eine Menge von 68.129 t bzw. einen Anteil von 15,6% Kunststoff im Input der Schredderanlagen. Insgesamt werden ca. 5,8% der Gesamtkunststoffmenge recycelt.

Hemmfaktoren für ein hochwertiges Recycling wurden von Expert*innen bereits während der Demontage identifiziert. So verlange dies zusätzlichen Lagerungsplatz, welcher nicht immer vorhanden sei. Auch die anschließende, ordnungsgemäße Sortierung sei mit großem Aufwand verbunden und verlange nach entsprechender Lagerfläche. Ein entsprechender Kenntnisstand der Mitarbeitenden sei dafür unerlässlich, würde jedoch oftmals nicht gewährleistet (Expert*innenmeinung Workshop).

Ein werkstoffliches Recycling darf nur unter der Prämisse durchgeführt werden, dass keine Schad- und Störstoffe oberhalb zugelassener Konzentrationsgrenzen in den neuen Produktlebenszyklus weitergetragen werden (siehe hierzu auch Kapitel 3.1.3 und Kapitel 3.4). Expert*innen geben die potenzielle Verunreinigung mit Schad- und Störstoffen als Haupthemmnis für ein Recycling von Kunststoffen aus Altfahrzeugen an. Das Problem liege einerseits an der langen Nutzungsdauer von Fahrzeugen (Stoffe, die bei der Herstellung nicht als Schadstoffe in ihrer Anwendung beschränkt sind, können bereits am Ende des Lebenszyklus als Schadstoffe beschränkt sein; dies betrifft oder könnte betreffen z.B. DecaBDE und weitere bromierte Flammschutzmittel, Phthalate, HBCDD, Schwermetalle, SCCP, PFAS, siehe Kapitel 3.1.3

und 3.4) sowie am finanziellen Aufwand einer vollständigen Ausschleusung von Schad- und Störstoffe. Oftmals sei zudem die Zusammensetzung der unterschiedlichen Bauteile nicht bekannt. Zur Nutzung von IDIS bzw. Kennzeichnung siehe 4.3.1 (letzter Absatz). Eine vollständige Testung aller Bauteile auf Schad- und Störstoffe stehe wirtschaftlich in keinem Verhältnis (Expert*innenmeinung Workshop).

Abbildung 22: Vergleich Einsatz Kunststoffe in Fahrzeugen 2005 und 2017



Quelle: Eigene Darstellung, Ramboll, nach Consultic (2006) und Conversio Market & Strategy GmbH (2018)

Die Datengrundlage zu konkreten Mengen der einzelnen Kunststofftypen in Altfahrzeugen ist in Deutschland nicht sehr ausgeprägt. Ein Vergleich des Kunststoffeinsatzes im Fahrzeugbereich (neu zugelassene Fahrzeuge) von 2005 und 2017 zeigt, dass bereits 2005 zu den wichtigsten Kunststoffen in Fahrzeugen PP, PUR, PA sowie ABS, ASA, SAN gehörten. Die Anteile an PUR, PA, PVC sowie die Anteile der Kategorie „Sonstige Kunststoffe“ lagen 2005 deutlich über den Anteilen von 2017. Hingegen haben sich die Anteile an der Kategorie „Sonstige Thermoplaste“ sowie PE HD/MD erhöht gegenüber 2005 (Consultic, 2006, S. 39)(Conversio Market & Strategy GmbH, 2018, S. 60).

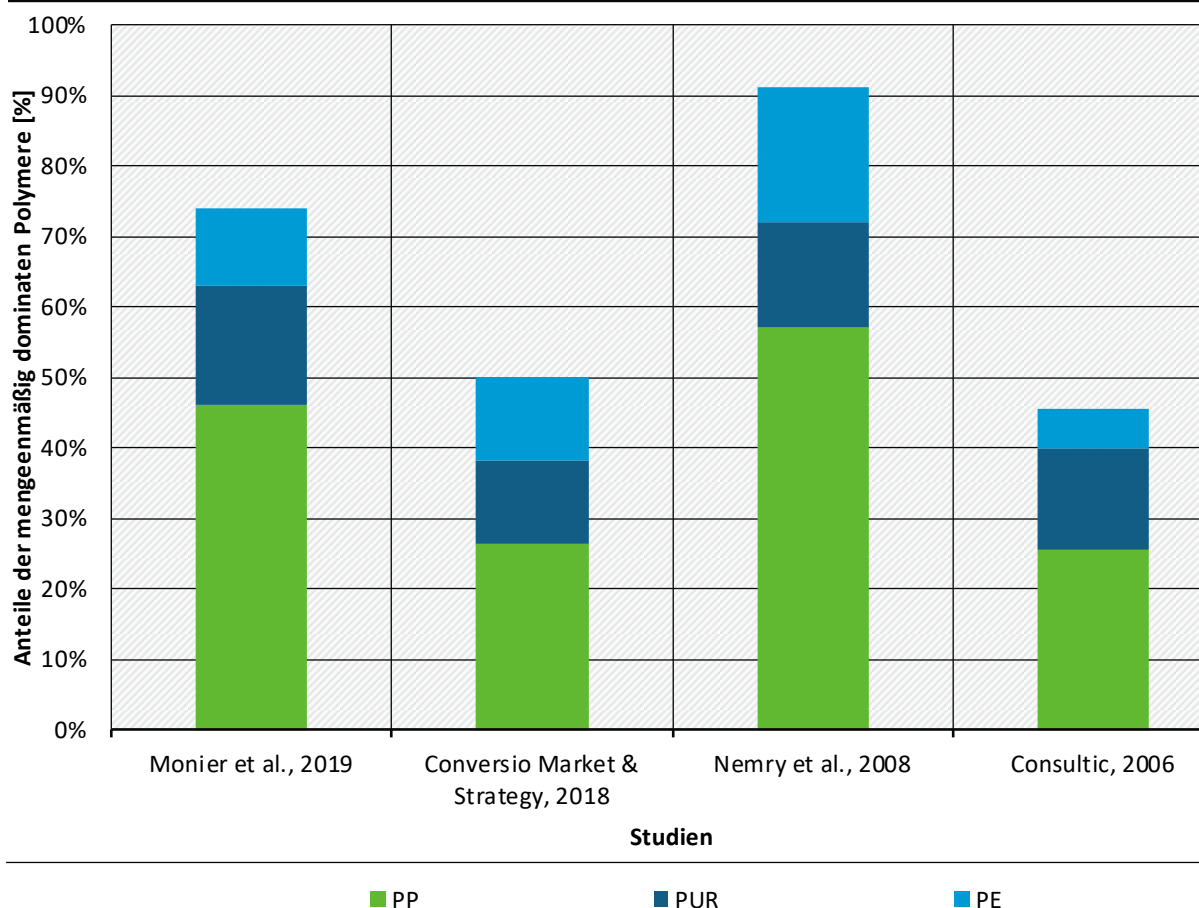
Aus Studien von Nemry et al. (2008, S. 53), Plastics Europe (2010, S. 10) und Consultic (2012, S. 7) geht hervor, dass sich die in den Jahren 2008, 2009 und 2011 verarbeiteten Kunststoffe in Fahrzeugen im Vergleich zu den in diesem Kapitel dargestellten aktuellen Kunststoffen kaum unterscheiden. Es wurden bereits damals vor allem PP, PUR, PE, PA und die Gruppe ABS, ASA, SAN sowie teilweise Sonstige Thermoplaste und Sonstige Kunststoffe verarbeitet. Die Kunststoffe PVC, PE-LD/LLD und PMMA wurden in geringen Mengen verbraucht. Klare Mengenangaben zu den verbrauchten Kunststoffen liegen nur für Nemry et al. (2008, S. 53) vor. Die Autoren geben hier für die Kunststoffzusammensetzung eines PKW innerhalb der damaligen EU-25 folgende Werte an: PP 114 kg, PE 37 kg, PU 30 kg, ABS 9 kg, PA 6 kg und PET 4 kg.

Sander et al., (2020, p. 52) verweisen im Zusammenhang mit dem höchsten Treibhausgaspotential auf die Kunststoffe PP, PU, PE, PA, ABS und PET aus Altfahrzeugen.

In Frankreich werden bereits seit einigen Jahren die in Altfahrzeugen enthaltenen Kunststoffe je Kunststofftyp im jährlichen Jahresbericht zu Altfahrzeugen erfasst. Ein Vergleich mit diesen französischen Angaben zeigt eine weitgehende Übereinstimmung hinsichtlich der am häufigsten eingesetzten Kunststofftypen in Altfahrzeugen. Für das Jahr 2017 wurden die Kunststoffe PP (46 %), die Gruppe ABS, PVC, PC, PMMS, PS (18%) und PUR (17%) als Kunststoffe mit einem Gesamtmassenanteil von 81 % genannt (Monier et al., 2019).

Ein Vergleich der drei mengenmäßig dominanten Polymere basierend auf den oben genannten Quellen wird in nachfolgender Abbildung 23 veranschaulicht.

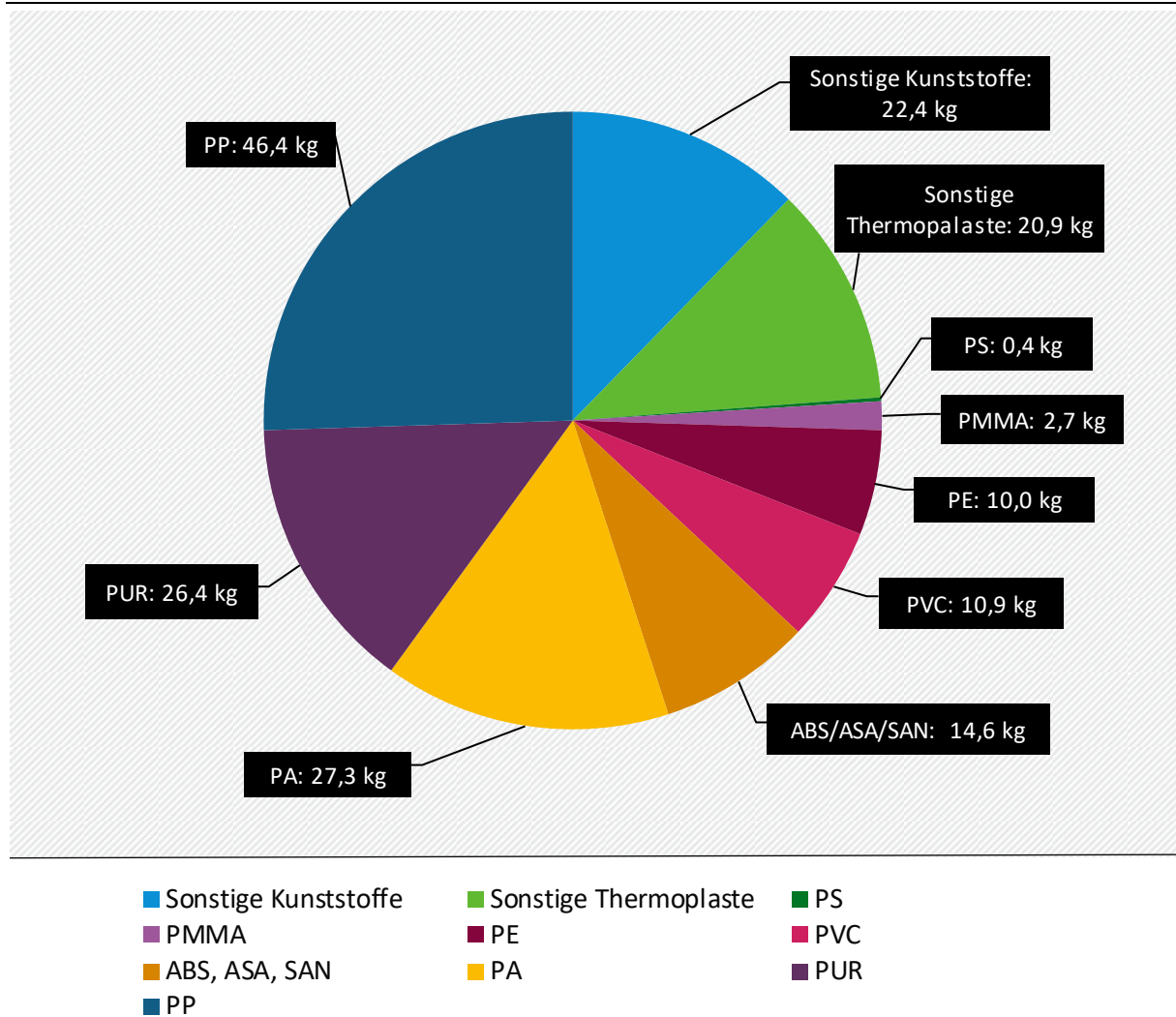
Abbildung 23: Vergleich Angaben Polymeranteile PP, PUR und PE in Fahrzeugen nach unterschiedlichen Studien



Quelle: Eigene Darstellung, Ramboll, basierend auf Consultic (2006); Conversio Market & Strategy GmbH (2018); Monier et al. (2019); Nemry et al. (2008)

Auf der Grundlage des durchschnittlichen Fahrzeuggewichts (1.256 kg), durchschnittlichem Kunststoffanteil (14,5%) und den Einsatzanteilen der Polymere in 2005 (siehe Abbildung 22) lassen sich folgende durchschnittliche Polymermengen in kg in Fahrzeugen des Baujahres 2005 errechnen, siehe Abbildung 24: Kunststoff gesamt 182,1 kg, davon PP 46,4 kg, PUR 26,4 kg, sonstige Thermoplaste 20,9 kg, PA 27,3 kg, ABS, ASA, SAN 14,6 kg, PVC 10,9 kg, PE-HD/MD 8,2 kg, PMMA 1,8 kg, PE-LD/LDD 1,8 kg, sowie sonstige Kunststoffe 22,4 kg.

Abbildung 24: Durchschnittliche Polymerzusammensetzung Fahrzeug Baujahr 2005 [kg]



Quelle: Eigene Darstellung, Ramboll, basierend auf Consultic (2006), Tabelle 14

3.6.5 Schadstoffe im Altfahrzeug-Kunststoffabfallstrom

Um die steigenden Qualitäts- und Sicherheitsstandards einhalten zu können, aber auch um die gesteigerten Anforderungen von Industrie und Verbrauchern erfüllen zu können, werden Kunststoffe für den Fahrzeugbereich, Zuschlagstoffe in Form von Additiven, Füllstoffe und Verstärkungsmittel beigesetzt. Gewünschte Eigenschaften der Endprodukte (Farbe, Festigkeit, Flamschutz usw.) können somit verbessert oder gesteigert werden. Zuschlagstoffe sind für ein späteres Recycling des Kunststoffes von großer Bedeutung, da sie nach Jahren der Nutzung im Altfahrzeug evtl. auch als Schad- oder Störstoff gesondert behandelt werden müssen und das Recycling stören können (Kapitel 3.4).

Grundsätzlich sind in Fahrzeugen elektronische Komponenten verbaut, welche die gleichen Schadstoffe enthalten können wie EEG. Daher sind alle Schadstoffe, die im EAG-Abfallstrom vorkommen, auch potentiell in Altfahrzeugen relevant. Aufgrund der längeren durchschnittlichen Lebensdauer von Fahrzeugen im Vergleich zu EEG, kommen allerdings mittlerweile beschränkte Schadstoffe (wie z.B. HBCD, PBDE oder TCEP) im Altfahrzeugabfallstrom länger vor als im EAG-Abfallstrom.

Die folgenden Schadstoffe sind insbesondere relevant: bromierte Flammschutzmittel (PBDE, HBCDD, TBBPA), Schwermetalle (z.B. Cadmium, Blei) PFAS, SCCP, DP und Mineralölkohlenwasserstoffe (siehe auch Kapitel 3.5.5)

Es soll nicht unerwähnt bleiben, dass Schadstoffe in Kunststoffen aus dem Fahrzeugbereich nicht nur Aufgrund der Verwendung von Additiven, Füllstoffen oder Verstärkungsstoffen vorkommen. Einige Bauteile stehen während des Produktlebenszyklus in Kontakt mit weiteren Schadstoffen und können dadurch im Altfahrzeug mit diesen Stoffen verunreinigt sein. Davon sind insbesondere kunststoffhaltige Bauteile betroffen, die im nicht-demontierten Zustand Schadstoffkontakt haben, wie beispielsweise:

- ▶ Batterien (Blei);
- ▶ Kraftstofftanks (Kohlenwasserstoffe);
- ▶ Flammgeschützte Kunststoffe z.B. im Motorbereich;
- ▶ Kabel (PVC);
- ▶ Galvanisierte Kunststoffe (Chrom-VI); und
- ▶ kohlenstofffaserverstärkte Kunststoffbauteile (kanzerogen in Zerkleinerung).

In den folgenden Unterkapiteln werden, Informationen aus der Literatur zu bekannten Schadstoffen, die insbesondere aus der Verwendung von Additiven für Kunststoffe in Altfahrzeugen auftreten können, zusammengefasst.

3.6.5.1 Bromierte Flammschutzmittel (PBDEs, HBCDD, TBBPA, PBT)

In den vergangenen Jahren wurden einige Studien zum Bromgehalt in EAG-Abfallströmen veröffentlicht. Gallen *et al.* (2014), zum Beispiel, nennen eine maximale Br-Konzentration von 3.600 mg/kg in der Kunststofffraktion von Autozubehör. Morin *et al.* (2017) berichten dagegen einen Br-Gehalt unter 1.000 mg/kg in den nicht-metallischen Anteilen der Schredderfraktionen von Altfahrzeugen.

PBDEs werden als Additive u.a. im Automobilbereich eingesetzt, um Kunststoffen und Textilien einen gewissen Flammschutz zu sichern. Auch in weiteren Erzeugnissen wie z.B. Klebstoffen, Dichtungsmassen, Beschichtungen und Druckfarben kommen Flammschutzmittel in Fahrzeugen vor (Potrykus et al., 2019). Hennebert (2020) berichtet über Konzentrationen von PBDE, HBCDD und TBBPA in Altfahrzeugen, Autoschredderrückständen und sortierten Fraktionen nach der Schredderaufbereitung. Der Autor gibt für PBDE-Konzentrationswerte zwischen 0 und 85.000 mg/kg an.

Die kommerzielle Mischung von DecaBDE wurde v.a. zwischen dem Jahren 1990 – 2010 produziert und verbraucht. Typischerweise wurde DecaBDE Kunststoffen in Anteilen von 10-15 Gewichtsprozent hinzugefügt (Mehlhart et al., 2019). Aufgrund seiner flammhemmenden Eigenschaft wurden in diesem Zeitraum im Automobilbereich v.a. Kunststoffe und Textilien damit behandelt. Dies hat zur Folge, dass sich DecaBDE auch im Altfahrzeug-Abfallstrom befindet (Potrykus et al., 2019). In folgenden Fahrzeugteilen wurde DecaBDE nach Potrykus et al. (2019) verwendet:

- ▶ Sitze;
- ▶ Hinterdeck;
- ▶ Polsterung;

- ▶ Dachhimmel;
- ▶ Sonnenblende;
- ▶ Kopfstütze;
- ▶ Verkleidung;
- ▶ Verstärkte Kunststoffe (Instrumententafel, Innenverkleidung);
- ▶ Unter der Motorhaube oder dem Armaturenbrett (Klemmen /Sicherungsblöcke, Kabel für hohe Stromstärken & Kabelummantelung (Zündkerze)); und
- ▶ EEG (Batteriefach und -ablage, Motorsteuerung, Elektrische Anschlüsse, Komponenten in Radio-, GPS und Computersystemen).

In den Schredderfraktionen (SLF und SSF) von Altfahrzeugen wurden Konzentrationen von 2 bis 410 mg/kg DecaBDE berichtet. Vor allem in Sitzbezügen, die in den 1990er Jahre hergestellt wurden, befinden sich die höchsten Konzentrationen. Allerdings enthielten viele der untersuchten Fahrzeugteile/-materialien auch keine und/oder geringe Mengen an DecaBDE (Potrykus et al., 2020). In den Proben der Messungen durch (Sander et al., 2020, pp. 237–245) wurden in einem Restkarossenmonoschredderversuch in der SSF DecaBDE-Konzentrationen (Mittelwerte) von 10 mg/kg und 410 mg/kg gemessen sowie für die SLF von 77 mg/kg und 1.400 mg/kg. Diese Mittelwerte befinden sich teilweise oberhalb des Summengrenzwertes (1.000 mg/kg) der regulierten PBDE. Hennebert (2020) berichtet eine maximale DecaBDE-Konzentration in Altfahrzeugen, Autoschredderrückständen und sortierten Fraktionen nach der Schredderaufbereitung von 85.000 mg/kg. Nach Bipro (2015) betragen die in der Literatur gefundenen DecaBDE-Konzentrationen in den Autoschredderrückständen bis zu 3.915 mg/kg (Mittelwert 2.163 mg/kg) – die durchschnittlichen DecaBDE-Konzentrationen in den Autoschredderrückständen liegen jedoch in der Regel zwischen 2 und 406 mg/kg. Nach ELVES (2016) lagen die DecaBDE-Konzentrationen in Proben von Autoschredderrückständen und deren Feinstäuben (einschließlich 201 ELVs aus Irland) bei 3,5 bzw. 2,55 mg/kg.

HBCDD wurde als Flammenschutzmittel für die Automobilindustrie in Sitzbezügen, Türverkleidungen und Teppichen verwendet. Mit HBCDD flammgeschützte Textilien finden sich in der Regel in der SLF wieder (Potrykus et al., 2019, S. 182). Für HBCDD werden Konzentration in Höhe von 0 bis 4.400 mg/kg genannt (Hennebert, 2020).

TBBPA wurde typischerweise in geringer Konzentration nachgewiesen (siehe z.B. Hennebert, 2020).

Heute verwendete und zugelassene Flammenschutzmittel im Automobilbau sind beispielsweise bromierte Flammenschutzmittel für PBT und PBT Blends (z.B. PBT/ASA), Ammoniumpolyphosphate für PP, roter Phosphor für PA und weißer Phosphor für PA. Wenngleich versucht wird Abstand von halogenhaltigen Flammenschutzmitteln zu nehmen, bieten sie häufig noch immer die beste Kosten-Leistungsperformance. Im Innenbereich sind die Kunststoffeigenschaften häufig ausreichend, um den Herstelleranforderungen auch ohne Flammenschutz zu genügen (Expert*innenmeinung Interview).

3.6.5.2 Chrom, Blei, Quecksilber und Kadmium

In verschiedenen Studien wurde Chrom, Blei, Quecksilber und Kadmium im Recycling von Altfahrzeugen nachgewiesen. Sander et al., (2020), beispielsweise, haben ein Chrom- und Bleigehalt über 1.000 mg/kg in der SSF und einen Bleigehalt über 1.000 mg/kg in den SLF der beiden untersuchten Schredderanlagen nachgewiesen (siehe Tabelle 20). Für Quecksilber und

Cadmium wurden Mengenwerte unter 10 mg/kg in beiden Fraktionen festgestellt (siehe Tabelle 20).

Tabelle 20: Übersicht Analyseergebnisse der SSF und SLF aus dem Schreddern von Restkarossen

Metalle	Einheit	SSF (Mittelwerte)		SLF (Mittelwerte)	
		Schredderanlage 1	Schredderanlage 2	Schredderanlage 1	Schredderanlage 2
Chrom (Cr)	mg/kg	1.070	1.180	240	210
Blei (Pb)	mg/kg	2.020	12.800	3.110	1.400
Quecksilber (Hg)	mg/kg	< 1	< 1	< 1	< 1
Cadmium (Cd)	mg/kg	< 1	< 10	< 2	< 5

Quelle: (Sander et al., 2020, pp. 202–236).

Chrom (160-340 mg/kg) und Blei (290-330 mg/kg) wurden außerdem in einem irischen Schredderversuch nachgewiesen (ELVES, 2016).

Die Gegenwart der Schwermetalle in den Schredderfraktionen ist u.a. auf deren Verwendung in den Fahrzeugen zurückzuführen, jedoch nur zum Teil auf deren Verwendung in Kunststoffen, z.B. auf die Verwendung von Blei und Cadmium als Stabilisatoren oder Pigmente insbesondere in PVC oder auf die Verwendung von Kupfer/Nickel/Chrom für verchromte Kunststoffkomponenten. Zu einem anderen Teil stammen sie aus anderen Anwendungen wie z.B. der Verwendung von Quecksilber in Lampen oder von Cadmium in elektronischen Komponenten für Kontakte und Lötverbindungen oder in Batterien. Aufgrund bestehender stofflicher Beschränkungen ist zu erwarten, dass das Vorkommen dieser Stoffe rückläufig ist.

Oberflächlich aufgebrachte Metallisierungen (Aluminium, oder Kupfer/Nickel/Chrom) sowie Metallanteile aus anderen (nicht Kunststoff-)Anwendungen können in der Behandlung im Rahmen der Metallentfrachtung so weit separiert werden, dass in den Kunststofffraktionen keine relevanten Konzentrationen enthalten sind. Schwermetalle in den Kunststoffanwendungen werden im Rahmen der Aufbereitung (insbesondere der Abtrennung von PVC) separiert und treten in den Zielkunststoffen nicht in relevanten Konzentrationen in Erscheinung.

3.6.5.3 PFAS, SCCP, Dechloran Plus und andere Schadstoffe

Auch **PFAS, PFOA und PFOS** werden in der Automobilindustrie verwendet (Potrykus et al., 2019). Es besteht weiterer Forschungsbedarf, um das PFAS-Vorkommen im Kunststoff-Abfallstrom von Altfahrzeug nachzuweisen. In ELVES (2016) wurde PFOS in niedrigen Konzentrationen nachgewiesen (<0,005 mg/kg).

SCCP wurden als Additive für die Automobilindustrie in Polymeren wie Polyacrylaten, PUR und Polysulfiden und dabei als Ersatz für PCB verwendet (Potrykus et al., 2015, S. 155).

UNEP (2020) berichtet, dass **DP** in Kanada im Autoherstellungsprozess als Flammschutzmittel und in den Niederlanden zur Herstellung des Motorantriebs, des Kühlsystems und der Karosserieteile von Autos in polymeren Verbindungen für die Kabelisolierung verwendet wird.

Des Weiteren hat ELVES (2016) **TCEP und DEHP** mit Konzentrationswerten von ca. 1 mg/kg für TCEP bzw. 150-250 mg/kg für DEHP nachgewiesen.

Diesel- und Benzinkraftstofftanks aus Altfahrzeugen sind in der Regel HDPE-reiche Bauteile. Über die Lebensdauer eines Fahrzeugs diffundieren **Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW)** in die Polymermatrix ein. Außerdem ist der BTEX-Aromat **Benzol** im Kraftstoff Benzin enthalten, da es die Klopffestigkeit erhöht (Deutscher Bundestag, 2018). Da es krebserzeugend ist, beträgt der Höchstgehalt 1 % im Kraftstoff, wie in Anhang I der Richtlinie 98/70/EG über die Qualität von Otto- und Dieseldieselkraftstoffen festgelegt. Sander et al., (2020) ermittelten in unaufbereiteter Schredderleichtfraktion aus dem Schreddern von Restkarossen Mittelwerte von 70 bzw. 220 mg/kg BTEX, im Feinkorn der Schredderschwerfraktion Mittelwerte von 60 bzw. 100 mg/kg BTEX. Diese Belastung entspricht immerhin etwa 10 % der Konzentrationsgrenze für gefährliche Abfälle (= 1000 mg/kg).

Aufgrund der steigenden Einsatzmengen an Faserverbundwerkstoffen wie karbonfaserverstärktem Kunststoff (**CFK**) in Fahrzeugen wird auch deren Einsatz als Rezyklat in Zukunft immer bedeutender werden. Die verarbeitete Menge von CFK betrug im Jahr 2013 3.400 Tonnen und könnte bis 2030 auf 9.800 Tonnen steigen. BMW beispielsweise verwendet CFK-Produktionsreste zur Herstellung der Dächer für seine i3- und i8-Modelle sowie der Rücksitzstruktur im i3 (SPI, 2016). Grundsätzlich werden Kunststoffrezyklate vorrangig in den nicht sichtbaren Bereich und in nicht sicherheitsrelevanten Bauteilen eines Fahrzeuges eingesetzt³⁵. Zudem werden Rezyklate auch in Textilien wie Sitzbezüge oder Teppiche verwendet (ACEA-CLEPA, 2018).

³⁵ obwohl Kunststoffrezyklat den gleichen Qualitätsanforderungen unterliegt wie Neuware.

3.6.6 Ausblick: Veränderung im Kunststoffeinsatz in Fahrzeugen aktuell und in Zukunft

In einer Studie von Schönmayr (2017) wurden 225 Hauptakteure im Bereich der Produktion und des Recyclings von Kunststoffen im Automobilbereich über die Trends zum Einsatz von Kunststoffen befragt. Die Mehrheit (65 %) der Befragten gab an, dass der durchschnittliche Gewichtsanteil von Kunststoffen in Fahrzeugen in Europa bis zum Jahr 2020 mindestens auf 21 % steigen wird. Weiterhin gaben mehr als 26 % der Befragten an, dass der Gewichtsanteil auf über 30 % steigen wird.

Die Berechnungen von Faulstich et al. (2018) kommen zu ähnlichen Ergebnissen. Nach den Autor*innen wird im Vergleichszeitraum vom Jahr 2000 bis 2030 der Anteil der Fe-Metalle von 72,2 % auf 54,3 % zurückgehen und sich demgegenüber der Anteil an Kunststoffe und Verbünde in Deutschland von rund 15 % auf knapp 30 % fast verdoppeln. Insgesamt wird sich das Problem der nicht trennbaren Kunststoffe verstärken. Weiter wird für 2030 prognostiziert, dass von den 1,5 Mio. t Kunststoffen in Deutschland aus ausscheidenden Fahrzeugen 0,3 Mio. t fachgerecht wiederum in Deutschland verwertet werden. Die restlichen Mengen werden entweder nicht fachgerecht entsorgt oder werden exportiert. Ein Drittel dieser Restmenge wird nur energetisch verwertet werden können (Faulstich, Kienzler, 2018).

Eine andere Studie kommt hingegen zu der Schlussfolgerung, dass der Anteil an Kunststoffen und Elastomeren in schwedischen Pkw in den nächsten Jahren relativ konstant zwischen 16 und 21 % bleiben wird (Emilsson et al., 2019, S. 7).

Ein bemerkenswerter Trend in Deutschland ist die Elektromobilität. Laut dem Kraftfahrt-Bundesamt konnten sich im Jahr 2020 mit 13,5 % aller Neuzulassungen die elektrischen Antriebe (batterieelektrisch, Plug-In, Brennstoffzelle) stärker durchsetzen. Dies entspricht einer Anzahl von 394.940 Neuwagen mit elektrischem Antrieb in 2020 (Kraftfahr-Bundesamt, 2021b).

Einerseits bringt die Umstellung auf Elektromobilität eine Verschiebung der Gewichtsanteile mit sich und damit ein verändertes Autodesign, was die Möglichkeit für erhöhten Einsatz von Kunststoffteilen bietet (Löh, 2017). Andererseits besteht durch die schwerere Batterie in Elektroautos ein hoher Bedarf an Einbau von Leichtbaumaterialien, um das Fahrzeuggewicht und den damit verbundenen Energiebedarf sowie die Emissionen gering zu halten (Bundesministerium für Umwelt und Naturschutz in Deutschland, 2018).

Laut dem Beratungsunternehmen Strategy Analytics wird eine starke globale Nachfrage nach elektrifizierten Fahrzeugen erwartet. Der Anteil elektrifizierter Fahrzeuge an der weltweiten Fahrzeug-Produktion wird auf 27 Millionen im Jahr 2025 prognostiziert. Ab 2025 werden die ersten Verkaufsverbote für Neuwagen mit Verbrennungsmotor in Kraft treten, wie z.B. 2025 in Norwegen oder ab 2030 u.a. in China, Irland und den Niederlanden und somit das Wachstum weiter stärken (Riches, 2019). Die Vorhersage von IHS Markit besagt, dass der prozentuale Anteil elektrifizierter Fahrzeuge weltweit um 466 % von 2020 auf 2027 steigen wird und dabei besonders im Bereich der batterieelektrischen Antriebe (Strategy&PWC, 2020).

Laut den Aussagen von 34 Befragten Stakeholdern aus der Automobilbranche planen 88 % den Einsatz von Rezyklat in neu zugelassenen Fahrzeugen oder Fahrzeugteilen bis 2020 zu steigern (Schönmayr, 2017).

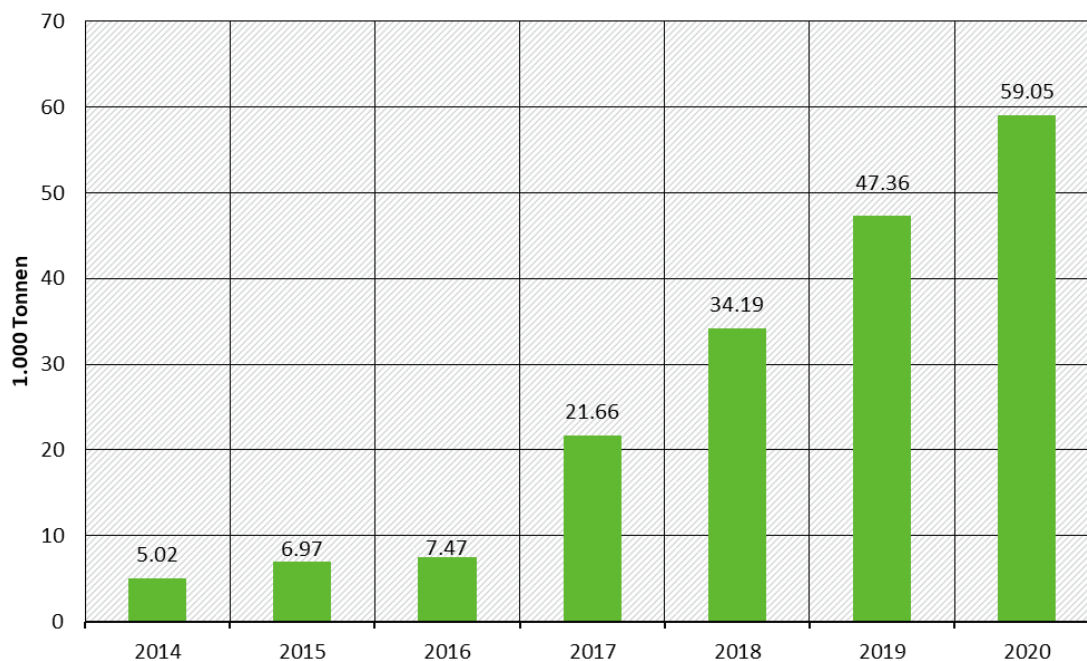
In der Zukunft des Automobilbaus kommt der Art des verwendeten Materials mit dem Ziel der Gewichtsreduktion und somit der Verringerung des CO₂-Ausstoßes eine wichtige Rolle zu. Wie schon angedeutet, gehen mögliche Trends zum verstärkten Einsatz von Kunststoffverbunden. Mit der Erhöhung der Verarbeitungsmenge auf knapp 60.000 Tonnen bis zum Jahr 2020 gewinnen die karbonfaserverstärkten Kunststoffe (CFK) in der Automobilbranche zunehmend an Bedeutung (siehe Abbildung 25). Als Pionier beim Einsatz von CFK-Teilen auch in Großserien gilt seit der Markteinführung der Modelle i3/i8 BMW. Der Hersteller hat sich zum Ziel gesetzt

jedes neue Modell 50-100 kg leichter zu machen als sein Vorgänger (Carbon Composites, Inovev, 2015). Maßgeblich gesteigert werden könnte der Einsatz bei Bauteilen wie Dach, Frontmodul, Instrumententafel, Felgen und Sitzrahmen.

Steigende CFK-Anteile in Fahrzeugen können sich negativ auf die werkstoffliche Rezyklierbarkeit auswirken. CFK-haltige Kunststoffen können den Recyclingprozess stören, z.B. weil sie bestimmte erforderliche Prozessschritte behindern (z.B. die Sortierung oder eine Schmelzfiltration).

Abbildung 25: Verarbeitete Menge karbonfaserverstärkter Kunststoffe für den Automobilbau in Europa

Verarbeitete Mengen 2014 und 2015; Prognose für die Jahre 2016 bis 2020



Quelle: Statista 2019 (inovev; anp management consulting)

3.7 Fazit zum Sachstand bezüglich der Verwendung von Kunststoffen aus EAG und Altfahrzeugen in Deutschland

3.7.1 Rechtlicher Rahmen sowie gängige Materialanforderungen

Rechtliche Vorschriften setzen den Rahmen für das Recycling von Kunststoffen aus EAG und Altfahrzeugen. Die diesbezüglich relevanten rechtlichen Rahmenbedingungen wurden ausführlich untersucht und dargestellt (siehe Kapitel 3.1).

Beschränkende Elemente für das Recycling ergeben sich aus Regelungen für spezifische Produktabfälle und dem Chemikalienrecht. Bestimmte Vorschriften beschränken den Gehalt bestimmter Schadstoffe in EEG und Fahrzeugen bzw. beim Einsatz von Rezyklaten und/oder stellen Anforderungen an die Entsorgung schadstoffhaltiger Abfälle.

Stoffrechtliche Beschränkungen haben somit direkten Einfluss auf die Kunststoff-Recyclingpraxis, weil sie den Gehalt bestimmter Schadstoffe in Rezyklaten oder Produkten limitieren (z.B. RoHS-Richtlinie, EU-POP-Verordnung, REACH Verordnung, die RoHS-Richtlinie und die Elektroaltgeräte-Richtlinie und ihre deutschen Umsetzungen, das Elektroggesetz und die

Elektrostoffverordnung) oder Anforderungen an die Entsorgung schadstoffhaltiger Abfälle stellen (z.B. EU-POP-Verordnung, WEEE-Richtlinie).

An Kunststoffe, die in den Bereichen der EEG oder der Automobilindustrie Anwendung finden, werden höchste Anforderungen gestellt. Hohe Belastungen, hohe Temperaturen und lange Nutzungsdauer sollen Qualität oder Sicherheit nicht mindern. Daher berücksichtigen Hersteller beim Einsatz der Kunststoffe bestimmte Materialanforderungen. Da die Produkte der EEG und der Automobilindustrie eine sehr heterogene Gruppe darstellen, unterscheiden sich diese Anforderungen für die Materialien oder für bestimmte Zertifizierungen im Einzelnen stark. Typische Anforderungen und Spezifikationen sind in Kapitel 3.2 dargestellt.

Bestimmte Materialanforderungen können im Einzelnen Hemmfaktoren für das Recycling darstellen. Insbesondere sind dies Anforderungen wie die Einhaltung aller Stoffbeschränkungen, Geruchsneutralität, Farbgenauigkeit oder bestimmte Qualitätskriterien. Auf der anderen Seite können bestimmte Zertifikate als Anreiz förderlich für das Recycling von Kunststoffen sein, indem sie z.B. Vorgaben für den Anteil an PCR-Material von Kunststoffen in bestimmten Produkten (z.B. in bestimmten EEG) enthalten. Grundsätzlich müssen Kunststoffe mit Rezyklatanteil dieselben Materialanforderungen erfüllen wie Primärkunststoffe für denselben Einsatzzweck.

Schad- und Störstoffe sind aufgrund ihrer aktuellen oder früheren Verwendung in den Kunststoffen aus EAG und Altfahrzeugen enthalten. Ziel der Europäischen Politik ist es bis 2025 eine umfassende Überprüfung der meisten EU-Abfallgesetze abschließen, um sie an die Grundsätze einer sauberen und kreislaufforientierten Wirtschaft anzupassen, bei der die Abfallvermeidung verstärkt wird, und hochwertiges Recycling zu sauberen Sekundärstoffkreisläufen führt und Restabfälle minimiert werden (Europäische Kommission, 2021). Vor diesem Hintergrund sind Schad- und Störstoffe aus den Kunststoffen aus EAG und Altfahrzeugen, soweit technisch und ökonomisch möglich und vertretbar, zu zerstören oder durch sichere Ablagerung auszuschleusen. Gleichzeitig ist ein möglichst großer Anteil hochwertiger Sekundärmaterialien zu erzeugen. Bei der Erzeugung und Verwendung von Rezyklaten muss dabei der möglichst weitgehenden Schadstofffreiheit – auch über bestehende Grenzwerte hinaus und für möglicherweise zukünftig beschränkte Stoffe – höchste Priorität eingeräumt werden (siehe auch Kapitel 6.5.2).

3.7.2 Kunststoffe und Schadstoffe

Zur Herstellung von EEG und Fahrzeugen werden eine Vielzahl an Polymeren eingesetzt. In Kapitel 3.3 werden für EEG und Fahrzeuge relevante Polymere und deren Relevanz in diesen Bereichen charakterisiert. Dies beinhaltet die Beschreibung typischer Eigenschaften und Verwendungen innerhalb der beiden Branchen, sowie häufig eingesetzte Additive. Kapitel 3.4 gibt einen Überblick über die relevanten Kunststoffadditive, Füllstoffe, Verstärkungsstoffe und Verbundmaterialien, die das Recycling von Kunststoffen aus EAG und Altfahrzeugen in unterschiedlicher Weise stören können. Dies beinhaltet auch Informationen darüber, welche Schadstoffe typischerweise in welchen der relevanten Polymertypen vorkommen. Spezifische Informationen zu den verwendeten Polymertypen und den jeweils relevanten Schadstoffen in den Bereichen EAG und Altfahrzeuge finden sich in den entsprechenden Unterkapiteln der Kapitel 3.5 bzw. 3.6.

Kunststoffe sind zum Teil aufgrund ihres Gehalts an Additiven (insbesondere an Schadstoffen), Füllstoffen oder Verstärkungsstoffen oder wegen ihres Einsatzes in Verbundstoffen aus rechtlichen oder aus technischen Gründen nicht für ein gängiges Aufbereitungsverfahren geeignet. Sie sind daher im Vorhabenszusammenhang als nicht werkstofflich recycelbare Kunststoffe zu betrachten und sollten separiert und ausgeschleust werden. Daher bilden die

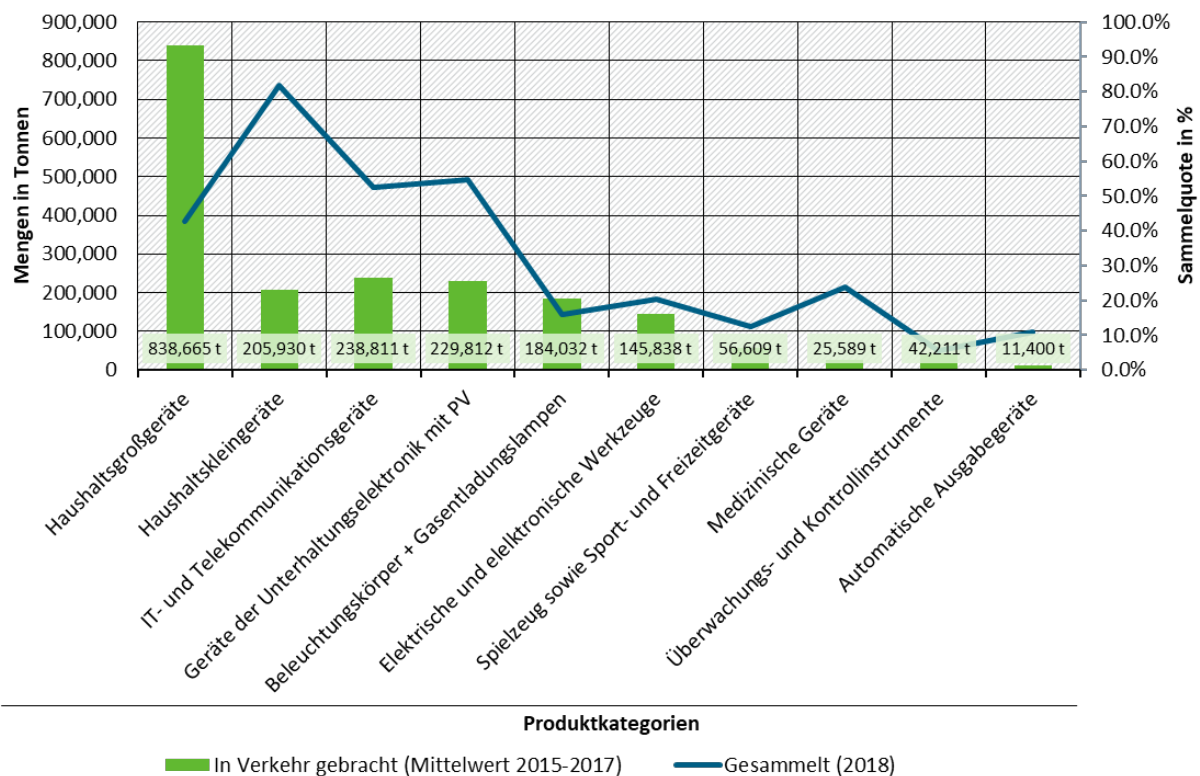
Informationen hierzu eine wichtige Grundlage für die Entwicklung von Recyclingstrategien im Sinne von Separations- und Aufbereitungsstrategien für Kunststoffe aus EAG und Altfahrzeugen. Das Wissen über den Gehalt an Additiven, Schadstoffen, Füllstoffen oder Verstärkungstoffen sowie die Verwendung von Verbundstoffen ist einerseits eine Grundlage für die Identifizierung und Ausgestaltung geeigneter Zerkleinerungs- und Sortiertechniken und optimaler Separationsorte nicht werkstofflich recycelbarer Kunststoffe. Auf der anderen Seite ist dieses Wissen auch unabdingbar für die Beantwortung der Frage, ob ein recycelter Kunststoff rechtskonform und unter Berücksichtigung der Materialanforderungen in einem sicheren Kreislauf geführt werden kann.

3.7.3 Kunststoffeinsatz in EEG sowie Kunststoffaufkommen im EAG-Abfallstrom – Potentiale für werkstoffliches Recycling

Informationen über Kunststoffeinsatz und dessen Aufkommen in den Abfallströmen sind wichtig, um das verfügbare Potential an werkstofflich recycelbaren Kunststoffen einschätzen zu können. Kapitel 3.5 und 3.6 stellen verfügbare Informationen hierzu für die Bereiche EEG bzw. Fahrzeuge dar.

In Deutschland wurden 2017 etwas mehr als 2 Mio. t an EEG in Verkehr gebracht. Mit einer gesammelten Menge an EAG im selben Jahr von 836,9 kt und einer Sammelquote von 45,08 % erreicht Deutschland im Jahr 2017 die EU-Vorgabe von 45 %. Die Sammelquote zeigt allerdings eine sinkende Tendenz (43,11% für das Jahr 2018). Ab 2019 gilt eine EU-Vorgabe von 65 %. Die Zahlen zur Inverkehrbringung und die Sammelquoten für zehn Produktkategorien des ElektroG weisen deutliche Unterschiede auf. Die höchste Menge in Verkehr gebrachter Geräte besteht bei Haushaltsgroßgeräten, die höchste Sammelquote von über 80 % wird bei Haushaltskleingeräten erreicht (siehe Abbildung 26).

Abbildung 26: Inverkehrgebrachte und gesammelte Mengen an Elektro- und Elektronikgeräten je Produktkategorie für Deutschland für das Jahr 2018



In Bezug auf die gemittelten Werte der in Verkehr gebrachten Mengen der vorherigen drei Jahre (2015-2017)

Quelle: [Löhle et al., 2020]

Im Jahr 2017 wurden in Deutschland 901 kt Kunststoffe für EEG verarbeitet. Ein Großteil der angegebenen Kunststoffmengen wird im Bereich Kabel und Installationen (34 %) eingesetzt wird, gefolgt von dem Bereich der Weißen Ware (24 %), dem Bereich IT/Telekommunikation (10 %) und dem Bereich der Braunen Ware (6,5 %).

Der Markt für EEG ist äußerst divers und durch seine enorme Produktvielfalt sowie kürzer werdenden Produktlebenszyklen geprägt. Eine einheitliche Aussage zum Kunststoffanteil und dessen Zusammensetzung lässt sich daher nur abschätzen. Angaben zum Kunststoffanteil verschiedener Produktgruppen belaufen sich auf bis zu 70 % Gewichtsanteil (siehe z.B. Abbildung 11). Durchschnittswerte liegen im Bereich von 5 bis 35%. Ein Durchschnittswert von 20% für EEG allgemein erscheint vor dem Hintergrund der in der Literatur genannten Werte als realistisch, wobei für die einzelnen Produkte sehr große Unterschiede bestehen.

Die im Jahr 2017 verarbeitete Kunststoffmenge von rund 901 kt verteilte sich auf verschiedene Polymertypen: 165 kt PP (18,3 %), 107 kt PE-LD/LDD (11,9 %), 95 kt ABS/ASA/SAN (10,6 %), 89 kt PA (9,9 %), 59 kt PS (6,6 %). 257 kt (28,5) betrifft die Kategorie "sonstige Thermoplaste" und niedrigere Anteile, jeweils im Bereich zwischen 0 und 5 %, wurden von den Polymertypen PUR, PE-HD/MD, PVC, PET, PMA PS-E sowie sonstigen Kunststoffen verarbeitet. Die Anteile der wichtigen Polymertypen ist für eine Auswahl an Haushaltsgeräten in Abbildung 13 dargestellt. Diese Information ist eine Grundlage für die Einschätzung der Potentiale der relevanten Polymertypen in den unterschiedlichen Produktgruppen.

Kapitel 3.5.3 stellt den aktuellen Wissensstand zum Kunststoffrezyklateinsatz in EEG dar. Die insgesamt 901 kt Kunststoffe, die im EEG-Bereich in Deutschland 2017 verarbeitet wurden, beinhalten 872 kt Kunststoffneuware und 29 kt Kunststoffrezyklate. Der Rezyklateinsatz im EEG-Bereich beträgt somit 3,2 % der verwendeten Kunststoffmenge. Aus Post-Consumer-

Rezyklaten stammen hiervon 1/3, also etwa 1,1 %. Die Rezyklateinsatzquote von 3,2 % ist im Vergleich zu anderen Branchen gering: Landwirtschaft 34,9 %, Bau 21,5 %, Verpackung 9,1 %, Fahrzeuge 4,8 %.

Der Rezyklateinsatz in einzelnen Gerätekategorien ist sehr unterschiedlich und herstellerabhängig. Angaben von Herstellern reichen bis zu 90%. Manche Hersteller werben aktiv mit dem Rezyklateinsatz und geben selbstgesteckte Ziele für dessen Erhöhung an. Dennoch lassen die niedrige allgemeine Rezyklateinsatzquote von 3,2 % und die Ergebnisse der Recherchen schließen, dass der Einsatz von Kunststoffrezyklaten für EEG aktuell noch nicht weit verbreitet ist, eine mögliche Steigerung sich jedoch abzeichnet.

Für das Jahr 2018 gibt das BMUV eine Menge von 835.125 t an gesammelten EAG. 841.064 t wurden innerhalb des Landes behandelt (siehe Tabelle 9). 92 % der behandelten Menge entfallen auf vier Gerätekategorien: Haushaltsgroßgeräte (43 %), Haushaltskleingeräte (20 %), IT- und Telekommunikationsgeräte (14 %), Geräte der Unterhaltungselektronik (14 %). Der Masseanteil von Kunststoffen in EAG dürfte analog zum Anteil in EEG durchschnittlich etwa 20 % betragen. Daraus ergibt sich rechnerisch eine Gesamtmenge von 168.213 t Kunststoffen, die mit den EAG in 2018 in Deutschland behandelt wurden und grundsätzlich ein Potential für werkstoffliches Recycling bieten.

Aktuell wird die Kunststofffraktion aus EAG überwiegend energetisch verwertet. Auch die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA), 2018 bestätigt, dass ein werkstoffliches Recycling von Kunststoffen aus EAG nach wie vor nicht in nennenswerter Größenordnung stattfindet. Angaben zu genauen Werten fehlen jedoch.

Die Vielfalt an in EAG auftretenden Polymeren ist sehr groß. Den Einsatzmengen und Literaturangaben zu EAG-Kunststoffen zufolge, sind die Polymere ABS, PP, PS, und PC die wichtigsten Polymere im EAG-Abfallstrom. Die Anteile der Polymere variieren je nach Gerätekategorie (siehe Abbildung 15). Die Unterschiede sind relevant für die Einschätzung der Potentiale für die unterschiedlichen Gerätekategorien. Sie liegen in den wichtigsten Gerätekategorien z.B. bei Haushaltsgroßgeräten vor allem bei den Polymertypen ABS, PP und PC, bei den Haushaltskleingeräten bei ABS, PP und PS, bei den IT- und Telekommunikationsgeräten bei PS, ABS und PC und bei den Geräten der Unterhaltungselektronik ABS, PS und PVC.

Die getrennte Erfassung von EAG aus privaten Haushalten erfolgt in der Praxis üblicherweise über kommunale Sammelstellen der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger oder über Rücknahmesysteme von Herstellern und Vertreibern von EEG. Die Sammelquote lag im Jahr 2018 unter 45 %. Altgeräte welche nicht getrennt erfasst, sondern über den Restmüll entsorgt werden, gelangen in der Regel direkt in die Müllverbrennungsanlage und werden energetisch verwertet. Diese energetisch verwerteten Kunststoffe sind somit einem möglichen werkstofflichen Recycling entzogen.

Die Behandlung separat erfasster Altgeräte erfolgt i.d.R. durch eine manuelle Demontage oder durch eine teil- oder vollautomatisierte Behandlung (Details zur Erst- und Folgebehandlung von EAG siehe Kapitel 0).

Potentiale zur Steigerung des werkstofflichen Recyclings liegen also im Bereich der EAG im Wesentlichen in zwei Optionen:

1. in einer Steigerung der getrennten Erfassung von EAG (dies liegt auch im Interesse der Erreichung der EU-weit geforderten Quote von 65 %), um das zur Verfügung stehende Potential an EAG-Kunststoffen zu vergrößern
2. in einer Optimierung der Erst- und Folgebehandlung von EAG, mit dem Ziel Kunststoffe zu separieren und ein möglichst hochwertiges Recycling zu ermöglichen.

Diese beiden Optionen können unabhängig voneinander verfolgt werden.

Zielt man auf die Realisierung der Potentiale im Hinblick auf ein hochwertiges werkstoffliches Recycling von EAG-Kunststoffen ab, sind Kriterien zu bedenken wie Demontierbarkeit, Materialvielfalt, Gehalt an Schadstoffen, Füllstoffen und Verstärkungsstoffen, Präsenz von Verbunden, Lackierungen, Aufwand und technische Hindernisse bei der Sortierbarkeit oder im Recyclingprozess.

Einer der wesentlichen Hemmfaktoren für das Recycling von Kunststoffen aus EAG ist deren Gehalt von Schadstoffen. In Kapitel 3.5.5 sind, Informationen zu bekannten Schadstoffen, die insbesondere aus der Verwendung von Additiven für Kunststoffe in EAG auftreten können, zusammengefasst. Insbesondere sind bromierte Flammschutzmittel (PBDE, HBCDD, TBBPA), Chlorparaffine (SCCP/MCCP), Phthalate (z.B. DEHP), phosphatbasierte Flammschutzmittel (z.B. Tris(2-Chlorethyl)-Phosphat (TCEP)), Dechloran Plus (DP), Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) und Schwermetalle (z.B. Cadmium, Blei) im EAG-Abfallstrom relevant. Ein wesentliches Ziel der Erst- und Folgebehandlung ist es, diese Schadstoffe bzw. die schadstoffhaltigen Kunststofffraktionen zu identifizieren und zu separieren.

Die Informationen aus Kapitel 3 dienen unter anderem als Entscheidungsgrundlage für die Auswahl geeigneter praktische Versuche, die dazu beitragen können, technische Hemmfaktoren zu beseitigen, wo ein relevantes Potential zur Steigerung des Recyclings besteht.

Relevante Potentiale werden z.B. in der separaten Aufbereitung von Kunststoffen aus der SG 4 sowie in der Nachsortierung ausgewählter Sortierfraktionen aus den SG 2 oder SG 5 gesehen³⁶.

In der heutigen Verwertungspraxis werden EAG der SG 4 gemeinsam mit Altfahrzeugen und anderen Schrotten verarbeitet. In einem praktischen Versuch sollen daher Kunststoffe aus SG 4 als separater Stoffstrom im Schredder aufgeschlossen werden und mit geeigneter Separationstechnik qualitativ hochwertiges ABS, PS und PP Rezyklat gewonnen werden (siehe Kapitel 5.1.1).

Gängige Prozessketten zum Recycling von Kunststoffen aus SG 1, SG 2 und SG 5 über Dichtentrennung und Elektrostatik führen zu Ausbeuteverlusten wertvoller technischer Kunststoffe. In einem praktischen Versuch soll eine alternative Prozesskette mit trockenmechanischen Verfahren erprobt werden, mit dem Ziel marktfähige ABS-, PS- und PC/ABS-Rezyklate herzustellen (siehe Kapitel 5.1.2).

3.7.4 Kunststoffeinsatz in Fahrzeugen sowie Kunststoffaufkommen im Altfahrzeugstrom – Potentiale für werkstoffliches Recycling

Die verfügbaren Daten ergeben für aktuell hergestellte Fahrzeuge einen durchschnittlichen Polymeranteil von 20 %. Der Anteil an Thermoplasten (die theoretisch werkstofflich recycelbar wären) liegt aktuell (2020) bei ca. 16%. Literaturwerten zufolge ist der Kunststoffeinsatz in PKW im Zeitraum von 1995 (ca. 12%) bis 2016 angestiegen.

Die im Jahr 2017 in Deutschland in der Automobilindustrie verarbeitete Kunststoffmenge von rund 1,6 Mio. t verteilte sich auf verschiedene Polymere (2021: 1,2 Mio. t). Die größten Anteile stellen dabei PP, PUR, PE, PA sowie die Polymergruppe ABS, ASA, SAN dar. Sonstige Thermoplaste gehören mit einem Anteil von 25 % zu den Polymeren, die in Fahrzeugen am zweithäufigsten eingesetzt werden. Diese Gruppe vereint jedoch eine Vielzahl an verschiedenen Polymeren und kann daher, ähnlich wie die Kategorie „Sonstige Kunststoffe“, nicht auf einen spezifischen Polymertyp begrenzt werden. Die Verwendung der wichtigsten Polymertypen und

³⁶ Die Aufteilung der Sammelgruppen bezieht sich im gesamten Bericht auf die im ElektroG ab dem 01. Dezember 2018 gültigen Sammelgruppen (siehe §14 Abs. 1 sowie §46 Abs. 5), soweit nicht explizit anders bezeichnet.

deren typischer Einsatzbereich für bestimmte Bauteile wird im Bericht dargestellt und ist eine wichtige Grundlage für die Einschätzung der Potentiale der relevanten Polymertypen.

Der Kunststoffanteil im Altfahrzeug-Abfallstrom von 2018 stammt aus Fahrzeugen, die durchschnittlich in den Jahren 2000 und 2001 hergestellt wurden. Der Masseanteil von Kunststoffen betrug für diese Fahrzeuge (bei einem Durchschnittsgewicht von 1.063 kg) im Durchschnitt ca. 12%. Es ergibt sich ein Anteil von Kunststoffen in einem Altfahrzeug, das aus dem Jahr 2000/2001 stammt, von etwa 128 kg. Das gesamte Potential an Kunststoffen in Altfahrzeugen betrug im Jahr 2018 rechnerisch 71.490 t. Es ist davon auszugehen, dass es sich bei 20 % davon um Kunststoffverbundmaterial handelt. Im Jahr 2018 wurden 1.702 t Kunststoffe in Demontageanlagen demontiert und 68.129 t Kunststoffe als Bestandteil von Altkarosserien geschreddert.

Weiterhin werden Informationen (Fahrzeugteil, Polymertyp, Gewicht) zu großen Kunststoffteilen dargestellt, welche von Altfahrzeug-Demontagebetrieben demontiert werden können. Solche Teile könnten möglicherweise vor dem Schreddern separiert und einer Wiederverwendung oder einem Recycling zugeführt bzw. beseitigt werden. Allerdings wurden im Jahr 2018 rechnerisch im Schnitt nur etwa 3 kg Kunststoffe je Altfahrzeug demontiert. Von den insgesamt 1.702 t demontierten Kunststoffen wurden 9 % wiederverwendet, 86 % recycelt und 5% beseitigt. Der überwiegende Anteil des Kunststoffs aus Altfahrzeugen gelangt in Schredderanlagen.

Nach der Demontage durchlaufen die Restkarosserien verschiedene Prozesse in den Schredderanlagen und die Kunststoffe finden sich zum überwiegenden Teil in der SLF, aber auch in der SSF. Nachgelagerte PST können nicht metallische Materialien und Kunststoffe aus diesen Fraktionen abtrennen. Allerdings wird v.a. bei den Kunststoffen keine dem Ausgangsprodukt vergleichbar hohe Qualität erreicht und die Behandlung von Kunststoffen durch PST findet in Deutschland bisher kaum statt.

Potentiale zur Steigerung des Recyclings liegen also im Bereich der Altfahrzeuge im Wesentlichen in zwei Optionen

1. in einer möglichen Steigerung der Demontage großer Kunststoffkomponenten und deren Zuführung zu einem Recyclingprozess; und
2. in einer Steigerung der Anwendung von erweiterten PST, mit dem Ziel Kunststoffe zu separieren und ein möglichst hochwertiges Recycling zu ermöglichen.

Diese beiden Optionen können sich gegenseitig ergänzen. Je niedriger allerdings der Aufwand und je höher der Anwendungsgrad und die Ausbeute einer der beiden Optionen ist, desto niedriger ist die Relevanz der jeweils anderen Option. Aktuell werden beide Optionen nur in geringem Umfang umgesetzt und eine Steigerung dieser wäre grundsätzlich anzustreben.

Summiert man die durchschnittlichen Gewichte großer demontierbarer Kunststoffteile, erreicht man schon bei einer begrenzten Anzahl von Bauteilen eine Summe im Bereich zwischen 10 und 20 kg. Nach der Demontage wird der wesentliche Anteil des Kunststoffs aus Altfahrzeugen dennoch weiterhin im Schredder behandelt werden, so dass unabhängig von der Umsetzung der ersten Option, die Steigerung der Anwendung von erweiterten PST angestrebt werden sollte.

Die dargestellten Informationen zeigen, wo die größten Potentiale für werkstofflich recycelbare Kunststoffe im Fahrzeugbereich liegen. Für aktuelle Altfahrzeuge liegen die Potentiale³⁷ insbesondere bei den folgenden Polymertypen (und Bauteilen):

³⁷ Polymeranteile berechnet aus Fahrzeuggewicht und Kunststoffanteil und Einsatz Polymere für Fahrzeuge, die 2005 hergestellt wurden

- ▶ PP (ca. 25% des Kunststoffanteils); typische Bauteile: Armaturenbretter, Bremsflüssigkeitsbehälter, Innenverkleidungen, Kabelisolierungen, Kühlergrills, Radhausschalen, Scheinwerfer und Heckleuchtegehäuse, Stoßfänger;
- ▶ PA (ca. 15 % des Kunststoffanteils); typische Bauteile: Airbagsäcke, Außenverkleidungen, Bremsflüssigkeitsbehälter, Buchsen, Nocken, Lager, Kraftstoffanlagen, Lüfterräder, Luftfiltergehäuse, Motorabdeckungen, Radkappen, Sitzlehnen, Unterbodenkomponenten, Wasserbehälter, wetterfeste Beschichtungen, Zahnräder;
- ▶ PUR³⁸ (ca. 14 % des Kunststoffanteils); typische Bauteile: elektrische Vergussmassen, Federungsbuchsen, Hartkunststoffteilen, Schaumstoff in Sitzen und Polstern, Schaumstoffisolierplatten;
- ▶ ABS/ASA/SAN (ca. 8 % des Kunststoffanteils); typische Bauteile ABS: Armaturenbretter, Außenverkleidungen, Innenverkleidungen, Kühlergrill, Lüftungsanlagen, Mittelkonsolen, Spiegelgehäuse, Stoßfänger, Türgriffe; typische Bauteile ASA: Außenverkleidungen, Kühlergrill, Lufteinlass;
- ▶ PVC (ca. 6 % des Kunststoffanteils); und
- ▶ PE-HD/MD (ca. 4 % des Kunststoffanteils); typische Bauteile: Bremsflüssigkeitsbehälter, Kraftstofftanks, Wasserbehälter.

Weitere Potentiale liegen im Bereich der

- ▶ sonstigen Thermoplaste (ca. 12 % des Kunststoffanteils) mit Polymeren wie POM (typische Bauteile: Armaturenbretter, Innenverkleidungen, Kraftstoffsysteme), PC (typische Bauteile: Mittelkonsole, Scheinwerfer- und Heckleuchtegehäuse, Stoßfänger) PBT (typische Bauteile Stoßfänger, Türgriffe, Vergaserkomponenten) und Polymermischungen;
- ▶ PMMA (ca. 2 % des Kunststoffanteils));
- ▶ PE-LD/LDD (ca. 1 % des Kunststoffanteils); und
- ▶ PS (ca. 1 % des Kunststoffanteils).

Zielt man auf die Realisierung der Potentiale im Hinblick auf ein hochwertiges werkstoffliches Recycling ab, sind Kriterien zu bedenken wie Erreichbarkeit/Demontierbarkeit³⁹, Gewichtsrelevanz der Zielkomponenten³⁹, Gehalt an Schadstoffen, Füllstoffen und Verstärkungsstoffen, Präsenz von Verbunden, Lackierungen, Aufwand und technische Hindernisse bei der Sortierbarkeit oder im Recyclingprozess.

In Kapitel 3.6 sind Informationen zum Kunststoffrezyklateinsatz in der Automobilbranche dargestellt. 2017 wurden insgesamt etwa 1,6 Mio. t Kunststoffe in Fahrzeugen verarbeitet, davon etwa 1,5 Mio. t als Neuware und 0,077 Mio. t als Rezyklate (2021 stammen 5,7 % aus Rezyklaten und Nebenprodukten). Bei den Rezyklaten stammen 2017 51.000 t (67 %) aus Produktions- und Verarbeitungsresten und 26.000 t (33 %) aus Post-Consumer-Abfällen. Das bedeutet, dass nur ein Anteil von 4,8% aus Rezyklaten stammt und 1,6% aus Post-Consumer-Rezyklaten.

Den Initiativen und Angaben einiger Hersteller zufolge werden bei einigen Modellen oder Herstellern bereits Rezyklateinsatzquoten bis zu 40% (Anteil PCR unklar) berichtet.

³⁸ Eingeschränkt werkstofflich recycelbar

³⁹ nur relevant für die o.g. Option 1 der Demontage großer Bauteile

Einer der wesentlichen Hemmfaktoren für das Recycling von Kunststoffen aus Altfahrzeugen ist deren Gehalt von Schadstoffen. Diese sind entweder bei der Produktion als Additive eingebracht worden und inzwischen als „legacy additives“ als Schadstoff gelistet (z.B. Flammschutzmittel, Cadmium-Stabilisatoren und Pigmente) oder gelangen über Querkontamination im Verlauf der Nutzung und der Aufbereitungsprozesse in die Kunststofffraktion wie z.B. leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (LHKW) und aromatischen Kohlenwasserstoffe wie Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylole (BTEX) aus Kraftstoffen. In Kapitel 3.6.5 sind Informationen zu bekannten Schadstoffen, die insbesondere aus der Verwendung von Additiven für Kunststoffe in Altfahrzeugen auftreten können, zusammengefasst. Ein wesentliches Ziel der Zerkleinerungs- und Sortiertechniken ist es, diese Schadstoffe bzw. die schadstoffhaltigen Kunststofffraktionen zu identifizieren und zu separieren.

3.7.5 Gründe für geringe Recyclingquoten

Im Jahr 2019 wurden bei den EAG ca. 4,6 % der Kunststoffe in Bezug auf die Gesamtmasse der EAG recycelt. Bezogen auf den Kunststoffanteil entspricht das einer Quote von 17,6 %. Im Jahr 2018 wurden bei den Altfahrzeugen ca. 0,6 bis 0,7 % der Kunststoffe in Bezug auf die Gesamtmasse der Altfahrzeuge recycelt. Bezogen auf den Kunststoffanteil entspricht das einer Quote von 5 bis 5,8 %.

Als Gründe für die vergleichsweise geringe Gewinnung von Rezyklaten aus Post-Consumer-Abfällen von EAG und Altfahrzeugen sowie eine geringe Rezyklateinsatzquote in EEG und Fahrzeugen werden in der Literatur und Diskussionen mit Beteiligten verschiedene Gründe/Hemmfaktoren angeführt:

- ▶ Schlechtes Image von Recyclingkunststoffen;
- ▶ Missverhältnis von Qualität, Preis und Volumen (Primärkunststoffe versus Sekundärkunststoffe) und dadurch mangelnde Wirtschaftlichkeit;
- ▶ Unzureichende Qualität (z.B. bezüglich Materialeigenschaften, Schadstoffgehalt, Störstoffgehalt, etc.);
- ▶ Mangelnde Verfügbarkeit von Daten zu Rezyklaten (z.B. zur Angabe von Stoffgehalten für die SCIP-Datenbank);
- ▶ Unzureichende Kommunikation zwischen Herstellern und Recyclern;
- ▶ Logistische Probleme bei der Demontage großer Kunststoffteile aus Altfahrzeugen (Demontierbarkeit, Lagerung, Transport, fehlendes Knowhow zur Identifizierung der Polymertypen, etc.);
- ▶ Logistische Probleme bei der Demontage von Kunststoffteilen aus EAG;
- ▶ Vielfalt von Polymeren in Altfahrzeugen und EAG;
- ▶ Vermischung von Kunststofffraktionen in Großschreddern;
- ▶ Fehlende Separierbarkeit von schadstoffhaltigen Fraktionen, Verbundstoffen, beschichteten Kunststoffen, ungewöhnlichen Polymermischungen, Verstärkungsstoffen;
- ▶ Unzureichende Verfügbarkeit in gleichbleibender Menge und Qualität;
- ▶ Fehlende Nachfrage;

- ▶ Fehlende Recyclingkapazitäten (z.B. unzureichende sensorbasierte Technologien zur Identifizierung und Separierung);
- ▶ Hohe Investitionskosten in Verbindung mit Rechtsunsicherheit und infolgedessen fehlender Investitionsbereitschaft; und
- ▶ Ungleiche Rahmenbedingungen innerhalb der EU und dem Umgang mit gefährlichen Abfällen, die den innereuropäischen Handel erschweren oder behindern.

Mögliche Maßnahmen zur Förderung des Recyclings sollten diese Gründe/Hemmfaktoren berücksichtigen und geeignete Förderfaktoren identifizieren.

4 Technische Fragestellungen der Separation

4.1 Aufbereitungs- und Sortiervverfahren für kunststoffreiche Wertstoffströme

EAG und Altfahrzeuge sind hochkomplexe Wertstoffströme, die aus einer Vielzahl von Materialien und Materialverbunden bestehen. Für ein hochwertiges Recycling müssen EAG bzw. Altfahrzeuge aufgeschlossen und die Materialien nach Materialart getrennt und ggf. schadstoffentfrachtet werden. Nur wenige Kunststofftypen können gemeinsam miteinander zu hochwertigen Blends verarbeitet werden, sodass für gemischte Kunststofffraktionen eine Trennung nach Kunststofftypen erforderlich ist. Darüber hinaus werden Kunststoffe einsatzspezifisch additiviert. Diese Additive können zu einer Schadstoffbelastung oder Qualitätsbeeinträchtigungen führen. Eine Sortierung nach Additiv kann daher ebenso sinnvoll und notwendig sein wie die Sortierung nach Kunststofftypen (Martens, Goldmann, 2016a).

Abfallsortiertechnologien können direkten oder indirekten Sortiervverfahren zugeordnet werden. Direkte Sortiertechnologien nutzen Materialeigenschaften wie die spezifische magnetische Aufladung, elektrische Leitfähigkeit und Dichte oder externe Felder wie Magnet-, Wirbelstrom- und Schwerkraft. Bei der indirekten Sortierung werden Sensoren eingesetzt, um das Vorhandensein und oft auch die Lage von Wertstoffen zu identifizieren, sodass automatisierte Maschinen oder Roboter eingesetzt werden können, um die erkannten wiederverwertbaren Materialien zu sortieren (Gundupalli et al., 2017).

Die angewandte Prozesskette der Kunststoffanreicherung und -sortierung hat einen signifikanten Einfluss auf Ausbeute und Reinheiten werkstofflich recycelbarer Thermoplaste (Schlummer et al., 2016). Sortenreine Sammellogistik und effektive Aufschluss- und Sortiervverfahren leisten einen wesentlichen Beitrag, um hochwertige Kunststoffrezyklate aus komplexen Wertstoffströmen zu erzeugen (Martens, Goldmann, 2016a).

Mittels frühzeitiger Demontage geeigneter Kunststoffbauteile ist es möglich, die Bauteile nach Kunststofftypen und Additiven getrennt zu halten. So können weniger komplexe Fraktionen aufbereitet und recycelt werden und letztendlich höhere Ausbeuten und Rezyklatqualitäten erreicht werden.

Gelangen Kunststoffe aus EAG oder Altfahrzeuge in PST-Prozesse, werden diese gemeinsam mit anderen Materialien unsortiert geschreddert und es entstehen sehr komplex gemischte Abfallfraktionen. Diese sind mittels Aufbereitungs- und Sortiervverfahren (erweiterte PST) nur unter erheblichem Aufwand und auch nicht vollständig wieder so zu trennen, dass ein hochwertiges werkstoffliches Recycling der Kunststoffanteile möglich ist.

In diesem Kapitel werden Informationen zu technischen Fragestellungen der Separation für Kunststoffe aus EAG und Altfahrzeugen und die aktuell angewandten Prozessketten dargestellt.

4.1.1 Demontage

4.1.1.1 Manuelle Demontage und Sortierung

Altfahrzeuge und bestimmte EAG müssen einer manuellen Vorbehandlung unterzogen werden, bevor sie durch maschinelle Verfahren weiter aufbereitet werden können. Eine erste Sortierung der EAG geschieht bereits an den Wertstoffhöfen, indem die Geräte gem. § 14 Abs. 1 S. 1 ElektroG in sechs Gruppen (Sammelgruppen) erfasst werden.

Bei der manuellen Demontage wird mit werkstattüblichen Werkzeugsets ein EAG bzw. Altfahrzeug oder ein Bauteil so weit aufgeschlossen, dass Schad- und Wertstoffe gezielt aus dem Wertstoffstrom entnommen werden können. Diese manuellen Behandlungsverfahren sind

geräte- oder sammelgruppenspezifisch und verfolgen in der Regel das Ziel einer Extraktion von Wert-, Schad- und/oder Störstoffen aus dem Abfallstrom. Werden diese aus dem Wertstoffstrom extrahiert, reichern sich die übrigen Materialien im Sortierstrom an (Expert*inneninformation Interview).

Die manuelle Sortierung geschieht meist durch das Erkennen von Fehlwürfen oder bestimmten Bauteilen/Gerätetypen und Materialarten, kann aber auch andere Vorgehensweisen, wie die Beachtung des eingepprägten Kunststofftyps, beinhalten. Je nach Sortieraufgabe kann das Material stationär oder vereinzelt auf langsam laufenden Fließbändern manuell sortiert werden (Expert*inneninformation Interview).

Input für die manuelle Demontage sind meist ganze Geräte, Altfahrzeuge oder Bauteile, während die manuelle Sortierung je nach Sortieraufgabe sowohl vor als auch nach einem maschinellen Aufschluss erfolgt.

Demontagezeiten sind oft schwer erfassbar, da sie häufig nicht nur vom Gerätetyp (z.B. Flachbildschirm oder CRT), sondern auch von der herstellerüblichen Bauart und Materialbeanspruchung im vorangegangenen Produktlebenszyklus abhängen, sodass Demontagezeiten auch bei gleichen und ähnlichen Inputs oft stark schwanken. Die manuelle Nachsortierung kann z.B. an Förderbändern mit 10 cm/s Bandgeschwindigkeit erfolgen. Bei Altfahrzeugen ist die Demontagezeit für thermoplastreiche Bauteile des Fahrzeuginnenraums häufig deutlich höher als für Bauteile, die im Exterieur oder unter der Motorhaube zu finden sind (Expert*inneninformation Interview).

Anwendungsbeispiele für die manuelle Demontage und Sortierung von EAG sind:

- ▶ Schadstoffentfrachtung Sammelgruppe 1 (Wärmeüberträger);
- ▶ Entnahme von Desktop PCs aus der Sammelgruppe 5 (Kleingeräte und kleine IKT-Geräte), zur effizienteren und gewinnbringenderen Rückgewinnung wertvoller Metalle;
- ▶ Abtrennung externer Kabel;
- ▶ Entnahme von Akkus, Batterien, sog. „verdächtigen Geräten“, Staubsaugerbeuteln, Leiterplatten, Festplatten, kupferhaltigen Bauteilen, Holz, Fehlwürfen (vor oder nach maschinelltem Aufschluss); und
- ▶ Aufschluss von Bildschirmgeräten der Sammelgruppe 2 (Bildschirmgeräte) zur Abtrennung von Schadstoffen und manuellen Sortierung nach Materialart, z.B. PMMA-Scheiben, gemischte Kunststofffraktionen, Kabel und weitere kunststoffarmen Fraktionen.

Anwendungsbeispiele für die manuelle Demontage von Altfahrzeugen sind:

- ▶ Trockenlegung und Schadstoffentfrachtung;
- ▶ Demontage von Stoßfängern, und
- ▶ Trockenlegung und Demontage des Kraftstofftanks.

Im Rahmen der durchgeführten Literaturrecherche und Expert*inneninterviews konnten diverse manuell leicht zugängliche und thermoplastreiche Bauteile von Altfahrzeugen identifiziert werden, darunter: Flüssigkeitsbehälter, Abdeckungen, Leitungen, Airbagsäcke, Radkappen und Radlaufschalen. Nach maschineller Vorbehandlung (siehe 4.1.1.2) können weitere Bauteile durch Bruch manuell leichter zugänglich und sortierbar sein, z.B. thermoplastreiche Bauteile aus dem Fahrzeuginnenraum wie das Armaturenbrett und Abdeckungen/Verkleidungen (Expert*inneninformation Interview).

Die manuellen Sortierfraktionen haben im Vergleich zum gemischten Wertstoffstrom eine stark eingeschränkte Materialvielfalt, die sich aus der herstellerübergreifenden, üblichen Materialzusammensetzung einzelner Bauteile oder Geräte ergibt. So werden nicht nur bestimmte Materialarten angereichert, sondern auch bestimmte Kunststofftypen und Kunststoffqualitäten, während die manuelle Demontage und Sortierung ebenso mit einer Schadstoffentfrachtung einhergehen kann. Die Anreicherung von Zielmaterialien führt zu höheren Ausbeuten im werkstofflichen Recycling. Manuelle Behandlungsverfahren sind mit einem hohen Zeit- und Personalaufwand verbunden (Expert*innenmeinung Interview).

4.1.1.2 Maschinell unterstützte Demontage und Sortierung

Der Einsatz von Maschinen kann die Demontage von EAG oder Altfahrzeugen unterstützen oder ersetzen. Dabei kann es sich um die Anwendung bewährter Verfahren oder um speziell für bestimmte Gerätetypen entwickelte Verfahren handeln. Verfahren, die die manuellen Demontageschritte ersetzen oder unterstützen, zielen auf die Behandlung ganzer EAG bzw. vorbehandelter Altfahrzeuge ab.

Eine Erstbehandlungsanlage (EBA) setzt bei der Erstbehandlung für Bildröhrenfernseher eine automatisierte Rückwanddemontage und Belüftung der Bildröhre, für LCD-Flachfernseher ein automatisiertes Durchfräsen der LCD-Schicht zur weiteren manuellen Behandlung und für Flachbildmonitore eine automatisierte Abtrennung beider beleuchteter Kanten und der Quecksilberlämpchen ein (Expert*inneninformation Interview). Der von Apple entwickelte Roboter Daisy demontiert und sortiert bis zu 200 iPhones pro Stunde (Apple, 2019).

Stoßfänger und trockengelegte Tanks von Altfahrzeugen können mittels mit Greifern ausgestatteten Baggern – wie sie aus der Abrisstechnologie bekannt sind – abgetrennt werden. Darüber hinaus lassen sich weitere Bauteile auf diesem Weg anreichern, z. B. Kabelstränge. Die grobe Zerlegung und Sortierung eines Altfahrzeugs dauern auf diesem Weg 5 bis 10 min. Die mithilfe von Abrissbaggern erzeugten Fraktionen sind sortenreiner als gemischte Abfallströme. Sie können durch mitgerissene, umliegende Bauteile und Materialien verunreinigt sein. Demontagezeit und Verunreinigungsgrad hängen von verschiedenen Faktoren ab, wie der Beschaffenheit des einzelnen Altfahrzeugs, der eingesetzten Technologie, der Demontagetiefe oder auch vom Maschinenführer. Die Entwicklung von Robotertechnik zur Altfahrzeugdemontage schreite voran, sodass hier zukünftig auch ein Einsatz von demontagerelevanter Sensorik denkbar sei (Expert*innenmeinung Interview).

Die maschinell unterstützten Verfahren bringen unterschiedliche Vorteile mit sich. Neben monetären Vorteilen wie einer Reduktion der Arbeitskosten oder auch Entsorgungskosten, kann dadurch ein höheres Maß an Arbeitsschutz der Mitarbeiter vor Schadstoffbelastung erreicht werden (Expert*inneninformation Interview).

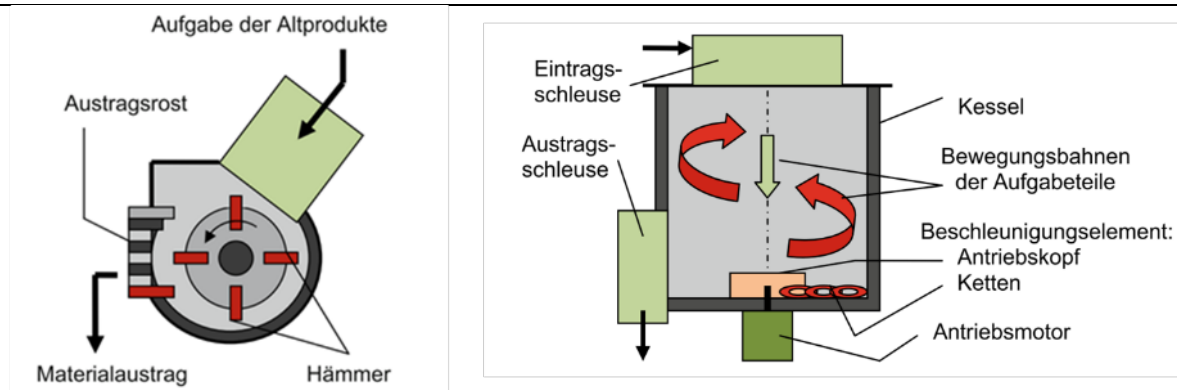
4.1.2 Maschinelle Zerkleinerung

Bei der maschinellen Zerkleinerung wird das Schüttgut unter Verwendung von Kräften wie Druck, Stoß, Schnitt oder Abrieb in Partikel mit einheitlicher Größe aufgeschlossen (Gundupalli et al., 2017). Häufig kombiniert wird die maschinelle Zerkleinerung mit Windsichtung, um flugfähiges Material abzutrennen. Die über Windsichtung, Austragssperren, Trichter und/oder Siebung erzeugte Partikelgrößenverteilung unterscheidet sich je nach Zerkleinerungstechnologie (Maisel et al., 2020).

In der Verwertungskette von EAG und Altfahrzeugen dient der Aufschluss der Vorbereitung des Inputs zur Sortierung nach Bauteilen oder Materialien oder auch einer Erhöhung der Schüttdichte zur Reduzierung von Lager- und Transportkosten.

Je nach Zerkleinerungsstufe kann der Aufschluss für ganze, teils schad-, stör- und/oder wertstoffentfrachtete EAG oder Altfahrzeuge und für vorzerkleinerte und vorsortierte Materialströme erfolgen. Abbildung 27 stellt die Funktionsprinzipien von Schreddern und Querstromzerspanern dar.

Abbildung 27: Beispiele für Funktionsprinzipien von Zerkleinerungstechnologien



Links: Schredder, rechts: Querstromzerpaner

Quelle: entnommen aus Martens und Goldmann (2016)

In EBA werden für den maschinellen Aufschluss von EAG beispielsweise grobe Brecher, Querstromzerspaner, Schredder und Granulatoren eingesetzt. Die Zerkleinerung dient dem Aufschluss und der Einstellung eines erwünschten Korngrößenbereichs, um nachfolgend Materialien wie Fe- und NE-Metalle, Batterien und Akkus, Leiterplatten, Kabel und gemischte Kunststofffraktionen zu sortieren.

Erstbehandlungsanlagen erzeugen kunststoffreiche Outputströme in verschiedenen Korngrößen, wobei kunststoffreiche Outputströme mit einer Korngröße < 5 mm nach heutigem Stand der Praxis nicht werkstofflich recycelt werden. Sortierfraktionen für das werkstoffliche Recycling werden durch Folgebehandler z.B. mit Mühlen oder Scheren weiter zerkleinert, um den für ihre eingesetzte Sortiertechnologie optimalen Korngrößenbereich herzustellen (Expert*inneninformation Interview).

Altfahrzeuge und EAG der Sammelgruppe 4 (insbesondere die sog. weiße Ware) werden meist durch Schredder aufgeschlossen (Expert*inneninformation Interview). Das Material wird durch Einzugsrollen zugeführt, die das Material der Zerkleinerungseinheit zuführen. Ein mit pendelnden Hämmern und Amboss ausgestatteter massiver Rotor zerreißt das Material und führt ein Zusammenprallen des Materials mit dem Schreddergehäuse herbei, was ebenfalls zu einer Zerkleinerung des Aufgabematerials führt. Ein eingebauter Rost erlaubt nur den Materialaustrag von ausreichend zerkleinertem Material, flugfähiges Material wird über Windsichtung abgetrennt (Martens, Goldmann, 2016b).

Schredderbetriebe erzeugen zum Beispiel Korngrößen < 150 mm, < 200 mm oder auch < 300 mm. Schredder sind robuste Zerkleinerungsmaschinen mit hohen Durchsätzen, z.B. 50 – 100 kt/a. Der Schredder bereitet das Material für die Rückgewinnung von Fe- und NE-Metallen vor. Störstoffe für den Schredderprozess sind Gaskartuschen, Batterien/Akkus, kohlefaserverstärkte Kunststoffe und Kraftstoffrückstände (Expert*inneninformation Interview).

Die Zerkleinerung von Altfahrzeugen und EAG bringt eine Vermischung der Materialien und Schadstoffe aus unterschiedlichen Bauteilen und in Hinblick auf EAG auch aus unterschiedlichen Gerätetypen mit sich, was zu einer großen Materialvielfalt im Wertstoffstrom führt. Darüber

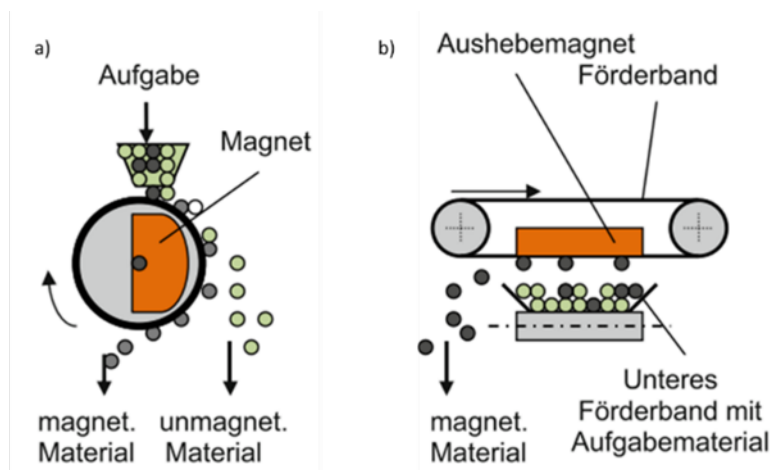
hinaus wird mit jedem Zerkleinerungsschritt Feinkorn erzeugt, das häufig nicht weiter aufbereitet wird und somit dem werkstofflichen Kunststoffrecycling entgleitet (Maisel et al., 2020).

4.1.3 Metallentfrachtung

Die Abtrennung metallischer Wertstoffe kann manuell vor dem Aufschluss oder durch maschinelle Fe- und NE-Metallentfrachtung und Handklaubung nach dem maschinellen Aufschluss geschehen (Expert*inneninformation Interview).

Die Abtrennung ferromagnetischer Metalle (Fe-Metalle) erfolgt mittels Permanentmagneten, die Materialien wie Eisen, Stahl und Nickel anziehen und so aus dem Stoffstrom extrahieren (Gundupalli et al., 2017). Gängige Ausführungsbeispiele sind Überbandmagnete, Magnetbandrollen und Magnettrommeln. Abbildung 28 zeigt das Funktionsprinzip einer Magnettrommel und eines Überbandmagneten.

Abbildung 28: Funktionsprinzipien der Magnetscheidung, Beispiele

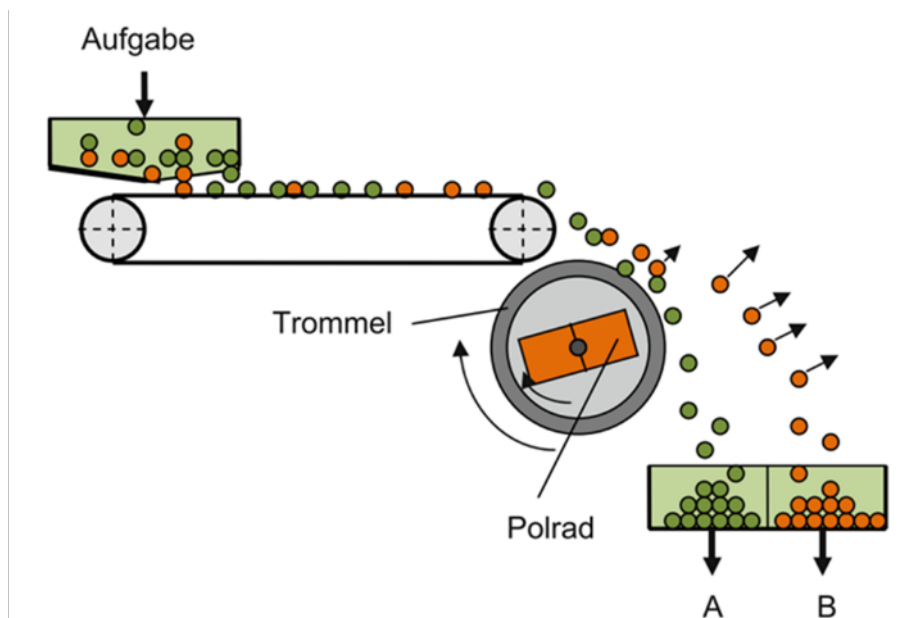


a) Magnettrommel, b) Überbandmagnet

Quelle: entnommen aus Martens und Goldmann (2016)

Paramagnetische Metalle (NE-Metalle) werden in der Regel durch Wirbelstrom ab einer Korngröße $> 0,5$ mm entfernt (Lechner, Gehrke und Nordmeier, 2014; SICON, 2017; Steinert Elektromagnetbau GmbH, 2017). Rotierende Neodymmagnete erzeugen dabei ein schnell wechselndes Induktionsfeld, um in den NE-Metallen einen Stromfluss mit resultierendem Magnetfeld zu induzieren, welches einen Austrag ermöglicht (Abbildung 29). Andere Ansätze verfolgen die NE-Metallabtrennung durch Dichtentrennung (Expert*inneninformation Interview) oder elektrostatische Verfahren (Reinhardt, Richard, 2004).

Abbildung 29: Funktionsprinzip eines Wirbelstromeiders



A: Leitfähigkeit / Dichte gering, B: Leitfähigkeit / Dichte hoch

Quelle: entnommen aus Martens und Goldmann (2016)

Der Restkunststoffanteil in den Metallfraktionen von EBA für EAG liegt zum Beispiel zwischen 5 % und 7 %, dieser entgleitet dem werkstofflichem Kunststoffrecycling (Expert*inneninformation Interview).

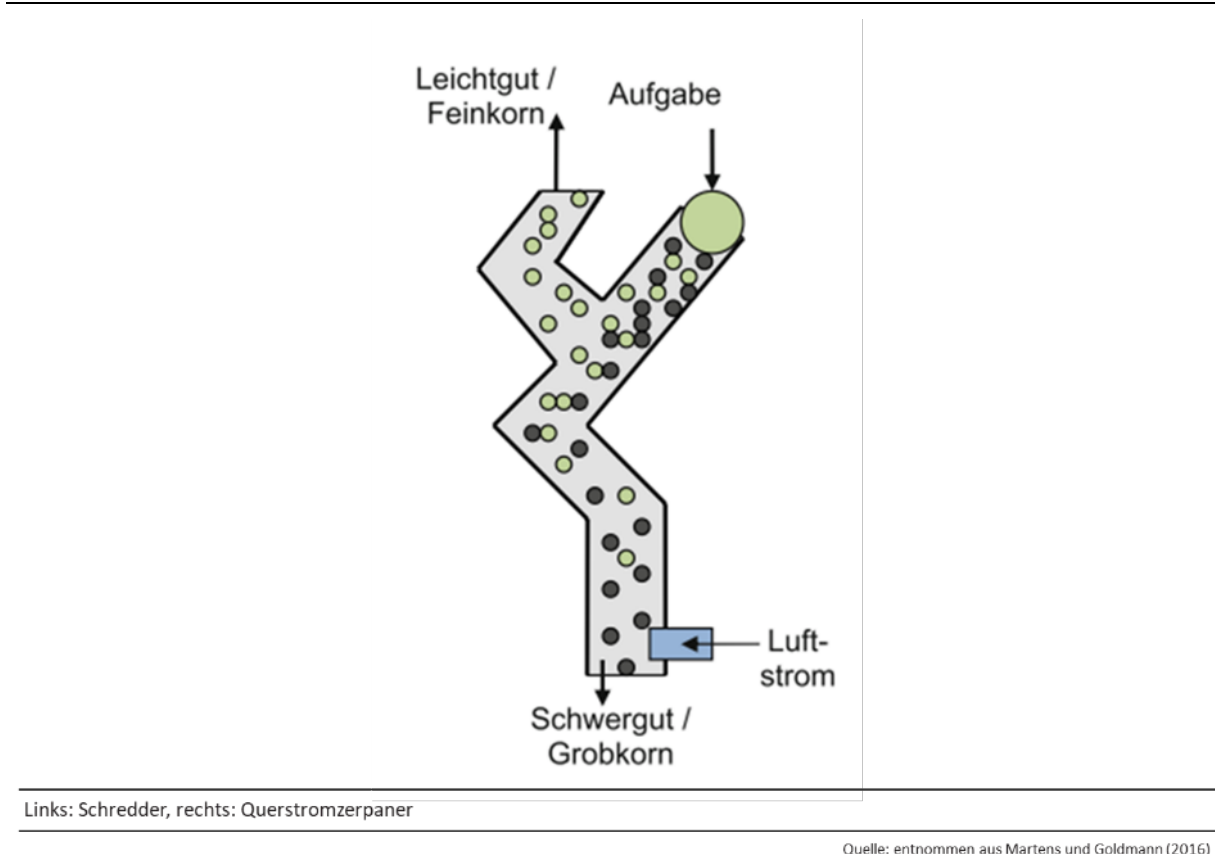
4.1.4 Dichtebasierte Sortierverfahren

4.1.4.1 Windsichtung

Materialien können entsprechend ihrer Flugfähigkeit in einem definierten Luftstrom sortiert werden. Die Flugfähigkeit hängt von der Materialdichte, der Partikelgröße und der Partikelform ab. Übliche Ausführungsvarianten sind Querstrom- oder Zick-Zack-Sichter (Martens, Goldmann, 2016b).

Das Inputmaterial muss dafür ausreichend zerkleinert und aufgeschlossen vorliegen, um die Flugfähigkeit des in der Leichtfraktion anzureichernden Materials zu gewährleisten. Windsichtung wird häufig in Verbindung mit Zerkleinerungstechnologien eingesetzt, um Materialströme zu entstauben oder um flugfähige Materialien in einer LF anzureichern und von der Schwerfraktion zu trennen. Je nach Input kann dabei auch eine Anreicherung bestimmter Kunststofftypen oder -qualitäten erfolgen, so kann durch PST der SLF zum Beispiel eine PU-reiche Flusenfraktion abgetrennt oder geschäumte Kunststoffe über die Leichtfraktion abgereichert werden. Abbildung 30 veranschaulicht die Funktionsweise eines Zick-Zack-Sichters.

Abbildung 30: Funktionsprinzip eines Zickzack-Windsichters



Die erzielten Reinheiten der Sortierfraktionen schwanken und sind u.a. vom Luftstrom, von der Inputzusammensetzung sowie vom vorher erfolgten Aufschluss abhängig. Durch die große Materialvielfalt in EAG- und Altfahrzeugströmen, können häufig nicht alle Materialien gezielt in der Leicht- oder Schwerfraktion angereichert werden. Je nach Partikelgröße, -geometrie und -dichte können sie dann sowohl in der Leicht- als auch in der Schwerfraktion anfallen.

4.1.4.2 Dichtentrennung in Flüssigkeiten

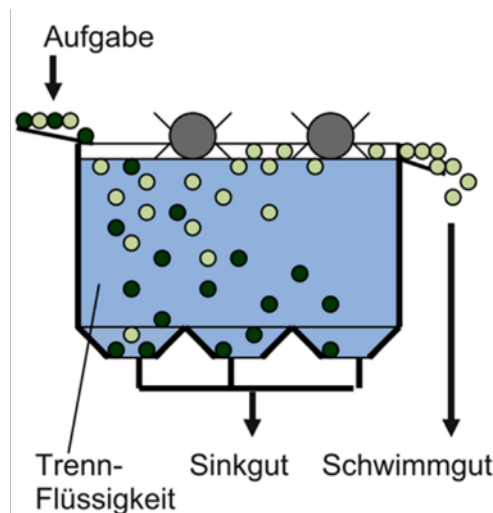
Es gibt verschiedene Funktionsprinzipien für Anlagen, um Materialien anhand ihrer stoffspezifischen Dichte in Flüssigkeiten in Dichtefractionen anzureichern. Bei nassen Dichtentrennverfahren werden benetzbare Materialien entsprechend ihrer spezifischen Materialdichte in einer Flüssigkeit mit definiert eingestellter Dichte getrennt. Materialien mit einer niedrigeren Dichte schwimmen auf, Materialien mit hoher Dichte sinken ab (Lechner et al., 2014). Nass-Dichtentrennverfahren werden eingesetzt, um polyolefin- oder styrolreiche Dichtefractionen zu gewinnen (Martens, Goldmann, 2016b) oder um in Schwertrüben (Suspensionen z.B. mit Baryt, Ferrosilizium und Magnetit (Martens, Goldmann, 2016b)) NE-Metalle in der Schwerfraktion und Kunststoffe in der LF anzureichern (Expert*inneninformation Interview).

Sortiertechniken, die den Dichteunterschied der Kunststoffe nutzen, sind zum Beispiel die Schwimm-Sink-Trennung, Schwimm-Sink-Magnetdichte-Trennung, Nass- und Trockenschleudertrennung, die Hydrozyklon- und die Zentrifugalsortierung (Maisel et al., 2020). Bei der Schwimm-Sink-Trennung handelt es sich um ein einfaches und ggf. kontinuierlich betriebenes Absatzbecken. Im Hydrozyklon trägt ein aufwärtsgerichteter Innenwirbel leichtere Teilchen nach oben, während schwerere Teilchen in einem abwärtsgerichteten Außenwirbel über den Unterlauf ausgetragen werden. In Dekanterzentrifugen wird das axial aufgegebene Material durch Zentrifugalkräfte getrennt, indem sich ein umlaufender Flüssigkeitsring bildet, der die schwereren Teilchen austrägt, während der Innenstrom die leichteren Partikel in

entgegengesetzter Richtung austrägt. Bei der magnetischen Dichtentrennung wird eine magnetische Flüssigkeit als Trennmedium in Kombination mit einem Magneten eingesetzt. Entsprechend dem Magnetabstand reduziert sich die Dichte des Magnetfelds quadratisch mit Abstand zum Magneten und verändert somit die effektive Dichte der Flüssigkeit. Partikel unterschiedlicher Dichte können so in unterschiedlichen Ebenen voneinander getrennt werden (Lechner et al., 2014).

Abbildung 31 veranschaulicht das Funktionsprinzip eines klassischen Schwimm-Sink-Scheiders. In der Schwimm-Sink-Trennung sind Kunststoff-Korngrößen von 10 mm bis 20 mm üblich, für die Sortierung im Hydrozyklon oder in einer Dekanterzentrifuge sind kleinere Korngrößen (bis < 1 mm) üblich.

Abbildung 31: Funktionsprinzip eines Schwimm-Sink-Scheiders

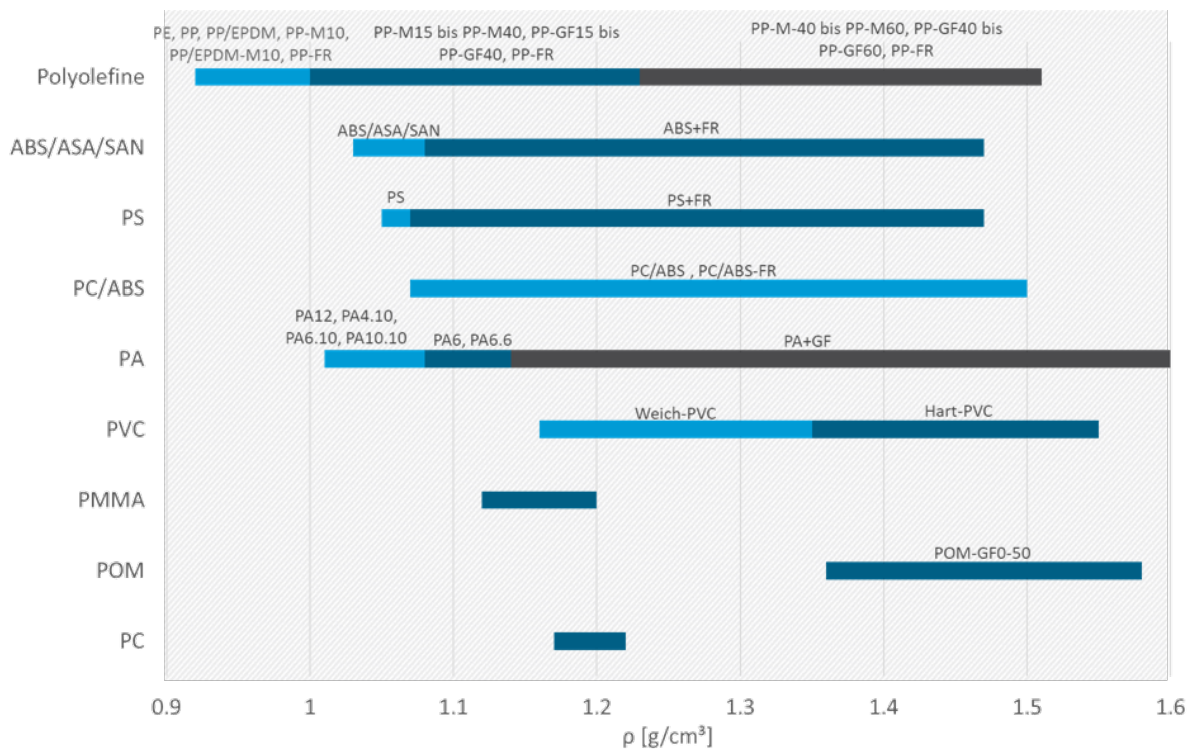


Links: Schredder, rechts: Querstromzerpaner

Quelle: entnommen aus Martens und Goldmann (2016)

Kunststoffe mit signifikant unterschiedlichen Dichtefenstern lassen sich mit sehr hohen Reinheiten trennen, während sich überschneidende Dichtefenster der verschiedenen Kunststofftypen zu einer geringeren Trennschärfe führen. Additive wie halogenierte Flamschutzmittel, Mineralfüller (Kreide, Talkum) und Glasfaser- oder Glaskugolverstärkungen erhöhen die spezifische Materialdichte des Kunststoffs. Abbildung 32 veranschaulicht Dichtefenster unter Berücksichtigung verschiedener ausgewählter Qualitäten einzelner Kunststofftypen. Im Dichtebereich $\rho > 1,1 \text{ g/cm}^3$ überlappen die Dichtefenster vieler Polymertypen, während sich im Dichtebereich $\rho < 1,1 \text{ g/cm}^3$ besonders halogenarme ABS- und PS-Qualitäten sowie Polyolefine mit Füllstoffgehalten < 20% anreichern. Die Polyolefine PE und PP weisen ungefüllt eine Dichte < $1,0 \text{ g/cm}^3$ auf. Mit Talkum gefülltes PP weist häufig eine Dichte > $1,0 \text{ g/cm}^3$ auf.

Abbildung 32: Dichtefenster ausgewählter, EAG- und Altfahrzeug-relevanter Kunststofftypen



Abkürzungen: M = Gehalt Mineralfüller, GF = Gehalt Glasfaser-/ Kugelverstärkung, FR = Gehalt Flammenschutz (engl.: flame-retarded)

eigene Darstellung, basierend auf Materialdatenblättern und Köhnlechner (2019)

Die erzielbaren Reinheiten sind inputabhängig und können neben der materialspezifischen Dichte auch von der Homogenität, der Benetzbarkeit, der Partikelgröße und von der Partikelform beeinflusst werden. Eine vollständige Abreicherung bromierter flammgeschützter Qualitäten lässt sich über einen Dichteschnitt bei etwa $1,1 \text{ g/cm}^3$ nicht erzielen (vgl. 4.2.2). Die gewonnenen polyolefin- und styrolreichen Dichtefractionen weisen im Recycling von Kunststoffen der Sammelgruppe 5 zum Beispiel auf den Zielkunststoff bezogene Reinheiten $> 95\%$ bis 98% auf. Vorhandene Verunreinigungen können beispielsweise PA, PPO/PS, geschäumtes Material, PVC, Talkum-gefülltes PP, POM, PC, PET, Kunststoffblends, andere Kunststofftypen, Holz oder Gummi sein. Entsprechend ihrer Materialdichten und des Schwimm-Sink-Verhaltens können diese Kunststoffe als Fremdmaterialien in den Zielfractionen ABS, PS und PP anfallen (Expert*inneninformation Interview).

4.1.4.3 Trenntische

Trenntische sind schräge, perforierte Ebenen, welche von unten mit Luft oder Wasser durchströmt werden. Durch den Luft- bzw. den Fluidstrom separieren sich die Partikel auf der Ebene in horizontalen Lagen. Niedrigere Lagen enthalten dichte, kompakte Partikel, in den oberen Lagen reichern sich Materialien mit geringerer Dichte an. Durch eine Schwingbewegung des Tisches werden die unteren Lage nach oben abtransportiert, die oberen Lagen fließen nach unten.

Lufttische und Nassschütteltische arbeiten im Korngrößenbereich zwischen $0,25 \text{ mm}$ und 8 mm (Maisel et al., 2020).

Sie finden insbesondere in der Materialsortierung von Kunststoff/Metallgemischen Anwendung, z.B. für Kabelmahlgut, um das wertvolle Kupfer vom PVC bzw. vernetzten PE zu trennen.

4.1.5 Elektrostatik

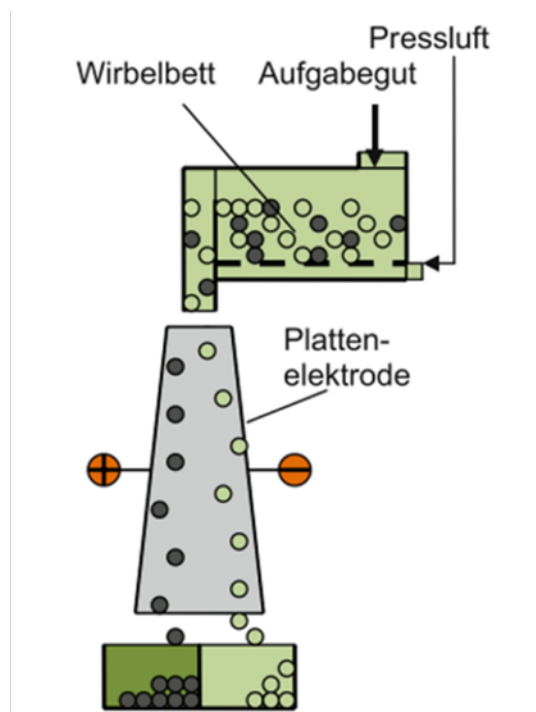
Bei der elektrostatischen Sortierung kunststoffreicher Inputs sind grundsätzlich zwei Verfahren nach Art der elektrischen Ladungsverteilung zu unterscheiden: tribo-elektrische Verfahren zur Kunststoff-/Kunststoffsartierung und klassische elektrostatische zur Kunststoff-/Metallsortierung.

Einzelseparatoren sind zum Beispiel mit Durchsätzen von ca. 250 – 300 kg/h, 750 – 1.000 kg/h und 1.250 – 1.650 kg/h verfügbar. Bei höherer Durchsatzleistung werden mehrere Separatoren im Parallelbetrieb eingesetzt (Expert*inneninformation Interview).

4.1.5.1 Kunststoff/Kunststoffsartierung

Bei Kunststoff/Kunststoffgemischen erfolgt die tribo-elektrische Aufladung durch Partikel-Partikel-Kontakte in einer Aufladeeinheit bzw. über Reibung z.B. über Mischtrommeln (Martens, Goldmann, 2016b) oder einen Vibrationsförderer. Entsprechend ihres spezifischen, selektiven Aufladungsverhaltens tauschen Polymere beim Aufprall geladene Partikel (Ionen, Elektronen) aus und nehmen folglich unterschiedliche Polaritäten an. Die geladenen Partikel des gemischten Inputs werden dann durch ein elektrisches Feld geführt, um sie entsprechend ihrer Aufladung zu trennen: positiv geladene Partikel werden von einer negativen Elektrode angezogen, negativ geladene werden abgestoßen. Entsprechend ergeben sich verschiedene Flugbahnen (Abbildung 33).

Abbildung 33: Funktionsprinzip der triboelektrostatischen Sortierung



Quelle: entnommen aus Martens und Goldmann (2016)

Ideal für die elektrostatische Kunststoff/Kunststoffsartierung ist eine homogene 2-Komponentenmischung mit unterschiedlichem tribo-elektrischem Aufladungsverhalten. Die Oberflächenfeuchte muss < 0,5 % sein. Die ideale Partikelgröße liegt im Korngrößenbereich 1 - 12 mm (Expert*inneninformation Interview).

Es gilt, die Erhöhung der Reinheit einer Fraktion führt zu einer Reduzierung der Reinheit der zweiten Zielfraktion. Die unreinere Fraktion kann durch einen zweiten Sortierdurchlauf mit

angepassten Prozessparametern aufgereinigt werden. Bei idealen Materialgemischen können Reinheiten > 98% erzielt werden. Störstoffe für den Prozess sind alle von den Zielkunststoffen abweichenden Fremdmaterialien und Kunststoffe mit Antistatika (Expert*inneninformation Interview).

In der Praxis findet die elektrostatische Kunststoff-/Kunststoffsartierung insbesondere für die Trennung von ABS und PS-Anwendung, die zuvor im Dichtefenster $1,0 \text{ g/cm}^3 < \rho < 1,1 \text{ g/cm}^3$ angereichert wurden. Geringe Anteile bestimmter inputabhängiger Fremdkunststoffe können in einer zusätzlichen Fraktion angereichert werden, so kann zum Beispiel PP in der elektrostatischen ABS-PS-Sortierung über eine weitere Fraktion abgereichert werden. Komplexe Kunststoffgemische sind als Input ungeeignet. Sofern aber homogene 2-Komponenten-Mischungen angereichert wurden, kann die elektrostatische Sortierung auch für weitere Sortieraufgaben eingesetzt werden. PP kann z.B. von ABS, POM von PC/ABS oder anderen Kunststoffen und HDPE von PP getrennt werden. Auch PA kann aus vielen 2-Komponenten-Kunststoffgemischen angereichert werden. Störstoffe können zum Beispiel SAN und PE im ABS und gefülltes PP im PS, sowie zu geringen Anteilen auch PA, PPO/PS und PVC in beiden Sortierfraktionen sein. Nach dem ersten Sortierdurchlauf kann das dichtevorsortierte und anschließend elektrostatisch sortierte PS aus Sammelgruppe 5 (Kleingeräte) Reinheiten > 98,5% aufweisen. Eine elektrostatische Nachsortierung ermöglicht anschließend die Aufreinigung der unreineren ABS-Fraktion, ebenso mit sehr hohen Reinheiten (Expert*inneninformation Interview).

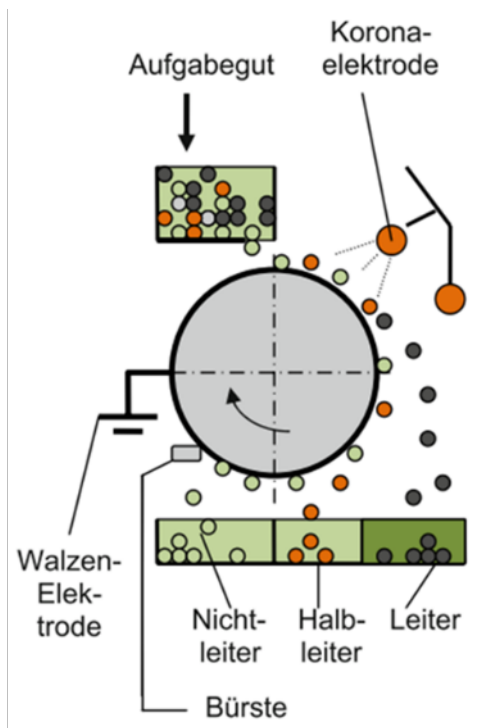
Elektrostatische Kunststoff/Kunststoffsartierung wird in der Literatur zum Beispiel auch für die Trennung von Materialien aus Gemischen von HDPE/PP, PET/PVC und PE/PVC (Martens, Goldmann, 2016b) beschrieben.

4.1.5.2 Kunststoff/Metallsortierung

In diesem Verfahren werden die Partikel durch eine Sprühelektrode, welche unter hoher elektrischer Spannung (mehrere kV) steht, mit elektrisch negativ geladenen Partikeln beaufschlagt. Da sich die Materialien auf der Oberfläche einer leitfähigen Walze befinden, wodurch die Ladung leitfähiger Partikel abfließen kann und nicht-leitfähige Materialien ihre Ladung behalten, wird das Material aufgrund unterschiedlicher Entladungszeiten sortiert. Durch ein von einer weiteren Elektrode erzeugtes elektrisches Feld und aufgrund von elektrostatischen Kräften haften nicht-leitfähige Partikel nun an der Walze, leitfähige Partikel werden abgeworfen. Infolgedessen sammeln sich die Partikel in verschiedenen Kollektoren am Boden des Abscheiders (Silveira et al., 2018).

Klassische elektrostatische Verfahren werden zur Trennung von elektrisch leitfähigen und nicht-leitfähigen Partikeln eingesetzt. Das Funktionsprinzip eines Koronawalzenseiders wird in Abbildung 34 dargestellt.

Abbildung 34: Funktionsprinzip eines Koronawalzenseiders



Quelle: entnommen aus Martens und Goldmann (2016)

Die Kunststoff-/Metallsortierung findet z. B. Anwendung zur Restmetallabtrennung bei Mahlgütern, Kabelsortierung und in der Leiterplattenaufbereitung. Die Sortiereffizienz liegt hier bei 90 % – 95 %.

4.1.6 Sensorgestützte Sortierung

Der Begriff sensorgestützte Sortierung bezeichnet eine berührungslose Sortierung anhand äußerlicher und mit Sensorik messbarer Materialeigenschaften, wie zum Beispiel Form, Farbe, Glanz, Dichte, molekularer Zusammensetzung oder elektrischer Leitfähigkeit.

Multisensorsysteme ermöglichen die Erkennung mehrerer Materialeigenschaften durch eine Kombination verschiedener Sensoren (Pretz, Julius, 2008). Sensorgestützte Sortiersysteme bestehen aus einem Emitter, der elektromagnetische Strahlung aussendet, und einem Detektor, der die materialcharakteristische Strahlung erfasst.

Die Analyse der Messdaten erfolgt softwarebasiert, indem die Signale in Bruchteilen einer Sekunde mit gespeicherten Spektren verglichen und Lage und Größe der Teile ermittelt werden. Der Materialaustrag geschieht meistens über Druckluftleisten, kann alternativ aber auch über Roboter (z. B. für größere Teile) oder Klappen umgesetzt werden. Bei sensorgestützten Sortierverfahren handelt es sich um oberflächensensitive Messungen. Die Materialtrennung kann durch Positiv- oder Negativsortierung erfolgen, d.h. es können entweder Zielmaterialien oder Materialien, die nicht dem Zielmaterial entsprechen, ausgetragen werden (Pretz, Julius, 2008).

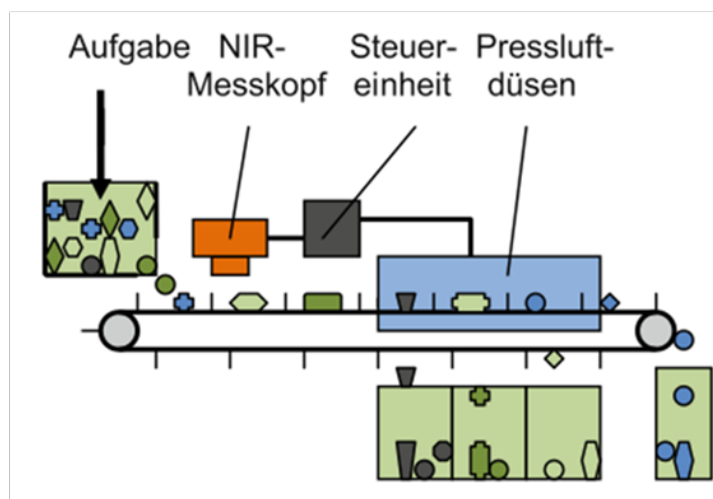
Eine Vorklassierung zur Einstellung des optimalen Korngrößenbereichs sowie eine Anreicherung der Zielmaterialien und Vereinzelung des Materialstroms verbessern die Trennschärfe sensorgestützter Sortiersysteme (Pretz, Julius, 2008). Wichtig für den Sortiererfolg ist darüber hinaus die Materialhomogenität der einzelnen Partikel, da nur einzelne Messpunkte, nicht aber die gesamte Probe analysiert werden.

Die Sortierereinheiten von gemischten Post-Consumer-Inputs sind im einfachen Sortierdurchlauf in der Regel noch nicht ausreichend für hochwertiges Kunststoffrecycling, reichern das Zielmaterial aber in hohem Maße in der Sortierfraktion an. Mehrfache Sortierdurchläufe kann die Reinheit der Zielfraktion signifikant erhöhen. Unzureichender Verbundaufschluss und unzureichende Vereinzelung beeinflussen die Sortierreinheit negativ, da Fremdmaterialien in die Sortierfraktion des Zielkunststoffs miteingetragen werden. Oberflächliche Beschichtungen wie z. B. Lacke können sowohl zu Verunreinigungen der Zielfraktion als auch zu Ausbeuteverlusten führen (Expert*inneninformation Interview).

4.1.6.1 NIR-basierte sensorgestützte Sortierung

Die Nahinfrarot (NIR)-Sortierung findet bereits breite Anwendung in der Sortierung von Kunststoffen aus Verpackungsabfällen. Das Material wird auf einem Sortierband durch Halogenlampen beleuchtet und der Sensor erfasst das Reflektionsspektrum im NIR-Bereich (Abbildung 35). Die materialspezifische Absorptionsintensität hängt von der Resonanzfrequenz der Moleküle ab, die über die Messung der Reflektion in einem definierten NIR-Spektralbereich erfolgt. Die Messung ist oberflächensensitiv (Lechner et al., 2014).

Abbildung 35: Funktionsprinzip der NIR-Sortierung



Quelle: entnommen aus Martens und Goldmann (2016)

In der Bandsortierung sind Korngrößen zwischen 10 und 150 mm sortierbar (Maisel et al., 2020). Für gemischte und aufgeschlossene EAG-Materialien sind Korngrößen < 40 – 50 mm optimal, wobei Korngrößenhomogenität und ein geringer Anteil kleiner Korngrößen zu weniger Fehlern bei dem Separationsprozess und somit höheren Sortierreinheiten führt. Es können Durchsätze zwischen 1 und 1,5 t/h je Meter Bandbreite erzielt werden (Expert*inneninformation Interview).

Flakesorter sind eher auf die Aufreinigung Zielkunststoff-angereicherter Sortierströme ausgelegt, optimale Korngrößen für Flakesorter sind 2 – 12 mm.

Mit dieser Trenntechnologie lassen sich verschiedene Kunststofftypen wie PE, PP, PS, PA, PET, PVC, PC/ABS, aber auch Papier, Pappe, Kartonagen und Holz selektiv erkennen, sodass eindeutig identifizierbare Materialien gezielt aus gemischten Materialströmen aussortiert oder Materialien, die nicht dem Zielspektrum entsprechen, vom Zielmaterial abgetrennt werden können (Pretz und Julius, 2008; Arends et al., 2015).

Aufgrund des hohen Anteils nicht identifizierbarer Kunststoffbauteile (durch Rußadditivierung und oberflächliche Beschichtungen) wird die NIR-Sortierung für EAG- und Altfahrzeugströme nicht für gemischte Inputströme wie gemischte Kunststoffe der Sammelgruppe 5 (Kleingeräte) oder die SLF eingesetzt, sondern für Materialströme, in denen NIR-identifizierbare Kunststoffe angereichert wurden.

Die Produktreinheiten sind stark von der Inputbeschaffenheit abhängig. Bei der Aufreinigung durch Flakesorter können Reinheiten > 99 % erreicht werden. Bei optimaler Inputbeschaffenheit sind für die Bandsortierung ebenfalls sehr hohe Reinheiten möglich, in der Praxis führen Materialvielfalt und oberflächliche Verunreinigungen aber häufig zu deutlich niedrigeren Sortierreinheiten (Pretz und Julius, 2008; Arends et al., 2015). Mehrfache Sortierdurchläufe können die Reinheiten der Zielfractionen erhöhen. Sortierausbeuten > 80% seien typisch für identifizierbare Materialien (Expert*innenmeinung Interview). Nicht identifizierbar sind dunkle, mit Ruß eingefärbte Kunststoffe. Es wird ein zu großer Anteil der Strahlung absorbiert, sodass kein Kunststofftypen-typisches Reflektionsspektrum ermittelt werden kann. Detektierbare schwarze Farbmittel werden in der Praxis aus Kostengründen selten eingesetzt. Lackierte und beschichtete Kunststoffteile können nicht identifiziert werden, sofern die beschichtete Seite der NIR-Strahlung zugewandt ist, da die Kunststoffoberfläche in diesem Fall verdeckt ist.

4.1.6.2 Sensorgestützte Sortierung im sichtbaren Spektralbereich

Ebenso wie eine Sortierung durch Messung von Reflektionsspektren im NIR-Bereich ist eine Messung im sichtbaren Spektralbereich möglich. Dieses Messprinzip ermöglicht eine Sortierung nach Farbe, Form oder Größe (Lechner et al., 2014).

Sortierbar sind Korngrößen im Bereich 10 - 150 mm (Maisel et al., 2020).

Dieses Verfahren kann genutzt werden, um Leiterplatten auszusortieren, weil diese meist eine grüne Oberfläche haben. Ebenso kann die auf Farberkennung basierende Sortierung die Rezyklatgüte positiv beeinflussen (Pretz, Julius, 2008). Es können zum Beispiel überwiegend helle Sortierfraktionen aufgewertet werden, indem dunkle Partikel entfernt werden. Helle Rezyklate können besser eingefärbt werden (Expert*innenmeinung Interview). So wird dieses Verfahren beispielsweise eingesetzt, um ein helles Mahlgut aus der PS-Sortierfraktion von Kühlgeräten herzustellen.

4.1.6.3 Laserinduzierte Plasmaspektroskopie (LIBS)

Bei der laserbasierten Plasmaspektroskopie wird zur Anregung ein hochenergetischer Laserimpuls auf die zu untersuchende Oberfläche eingestrahlt. Dabei wird ein Teil der Probenoberfläche durch hohe Strahlungsintensität erhitzt, verdampft und durch den Aufbruch von Molekularbindungen teilweise zu Plasma ionisiert. Beim Zerfall des Plasmas entsteht Licht. Die chemometrische Auswertung des ermittelten Spektrums lässt Rückschlüsse auf die atomare Zusammensetzung zu. Die Messung ist nahezu zerstörungsfrei möglich (Bohling et al., 2010).

Die LIBS-Sortierung kann online oder mit Handheldgeräten erfolgen. Ein industrieller Einsatz der online-Sortierung von Kunststoffen ist nicht bekannt (Maisel et al., 2020). Für Handheldgeräte ist der Einsatz auf Schrottplätzen zur Metallidentifizierung üblich. Ein weiterer möglicher Einsatzbereich ist die Erkennung und Sortierung bromiert flammgeschützter Bauteile in der manuellen Demontage von Bildschirmgeräten zur Abtrennung schadstoffhaltiger Kunststoffe (Expert*inneninformation Interview).

4.1.6.4 Laserinduzierte Fluoreszenzspektroskopie

Ein weiteres, auf Laserlicht basierendes Verfahren nutzt die von Laserlicht angeregte Fluoreszenz von Polymeren. Kurze Abstände zwischen Messpunkt und Strahlungsquelle

(< 30 mm) erlauben die Ermittlung von 1.000.000 Spektren/s durch klare, rauscharme und unterscheidbare Signale. Dies resultiert in einer hohen Auflösung und hohen Durchsätzen (bis zu 5 t/h für EAG-Kunststoffe) auf einer Scanbreite von bis zu 4 m je Sortieraggregat (Meyer, 2017).

Ideale Korngrößenbereiche für die Sortierung sind 5 – 20 mm bzw. 15 – 75 mm je nach Gerätetyp. Schmale Korngrößenverteilungen verbessern das Sortiierungsergebnis.

Die laserinduzierte Fluoreszenzspektroskopie ist geeignet für eine Sortierung nach Kunststofftypen von Post-Shredder-Material. Neben der Sortierung nach Kunststofftypen kann die Technologie auch zur Qualitätssicherung, zur PVC-Entfrachtung, zur Sortierung von Titandioxid-haltigem und Titandioxid-freiem PP eingesetzt werden.

Für technische Kunststoffe aus EAG oder dem Automotive-Bereich sind mit einem Sortiergang Reinheiten von 80 – 90 % je nach Inputzusammensetzung möglich. Durch einen zweiten Sortiergang kann die Reinheit auf 90 – 98 % erhöht werden. Für vorsortiertes PET-Flaschenmahlgut werden Sortierreinheiten > 99,9 % erreicht. Der Sortiererfolg ist unabhängig von Materialfarbe oder -feuchte.

Mit dem Verfahren ist es nicht möglich anorganische Fremdstoffe wie Glas, Mineralien oder Metalle zu detektieren. Diese sollten auch aus Verschleißgründen vor der Sortierung abgetrennt werden. Des Weiteren führen oberflächliche Beschichtungen oder Verunreinigungen sowie Materialverbunde zu einer Beeinträchtigung des Sortiierungsergebnisses (Expert*inneninformation Interview) (Meyer et al., 2017).

4.1.6.5 Röntgenbasierte sensorgestützte Sortierung

Die röntgenbasierte Sortierung basiert auf der Messung der Intensität der Transmission von Röntgenstrahlung. Als Emittor dient eine Röntgenröhre, als Detektor zwei unten angeordnete bildgebende Sensoren, die die Intensität der Röntgenstrahlung in unterschiedlichen Wellenlängenbereichen erfassen, um Rückschlüsse auf die atomare Materialdichte unter Berücksichtigung der Partikeldicke ziehen zu können (Pretz, Julius, 2008).

Typische Korngrößenbereiche seien 10 – 30 mm und 30 – 80 mm, der technisch mögliche Bereich umfasse etwa 5 – 120 mm (Expert*innenmeinung Interview).

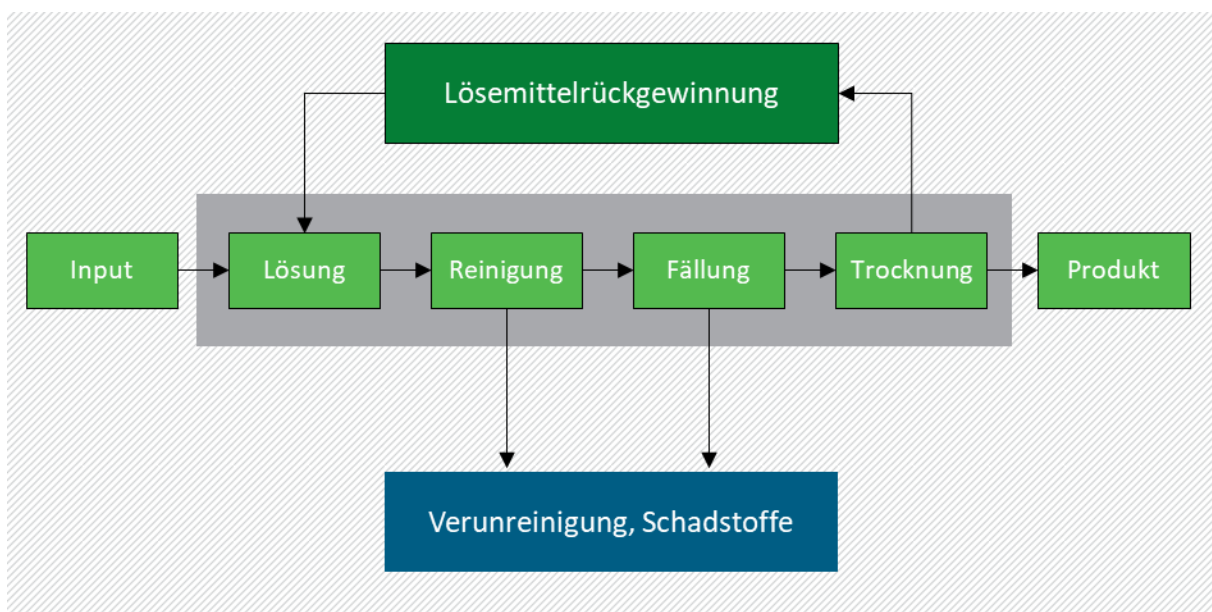
Die röntgenbasierte Sortierung ermöglicht zum Beispiel die Abtrennung von PVC, Elastomeren und Metallen aus der SLF (Pretz, Julius, 2008) und dient zur Abreicherung bromiert-flammgeschützter Kunststoffe aus kunststoffreichen EAG-Sortierströmen. Technisch ist die Lösung zur Ausschleusung bromiert flammgeschützter Kunststoffe schon lange verfügbar, sie findet allerdings nur vereinzelt Anwendung.

Als Summenparameter werden < 500 ppm Brom in der bromarmen Sortierfraktion angestrebt. Dichteerhöhende Additive können den Sortiererfolg beeinträchtigen, sodass eine Sortierung nach Kunststofftyp vor der röntgenbasierten Sortierung empfohlen würde (Expert*innenmeinung Interview).

4.1.7 Lösungsmittelbasiertes Kunststoffrecycling

Lösungsmittelbasiertes Kunststoffrecycling basiert auf der Auflösung, Reinigung und Rückgewinnung des Zielkunststoffs durch Ausfällung und/oder Trocknung. Die Polymerkette bleibt während des Recyclingprozesses intakt, sodass das lösungsmittelbasierte Recycling bei den mechanischen Recyclingverfahren einzuordnen ist.

Abbildung 36: Prozessschema des CreaSolv® Prozesses



Quelle: Eigene Darstellung, Fraunhofer IVV

Abbildung 36 zeigt das Prozessschema des lösungsmittelbasierten CreaSolv® Verfahrens. Das Verfahren verwendet hochselektive Lösungsmittelformulierungen mit hohen Siedepunkten, die einen sicheren Anlagenbetrieb ermöglichen. Unlösliche Bestandteile werden mechanisch z.B. durch Filtration oder Zentrifugation aus der Polymerlösung entfernt (Arends et al., 2012). Lösliche Substanzen (z.B. Fremdpolymere, Druckfarben, Aluminiumoxid, Geruchsstoffe, gefährliche Stoffe) können durch Extraktion entfernt werden. Das lösungsmittelfeuchte Polymer wird getrocknet und Lösungs- und Fällmittel werden vollständig zurückgewonnen. Das Verfahren ist auf die Rückgewinnung aller gängigen thermoplastischen Materialien anwendbar.

Aufgrund der hohen Selektivität, die über die Wahl des Lösungsmittels erreicht wird, ermöglicht dieses Aufbereitungsverfahren die Rückgewinnung von Zielkunststoffen aus ansonsten nicht oder nur schwer trennbaren Materialströmen. Solche Materialströme können zum Beispiel Verbundmaterialien oder Materialgemische sein, die wegen der Materialvielfalt und/oder der Beschaffenheit des Materialstroms (z.B. Feinkorn) nicht sortenrein über klassische mechanische Aufbereitungsverfahren getrennt werden können. Darüber hinaus können in der Polymermatrix gebundene Schadstoffe wie bromierte Flammschutzmittel durch Extraktion vom Zielkunststoff abgetrennt werden (Schlummer, Mäurer, 2006). Besonders geeignet sind mit dem Zielkunststoff angereicherte Inputströme.

Es handelt sich im Vergleich zum gängigen physikalischen Prozessketten um ein komplexeres und aufwendigeres Verfahren und ist daher insbesondere für Inputströme geeignet, die über übliche Prozessketten nicht in ausreichender Qualität aufbereitet werden können.

Lösungsmittelbasiertes Recycling wird für Mehrschichtverbundverpackungen bereits im industriellen Maßstab angewendet, der Bau weiterer Anlagen ist in Planung. Die meisten Verfahren fokussieren sich dabei bislang auf die Rückgewinnung von Industrieabfällen, aber auch im Post-Consumer-Bereich wurde die Eignung für industrielle Verfahren bereits erfolgreich belegt (AFRY, 2019; Fraunhofer IVV, 2019; Munford, Sykes, 2018). Die Bromentfrachtung flammgeschützter Kunststoffe wird derzeit zur Aufreinigung von PS im industriellen Maßstab realisiert (Schlummer et al., 2005; Wagner, Schlummer, 2020). Polyolefine aus einer Sortierfraktion der SLF wurden im kleintechnischen Maßstab bereits aufbereitet (Martens, Goldmann, 2016b). Die Eignung zur Kunststoffrückgewinnung aus Handys konnte labortechnisch belegt werden (Bokelmann et al., 2020).

4.1.8 Materialveredlung

4.1.8.1 Homogenisierung in Rührsilos

In großen Rührsilos kann sortiertes Mahlgut homogenisiert werden, um schwankende Materialeigenschaften einzelner Partikel im Output auszugleichen. Ziel der Homogenisierung ist es nach der sortenreinen Sortierung nach Kunststofftypen eine homogene Mahlgutqualität hinsichtlich optischer, mechanischer und rheologischer Eigenschaften für das Recompounding sicherzustellen.

4.1.8.2 Geruchsentfernung

Additive und andere Störstoffe wie Öl oder Druckfarben können während der erneuten thermischen Behandlung durch Zersetzungsprozesse und Ausgasungen zu unangenehmen Rezyklatgerüchen führen. Die Geruchsentfernung wird, je nach angewandter Technologie, für Mahlgut oder für aufgeschmolzenes Material angewandt.

Es gibt unterschiedliche Ansätze zur Reduzierung/Elimination unangenehmer Gerüche. Eine Möglichkeit ist die Zugabe geruchsüberdeckender oder -neutralisierender Additive, eine weitere Möglichkeit besteht in der Entfernung flüchtiger Bestandteile durch Regulierung von Temperatur, Druck und Luftstrom. Darüber hinaus kann durch Schleppmittelextrusion ein höherer Massentransport erreicht werden, um z.B. mit Hilfe von überkritischem CO₂ eindiffundierte Kohlenwasserstoffe aus der Polymermatrix zu extrahieren. Die thermische Behandlung und CO₂-Extraktion sind energieintensive Verfahren.

Die erfolgreiche Qualitätsaufwertung durch Geruchsneutralisierung kann den Anwendungsbereich für Rezyklate erhöhen.

4.1.8.3 Entlackung

Die Entfernung einer Lackschicht kann mithilfe eines geeigneten Lösungsmittels erfolgen. Für die Entlackung von Stoßfängern erwies sich zum Beispiel eine Mischung aus Diethylen glykol mit Kaliumhydroxid als geeignet (Martens, Goldmann, 2016b).

Eine Entlackung kann für verschiedene Bauteile und Kunststofftypen eingesetzt werden. Insbesondere für Produktionsabfälle können so sehr hohe Rezyklatreinheiten erzielt werden. Auch im Recycling von Stoßfängern aus Altfahrzeugen wird sie vereinzelt eingesetzt (Sparenberg, 2021; WIPAG, 2017).

Eine Entlackung könne zur Verbesserung der Schlagzähigkeit und der optischen Eigenschaften eines Rezyklats führen (Expert*innenmeinung Interview).

4.1.9 Recompounding

Das Recompounding findet für Post-Consumer-Kunststoffe aus EAG oder Altfahrzeugen durch thermische Behandlung, häufig durch Extrusion, statt. Extruder sind Aggregate, die thermoplastische Inputmaterialien aufschmelzen und unter Druck durch eine formgebende Auslassöffnung befördern. Integrierte Schmelzefilter können Fremdmaterialien wie Papier, Holz, Aluminium, Kupfer, Gummi, Silikone oder auch Kunststoffe mit höherem Schmelzpunkt abtrennen.

Schmelzefilter werden üblicherweise mit Filterfeinheiten > 60 µm angeboten (Maag Germany GmbH, 2021). Schmelzefilterhersteller geben für Post-Consumer-Kunststoffe aus EAG und Altfahrzeuge einen maximalen Verunreinigungsgrad von 4 % im Input an (Maag Germany GmbH, 2021).

Hohe Reinheiten des Aufgabematerials, die Beimischung von Phasenvermittlern, Stabilisatoren, Farb- und Füllstoffen (Martens, Goldmann, 2016b), sowie eine Compoundierung mit Neuware kann Qualitätseinbußen entgegenwirken. Über Entgasungsöffnungen können Restfeuchte oder niedermolekulare Bestandteile aus Materialien abgetrennt werden. Dosiereinheiten an Extrudern erlauben eine gezielte Readditivierung des Materials, angepasst an die Materialanforderungen des Rezyklatverarbeiters (Expert*innenmeinung Interview).

Die thermische und mechanische Belastung während der Schmelzeverarbeitung führt zu einem Polymerabbau, der eine Verschlechterung, der mechanischen Eigenschaften, insbesondere der Festigkeit, rheologischen und optischen Eigenschaften führen kann (Martens, Goldmann, 2016b). Störstoffe in der Schmelzefiltration sind alle zielkunststofffremden Materialien, die z.B. wegen ihrer geringen Partikelgröße nicht vom Schmelzefilter abgetrennt werden können, aufgrund thermischer Instabilität abbauen oder Fremdkunststoffe, die ähnliche oder niedrigere Schmelzpunkte aufweisen. Dies können z.B. Metall, Holz, Gummi, Silikon, Farbschichten, Farbmittel, Klebstoffe, faserverstärkte Kunststoffe und Fremdkunststoffe sein. Sie können zu Qualitätsverlusten (optisch, mechanisch und rheologisch), zu Verblockungen und zu Verschleiß führen oder ein Recycling verhindern, so bildet z.B. POM unter thermischer Belastung Formaldehyd (Expert*innenmeinung Interview).

Für das Recompounding von Post-Consumer-Kunststoffen aus EAG werden üblicherweise Schmelzefilter mit Feinheiten von 180 µm eingesetzt. Es können sehr hohe RoHS- und REACH-konforme Rezyklatqualitäten mit Reinheiten > 99 % erzeugt werden, die Marktpreise vergleichbar mit Neuwarepreisen erzielen und in neuen EEG-Bauteilen oder Fahrzeugkomponenten eingesetzt werden können. Entscheidend ist dabei, dass die Materialanforderungen von Herstellern erfüllt und das Material in ausreichender Menge bereitgestellt werden kann. Die Materialveredlung durch Readditivierung könne, je nach Kosten des Additivs, ein sehr kostenintensiver Verfahrensschritt sein (Expert*innenmeinung Interview).

4.1.10 Zusammenfassung Aufbereitungs- und Sortierverfahren

In Tabelle 21 werden die in den Kapiteln 4.1.1 bis 4.1.9 dargestellten Sortier- und Aufbereitungsverfahren hinsichtlich der Funktionsprinzipien, Sortieraufgaben, Input- und Outputbeschaffenheiten tabellarisch zusammengefasst dargestellt und Anwendungsbeispiele aus der Aufbereitung Kunststoff-reicher Materialströme gegeben.

Tabelle 21: Aufbereitungsverfahren für kunststoffreiche Wertstoffströme

Aufbereitungs- verfahren	Funktionsprinzip und Sortieraufgabe(n)	Input-/Output-Beschaffenheit	Anwendungsbeispiele
Manuelle Demontage und Sortierung	Händische Zerlegung/Separation mit werkstattüblicher Ausstattung, ggf. auch mit Spezialwerkzeugen oder Handklaubung zur Separation von Schad-, Stör- und/oder Wertstoffen	Input: ganze, ggf. teilzerlegte und Geräte nach grobem Aufschluss Output: Materialvielfalt auf behandelte Gerätetypen beschränkt	Schad- und Störstoffentfrachtung vor und nach maschineller Zerkleinerung nach gesetzlichen Vorgaben oder prozessspezifischen Kriterien Entnahme von Wertstoffen oder wertstoffhaltigen Geräten/Bauteilen
Maschinell unterstützte und (teil-)automatisierte Demontage	(Teil-)automatisierte Zerlegung/Separation z.B. durch Einsatz von Robotern oder Baggern mit speziellen Greifern zur Zerlegung und Sortierung	Input: Auf spezielle Input-Beschaffenheiten abgestimmte Technologien. Output: eingeschränkte, geräte- oder bauteilspezifische Materialvielfalt	Automatisierte Demontage und Schadstoffentfrachtung für Bildschirmgeräte Demontage und Sortierung von iPhones Bagger mit Pinzettenaufsatz zur Demontage und Sortierung von Altfahrzeugkomponenten
Maschineller Aufschluss/ Zerkleinerung	Zerkleinerung von Schüttgut unter Verwendung von Kräften wie Druck, Stoß, Schnitt oder Abrieb zur Einstellung einheitlicher Partikelgrößen für Verbundaufschluss und Herstellung des optimalen Korngrößenbereichs für nachfolgende Sortierstufen	Input: große, teilweise schad- und/oder störstoffentfrachtete Geräte oder vorzerkleinertes und vorsortiertes Material Output: aufgeschlossenes Material in definiertem Korngrößenbereich	Querstromzerspaner oder Schredder zum Aufschluss von EAG Mühlen oder Scheren zur Nachzerkleinerung Großschredder zum Aufschluss von Altfahrzeugen, Großgeräten und anderen Schrotten
Magnetscheidung	Permanentmagneten ziehen Fe-Metalle wie Eisen, Stahl und Nickel an.	Input: ausreichend aufgeschlossenes Material, Korngrößen entsprechend vorherigem Aufschluss Output: Fe-Metalle und Fe-Metall-entfrachtete, kunststoffreiche Sortierfraktion	i.d.R. nach jeder Zerkleinerungsstufe

Aufbereitungs- verfahren	Funktionsprinzip und Sortieraufgabe(n)	Input-/Output-Beschaffenheit	Anwendungsbeispiele
NE-Metallsortierung	Rotierende Neodymmagnete erzeugen in NE-Metallen einen Stromfluss, um über das resultierende Magnetfeld einen Austrag der NE-Metalle zu ermöglichen. Alternativen: Dichtentrennung in Schwertrüben oder elektrostatische Sortierverfahren	Input: NE-Metall-haltige Wertstoffströme in Korngrößen > 0,5 mm Output: NE-Metalle und kunststoffreiche Sortierfraktion	i.d.R. nach jeder Zerkleinerungsstufe
Elektrostatik	Materialspezifische triboelektrische Aufladung von Kunststoffen zur Sortierung von Kunststoff/Kunststoffgemischen Beaufschlagung des Inputs mit negativ geladenen Partikeln mittels Sprühelektrode zur Sortierung von Kunststoff/Metallgemischen anhand der Leitfähigkeit	Input Kunststoff/Kunststoffsartierung: trockenes (Restfeuchte < 0,5%), aufgeschlossenes, homogenes Material, idealerweise 2-Komponentenmischung in Korngrößen 2 – 12 mm Output Kunststoff/Kunststoffsartierung: bei idealen Gemischen Kunststofftypen-reine Sortierfraktionen mit Reinheiten > 98%	Kunststoff/Kunststoffsartierung: Trennung von ABS und PS, ggf. mit Anreicherung von PP-Restanteilen in einer Mittelfraktion
Dichtentrennung in Flüssigkeiten	Sortierung von aufgeschlossenen, benetzbaren und schwimm-bzw. sinkfähigen Materialien nach spezifischer Materialdichte in einer Dichtelösung oder Suspension mit gezielt eingestellter Dichte zur Anreicherung von Kunststoffen in definierten Dichtefenstern	Input: Mischung von Materialien, die sich in ihrer Dichte unterscheiden, im Korngrößenbereich 2 mm - 25 mm, je nach Verfahren Output: Leichtfraktion oder Schwerfraktion. Für vorbehandelte, kunststoffreiche EAG-Fraktionen können Reinheiten > 95% erreicht werden.	Anreicherung von Polyolefinen in einer Leichtfraktion (< 1,0 g/cm³) Anreicherung von bromarmem/-freiem ABS und PS im Dichtefenster 1,0 g/cm³ < x < 1,08 g/cm³ Anreicherung von NE-Metallen in der Schwerfraktion von Schwertrüben
Trenntische	Schwingende, luft- oder wasserdurchströmte schräge, perforierte Ebenen ermöglichen die Anreicherung von Materialien in horizontalen Lagen zur Sortierung von Metall/Kunststoffmahlgut.	Input: Korngrößen: 0,25 mm - 0,8 mm Output: Metallreiche und kunststoffreiche Sortierfraktionen	Sortierung von Kabelmahlgut zur Rückgewinnung des Kupfers

Aufbereitungs- verfahren	Funktionsprinzip und Sortieraufgabe(n)	Input-/Output-Beschaffenheit	Anwendungsbeispiele
Windsichtung	Durch Luftabsaugung wird Material in einem definierten Luftstrom entsprechend seiner Flugfähigkeit in der Leicht- oder in der Schwerfraktion angereichert. Einsatz zur Abtrennung von Feinkorn und/oder Entstaubung.	Input: zerkleinertes, aufgeschlossenes Material, das sich entsprechend seiner Flugfähigkeit anreichern lässt Output: Leichtfraktion oder Schwerfraktion	Abtrennung von flugfähigem Feinkorn während der Zerkleinerung Abtrennung einer Flusenfraktion oder anderen flugfähigen Materialien von Materialströmen (z.B. auch in der Sortierung von Verpackungsabfällen)
NIR	Bestrahlung von Material mit Halogenlampen zur Messung des materialspezifischen Reflektionsspektrums im NIR-Bereich zur Sortierung nach Kunststofftypen und anderen Materialien wie z.B. PE, PP, PS, PA, PET, PVC, PC/ABS, PPK, Holz	Input: Vereinzelt, rußfreies und unbeschichtetes Material im definierten Korngrößenbereich mit möglichst homogener Korngrößenverteilung (Bandsortierung: 10 - 150 mm, Flakesorter: 2-12 mm) Output: Für gemischte, kunststoffreiche und identifizierbare Inputströme werden i.d.R. Sortierreinheiten zwischen 80 und 90% im ersten Sortierdurchlauf erreicht.	Breiter Einsatz in der Sortierung von Leichtverpackungen, z.B. zur Sortierung von TetraPak, PS, PE, PET, Papier/Pappe/Karton
VIS	Messung von Reflektionsspektren im sichtbaren Spektralbereich zur Sortierung nach Form, Farbe oder Größe	Input: Teile unterschiedlicher Form, Farbe oder Größe in Korngrößen 10 – 150 mm Output: nach Form, Farbe oder Größe sortierte Fraktionen	Aussortierung dunkler Partikel aus hellen Materialströmen Erkennen von Flaschenformen in der Sortierung von Leichtverpackungen
LIBS	Durch hochenergetischen Laserimpuls wird ein Teil der Probenoberfläche erhitzt, verdampft und teilweise ionisiert. Messung der charakteristischen Lichtemission des Plasmazerfalls zur Sortierung nach Metallen, Kunststoffen und oder halogenierten Kunststoffqualitäten	Input: Aufgeschlossenes Material in kontinuierlicher Sortierung, Handheld Geräte ermöglichen die Messung größerer Bauteile. Output: Sortiert nach Materialart oder Additiv	Als handheld-Aggregat auf Schrottplätzen zur Identifizierung hochwertiger Metalle

Aufbereitungs- verfahren	Funktionsprinzip und Sortieraufgabe(n)	Input-/Output-Beschaffenheit	Anwendungsbeispiele
Laserinduzierte Fluoreszenz- Spektroskopie	Messung und Auswertung der durch Laserlicht (UV bis NIR) angeregten Fluoreszenz von Kunststoffen zur Sortierung nach Kunststofftypen	Input: kunststoffreiche Materialströme möglichst frei von Metallen, Elastomeren, Beschichtungen und inerten Materialien in Korngrößen 4 - 20 mm bzw. 15 - 75 mm je nach Gerätetyp Output: Für gemischte Inputströme sind Zielmaterialreinheiten von 80 - 90% im ersten Sortierdurchlauf erreichbar.	Kunststofftypensortierung von kunststoffreichen EAG- und Altfahrzeugsortierfraktionen
Röntgenbasierte Sortierung (XRT)	Messung der Intensität der Transmission von Röntgenstrahlung, um Rückschlüsse auf die atomare Materialdichte unter Berücksichtigung der Partikeldicke zu ziehen. Zur Sortierung nach atomarer Materialdichte z.B. von Metallen oder dichteverändernd additivierten Kunststoffen.	Input: Materialmischungen, deren Materialien sich in atomarer Dichte unterscheiden in Korngrößen 10 – 30 mm oder 30 – 80 mm. Technisch möglicher Bereich: 5 mm – 120 mm Output: Zielwert ist ein Summenparameter von 500 ppm Brom in bromarmer Sortierfraktion	Sortierung von NE-Metallen aus Schredderfraktionen
Lösungsmittelbasiertes Recycling	Selektives Auflösen, Reinigung der Kunststofflösung durch Abtrennung löslicher und unlöslicher Fremdmaterialien und Rückgewinnung des Zielkunststoffs	Input: Zielkunststoffangereicherte Materialmischungen Output: Zielkunststoff mit hohen Reinheiten, getrennt von unlöslichen und ggf. löslichen Verunreinigungen	Lösen von PE aus industriellen und Post-Consumer-Mehrschichtverbundmaterialien Abtrennung bromierter Flammschutzmittel aus PS In der Vergangenheit: PVC-Recycling
Homogenisierung	Rührsilos zur Erzeugung homogener Output-Qualitäten hinsichtlich Restfeuchte, Korngröße, Kunststofftypenverteilung, Fremdmaterialien und ggf. Schadstoffen	Input: Sortiertes Mahlgut Output: Homogenes Material in konstanter Qualität hinsichtlich optischer, mechanischer und rheologischer Eigenschaften	Bei Kunststoffrecyclern, welche große Mengen sortieren und recompoundieren
Geruchsentfernung	Geruchszugabe oder Entgasung zur Entfernung flüchtiger Bestandteile zur Verbesserung des Rezyklatgeruchs und sicheren Prozessführung	Input: Unangenehm riechendes Material durch Anteile von weniger thermostabilem Material Output: Material mit weniger Gerüchen und VOCs	Vakuumentextrusion zur Abtrennung flüchtiger Abbauprodukte

Aufbereitungs- verfahren	Funktionsprinzip und Sortieraufgabe(n)	Input-/Output-Beschaffenheit	Anwendungsbeispiele
Entlackung	Auflösen und Abtrennung der Lackschicht zur Verbesserung mechanischer und optischer Eigenschaften	Input: Lackierte Kunststoffe Output: Kunststoffe frei von Lacken	Post-Industrial-Recycling verschiedener Kunststofftypen
Recompounding	Aufschmelzen thermoplastischer Inputmaterialien und Formgebung durch Beförderung durch Auslassöffnung unter Druck, kombinierbar mit Schmelzefiltration, Dosiereinheiten und Entgasung zur Aufreinigung und Modifikation sortierter Mahlgüter	Input: Verunreinigungsgrad für Post-Consumer-Kunststoffe aus EAG < 5% Output: hochwertige Rezyklate herstellbar ab einer Inputreinheit > 97%	abschließender Schritt im Kunststoffrecycling

Quellennachweise sind in den Kapiteln 4.1.1 bis 4.1.9 zu finden

4.2 Existierende Prozessketten für EAG

Elektroaltgeräte werden in Annahmestellen für EAG nach Sammelgruppen erfasst (vgl. §§ 13 f. ElektroG) und an EBA zur weiteren Aufbereitung übergeben. Die EBA führen manuelle und maschinelle Behandlungsschritte zur Schadstoffentfrachtung und Wertstoffrückgewinnung durch. Dabei entstehen sammelgruppen- und teils auch gerätetypisch angereicherte Kunststofffraktionen.

Folgende Sammelgruppen sollen in diesem Kapitel detaillierter hinsichtlich der eingesetzten Aufbereitungsverfahren und -verfahrensketten dargestellt werden:

- ▶ Sammelgruppe 1: Wärmeüberträger;
- ▶ Sammelgruppe 2: Bildschirmgeräte mit Bildschirmoberfläche > 100 cm²;
- ▶ Sammelgruppe 4: Großgeräte mit einer Kantenlänge > 50 cm; und
- ▶ Sammelgruppe 5: Kleingeräte und kleine Geräte der Informations- und Telekommunikationstechnik mit einer Kantenlänge < 50 cm.

Sammelgruppen 3 (Lampen) und 6 (Photovoltaikmodule) werden in diesem Projekt nicht weiter betrachtet, da diese relativ zu den anderen Sammelgruppen nur einen geringen Anteil am Gesamtkunststoffaufkommen in den EEG besitzen (vergleiche Kapitel 3.5.2 und Tabelle 9).

In der Folgebehandlung können die, in der Regel gemischten, Kunststofffraktionen weiter sortiert werden, um sortenreine Kunststofffraktionen für die Rezyklatherstellung zu erzeugen. Der Umfang, in welchem ein Unternehmen an der gesamten Prozesskette beteiligt ist, könne sehr unterschiedlich sein (Expert*innenmeinung Interview).

4.2.1 Erstbehandlung EAG

Die Erstbehandlung von EAG muss gemäß § 21 Abs. 1 ElektroG durch zertifizierte EBA durchgeführt werden. Die Verordnung über Anforderungen an die Behandlung von EAG (EAG-BehandlungsV) tritt 2022 in Kraft und stellt Anforderungen an die Erstbehandlung von Altgeräten hinsichtlich Schadstoffentfrachtung, Wertstoffseparierung, Demontage, Zerkleinerung, Recycling, sonstiger Verwertung und Vorbereitung zur Beseitigung.

Definierte Bauteile mit einem hohen Schadstoff- oder Ressourcenpotential müssen vor einer mechanischen Grobzerkleinerung entfernt werden. Dies betrifft Druckertoner und Tintenpatronen, Cadmium- oder selenhaltige Fotoleitertrommeln, berylliumoxidhaltige Bauteile, bestimmte Leiterplatten, quecksilberhaltige Bauteile, fluorkohlenwasserstoffhaltige Kältemittel (FCKW, H-FCKW, HFKW, KW), Chrom-VI-haltige Ammoniaklösung bei Absorberkühlgeräten, PMMA- und PC-Scheiben aus Flachbildschirmgeräten, Flüssigkeiten und Gase, asbesthaltige Bauteile Kathodenstrahlröhren und Bauteile, die radioaktive Stoffe enthalten.

Nach einer mechanischen Zerkleinerung müssen verbliebene quecksilberhaltige Bauteile, Batterien und Akkumulatoren, Leiterplatten, bromiert flammgeschützte Kunststoffe, Fluorkohlenwasserstoffe, LCDs mit einer Oberfläche > 100 cm² sowie hintergrundbeleuchtete Anzeigen mit Gasentladungslampen, externe elektrische Leitungen, feuerfeste Keramikfasern und PCB-haltige Kondensatoren entfernt werden.

Einige Betriebe fokussieren sich ausschließlich auf die Erstbehandlung einer oder mehrerer Sammelgruppen oder auch auf bestimmte Gerätetypen (z.B. Datenträger oder Desktop-PCs). So behandeln kleine EBAs wie soziale Werkstätten ggf. nur wenige Tonnen EAG im Jahr, während große EBAs mehrere 10.000 t/a erstbehandeln (Expert*innenmeinung Interview).

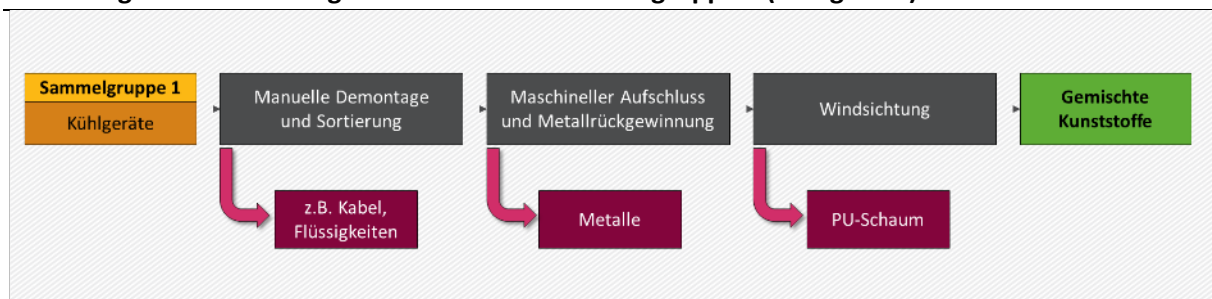
Befragte Expert*innen aus dem Betrieb von EBAs geben an zur fachgerechten Erstbehandlung manuelle und maschinelle Verfahrensschritte für Verbundaufschluss, Schad- und Störstoffentfrachtung und Wertstoffsartierung einzusetzen, der Automatisierungsgrad unterscheidet sich von EBA zu EBA und die Prozessketten unterscheiden sich außerdem von Sammelgruppe zu Sammelgruppe.

Nachfolgend werden die angewandten Verfahren sammelgruppenspezifisch hinsichtlich der erzeugten Kunststoffsortierfraktionen näher erläutert, die in der Folgebehandlung für das werkstoffliche Recycling aufbereitet werden können.

Sammelgruppe 1: Wärmeüberträger

Trockengelegte Kühlgeräte aus Sammelgruppe 1 müssen gemäß TA Luft in gekapselten Anlagen behandelt werden, um unkontrollierte Treibmittelverluste zu verhindern. Nach einer maschinellen Zerkleinerung der trockengelegten Gehäuse werden Metallteile, Kunststoffteile und der Polyurethan-Schaum voneinander getrennt, sodass eine gemischte Kunststofffraktion entsteht, die überwiegend Thermoplaste enthält (Abbildung 37). Der Polyurethan-Schaum wird vermahlen, um das in den Poren gebundene Treibmittel freizusetzen und zu erfassen. Die verbleibenden Treibmittelreste können durch zusätzliche Behandlungsschritte (z.B. Wärmezufuhr) entfernt werden. Die Polyurethanfraktion würde in der Regel energetisch verwertet werden (Expert*innenmeinung Interview).

Abbildung 37: Verwertung von Geräten der Sammelgruppe 1 (Kühlgeräte) in EBAs



Quelle: Eigene Darstellung, Fraunhofer IVV

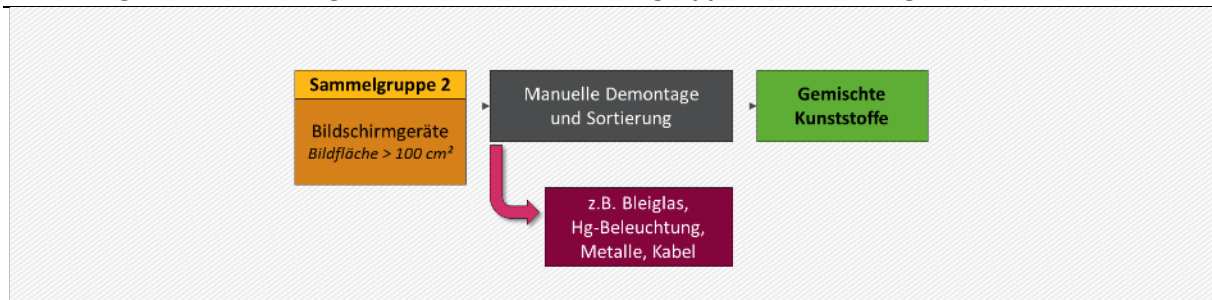
Der Kunststoffanteil beträgt etwa 30% bezogen auf den Gesamtinput einer im Rahmen der durchgeführten Interviews befragten EBA. Von diesen 30% macht PS mit etwa 65% den Hauptkunststofftyp der Sammelgruppe 1 aus. Andere vorhandene Kunststofftypen sind PU, ABS und PMMA (Expert*inneninformation Interview) sowie PP und PVC (P. A. Wäger et al., 2009). Regale und Schubladen können vor der maschinellen Zerkleinerung zur separaten Vermarktung als Monofractionen manuell entnommen werden, dies geschieht allerdings nur in einer dafür attraktiven Marktlage. Die gemischte thermoplastische Kunststofffraktion enthält halogenierte und halogenfreie Kunststoffqualitäten und kann in der Folgebehandlung weiter aufbereitet werden. Die Folgebehandlung erfolge in der Regel in Deutschland oder nahegelegenen europäischen Ländern (Expert*innenmeinung Interview).

Sammelgruppe 2: Bildschirme, Monitore und Geräte, die Bildschirme mit einer Oberfläche von mehr als 100 cm² enthalten

Bildschirmgeräte mit einer Bildschirmfläche > 100 cm² werden zur Schadstoffentfrachtung zunächst einer manuellen Demontage und Sortierung unterzogen. Sammelgruppe 2 umfasst verschiedene Gerätetypen, die von EBAs unterschiedlich behandelt werden, aber ähnliche Materialzusammensetzungen hinsichtlich der Kunststoffqualitäten aufweisen, darunter Flachbildschirmgeräte mit Flüssigkristallanzeige (LCD), Röhrenbildschirmgeräte (CRT), LED-Bildschirmgeräte und Plasma-Bildschirmgeräte. Über den manuellen Verbundaufschluss entstehen grobkörnige Kunststofffraktionen, die geringe Anteile kunststofffremder Materialien

(z.B. Schrauben) enthalten. Abbildung 38 veranschaulicht die Entstehung von Kunststofffraktionen aus Sammelgruppe 2 in EBAs über manuelle Demontage und Separation.

Abbildung 38: Verwertung von Geräten der Sammelgruppe 2 (Bildschirmgeräte) in EBAs



Quelle: Eigene Darstellung, Fraunhofer IVV

Die o.g. Bildschirmgeräte weisen gerätetypische Materialzusammensetzungen auf. Bildschirmgeräte enthalten insbesondere flammgeschütztes und flammenschutzfreies ABS, PS und PC/ABS als Hauptkunststofftypen. PMMA-Scheiben von Flachbildschirmen können von EBAs als Monofraktion für werkstoffliches PMMA-Recycling sortiert werden.

Je nach Inputzusammensetzung der EBAs schwanken die Kunststoffanteile erheblich. So haben CRT-Bildschirmgeräte meist ein sehr viel höheres Gewicht als Flachbildschirme, weisen höhere Gehalte bromierter Flammschutzmittel auf und fallen sehr schwankend im Jahresverlauf an, während Flachbildschirme einen höheren Anteil an Kunststoffblends enthalten. Insgesamt ist ein deutlicher Rückgang am Aufkommen von CRT-Bildschirmgeräten in EBAs zu verzeichnen, hier können auch regionale Unterschiede im Aufkommen beobachtet werden. Allen Gerätetypen ist gemein, dass sie zunächst, in der Regel manuell, demontiert werden, um Schadstoffe auszuschleusen und sie einer fachgerechten Aufbereitung oder Verwertung zugänglich zu machen. Durch die manuelle Schadstoffentfrachtung können die Kunststoffe von Bildschirmgeräten von den restlichen Materialien dieser Geräte getrennt werden und an Folgebehandler weitergegeben werden.

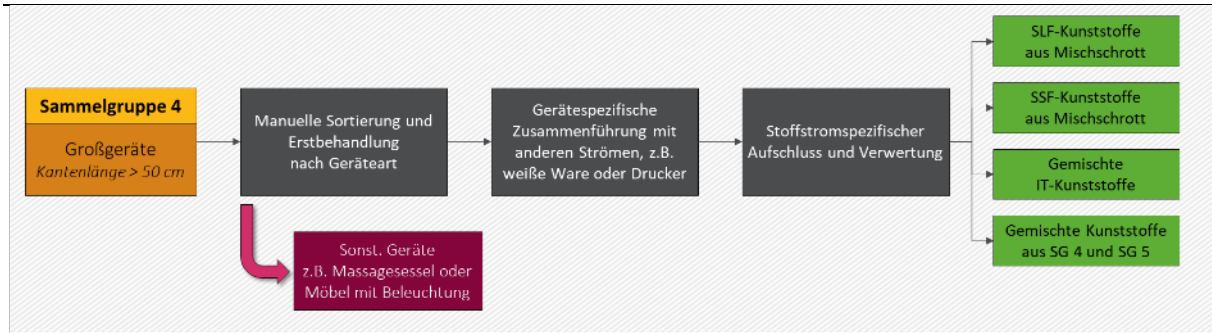
Typische kunststoffreiche Sortierfraktionen aus der manuellen Demontage sind Kabel, Leiterkarten, Gehäusekunststoffe und PMMA-Scheiben. Die Zusammensetzung der Gehäusekunststofffraktionen variiert nach Gerätetypen und -mengen und auch damit, ob EBAs die Gehäusekunststoffe der verschiedenen Bildschirmgerätetypen trennen oder gemeinsam sammeln. Eine allgemeingültige Aussage über die Zusammensetzung hinsichtlich Kunststoffausbeuten und -qualitäten kann daher nicht getroffen werden. So hat zum Beispiel eine EBA im Interview angegeben, etwa einen Kunststoffoutput von 10% aus Sammelgruppe 2 zu erzeugen, eine andere EBA nannte einen Kunststoffoutput von 6 – 7%. Bei letzterer beträgt der Gewichtsanteil der CRT-Bildschirme etwa 80 %. Beide EBAs wiesen explizit darauf hin, dass diese Werte auch innerhalb des Betriebes größeren Schwankungen unterliegen (vgl. Kapitel 4.2.2).

Sammelgruppe 4: Großgeräte

Elektro Großgeräte, die zu entfernende Bauteile enthalten, müssen erkannt und vor der ersten Zerkleinerung demontiert und schadstoffentfrachtet werden. Anschließend dürfen sie einer mechanischen Zerkleinerungsanlage zugeführt werden (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA), 2018) (Expert*inneninformation Interview)

Auch Schredderbetriebe können als zertifizierte EBA für Sammelgruppe 4 auftreten. Neben der Schadstoffentfrachtung sortieren EBAs in der Regel die klassische weiße Ware und Geräte, die aufgrund ihrer Materialzusammensetzung und Beschaffenheit Geräten der Sammelgruppe 5 ähneln und sonstige Geräte manuell, um diese gerätespezifisch zu behandeln (Abbildung 39).

Abbildung 39: Verwertung von Geräten der Sammelgruppe 4 (Großgeräte) in EBAs



Quelle: Eigene Darstellung, Fraunhofer IVV

Weißer Ware

Da es für den maschinellen Aufschluss der schadstoffentfrachteten weißen Ware robuster Zerkleinerungsverfahren bedarf, wird sie nach der Erstbehandlung in EBAs an Schredderbetriebe zur weiteren Aufbereitung übergeben, wo sie hierzulande mit anderen Schrotten gemeinsam zerkleinert werden. Dabei entstehen eine SLF und eine SSF, wobei sich flugfähige Kunststoffteile in der SLF, andere in der SSF anreichern (vgl. Abbildung 42 in Kapitel 4.3.2). Befragte Expert*innen aus den Niederlanden und Frankreich geben an, dass weiße Ware als Monocharge behandelt wird. Dies sei ökologisch sinnvoll, ökonomisch aber teurer.

Der dominierende Kunststofftyp der weißen Ware ist PP, gefolgt von PUR, ABS, PS und HIPS (P. A. Wäger et al., 2009). Weißes PP der Sammelgruppe 4 ist in der Regel hochgefüllt.

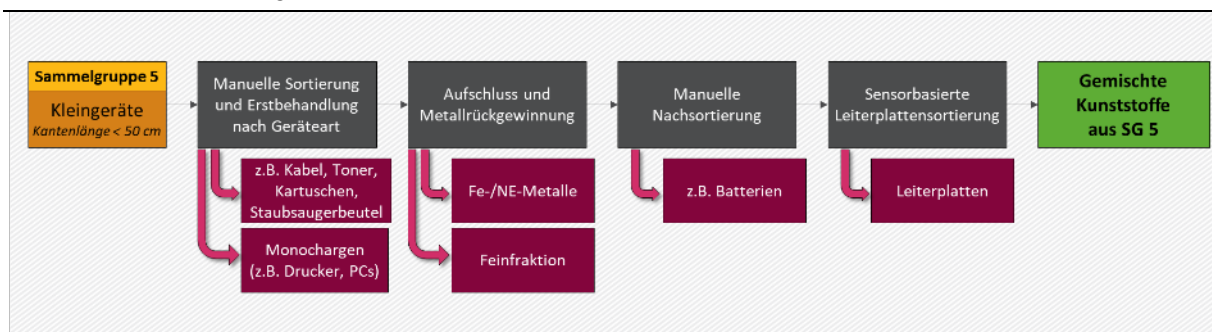
Großgeräte mit ähnlicher Materialzusammensetzung wie Geräte der Sammelgruppe-5

Als Großgeräte gesammelte EAG mit einer Materialzusammensetzung ähnlich der Sammelgruppe 5 wie z. B. große Drucker oder Staubsauger, werden von EBAs in andere Aufbereitungsketten überführt. Gemäß den Angaben einer EBA liegt der Anteil der Geräte, die von Sammelgruppe 4 in die Behandlung von Geräten der Sammelgruppe 5 überführt werden, zum Beispiel bei 14 – 15 %.

Sammelgruppe 5: Kleingeräte und kleine Geräte der Informations- und Telekommunikationstechnik

Die Erstbehandlung von Geräten der Sammelgruppe 5 erfolgt in komplex verschalteten Anlagen, die sich in ihrer Ausführung von EBA zu EBA unterscheiden. Abbildung 40 zeigt schematisch eine mögliche Prozesskette der Erstbehandlung.

Abbildung 40: Verwertung von Geräten der Sammelgruppe 5 (Kleingeräte und kleine IKT-Geräte) in EBAs



Quelle: Eigene Darstellung, Fraunhofer IVV

Folgendes Praxisbeispiel soll die Komplexität und typischen Verfahrensschritte einer EBA veranschaulichen: In der Aufbereitung von Geräten der Sammelgruppe 5 werden hier etwa 300

Zwischenprodukte erzeugt, um Wertstoffe zu sortieren und Stör- und Schadstoffe abzutrennen. Zuerst werden von außen zugängliche und zu entfernende Bauteile (z. B. Staubsaugerbeutel, externe Kabel) und Wertstoffe (z. B. Desktop PCs) entnommen. Anschließend wird der Stoffstrom grob aufgeschlossen und die dabei entstehende Feinfraktion abgetrennt, um eine nachfolgende Sortierung im optimalen Korngrößenbereich zu gewährleisten. Erneut folgt eine manuelle Entnahme zu entfernender Teile (z. B. von Batterien oder kupferhaltigen Wertstoffen) bevor das Material weiter zerkleinert, sortiert und schad- und störstoffhaltige Bauteile wieder manuell entnommen werden. Nach einer weiteren Zerkleinerungsstufe, Feinkornabtrennung und Fe-/NE-Metallentfrachtung erfolgt eine automatisierte sensorgestützte Aussortierung der Leiterplatten und eine weitere Metallrückgewinnungsstufe. In kleineren EBAs kann der Anteil manueller Verfahrensschritte höher sein. So werden zum Beispiel auch Leiterplatten manuell aussortiert. Gemäß Angaben einer größeren EBA fallen als kunststoffreiche Outputfraktionen aus Sammelgruppe 5 etwa 25% des gesamten Inputs an. Dies umfasst Leiterplatten, Feinkorn, Kabel und eine Sortierfraktion gemischter Kunststoffe. Die gemischte Kunststofffraktion wird an Folgebehandler weitergereicht und macht etwa 2/3 der Kunststoffe aus.

Es dominieren die Kunststofftypen PP, ABS (bromhaltig und bromfrei), PS (bromhaltig und bromfrei) und PC/ABS. Andere vorhandene Materialien sind in der Regel Metalle (z. B. 5 - 10%), Holz, Elastomere, Papier und zu geringeren Anteilen auch andere Kunststoffe wie POM, PU, PA, PPO/PS und weitere Blends.

Nach dieser Behandlung in EBA vermarkten Betriebe die kunststoffreiche Restfraktion der Sortierung zur Folgebehandlung innerhalb Deutschlands, innerhalb Europas, aber auch ins außereuropäische Ausland (Expert*innenmeinung Interview).

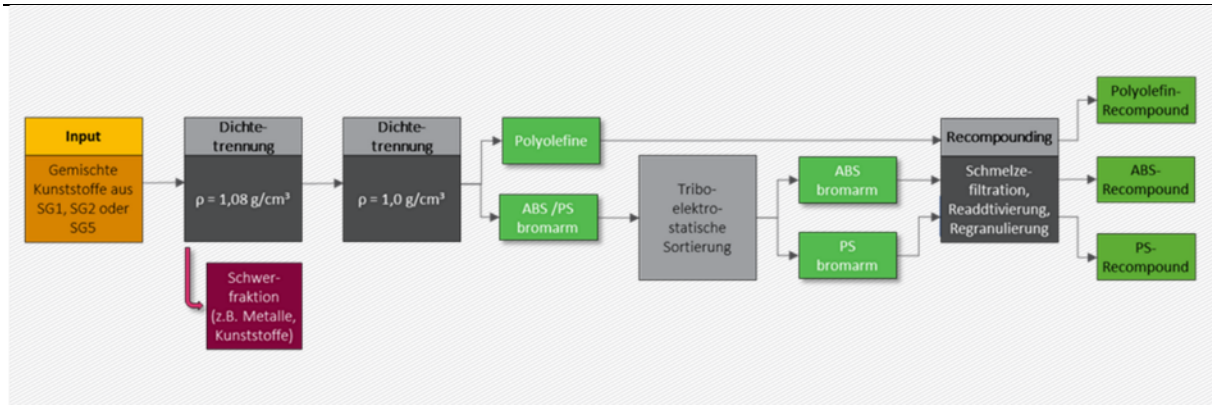
4.2.2 Folgebehandlung EAG

Folgebehandler geben an, dass die Sortierfraktionen, die sie von den einzelnen EBAs erhalten, sich von EBA zu EBA etwas in der Zusammensetzung unterscheiden, das sortierte Material von den jeweiligen EBAs aber in recht konstanter Zusammensetzung angeliefert wird und das Material einer EBA daher nur geringen Schwankungen unterliegt.

Bevorzugte Korngrößen als Input für die Folgebehandlung sind > 10 mm, so werden von einem Folgebehandler zum Beispiel Inputs in den Korngrößen > 6 mm verarbeitet. Folgebehandler behandeln PP-, PS- und ABS-reiche Inputfraktionen, die neben den Fremdkunststoffen PA, PC, PC/ABS, POM und PVC auch weitere Fremdmaterialien wie andere Kunststofftypen und -qualitäten (beispielsweise glas- oder kohlefaserverstärkte Kunststoffe und Elastomere) und unübliche Kunststoffblends, sowie Restmetalle (z.B. 3 – 8%), Holz, Papier und Batterien sowie Spuren von Quecksilber und Cadmium enthalten. Nicht alle Verbunde werden in EBAs aufgeschlossen, sodass im Input 2-Komponenten-, 3-Komponenten-, 4-Komponenten-Verbunde enthalten sein können. Insbesondere verklebte Verbunde und Schraubverbindungen sind im Input zu finden.

Kerntechnologien der angewandten industriellen Aufbereitung kunststoffreicher Sortierfraktionen sind dichtebasierte und elektrostatische Sortierprozesse. Abbildung 41 veranschaulicht die Reihenfolge und Sortieraufgaben dieser wesentlichen Verfahrensschritte.

Abbildung 41: Aufbereitung der kunststoffreichen EAG-Sortierfraktionen aus EBAs



2-stufige Dichtentrennung mit anschließender elektrostatischer Sortierung

SG: Sammelgruppe

Quelle: eigene Darstellung, Ramboll und Fraunhofer IVV

In der ersten Stufe werden Materialien mit einer Dichte $> 1,08 \text{ g/cm}^3$ oder $1,09 \text{ g/cm}^3$ abgetrennt. In der Leichtfraktion werden die bromarmen und bromfreien Zielkunststoffe ABS, PS und PP und in geringen Anteilen weitere Fremdmaterialien angereichert, die eine Dichte kleiner der des Trennmediums aufweisen, wie Holz, Elastomere und andere Fremdkunststoffe. Anschließend wird die Leichtfraktion durch einen weiteren Dichtetrennschritt bei $1,0 \text{ g/cm}^3$ sortiert: in der Schwerfraktion werden die bromarmen und bromfreien Kunststoffe ABS und PS, sowie zu geringeren Anteilen auch mineralgefülltes PP, angereichert, in der Leichtfraktion ungefüllte Polyolefine. Die mit ABS und PS angereicherte Dichtesortierfraktion $1,0 \text{ g/cm}^3 < \rho < 1,1 \text{ g/cm}^3$ wird durch elektrostatische Sortierung weiter in eine ABS- und eine PS-Fraktion separiert. Kunststoffe mit einer Dichte $> 1,1 \text{ g/cm}^3$ werden meist über die Schwerfraktion abgetrennt, diese beinhaltet zum Beispiel einen Großteil des PA, PC, PC/ABS, PVC, POM und PMMA, auch PP+talc kann eine Dichte $> 1,1 \text{ g/cm}^3$ aufweisen (Expert*inneninformation Interview).

Die in Abbildung 41 vereinfacht dargestellte Verfahrenskette wird durch diverse Aufbereitungsverfahren wie beispielsweise maschinelle Zerkleinerung, Fe-/NE-Metallentfrachtung, Siebung, Schlammabtrennung, Schwergutfallen, verschiedene Sichter, Gummiseparierung, Holztrennung und spektroskopische Verfahren oder auch durch weitere Dichtetrennschritte oder spektroskopische Sortierverfahren ergänzt, um Fremdmaterialien vom Zielmaterial zu separieren und um weitere Wertstoffe zu gewinnen. So wird als weitere Wertstofffraktion in der Regel auch eine Metallfraktion zur weiteren werkstofflichen Aufbereitung erzeugt. Einem Recyclingunternehmen gelingt darüber hinaus die sortenreine Sortierung von PC/ABS-Mahlgut (Müller-Guttenbrunn Group, 2019). Nach der Erzeugung sortenreiner Mahlgüter, kann eine Homogenisierung in großen Rührsilos erfolgen, um Qualitätsschwankungen im Compounding vorzubeugen.

Die Ausbeuten unterscheiden sich von Stoffstrom zu Stoffstrom. Für kunststoffreiche Inputfraktionen aus Kühlgeräten der Sammelgruppe 1 können zum Beispiel Ausbeuten von 70% erreicht werden. Die erzielbaren Ausbeuten von Bildschirmgeräten der Sammelgruppe 2 sind maßgeblich vom Gerätetyp abhängig. Dies ist auch bei Sammelgruppe 4 zu beachten: die Ausbeuten hängen von Gerätegruppen ab, z.B. weiße Ware mit eher geringen Ausbeuten wegen des hohen Anteils hochgefüllter Polyolefine oder große IKT-Geräte). Aus einer gemischten Kunststofffraktion der Sammelgruppe 5 werden im industriellen Maßstab etwa 50 % der Kunststoffe als sortenreines PP, bromarmes ABS und bromarmes PS zurückgewonnen. PP macht davon etwa 10 %-Punkte aus, ABS und PS zu etwa gleichen Teilen den Rest. Die genauen

Ausbeuten schwanken von Recycler zu Recycler durch Unterschiede in den Prozesskombinationen und Inputs.

Nachfolgend werden die ermittelten Bromgehalte der kunststoffreichen Sortierfraktionen einer umfassenden Schadstoffanalyse verschiedener realer EAG-Ströme dargestellt, die durch die In einer durch die Norwegian Environment Agency beauftragten Studie wurden verschiedene reale EAG-Sortierfraktionen umfassend schadstoffanalytisch bewertet.

Die Bromgehalte des aus Kühlgeräten sortierten PS-, ABS- und PE/PP-Mahlguts liegen unter 300 mg/kg. Für die Dichteschwerfraktion wurden Bromgehalte < 1.250 mg/kg ermittelt.

Die Untersuchung grober und feiner Schredderfraktionen aus großen EAG (in Deutschland Sammelgruppe 4) ergab Bromgehalte < 250 mg/kg für alle analysierten Proben.

Die ermittelten Bromgehalte von sortierten ABS-, PS- und PE/PP-Mahlgütern kunststoffreicher Sortierfraktionen aus kleinen EEG lagen deutlich unter 1.000 mg/kg. In der Schwerfraktion erreichten die Messwerte einen maximalen Bromgehalt von 12.330 mg/kg.

Die Zielkunststoff-angereicherten Mahlgüter werden durch Homogenisierung, Extrusion, Schmelzefiltration, Readditivierung und Regranulierung veredelt. Die Schmelzefiltration wird meist mit Schmelzefiltern in der Größe von 180 µm durchgeführt. Zur Modifizierung der Rezyklateigenschaften werden Additive zur Verbesserung der Schlagfestigkeit, Phasenvermittler und weitere Additive je nach gewünschter Modifizierung hinzugefügt.

Die Rezyklate werden im industriellen Maßstab unterschiedliche Qualitäten erzeugt. Es können sehr hohe Reinheiten (>98 %) erzeugt werden, die die Herstellung qualitativ hochwertiger Rezyklate durch maßgeschneidertes Recompounding erlauben. EU-RoHS und EG-REACH-konforme Kunststofffraktionen werden weitervermarktet.

Die Produkte können Rezyklatcompounds mit Neuware-ähnlichen Qualitäten sein, die zum Beispiel in neuen EEG oder Fahrzeugen eingesetzt werden können. Darüber hinaus finden sie ihren Wiedereinsatz zum Beispiel in der Bau-, Garten- und in der 3D-Druckfilamentherstellung (Expert*innenmeinung Interview).

4.2.3 Hemmnisse und Hindernisse für das EAG-Kunststoffrecycling

Im Rahmen der geführten Interviews mit Expert*innen entlang der gesamten EAG-Kunststoffaufbereitungskette wurden diverse Hindernisse benannt, die einem erhöhten Rezyklateinsatz im Weg stehen.

Die Schwierigkeiten beginnen bereits beim Produktdesign. Insbesondere Klebverbindungen, teils unnötige Materialvielfalt, der Einsatz ungewöhnlicher Kunststoffe (wie z.B. PC/PET-Blends) und Schadstoffe erschweren die sortenreine Sortierung von Kunststofftypen. Ebenso können oberflächliche Beschichtungen wie Lacke und die Einfärbung mit Ruß eine spektroskopische Sortierung behindern und die Rezyklatqualität mindern.

Die Erfassung von EAG in Sammelgruppe 4 erfordert eine Nachsortierung der Geräte, da robuste Großgeräte, die im Großschredder aufgeschlossen werden müssen, aufgrund ihrer Kantenlänge gemeinsam mit Kleingeräte-ähnlichen und anderen Materialqualitäten erfasst werden.

Ungleiche Rahmenbedingungen innerhalb der EU und der Umgang mit gefährlichen Abfällen erschweren oder behindern den innereuropäischen Handel mit Kunststoffen aus EAG, z.B. durch die teils langwierige Genehmigung eines grenzüberschreitenden Transports notifizierungspflichtiger Abfälle oder durch das Verbot einiger Länder gefährliche Abfälle wie bromhaltige Kunststofffraktionen zu exportieren.

Europäische Recycler konkurrieren mit Preisen, die der außereuropäische Markt bereit ist, für die kunststoffreichen EBA-Fractionen zu zahlen.

Während vorhandene Recyclingkapazitäten heute nicht ausreichen, um zum Beispiel den Rezyklatbedarf zur Erfüllung einer eventuellen Rezyklateinsatzquote zu decken, fehlt es auf der anderen Seite an der Rezyklatnachfrage.

Insgesamt hat Kunststoffrecycling bisher keinen guten Ruf. Insbesondere qualitative Bedenken hemmen die Nachfrage sowohl seitens der Hersteller als auch der Kunden.

Recycler geben an, sich bei Investitionen wegen der unsicheren Rechtslage hinsichtlich der Schadstoffgrenzwerte für Rezyklate zurückzuhalten, da nicht sichergestellt ist, dass die Schadstoffgrenzwerte langfristig gelten und Neuregelungen möglicherweise nicht erfüllbar erscheinen.

4.3 Existierende Prozessketten Altfahrzeugrecycling

Ein Altfahrzeug enthält eine große Vielzahl an kunststoffreichen Bauteilen. Ähnliche Bauteile weisen häufig ähnliche Kunststoffqualitäten, Verbundarten, Schadstoffbelastungen, Verschleißerscheinungen etc. auf.

Neben den Polyolefinen werden insbesondere die thermoplastischen Kunststofftypen PA, ABS, ASA, SAN, PP/EPDM, PC, PC/ABS und PBT eingesetzt. PP und PP/EPDM liegen häufig in mineralgefüllten Qualitäten vor. Einige Kunststoffe werden glasfaser- oder glaskugelverstärkt, um technischen Anforderungen zu genügen. Polyolefine haben sich im Laufe der letzten Jahrzehnte zu Kunststoffen entwickelt, die höheren technischen Anforderungen genügen, und finden daher inzwischen einen breiteren Einsatzbereich als es in der Vergangenheit üblich war.

Verbunde, werden durch Clipsen, Klemmen, Kleben und Schweißen erreicht, wobei Klipsen und Klemmen bevorzugt eingesetzt werden. Kleben ist zum Beispiel für Schaum-Haut-Träger-Verbunde üblich und wurde früher auch für Stoßfänger eingesetzt.

Welche Kunststoffanteile, Kunststofftypenzusammensetzung und Verbundarten im einzelnen Altfahrzeug vorzufinden sind, hängt von diversen Faktoren wie beispielsweise Hersteller, Modell und Baujahr ab.

4.3.1 Vorbehandlung und Demontage von Altfahrzeugen

Altfahrzeuge werden in anerkannten Demontagebetrieben vorbehandelt und demontiert. In Demontagebetrieben findet derzeit kaum eine Demontage und Sortierung thermoplastreicher Bauteile statt. Die Entnahme aller Fahrzeugkomponenten bis zur nackten Restkarosse sei zeitaufwendig. Es gab in der Vergangenheit vereinzelt Betriebe, die eine hohe Demontagetiefe an Demontagelinien umgesetzt haben, diese Praxis hat sich allerdings nicht durchgesetzt (Mosselaar Autorecycling en Autodemontage b.v., o. J.). Stattdessen werde zur Demontage von Altfahrzeugen üblicherweise werkstattübliche Werkzeugsets, Demontagestationen und Bagger eingesetzt, um schadstoffhaltige und besonders wertstoffhaltige Bauteile wie den Katalysator zu entnehmen (Expert*innenmeinung Interview).

Der Tank wird nach Absaugung ggf. demontiert, um Restkraftstoff abdampfen zu lassen. Ob die Tankdemontage im Einzelfall erfolgt, sei auch von der Zugänglichkeit des Tanks abhängig. Für separat gesammelte Tanks fehlen profitable Absatzmöglichkeiten. Einige Demontagebetriebe entnehmen Stoßfänger für das werkstoffliche Recycling und trennen mitgerissene Fremdmaterialien ab, um Stoßfängerkunststoffe für das werkstoffliche Recycling bereitzustellen. Ohne Zerkleinerung fallen Tanks und Stoßfänger in Sortierfraktionen geringer Schüttdichte an. Ein befragter Demontagebetrieb, der 2.000 Altfahrzeuge pro Jahr behandelt, demontiert und

sortiert etwa 10 Tonnen Stoßfänger pro Jahr. Die Demontage müsse nicht zerstörungsfrei erfolgen (Expert*innenmeinung Interview).

Die Kunststoffteile seien zwar leicht mit werkstattüblichem Werkzeug zu demontieren, der Zeitaufwand sei nach Einschätzung der befragten Demontagebetriebe wirtschaftlich allerdings nicht gerechtfertigt. Zimmermann et al. (2022) bestimmten für die Separation von Stoßfängern (vorne und hinten) sowie Radhausschalen einen Zeitbedarf von insgesamt 52 Minuten⁴⁰ und damit Behandlungs- bzw. Bearbeitungskosten von ca. 57 € pro Altfahrzeug. Die weitere stoffliche Verwertung der separierten Kunststoffbauteile (16 kg) kann dabei ca. 50 €/t Erlösüberschuss bedeuten (Verkauf: 160 €/t Erlöse für die Stoßfänger minus verringerte Erlöse für die Restkarosse durch reduziertes Gewicht). Unter Berücksichtigung aller dabei entstehender Kosten und Erlöse würden einem Demontagebetrieb, der ~500 Altfahrzeugen pro Jahr behandelt inklusive der Separation der großen Kunststoffteile, pro Altfahrzeug Netto-Kosten von 93 € entstehen (Zimmermann et al., 2022). Eine durchgeführte Studie in Frankreich (ADEME, 2015)) kommt zu dem Ergebnis, dass die Verluste bzw. Gewinne pro Altfahrzeug eines Zerlegebetriebs stark schwanken können. Angegeben wird eine Spanne von -225 €/Altfahrzeug und +109 €/Altfahrzeug. Für rund 40% der beteiligten Zerlegebetriebe waren die Geschäfte verlustbringend.

IDIS enthält Demontageinformationen zu einzelnen Bauteilen, auch zu großen Kunststoffteilen. Eine regelmäßige Auswertung der Datenbank vor, während oder nach jeder Demontage eines Bauteils wäre im Demontagealltag zu aufwendig. Kunststofftypenkennzeichnungen werden in der aktuellen Demontagepraxis und -tiefe sehr selten genutzt. Eine Beachtung der IDIS-Informationen und der Kennzeichnungen ist bei der Demontage und Sortierung von größeren kunststoffreichen Bauteilen teilweise möglich und hilfreich. Durch Praxis, Erfahrungswerte und Routine kann ein geübter Demonteur häufig auf das Auslesen der Kunststofftypenkennzeichnung oder der IDIS-Datenbank verzichten und bei Unsicherheiten darauf zurückgreifen (Expert*innenmeinung Interview).

4.3.2 Aufbereitung der Restkarossen durch Schredderbetriebe

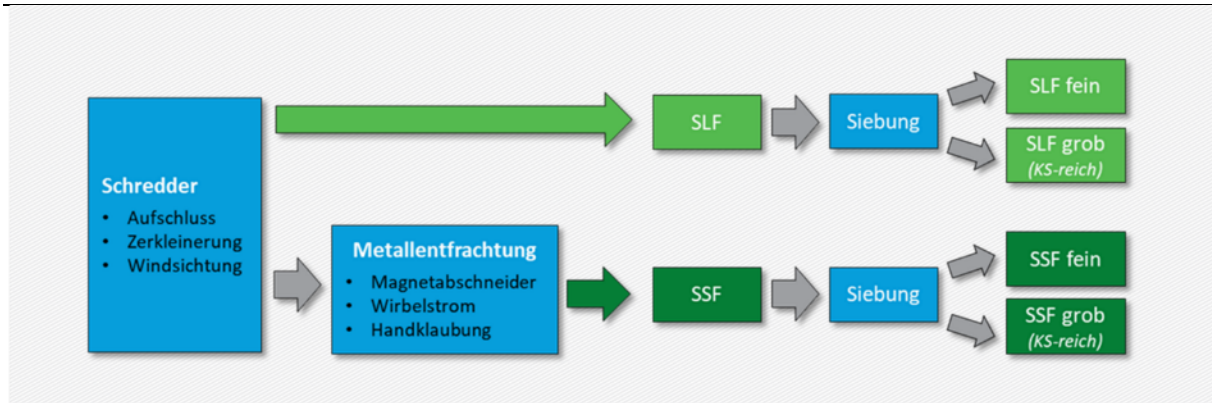
Restkarossen werden gepresst von Demontagebetrieben an Schredderbetriebe übergeben (Sander et al., 2016) (Expert*innenmeinung Interview) und durch diese im Schredder aufgeschlossen. Es werden gemischte Inputströme verarbeitet, sodass die kunststoffreichen Schredderfraktionen auch aus altfahrzeugfremden Materialien bestehen (Martens, Goldmann, 2016b). Der Altfahrzeuganteil am Input eines Schredderbetriebs liegt zum Beispiel zwischen 5% und 20%. Altfahrzeuge stellen den kunststoffreichsten Input von Schredderbetrieben dar, gefolgt von EAG der SG 4. Aber auch aus Bau- und Abriss- oder aus Dosenschrott werden Kunststoffe und kunststofffremde Materialien anderer Inputs in Schredderrückstandsfraktionen eingetragen.

Die Entnahme von Tanks und Stoßfängern vor dem Schreddern kann auch in Schredderbetrieben erfolgen. Ein geübter Baggerfahrer benötige wenige Minuten, um diese beiden Bauteile maschinell zu demontieren und zu sortieren. Durch die Abtrennung von Stoßfängern und den Weiterverkauf an Recyclingunternehmen können Entsorgungskosten gesenkt werden. Die Abtrennung von Tanks kann Verpuffungen im Schredder vermeiden, die durch Kraftstoffrückstände in Tanks entstehen, geht aber gleichzeitig mit erhöhten Entsorgungskosten einher, sofern sie einer gesonderten Entsorgung zugeführt werden (Expert*innenmeinung Interview).

⁴⁰ 25 Minuten 40 Sekunden mal zwei Personen

Abbildung 42 veranschaulicht die Gewinnung der kunststoffreichen SLF und der kunststoffreichen Rückstände der SSF.

Abbildung 42: Erzeugung kunststoffreicher Sortierfraktionen in Schredderbetrieben



SLF: Schredderleichtfraktion, SSF: Schredderschwerfraktion

Quelle: eigene Darstellung, Ramboll und Fraunhofer IVV

Während des Schredderns findet eine Luftabsaugung statt, wodurch flugfähige Materialien in der SLF angereichert werden, diese macht etwa 40% der reinen Altfahrzeug-Schredderrückstände aus (Sander et al., 2018; Kummer, 2008a). Der zusammengefasste Kunststoff- und Elastomeranteil beträgt gemäß den von Sander et al. (2018) durchgeführten Untersuchungen zweier SLFs etwa 74%, knapp 90% der Kunststoffe und Elastomere reicherten sich in Korngrößen > 10 mm an. Die SLF enthält einen Anteil feiner Partikel (< 10 mm) von 30% bis 50% (Martens, Goldmann, 2016b). In der SLF aus Mischschrott reichern sich zum Beispiel Polyolefine und geschäumte Materialien an.

Aus der schweren Fraktion werden Eisen und eisenhaltige Teile sowie NE-Metalle entfernt, der verbleibende Rest ergibt die Rückstände der SSF. Darin reichern sich kleinteilige NE-Metalle, Mineralik und nicht flugfähige Kunststoffteile an. In den Rückständen der SSF aus Altfahrzeugen betrug der durch Sander et al., ermittelte nichtmetallische Anteil etwa 50%. Der zusammengefasste Kunststoff- und Elastomeranteil in Korngrößen < 2 mm betrug 4%. In einer Fraktion < 18 mm wurde ein Kunststoffgehalt von 22% ermittelt. Durch Siebklassierung wurde gezeigt, dass davon 85,6% im Korngrößenbereich > 10 mm.

Aus einer SLF < 180 mm wurde über manuelle Sortierung ein Kunststoff- und Elastomergehalt von über 70% ermittelt, entsprechend liegen die ermittelten Glühverluste der metallentfrachteten Einzelproben zwischen 60% und 70%. Der ermittelte Chlorgehalt der Einzelproben der SLF < 180 mm liegt zwischen 0,4% und 1,6%, Bromgehalte unter 0,01%.

Der ermittelte Kunststoff- und Elastomergehalt einer manuellen Sortierung der SSF-Rückstände < 2 mm eines Schredderbetriebs beträgt 4%, der ermittelte Glühverlust wird mit 16% angegeben. Die ermittelten Cl-Konzentrationen für metallfreie SSF-Rückstände < 2 mm liegen zwischen 0,14 und 0,2 %, die ermittelten Bromgehalte unter 0,013%. Der über manuelle Sortierung ermittelte Kunststoff- und Elastomeranteil betrug für die Fraktionen der SSF-Rückstände < 18 mm zwischen 21 und 23% und der ermittelte Glühverlust der Einzelproben liegt zwischen 19% und 28%. Für metallfreie SSF-Rückstände < 18 mm wurden Cl-Gehalte zwischen 0,24% und 0,48% ermittelt, die Bromgehalte lagen unter 0,05% liegen (Sander et al., 2020).

Der reale Anteil an Kunststoffen in SLF und SSF aus Mischschrotten hängt maßgeblich vom Anteil der Altfahrzeuge am Gesamtinput ab. Sowohl die SLF als auch die SSF werden gesiebt, um

Mineralik in einer Feinfraktion anzureichern, die für Bergversatz und deponietechnischen Bereich geeignet ist.

4.3.3 Post-Shredder-Anreicherung von Kunststoffen aus kunststoffreichen SLF- und SSF-Rückständen

Die Restmetallrückgewinnung aus SLF und SSF gewinnt zunehmend an Bedeutung. Die SSF wird häufig zur Rückgewinnung der enthaltenen Restmetalle an Spezialaufbereiter weitergegeben. Diese setzen klassische mechanische Verfahren, aber auch modernste Sensortechnologien ein, um Metalle zurückzugewinnen. Im Sortierrest reichern sich die Kunststoffe weiter an, diese werden i.d.R. nicht sortenrein aufbereitet. Die SLF enthält weniger Restmetalle und wird daher häufig nicht weiter aufbereitet (Expert*innenmeinung Interview). Eine Rückgewinnung von Metallen aus der SLF und SSF kann auch bereits in Schredderbetrieben stattfinden (Sander et al., 2020).

Es wurden verschiedene Ansätze entwickelt, die die in SLF und SSF enthaltenen Kunststoffe weiter anreichern, darunter das VW-SiCon-, das TBS-, das Scholz- und das SRTL-Verfahren. Durch Kombination klassischer Aufbereitungsschritte wie Zerkleinerung, Magnetscheidung, Wirbelstromscheidung, Dichtentrennung (z.B. bei $1,5 \text{ g/cm}^3$ und $3,2 \text{ g/cm}^3$), Windsichtung, Sieben und sensorbasierter Sortierung können kunststoffreiche Fraktionen angereichert werden. Alle Verfahren erzeugen metallreiche, kunststoffreiche (Granulat, Flusen) und mineralreiche Fraktionen. Die Aufbereitung der SLF kann zum Beispiel über Siebklassierung und zweistufige Windsichtung eine Auflockerung und das Lösen von Verfilzungen und feinkörnigen Anhaftungen leisten, um ein Metall/Kunststoff/Gummi-Gemisch zu erzeugen. Die SSF kann über mehrstufige Siebung, Restmetallrückgewinnung und Dichtentrennung erfolgen (Schubert et al., 2020). Die Metallrückgewinnung aus der SSF reicht in Deutschland bis hin zur Anreicherung chlorarmer EBS-Kunststofffraktionen (Scholz Recycling, SRW metalfloat, 2019).

4.3.4 Werkstoffliches Recycling von Kunststoffen aus Altfahrzeugen

4.3.4.1 Werkstoffliches Recycling demontierter Stoßfängern

Kerntechnologie der Stoßfängeraufbereitung ist die Anreicherung von PP und PP/EPDM durch Dichtentrennung. Der Gesamtprozess kann zum Beispiel eine manuelle Aussortierung älterer Stoßfänger, die nach optischem Ermessen nicht aus PP/EPDM bestehen, sowie Zerkleinerungsstufen, Metallentfrachtung, Schwimm-Sink-Trennung und mechanische Trocknung beinhalten. Eine Entlackung ist möglich und wird vereinzelt angewendet (Sparenberg, 2021).

Die PP und PP/EPDM Sortierfraktion kann Reinheiten $> 99 \%$ aufweisen. Es wird eine Rezyklatausbeute von 90% bis 92% erzielt (Expert*innenmeinung Interview).

Wenige Stoßfängerrecycler nehmen die durch Demontagebetriebe und Schredderbetriebe in Deutschland gesammelten Stoßfänger auf und ergänzen ihren Input um Werkstattsammlungen oder auch um Inputs, die nicht aus dem Post-Consumer-Bereich stammen und führen sie einem hochwertigen Recycling zu.

4.3.4.2 Werkstoffliches Recycling kunststoffreicher Schredderrückstände

Prozessketten für die Kunststoffaufbereitung aus Schredderrückständen haben sich in Deutschland bisher kaum etabliert. Ein befragtes Recyclingunternehmen gab an, Polyolefine aus der SLF für das werkstoffliche Kunststoffrecycling aufzubereiten (Expert*innenmeinung Interview).

In anderen Ländern ist das werkstoffliche Recycling von Kunststoffen bereits weiter vorangeschritten und es wurden Prozessketten für die Aufbereitung von kunststoffreichen Schredderrückständen umgesetzt, die den eingesetzten Prozessketten zur Aufbereitung von EAG-Kunststoffen ähneln. So werden Schredderrückstände u.U. auch auf der gleichen Verfahrenslinie behandelt wie EAG. Dichtentrennung ist ein zentraler Verfahrensschritt in heute angewandten Verfahrenskombinationen, je nach Sortier- und Zielfraktion ergänzt durch weitere Aufbereitungsverfahren (Expert*innenmeinung Interview).

Die berichteten Qualitäten unterscheiden sich und reichen von verbesserungsbedürftigen Rezyklatqualitäten (VanderHeijden Communications, o. J.) bis hin zu Rezyklatqualitäten, die von der Automobilindustrie wiedereingesetzt werden. Werden die Tanks vorab nicht demontiert und mit Polyolefinen der Schredderrückstände aufbereitet, können die Kraftstoffreste zu höheren VOCs während der Extrusion führen (Expert*innenmeinung Interview).

In einem Schredder-Großversuch, an dem u.a. die Scholz-Gruppe, die BMW Group und Galloo Plastics S.A. beteiligt waren, wurden 501 Vorserienfahrzeuge (BMW- und MINI Modelle) der Baujahre 2004 – 2007 verarbeitet. Die Fahrzeuge wurden in hoher Demontagetiefe demontiert und sortiert, sodass insgesamt 24% der vorhandenen Kunststoffe und Elastomere bereits vor dem Schreddern abgetrennt wurden. Durch Siebung, Magnetabscheidung und mehrstufige Sichtungen konnte aus der SLF eine kunststoffreiche Sortierfraktion erzeugt werden. Aus der SSF wurde eine kunststoffreiche Sortierfraktion über die Verfahrensschritte Magnetabscheidung, Siebklassierung und Wirbelstromscheidung eine kunststoffreiche Sortierfraktion erzeugt. Diese kunststoffreichen Sortierfraktionen wurden durch einen Dichteschnitt bei $1,5 \text{ g/cm}^3$ weiter angereichert. Die Leichtfraktion enthielt 41% der im Gesamtinput vorhandenen Kunststoffe. Aus dieser kunststoffreichen Sortierfraktion mit einer Dichte $< 1,5 \text{ g/cm}^3$ konnten 21,5% der Materialien als sortenreine Kunststofffraktionen für das werkstoffliche Recycling wiedergewonnen werden (Tabelle 22) (Kummer, 2008).

Tabelle 22: Sortenreine Kunststoffsortierfraktionen aus Altfahrzeugschredderversuch

Stofffraktion	Masse bezogen auf kunststoffreiche Sortierfraktionen aus SLF und SSF
PP ($< 0,93 \text{ g/cm}^3$)	3,45%
PE ($0,93 \text{ g/cm}^3 < x < 1,0 \text{ g/cm}^3$)	4,42%
ABS ($1,05 \text{ g/cm}^3 < x < 1,1 \text{ g/cm}^3$)	3,71%
PS, PP+taic ($1,05 \text{ g/cm}^3 < x < 1,1 \text{ g/cm}^3$)	9,95%
Reduktionsmittel Hochofen ($1,1 \text{ g/cm}^3 < x < 1,25 \text{ g/cm}^3$)	29,65%
Beseitigung ($1,25 \text{ g/cm}^3 < x < 1,5 \text{ g/cm}^3$)	46,82%
Verlust	2%

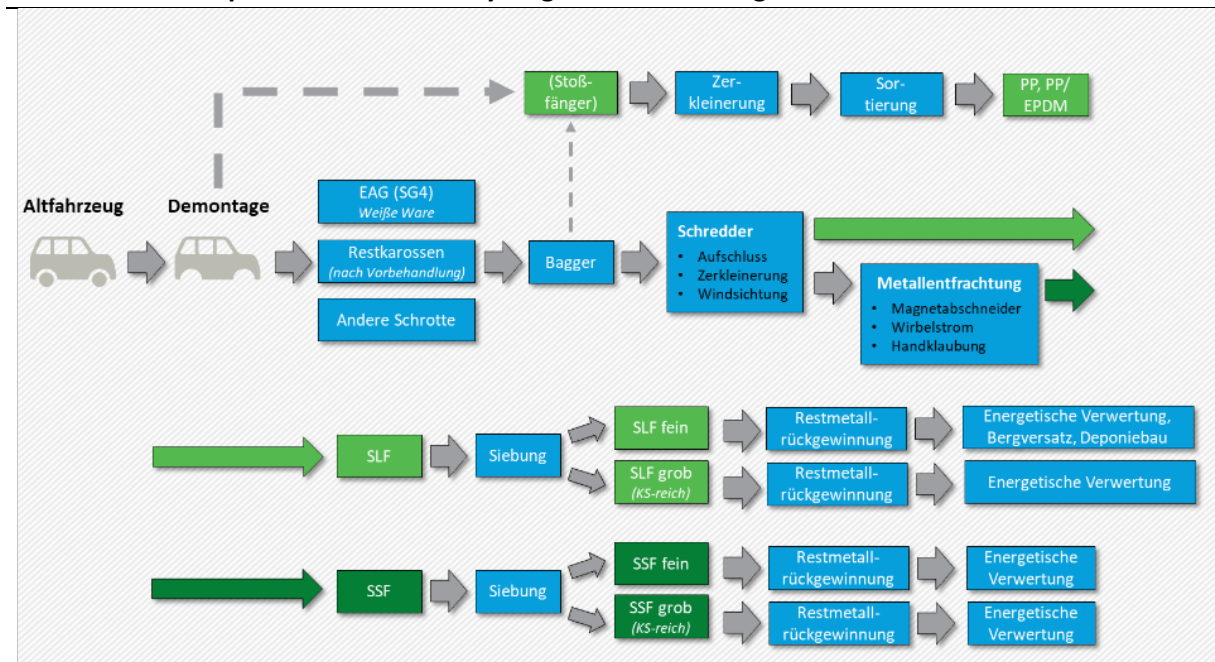
Quelle: nach Kummer (2008)

Es wurden Rezyklatqualitäten erzeugt, die wieder im Automobilbereich eingesetzt werden konnten (Expert*innenmeinung Interview).

4.3.5 Hemmnisse und Hindernisse des Altfahrzeugkunststoffrecyclings

Ein Überblick über den Status Quo des Weges des Kunststoffes wird in vereinfachter Weise in nachfolgender Abbildung dargestellt:

Abbildung 43: Vereinfachte Darstellung des Verbleibs der Kunststofffraktion im Status quo der Separation und des Recyclings von Altfahrzeugen



SG 4 = Sammelgruppe 4 der EAG-Sammlung; SLF = Schredderleichtfraktion; SSF = Schredderschwerfraktion; KS-reich = Kunststoffreiche Fraktion

Quelle: eigene Darstellung, Ramboll und Fraunhofer IVV

Das Altfahrzeugkunststoffrecycling in Deutschland ist noch nicht weit vorangeschritten. Nur vereinzelt werden Kunststoffe aus Altfahrzeugen demontiert und recycelt. Folgendes Praxisbeispiel soll die Problematik der fehlenden Recyclingstrukturen veranschaulichen:

- Im Rahmen der Interviews konnte ein Demontagebetrieb ausfindig gemacht werden, der sich bereits intensiv mit der Demontage und manuellen Sortierung von Kunststoffen aus Altfahrzeugen beschäftigt hat. Neben sortenreinen HDPE-Kraftstofftanks können weitere PE-Teile (z.B. Flüssigkeitsbehälter) sehr sortenrein gesammelt werden. Der Versuch, Kraftstofftanks separat zu sammeln und zu vermarkten, ging für den Demontagebetrieb mit hohen Entsorgungskosten für diese MKW-belastete Sortierfraktion einher. Für sehr reine PE-Bauteilfraktionen aus Post-Consumer-Altfahrzeugen findet der Demontagebetrieb keine Abnehmer. Weitere Kunststoffe wie PC, PA oder PC/ABS könnten über Demontage innerhalb weniger Minuten in einer Sortierfraktion angereichert werden, allerdings sind dem Betrieb auch hierfür keine Abnehmer bekannt. Die Stoßfänger und weitere PP und PP/EPDM-Teile werden für das werkstoffliche Recycling gesammelt. Damit der Recycler die für seinen Prozess notwendige Sichtprüfung der Stoßfänger vornehmen kann, um z.B. geschäumte Stoßfänger auszusortieren, müssen die Stoßfänger als ganze Teile angedient werden. Dadurch entsteht aufgrund der niedrigen Schüttdichte ein hoher logistischer Aufwand. Darüber hinaus beträgt der Transportweg für die Stoßfänger > 200 km. (Expert*innenmeinung).

Die AltfahrzeugV sieht von der Pflicht der frühzeitigen Separation großer Kunststoffteile ab, sofern die entsprechenden Materialien beim oder nach dem Schredderprozess in einer Weise getrennt werden, welche eine stoffliche Verwertung ermöglicht (Nummer 3.2.3.3, Anhang AltfahrzeugV). Dadurch besteht für Akteure entlang der Verwertungskette keine Notwendigkeit nach Lösungen zu suchen. Für Kunststoffverarbeiter fehle der Anreiz mehr Rezyklate einzusetzen. Dafür müssten Automobilhersteller höhere Rezyklateinsatzquoten von ihren Zulieferern einfordern.

Die Vermischung mit anderen Schrotten in Schredderbetrieben führt zu komplexeren Abfallströmen mit einer höheren Materialvielfalt, auch in Hinblick auf die Kunststofftypenvielfalt und -zusammensetzung, da auf diesem Weg zum Beispiel auch Altfahrzeug-untypische Kunststoffe wie beispielsweise PS und ein hoher Anteil hochgefüllter PP-Qualitäten aus der weißen Ware in die Schredderrückstände aus Altfahrzeugen miteingetragen werden.

Schredderbetreiber äußern Bedenken bezüglich einer Anreicherung von Schadstoffen in Sortierresten und damit verbundenen noch höheren Entsorgungskosten für solche Fraktionen. Die dünne und lückenhafte Datenlage zur Anreicherung der Schadstoffe in bestimmten PST-Sortierfraktionen und zur Kunststofftypenzusammensetzung der Schredderrückstände erschwert die Aufklärung.

5 Praktische Versuche zur Ableitung geeigneter Separations- und Recyclingstrategien

Die Auswertung der Sachstandsanalyse und möglicher Prozessketten zeigt, dass eine Technologie allein in der Regel nicht ausreicht, um sortenreine Mahlgutqualitäten zu erzeugen. Stattdessen müssen auf die Materialvielfalt und Schad- und Störstoffbelastung abgestimmte, stoffstromspezifische Prozessketten entwickelt werden.

Heterogene, gemischte Kunststofffraktionen aus EAG oder Altfahrzeugen können bereits im industriellen Maßstab angereichert und zurückgewonnen werden. Es werden Kunststoffe mit einer Dichte von $\rho < 1,1 \text{ g/cm}^3$ für das werkstoffliche Recycling sortiert. Kunststoffe mit höheren Dichten wie hochgefüllte Polyolefine, PC, PC/ABS, Polyamide und mit bromierten Flammenschutzmitteln ausgerüstetes ABS und PS sowie diverse faserverstärkte Kunststoffqualitäten und weitere technische Kunststoffe entgleiten somit dem werkstofflichen Kunststoffrecycling.

Folgende technische und schadstoffrechtliche Fragestellungen der Separation wurden als besonders relevant für die Ableitung geeigneter Strategien und Maßnahmen identifiziert und in insgesamt vier Versuchsreihen adressiert:

► Elektroaltgeräte

- Recycling hochgefüllter Polyolefine aus separat geschredderter weißer Ware; und
- Trockenmechanische Sortierung von EAG-Kunststoffen der Sammelgruppe 5 (Kleingeräte).

► Altfahrzeuge

- MKW-Entfrachtung und Rückgewinnung von HDPE aus Kunststoffkraftstoffbehältern; und
- Sortierung von Polyolefinen aus SSF-Metallrückgewinnung aus Mischschrott.

Ergänzende Prozessschritte, die nicht im Fokus der Prozessentwicklung und Analysen standen, wurden vereinfacht durchgeführt, um Inputkriterien der evaluierten Technologien und Prozessketten zu genügen. Die Sortierungen wurden durch verschiedene Industriepartner entlang der gesamten Verwertungskette unterstützt.

Die Schadstoffanalytik umfasst die Elementgehaltsanalyse und je nach stoffstromspezifischer Schad- und Störstoffrelevanz die Quantifizierung spezifischer bromierter, und chlorierter und phosphorbasierter Flammenschutzmittel, von und von Bisphenol A (BPA), Phthalaten, Perfluoralkylsubstanzen (PFAS), Phosphaten, polyaromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK), flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) (berichtet als Toluol-Äquivalente) und der als Summe der vier Einzelsubstanzen Benzol, -Toluol, -Ethylbenzol und- Xylol-Äquivalenten (BTEX).

Die experimentellen und analytischen Methoden sowie die vollständigen Ergebnistabellen der Versuchsreihen finden Sie in Anhang E.

5.1 EAG-Versuche

5.1.1 Recycling hochgefüllter Polyolefine aus separat geschredderter weißer Ware

Weißer Ware wird in SG 4 der EAG-Sammlung zusammen mit anderen Großgeräten zusammen erfasst, von Fremdgeräten separiert, erstbehandelt und anschließend in der Regel in Großschreddern mit anderen Mischschrotten zusammen aufgeschlossen. Nichtmetallische Materialien der Mischschrottaufgabe reichern sich in der SLF und in den Rückständen der SSF an, darunter auch die Polyolefine und zu geringeren Anteilen enthaltene andere Kunststofftypen der weißen Ware. Polyolefine stellen den Hauptkunststofftyp der weißen Ware und sind häufig mineralgefüllt oder glasfaserverstärkt.

5.1.1.1 Konzept

Die Versuchsreihe soll Aufschluss über mögliche Polyolefin-Rezyklatqualitäten geben, die über eine separate Verwertungskette für weiße Ware ohne Querkontaminationen durch andere Inputströme erreicht werden können.

Nach Erstbehandlung wurden durch einen Großschredderbetrieb 108 t weiße Ware für einen separaten Schredderversuch gesammelt und verwertet. Die Schredderrückstandsfractionen $SLF_{<12\text{mm}}$ und $SSF_{<20\text{mm}}$ wurden beprobt, da die jeweiligen größeren Siebfractionen für die geplanten Sortier- und Reinigungsverfahren nicht zugänglich waren. Erste Laborergebnisse der Inputcharakterisierung dienten als Entscheidungsgrundlage dafür, hochgefüllte Polyolefine aus der $SSF_{<20\text{mm}}$ zurückzugewinnen.

Die Polyolefine der $SSF_{<20\text{mm}}$ wurden über Siebung (5 mm, Nutzung des Grobkorns), Dichtentrennung ($\rho = 1,3 \text{ g/cm}^3$, Nutzung der Leichtfraktion) und laserinduzierte Fluoreszenzspektroskopie sortiert. Das Mahlgut wurde durch einen Industriepartner regranuliert und bewertet. Die analytische Produktbewertung erfolgte am Fraunhofer IVV.

Aus dem sortierten Polyolefin-Mahlgut wurde außerdem die Polyolefine selektiv in Lösung genommen, um unlösliche Bestandteile sedimentieren zu lassen.

Sortierfraktionen wurden charakterisiert und schadstoffanalytisch bewertet. Die versuchsbegleitende Schad- und Störstoffanalytik umfasst die Quantifizierung von Elementgehalten, Gehalten spezifischer bromierter und chlorierter Flammschutzmittel, Phthalaten und BPA.

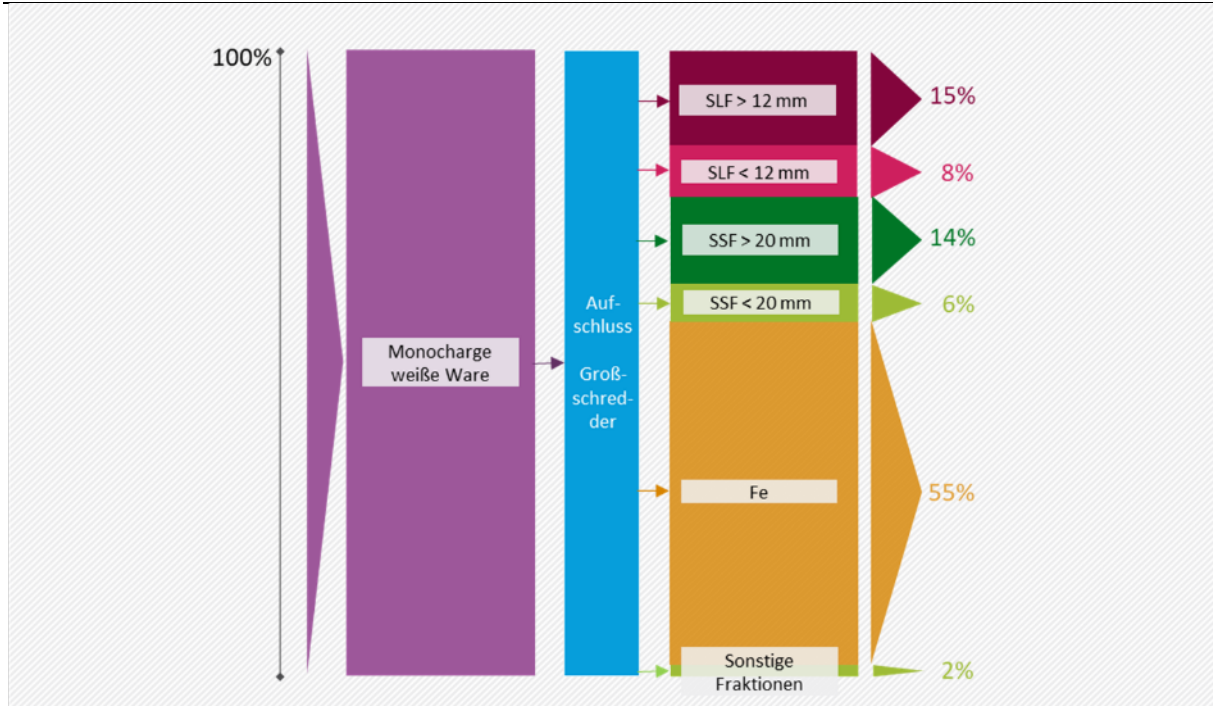
Die drei Elemente Silizium, Magnesium und Calcium wurden in der Elementgehaltsanalyse als Indikatoren für typische Polymerfüllstoffe wie Talkum (Magnesiumsilikathydrat) und Calciumcarbonat ermittelt.

5.1.1.2 Ergebnisse weiße Ware

5.1.1.2.1 Massenbilanzen und Ausbeuten

Es wurden 108 t weiße Ware als Input im Großschredder aufgegeben. Die in Abbildung 44 dargestellte Massenbilanz wurde durch den Schredderbetrieb zur Verfügung gestellt und zeigt, dass die $SLF_{<12\text{mm}}$ 8% und die $SSF_{<20\text{mm}}$ 6% ausmachten. Die Grobfractionen $SLF_{>12\text{mm}}$ und $SSF_{>20\text{mm}}$ machten zusammen weitere 29% des Inputs aus.

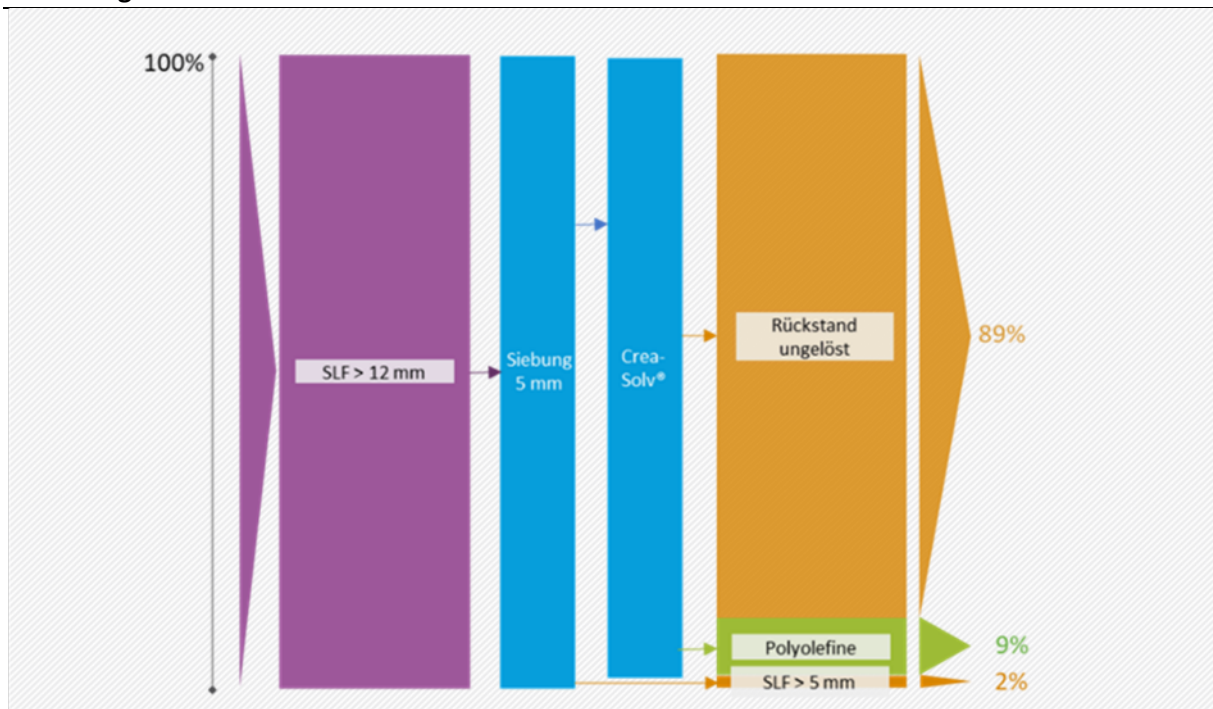
Abbildung 44: PO aus SG 4 - Massenbilanz Großschredder



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer IVV

Die Bestimmung des Anteils feiner Partikel < 5 mm ergab, dass 98% der SLF_{<12mm} in der Siebfraktion < 5 mm anfielen. Der über selektive Extraktion ermittelte Polyolefinanteil beträgt 9%. Abbildung 45 bildet die Massenbilanz der Inputcharakterisierung ab.

Abbildung 45: PO aus SG 4 - Massenbilanz SLF < 12 mm

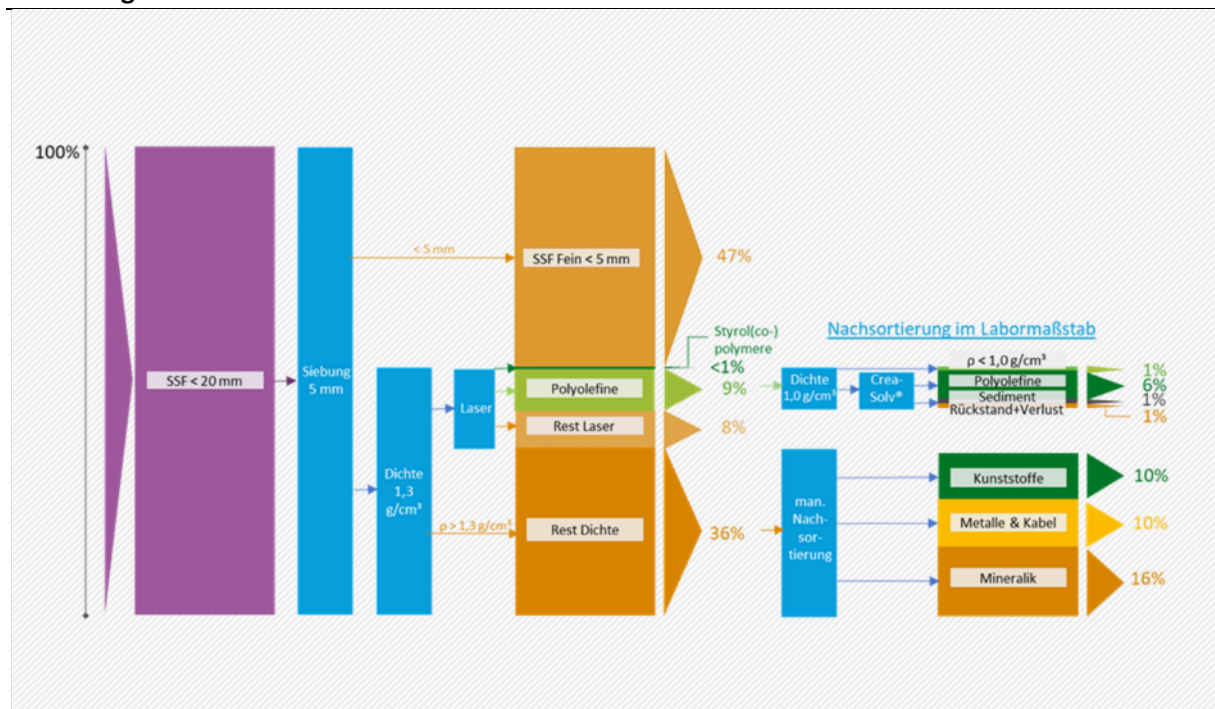


Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer IVV

Um den Inputkriterien der spektroskopischen Sortierung zu entsprechen, sind Korngrößen > 5 mm gefordert. Aufgrund des geringen Korngrößenanteils > 5 mm in der $SSF_{<20\text{mm}}$ wurde die $SSF_{<20\text{mm}}$ für die Versuchsreihe ausgewählt.

Abbildung 46 stellt die Massenbilanz der Prozesskette zur Sortierung der Polyolefine aus der $SSF_{<20\text{mm}}$ dar. Die sortierten Polyolefine machen 9% der $SSF_{<20\text{mm}}$ aus. Über händische Sortierung des Sortierrests der Dichtentrennung wurden ein Kunststoffanteil von 10%, ein Kabel- und Metallanteil von 10% und ein Mineralikanteil von 16% ermittelt. Das sortierte Polyolefin-Mahlgut wies einen Anteil leichter Qualitäten ($\rho < 1,0 \text{ g/cm}^3$) von 10% auf. Im lösungsmittelbasierten CreaSolv®-Prozess konnten Füllstoffe und Faserverstärkungen aus den sortierten Polyolefinen über Sedimentation abgetrennt werden.

Abbildung 46: PO aus SG 4 - Massenbilanz $SSF < 20$ mm



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer IVV

5.1.1.2.2 Produktqualitäten

Das über Siebung, Dichtentrennung und laserinduzierte Fluoreszenzspektroskopie sortierte Polyolefinmahlgut zeigt einen hohen PP-Gehalt und hohe Füllstoffgehalte. Das Regranulat weist eine Schlagzähigkeit von 20 kJ/m^2 und einen Glührückstand von 23 % auf. Die Farbe des Regranulats ist eisengrau (RAL 7011).

5.1.1.2.3 Analyseergebnisse

Ausgewählte, diskussionsrelevante Analyseergebnisse sind in Tabelle 23 dargestellt. Die vollständigen Ergebnisse der analytischen Quantifizierung von Gehalten spezifischer bromierter und chlorierter Flammschutzmittel, Phthalaten und BPA finden Sie in den Ergebnistabellen im Anhang (Tabelle 73).

Die Ergebnisse der Elementgehaltsanalyse für die Füllstoffbestandteile Magnesium, Silicium, Calcium, die Flammschutzmittelbestandteile Phosphor, Chlor, Brom sowie die Schwermetalle Chrom, Cadmium, Blei und Quecksilber sind in Tabelle 23 dargestellt. Magnesium, Silizium und Calcium weisen in der Röntgenfluoreszenzanalyse die höchsten Elementgehalte auf. Sie erreichen in der eingangs verwendeten $SSF (< 20 \text{ mm})$ bis über 12% für Calcium, 3,3% für

Silizium und 0,15% für Magnesium. Ähnlich hohe Werte zeigen sich in der Korngrößenfraktion unter 5 mm, wohingegen deutlich geringere Ca- und Si-Werte von unter 3 bzw. 1% in den Sortierresten, der Polystyrol- und der Polyolefinfraktion gemessen wurden.

Chlor- und Bromgehalte liegen im Verfahrenseingang unter 1.800 und 650 ppm, die Schwermetalle Chrom, Cadmium, Blei und Quecksilber zeigen hohe Gehalte im Input mit bis über 1.000 ppm Chrom. Allerdings liegen in den Zielfractionen der spektroskopischen Sortierung (Polystyrol und Polyolefine) geringere Werte vor, mit Bromwerten von maximal 440 ppm und Chlorwerten von maximal 650 ppm.

Schwermetallgehalte der Polyolefine betrugen maximal 12 ppm für Blei und Cadmium und 111 ppm für Chrom.

Die Chlor- und Bromwerte über 300 ppm in den Zielfractionen-Mahlgütern begründen eine spezifische Flammenschutzmittelanalytik (Tabelle 24). Die rund 140 ppm Brom im Polystyrolprodukt werden durch 111 ppm TBBPA und 8 ppm HBCD nachvollziehbar, PBDE, BTBPE und DecaBDEthan waren nicht bestimmbar. Das Polyolefinprodukt weist ca. 440 ppm Brom auf, die aufgrund der spezifischen Flammchutzanalytik mit geringen Gehalten an TBBP A, BTBPE und DecaBDEthan sowie PBDE von 30, 49, 144 und 64 ppm (davon 46 ppm DecaBDE) erklärt werden. Dechlorangehalte lagen unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Die Analytik von Bisphenol A und Phthalaten weist nur Spuren im unteren ppm Bereich nach. In der Sortierfraktion Polystyrol erreicht Bisphenol A Wert einen Wert von 16 ppm. Die DEHP-Gehalte betragen 27 und 48 ppm in den Polystyrol- und Polyolefinmahlgütern (Tabelle 24).

Tabelle 23: PO aus SG4 - ausgewählte Analyseergebnisse 1, Elementgehalte

Alle Werte in mg/kg

Beschreibung	Mg	Si	Ca	P	Cl	Cr	Br	Cd	Pb	Hg
Inputfraktion										
Input SSF < 20 mm	1.495	33.280	121.900	53	1.798	1.009	643	n.b. < 5	954	n.b. < 5
Nebenfraktionen										
Feinfraktion < 5 mm	1.670	30.230	139.200	78	2.061	764	55	n.b. < 5	1.054	n.b. < 5
Sortierrest Laser	2.063	8.425	13.440	454	635	54	963	n.b. < 5	26	n.b. < 5
Sortierrest Dichte	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Zielfractionen										
Styrol(co-) polymere	134	1.038	2.995	142	648	79	136	12	8	n.b. < 5
Polyolefine	2.252	9.516	29.960	104	16	111	442	n.b. < 5	12	n.b. < 5
CreaSolv® Polyolefine	461	1.231	62.000	14	17	47	7	n.b. < 5	n.b. < 5	n.b. < 5
CreaSolv® Sediment	6.475	20.620	343.700	101	51	n.b. < 5	79	n.b. < 5	n.b. < 5	n.b. < 5

Tabelle 24: PO aus SG4 - ausgewählte Analyseergebnisse 2

Alle Werte in mg/kg

Beschreibung	HBCD	TBBPA	BTBPE	Deca-BDEthan	BDE-209	Dechloran	BPA	DEHP
Inputfraktion								
Input SSF < 20 mm	n.b. < 5	11	n.b. < 5	n.b. < 10	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Nebenfraktionen								
Feinfraktion < 5 mm	n.b. < 5	n.b. < 5	9	n.b. < 10	n.b. < 10	n.a.	n.a.	n.a.
Sortierrest Laser	n.b. < 5	222	229	184	482	n.b. < 20	n.a.	n.a.
Sortierrest Dichte	n.b. < 5	n.b. < 5	n.b. < 5	n.b. < 10	n.b. < 10	n.a.	n.a.	n.a.
Zielfractionen								
Styrol(co-) polymere	8	111	n.b. < 5	n.b. < 10	n.b. < 10	n.b. < 20	16	27
Polyolefine	n.b. < 5	30	49	144	46	n.a.	3	48
CreaSolv® Polyolefine	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
CreaSolv® Sediment	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.

5.1.1.3 Diskussion

Der Einsatz mineralgefüllter und glasfaserverstärkter Kunststoffe hat in den vergangenen Jahren zugenommen. So steigt auch die Bedeutung des Recyclings gefüllter Kunststoffe an. Für ein recyclinggerechtes Produktdesign müssen sich hier entweder Aufbereitungsverfahren etablieren, die marktfähige Rezyklate hervorbringen, oder die Materialauswahl muss bereits in der Produktentwicklung an verfügbare Recyclingtechnologien angepasst werden.

Die Kunststoffe separat geschredderter weißer Ware verteilen sich auf alle Siebfractionen des Schredderbetriebs. Die $SLF_{<12\text{mm}}$ enthält einen sehr hohen Feinkornanteil $< 5\text{ mm}$ und einen geringen Polyolefinanteil ($\sim 10\%$). Die $SSF_{<20\text{mm}}$ machte 6% des Schredderinputs aus. Die Fraktion enthält einen Korngrößenanteil $> 5\text{ mm}$ von 53% und ist metall- und mineralikreich. Metalle und Mineralik wurden in der Versuchsreihe über einen Dichteschnitt bei $\rho = 1,3\text{ g/cm}^3$ abgereichert. Metalle und Mineralik wurden in der Versuchsreihe über einen Dichteschnitt bei $\rho = 1,3\text{ g/cm}^3$ abgereichert. Aus der $SSF_{<20\text{mm}}$ konnten 9% Polyolefine zurückgewonnen werden.

Die Polyolefinausbeute kann in der erprobten Prozesskette erwartungsgemäß weiter optimiert werden, so könnte zum Beispiel eine Siebung der SSF bei 3 mm evaluiert werden.

Die Charakterisierung der sortierten Polyolefine bestätigt einen hohen Füllstoffanteil. Es wurden Mahlgutqualitäten erzeugt, die im Erwartungsbereich mineralgefüllter Polyolefine liegen und die für ein hochwertiges Recycling geeignet sind. Aufgrund des hohen Anteils heller Kunststoffe könnte auch eine NIR-Sortierung eine effiziente Sortierung leisten, wenngleich die Ausbeute wahrscheinlich um den Anteil dunkler Polyolefinqualitäten geringer ausfiele.

Produktqualitäten können weiter verbessert werden, indem eine Farbsortierung evaluiert wird, um den hohen Anteil heller Polyolefine separat anzureichern. Sedimentation im lösungsmittelbasierten CreaSolv® Prozess hat sich als geeignetes Verfahren erwiesen, um Mineralfüller aus dem PP abzureichern, um Produktqualitäten weiter zu erhöhen.

Die Grobfractionen $SLF_{>12\text{ mm}}$ und die $SSF_{>20\text{mm}}$ bedürfen weiterer PST-Aufbereitungsschritte, um sie zur Kunststoffcharakterisierung und -sortierung vorzubereiten. Diese beiden Grobfractionen der Schredderrückstände machen 29% des Schredderinputs aus, sodass eine Anreicherung thermoplastischer Hartkunststoffe zur weiteren Aufbereitung die erzielten Ausbeuten erhöhen kann. Die in Kapitel 4.3.3 vorgestellten Schredderaufbereitungsverfahren erscheinen geeignet, um diese Vorbereitung technisch zu leisten.

Diese Elementgehalte von Mg, Si und Ca belegen den erwarteten hohen Füllstoffgehalt in Kunststoffen der weißen Ware.

Eine Betrachtung der Elementfrachten zeigt, dass etwa die Hälfte der Füllstoffe über den Siebschnitt bei 5 mm abgetrennt wird und dem Inputstrom ca. 47 Massen% entzogen werden. Die Verlagerung der Füllstoffe in die Sortierreste der spektroskopischen Sortierung ist andererseits marginal. Beide Befunde waren so zu erwarten, die kleine Kornfraktion enthält mehr oder weniger die gleichen Materialien, so dass im Feinkorn keine Aufkonzentration zu erwarten ist und so die Füllstoffabreicherung mit dem Kunststoffstrom einhergeht. Die fehlende Reinigungsleistung über die Sortierreste liegt darin begründet, dass bei weißer Ware Füllstoffe vor allem im Polyolefinbereich eingesetzt werden.

Schwermetallgehalte wurden deutlicher gesenkt. Eine Betrachtung der Cadmium- und Bleifrachten belegt, dass ein Großteil der Elemente in die Feinfraktion kleiner 5 mm verlagert wurde. Auch für Phosphor und Chlor bieten die Sortierreste und die Feinkornfraktion eine Senke.

Die spezifische Flammenschutzmittelanalytik der Styrol(co-)polymerfraktion zeigt geringe Anteile von TBBPA (111 ppm) und HBCD (8 ppm), einer Vermarktung des Mahlgutes steht daher kein rechtlicher Grenzwert entgegen. Der Chlorgehalt von ca. 650 ppm lässt sich nicht auf das Vorliegen von Dechloranen (z.B. Dechlorane Plus) zurückführen, die Gehalte dieses chlorierten Flammenschutzmittels lagen unter der Bestimmungsgrenze. Es wird daher vermutet, dass in die Polystyrolfraktion geringe Mengen an PVC-Partikeln fehlsortiert wurden. Mit TBBP A-, BTBPE-, DecaBDEthan- und DecaBDE-Gehalten von jeweils unter 150 ppm weist das Polyolefinprodukt ebenfalls aus schadstoffrechtlicher Sicht marktfähige Mahlgutqualitäten auf.

Eine Betrachtung der Frachten spezifischer polybromierter Flammenschutzmittel legt offen, dass in der Fraktion Sortierreste die höchsten TBBP A, BTBPE und DecaBDE Frachten vorliegen, womit sich auch die geringen Restgehalte in den Zielfractionen begründen.

Die Analytik von Bisphenol A und Phthalaten weist nur Spuren unterhalb von 50 ppm nach. Interessant ist ein Bisphenol A Wert von 16 ppm in der Sortierfraktion Polystyrole, die auf PC/ABS Anteile hindeuten könnte, denn Bisphenol A ist ein typisches Monomer der Polycarbonat (PC) Produktion. DEHP-Gehalte unter 50 ppm in den Polystyrol- und Polyolefinmahlgütern werden als wenig kritisch bewertet und könnten durch Weich-PVC Anteile oder PVC haltige Coatings erklärt werden.

Die Versuchsreihe zeigt einen Weg auf, aus separat geschredderter weißer Ware – nach Abtrennung von Feinkorn, Flusen und schweren Materialien wie Metallen, Glas und Steinen – über eine spektroskopische Kunststofftypensortierung eine werkstofflich recycelbare Mahlgutfraktion zu erzeugen, die im Recompounding weiter veredelt werden kann.

5.1.2 Trockenmechanische Sortierung von EAG-Kunststoffen der Sammelgruppe 5

Zum Ende ihrer Nutzungsdauer bringt die Erfassung und Erstbehandlung von EAG der Sammelgruppe 5 (SG5) eine Vermischung halogeniert flammgeschützter und flammgeschuttfreier Kunststoffqualitäten aus unterschiedlichen Bauteilen und Geräten mit sich. Die werkstoffliche Verwertung der Kunststoffe stellt wegen der hohen Stoffstromheterogenität und Schadstoffbelastung und des hohen Anteils werkstofflich recyclingfähiger Polyolefin- und Styrol(co-)polymerqualitäten eine besondere Herausforderung dar. In dem vom Bundesministerium für Bildung und Forschung geförderten WEEEsense Projekt (Förderkennzeichen 033RK063) haben sich die Projektpartner das Ziel gesetzt, hochwertige ABS-, PS- und PC/ABS-Kunststoffcompounds aus EAG über eine trockenmechanische Prozesskette zu erzeugen. Die Synergien zu diesem Projekt wurden genutzt, um eine Stoffstromanalyse über die Sortierfraktionen der Prozesskette durchzuführen.

5.1.2.1 Konzept

Aus 104 kg erstbehandelten Haushaltskleingeräten und 396 kg Geräten der Unterhaltungselektronik wurden kunststoffreiche Sortierfraktionen > 10 mm erzeugt, die den Input der hier betrachteten, spektroskopischen Prozesskette darstellen. So wurden über Erstbehandlung, Zerkleinerung, Metallentfrachtung und Siebung insgesamt 79 kg kunststoffreiche Fraktionen > 10 mm gewonnen.

Sortierziel der trockenmechanischen Behandlung war die gezielte Ausschleusung bromiert-flammgeschützter Kunststoffe und die Erzeugung hochwertiger, sortenreiner ABS-, PS- und PC/ABS-Mahlgutfraktionen. Dazu wurden über eine zweistufige XRT-Sortierung bromreiche Kunststoffe abgereichert. Die erzeugten bromarmen Outputfraktionen wurden jeweils separat durch laserinduzierte Fluoreszenzspektroskopie sortiert. Aus dem Sortierrest der ersten Kunststofftypenanreicherung wurden die Polyolefine über Dichtentrennung zurückgewonnen. Abschließend wurden die Zielkunststoff-reichen Sortierfraktionen über eine zweite Sortierstufe mittels laserinduzierter Fluoreszenzspektroskopie nachgereinigt. Abbildung 47 veranschaulicht die Prozesskette.

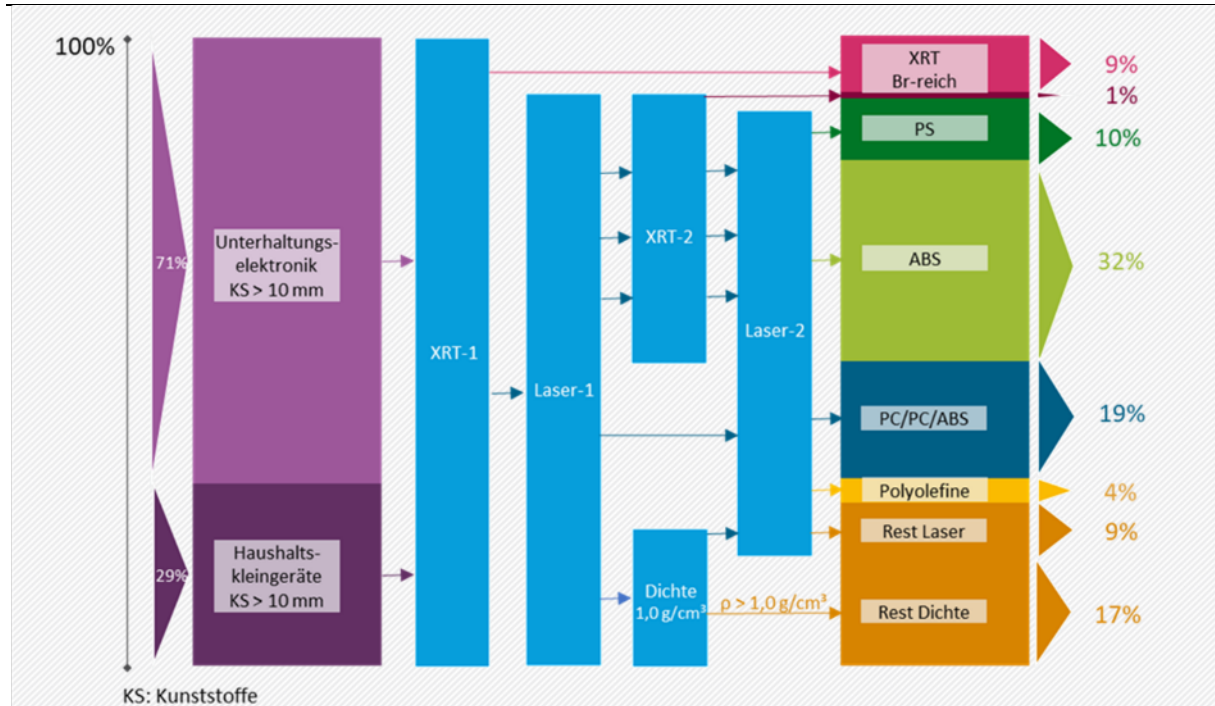
Die versuchsbegleitende Schad- und Störstoffanalytik umfasst die Quantifizierung von Elementgehalten, Gehalten an spezifischen bromierten, chlorierten und phosphorbasierten Flammenschutzmitteln, Phthalaten, PFAS, BPA und PAK.

5.1.2.2 Ergebnisse der trockenmechanischen Sortierung der Sammelgruppe 5

5.1.2.2.1 Massenbilanzen und Ausbeuten

Über die gesamte Prozesskette wurden insgesamt 32% ABS, 10% PS, 19 % PC+PC/ABS und 4% Polyolefine als sortenreine Mahlgüter gewonnen. In den bromreichen XRT-Rejekten reicherten sich insgesamt 10% der Kunststoffe an, weitere 26% fielen als Sortierreste der Sortierung über laserinduzierte Fluoreszenzspektroskopie bzw. Dichtefraktionierung an. Abbildung 47 stellt die Massenbilanz dar.

Abbildung 47: SG5 - Massenbilanz



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer IVV

5.1.2.2.2 Produktqualitäten

Die labortechnisch ermittelten Regranulat-Qualitäten von ABS, PS und Polyolefinen korrespondieren gut mit Neuware. Die Polyolefine weisen einen hohen PP-Anteil auf, im ABS wurde ein geringer PC-Restgehalt festgestellt. Sie sind geeignet für einsatzspezifisches Recompounding.

Die Mahlgutfraktion PC+PC/ABS enthielt einen POM-Restgehalt von 1 - 2%. Unter thermischer Belastung bildet sich bei der Reextrusion Formaldehyd, diese Fraktion wurde nicht regranuliert.

Analyseergebnisse Tabelle 25 und Tabelle 26 stellen eine Auswahl an Ergebnissen der Schad- und Störstoffanalytik dar. Die vollständigen Ergebnisse der analytischen Quantifizierung von Gehalten spezifischer bromierter, chlorierter und phosphorbasierter Flammschutzmittel, Phthalaten, PFAS, BPA und PAK finden Sie in den Ergebnistabellen im Anhang Tabelle 74.

Die Ergebnisse der Elementgehaltsanalyse zeigen, dass die Bromgehalte bei 1,5% in Kunststoffen der Geräte aus der Unterhaltungselektronik und bei 0,24% in Kunststoffen aus Haushaltskleingeräten lagen, die entsprechenden Chlorwerte betrugen 200-300 ppm. In den Rejekten der ersten und zweiten Sortierung mittels Röntgentransmissionsspektroskopie (XRT) erreichen die Bromgehalte 67.110 ppm für bromreiche Kunststoffe aus Geräten der Unterhaltungselektronik und 23.440 ppm für bromreiche Kunststoffe aus Haushaltskleingeräten. Die Brom-Konzentrationen in den finalen Rezyklaten lagen bei maximal 1.545 ppm, die Chlorgehalte bei maximal 78 ppm.

Cadmium lag in allen Proben unter 15 ppm und war in den Ziel Regranulaten nicht bestimmbar. Auch Quecksilber lag in allen Proben unter der Nachweisgrenze. Blei zeigt 235 ppm im Ausgangsmaterial und konnte in den Rezyklaten mit maximal 19 ppm nachgewiesen werden. Chrom erreichte in den Regranulaten Maximalwerte von 50 ppm. Die Betrachtung spezifischer bromierter Flammschutzmittel ergab in den Rezyklaten für HBCD, BTBPE aber auch für die PBDE und Decabromdiphenylethan Werte im Bereich der Bestimmungsgrenze. Die genannten Substanzen werden in den Verfahrensinpustströmen aus Haushaltskleingeräten und Geräten der Unterhaltungselektronik sowie in den Rejekten der beiden XRT-Sortiersortierstufen

nachgewiesen. Für Tetrabrombisphenol A (TBBPA) ergibt sich tendenziell ein ähnliches Bild. Konzentrationen von 0,2 und 1,6% im Input werden im Prozess in die XRT Rejekte verlagert. Hier werden Konzentrationen bis zu 4,5% erreicht. Die Gehalte in den Rezyklaten liegen für ABS und PS unter der Nachweisgrenze für PC/ABS und die Polyolefine bei rund 270 ppm. Für die Phosphorkonzentrationen zeigt sich eine Verlagerung in die PC/ABS-Zielfraktion, mit 3.183 ppm.

Eine erhöhte Phosphorkonzentration in der PC/ABS-Fraktion zeigt sich auch in der Analyse spezifischer phosphorhaltiger Flammenschutzmittel. Wurden in den Inputströmen TPP Gehalte von 1.324 und 25 ppm gemessen, waren im PC/ABS 2.347 ppm messbar, in den Rezyklaten aus ABS, PS und PP lagen die Werte bei 399, 672 und unter der Bestimmungsgrenze. Die Gehalte an Bisphenol A und Phthalaten liegen im unteren ppm Bereich, lediglich DEHP erreicht einmal in einer Inputprobe den Wert von 540 ppm.

Die Analytik der Gehalte perfluorierter Substanzen zeigt in der Regel Werte unter der Bestimmungsgrenze von rd 1 µg/kg (ppb). Ein Gehalt von 870 ppb wurde im PC/ABS gemessen. PFPeA war in der Inputprobe aus der Unterhaltungselektronik noch unter der Bestimmungsgrenze, nach dem TOP Assay war hier ein Gehalt von 23 ppb messbar.

Tabelle 25: SG5 - ausgewählte Analyseergebnisse 1

Alle Werte in mg/kg; KS = Kunststoffe

Beschreibung	P	Cl	Cr	Br	Cd	Pb
Inputfraktionen						
Unterhaltungselektronik KS > 10 mm	1.192	227	35	14.550	7	n.b. < 5
Haushaltskleingeräte KS > 10 mm	274	297	66	2.429	n.b. < 5	38
Beschreibung	Hg	HBCD	TBBP A	BTBPE	Deca-BDEthan	BDE-209
Unterhaltungselektronik KS > 10 mm	n.b. < 5	n.n. < 5	15.650	13	361	234
Haushaltskleingeräte KS > 10 mm	n.b. < 5	n.n. < 5	2.510	5	184	65
Beschreibung	P	Cl	Cr	Br	Cd	Pb
Nebenfraktionen						
XRT1 - KS bromreich aus Haushaltskleingeräten	514	702	302	23.440	6	n.b. < 5
XRT1 - KS bromreich aus Unterhaltungselektronik	226	4.148	n.b. < 10	67.110	12	n.b. < 5
XRT2 - Recovery bromreich	158	1.600	132	54.260	10	n.b. < 5
XRT2 - ABS bromreich	63	2.543	82	56.100	13	n.b. < 5
XRT2 - PS bromreich	19	937	63	55.230	8	n.b. < 5
Beschreibung	Hg	HBCD	TBBP A	BTBPE	Deca-BDEthan	BDE-209
XRT1 - KS bromreich aus Haushaltskleingeräten	n.b. < 5	n.n. < 5	19.850	54	112	632
XRT1 - KS bromreich aus Unterhaltungselektronik	n.b. < 5	n.n. < 5	41.500	89	120	544

XRT2 - Recovery bromreich	n.b. < 5	52	30.060	81	102	2.288
XRT2 - ABS bromreich	n.b. < 5	n.n. < 5	40.420	209	554	1.599
XRT2 - PS bromreich	n.b. < 5	n.n. < 5	11.630	17	n.b. < 10	741
Beschreibung	P	Cl	Cr	Br	Cd	Pb
Zielfractionen						
PC/ABS Mahlgut	3.183	n.b. < 10	13	1.050	n.b. < 5	n.b. < 5
ABS Regranulat	137	10	n.b. < 10	844	n.b. < 5	n.b. < 5
PS Regranulat	106	n.b. < 10	50	1.545	n.b. < 5	7
Polyolefine Regranulat	30	78	31	254	n.b. < 5	19
Beschreibung	Hg	HBCD	TBBP A	BTBPE	Deca-BDEthan	BDE-209
PC/ABS Mahlgut	n.b. < 5	n.n. < 5	266	n.n. < 5	10	n.b. < 10
ABS Regranulat	n.b. < 5	n.n. < 5	n.n. < 5	n.n. < 5	n.b. < 10	n.b. < 10
PS Regranulat	n.b. < 5	n.n. < 5	n.n. < 5	n.n. < 5	n.b. < 10	n.b. < 10
Polyolefine Regranulat	n.b. < 5	n.n. < 5	276	n.n. < 5	31	n.b. < 10

Tabelle 26: SG5 - ausgewählte Analyseergebnisse 2

Werte in mg/kg; PFPeA und PFBS in µg/kg; KS = Kunststoffe

Beschreibung	De-chloran (syn)	De-chloran (anti)	TPP	BPA	DEHP	16 EPA PAK	PFPeA	PFBS
Inputfraktionen								
Unterhaltungselektronik KS > 10 mm	n.a.	n.a.	1.324	24.7	173	n.b. < 10	n.n. < 0,2	606
Haushaltskleingeräte KS > 10 mm	9	42	250	9.9	542	n.b. < 10	23	211
Nebenfraktionen								
XRT1 - KS bromreich aus Haushaltskleingeräten	193	703	381	n.b. < 2	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT1 - KS bromreich aus Unterhaltungselektronik	n.a.	n.a.	n.a.	n.b. < 2	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT2 - Recovery bromreich	35	116	n.a.	n.b. < 2	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT2 - ABS bromreich	112	44	n.a.	n.b. < 2	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT2 - PS bromreich	n.a.	n.a.	n.a.	n.b. < 2	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Zielfractionen								
PC/ABS Mahlgut	n.a.	n.a.	2.347	49.7	n.b. < 4	3.14	n.n. < 0,2	868
ABS Regranulat	n.a.	n.a.	399	16.2	24	1.75	n.a.	n.a.
PS Regranulat	n.a.	n.a.	672	3.9	7	1.6	n.a.	n.a.

Beschreibung	De-chloran (syn)	De-chloran (anti)	TPP	BPA	DEHP	16 EPA PAK	PFPeA	PFBS
Polyolefine Regranulat	n.a.	n.a.	n.n. < 0,4	2,1	31	n.b. < 10	n.a.	n.a.
Beschreibung	Dechloran (syn)	Dechloran (anti)	TPP	BPA	DEHP	16 EPA PAK	PFPeA	PFBS

5.1.2.3 Diskussion

In der Versuchsreihe wurden über eine trockenmechanische Prozesskette sowohl PC/ABS als auch bromarme und bromreiche ABS- und PS-Mahlgutfraktionen angereichert. Polyolefine wurden über einen Dichttrennschnitt zurückgewonnen, die Sortieraufgabe könnte ebenso in die spektroskopische Prozesskette integriert werden.

Ein Vorteil der trockenmechanischen Prozesskette ist die Flexibilität der eingesetzten Sortieraggregate. Die spektroskopische XRT-Sortierung eignet sich auch zur Halogenabreicherung anderer Sortierströme (z.B. PVC-Abtrennung) und zur Metallsortierung. Die laserinduzierte Fluoreszenzspektroskopie kann flexibel für diverse Zielkunststoffe eingesetzt werden.

Ein weiterer Vorteil liegt in der gezielten Aufkonzentrierung schadstoffbelasteter Qualitäten, um diese einer schadstoffgerechten Behandlung zuzuführen. Das lösungsbasierte CreaSolv®-Verfahren ermöglicht die Rückgewinnung bromfreier ABS- und PS-Qualitäten durch ein spezielles Reinigungsverfahren für halogenierte Altlasten-Additive (Wagner, Schlummer, 2020). Eine schärfere Kalibrierung sowohl in der ersten als auch in der zweiten Sortierstufe könnte die Bromabreicherung erhöhen, ohne dass ein weiterer XRT-Sortierschritt notwendig ist, um Zielwerte < 1.000 mg/kg Brom für die Zielkunststofffraktionen ABS, PS, PC/ABS und Polyolefine zu erreichen.

Die PC/ABS-Sortierung über laserinduzierte Fluoreszenzspektroskopie eröffnet die Möglichkeit, EAG-Kunststoffausbeuten weiter zu erhöhen. Eine Integration der laserinduzierten Fluoreszenzspektroskopie in die Prozesskette nach Stand der Technik, kann die zusätzliche Rückgewinnung von PC/ABS, sowie ABS- und PS aus einer brombelasteten Dichtefraktion $\rho > 1,08 \text{ g/cm}^3$ leisten bzw. unterstützen.

Die Proben aus den Aufbereitungsversuchen von Kunststoffen aus SG 5 der EAG-Sammlung wurden einem breiten Analysenspektrum zugeführt. Zu Beginn wurden wieder RFA-Analysen durchgeführt, die in erster Linie hohe Bromgehalte von 250-67.000 ppm und Chlorgehalte von 10 – 4.150 ppm nachwiesen. Auch Phosphor war mit Konzentrationen von 19- 3.180 ppm auffällig. Im Gegensatz dazu waren die Gehalte an Chrom, Cadmium, Blei und Quecksilber niedriger und in vielen Fällen unter der Bestimmungsgrenze. Insgesamt wird die Belastung mit Schwermetallen als gering bewertet.

Anhand der Analysenwerte spezifischer bromierter Flammschutzmittel kann bestätigt werden, dass der im Rahmen des kmU innovativ Projektes WEEEsense (FKZ: 033RK063) entwickelte und hier analytisch begleitete Verfahrensweg über eine trockene XRT-Sortierung eine vergleichbar gute Abtrennung bromierter Flammschutzmittel erreicht wie die in Europa etablierte Technologie über eine nasse Sortierung in wässrigen Dichtelösungen.

Die Phosphorkonzentrationen sind bei den XRT Rejekten nicht erhöht und es zeigte sich eine Verlagerung in die Zielfraktion PC/ABS mit rund 3.000 ppm. Dies bestätigt sich auch in der spezifischen Analyse phosphorhaltiger Flammschutzmittel. Von den sieben untersuchten Substanzen war lediglich Triphenylphosphat (TPP) in relevanten Konzentrationen bestimmbar und auch hier war die Anreicherung des TPP im PC/ABS gut nachvollziehbar. TPP könnte unter der thermischen Belastung der Re-extrusion abbauen und so die mechanischen Eigenschaften des Rezyklats beeinträchtigen. Die Gehalte an Bisphenol A und Phthalaten liegen im unteren ppm Bereich, lediglich DEHP erreicht einmal in einer Inputprobe den Wert von 540 ppm. Aufgrund der geringen Konzentration in den finalen Produkten wird die Relevanz beider Substanzen/Substanzklassen als gering erachtet.

Weiterhin wurden per- und polyfluorierte Substanzen analysiert. Hierzu wurden die Inputproben aus der Unterhaltungselektronik und aus Haushaltskleingeräten sowie das PC/ABS in den Fokus genommen, erstere um die initiale Belastungssituation zu bewerten, PC/ABS wegen der bekannten Nutzung von PTFE als Antidrip-Mittel. Die Ergebnisse zeigen in der Regel Werte unter der Bestimmungsgrenze von rd 1 ppb. Gehalte im oberen ppb Bereich wurden nur für Perfluorbutansulfonsäure (PFBS) bestimmt, mit Werten bis zu 870 ppb, die in PC/ABS gemessen wurden. Die Quelle dieser PFBS-Menge ist unklar, postuliert werden einerseits eine Querkontamination im Schredderprozess durch den Kontakt und Abrieb von Leiterplatten (in der Halbleiterbranche ist die Nutzung von PGBS bekannt) oder eine thermisch induzierte Neubildung aus PTFE, das als Antidripmittel in PC/ABS eingesetzt wird, im Rahmen der Re-Extrusion. Bislang wurde allerdings nur die Bildung kurzkettiger perfluorierter Carbonsäuren in thermisch belastetem PTFE ermittelt (Schlummer et al., 2015). Für die geringe PFPeA Belastung werden auch hier Teflonquellen oder Teflonabrieb als Quelle vermutet. Alles in allem werden die geringen ppb Werte aber als unbedenklich eingestuft.

Die Versuchsreihe zeigt, dass über eine trockenmechanische Prozesskette sowohl PC+PC/ABS als auch bromarme und bromreiche ABS- und PS-Mahlgutfraktionen sortiert werden können. Die Sortierung bromiert-flammgeschützter Kunststoffe nach Kunststofftyp macht diese Fraktionen für eine schadstoffgerechte Verwertung über lösungsmittelbasiertes Recycling zugänglich. Auch Polyolefine können spektroskopisch sortiert werden.

5.2 Altfahrzeug-Versuche

5.2.1 Werkstoffliches Recycling von Kunststoffen aus Kraftstofftanks

Diesel- und Benzin-Kraftstofftanks aus Altfahrzeugen sind in der Regel HDPE-reiche Bauteile, die teilweise eine fluorierte, PA-basierte oder EVOH-basierte Barriere enthalten, um den Austritt flüchtiger Bestandteile zu verhindern. Über die Lebensdauer eines Fahrzeugs diffundieren Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) in die Polymermatrix ein. Kraftstofftanks müssen in der Vorbehandlung restentleert werden, auch eine Demontage von Kraftstofftanks vor Behandlung der Restkarosserie im Großschredder kann erfolgen, um Restkraftstoff abdampfen zu lassen. Woidasky et al. berichteten über Schleppmittelextension mittels überkritischem CO₂ Abreicherungsrate größer 95% für MKW erreicht zu haben (Dobmaier, 2004). In Deutschland bestehen für Kunststoffkraftstoffbehälter nach wie vor keine werkstofflichen Recyclingmöglichkeiten.

5.2.1.1 Konzept

Die Versuchsreihe zielte darauf ab, die Mineralölkohlenwasserstoffe aus HDPE-Behälterkunststoffen durch Deodorisierung abzureichern, um hochwertige HDPE-Rezyklate zu erzeugen.

Zehn Kraftstofftanks (insgesamt 77 kg) aus zufällig in einem Demontagebetrieb angelieferten Altfahrzeugen wurden durch den Demontagebetrieb trockengelegt, demontiert und separat gesammelt. Behälterfremde Bauteile wurden manuell mittels Druckluftsäge abgetrennt. Die Behälterkunststoffe wurden auf < 8 mm und < 3 mm zerkleinert. Die Fraktion < 8 mm wurde mittels Infrarot-Drehrohr- (IRD-) Technologie in Kombination mit anschließender 2-stündiger thermischer Behandlung deodorisiert und anschließend vakuumextrudiert und regranuliert, um die Abreicherung flüchtiger Bestandteile zu erhöhen. Aus der Fraktion < 3 mm wurden MKW über eine 20-minütige IRD-Behandlung ohne anschließende thermische Nachbehandlung abgereichert.

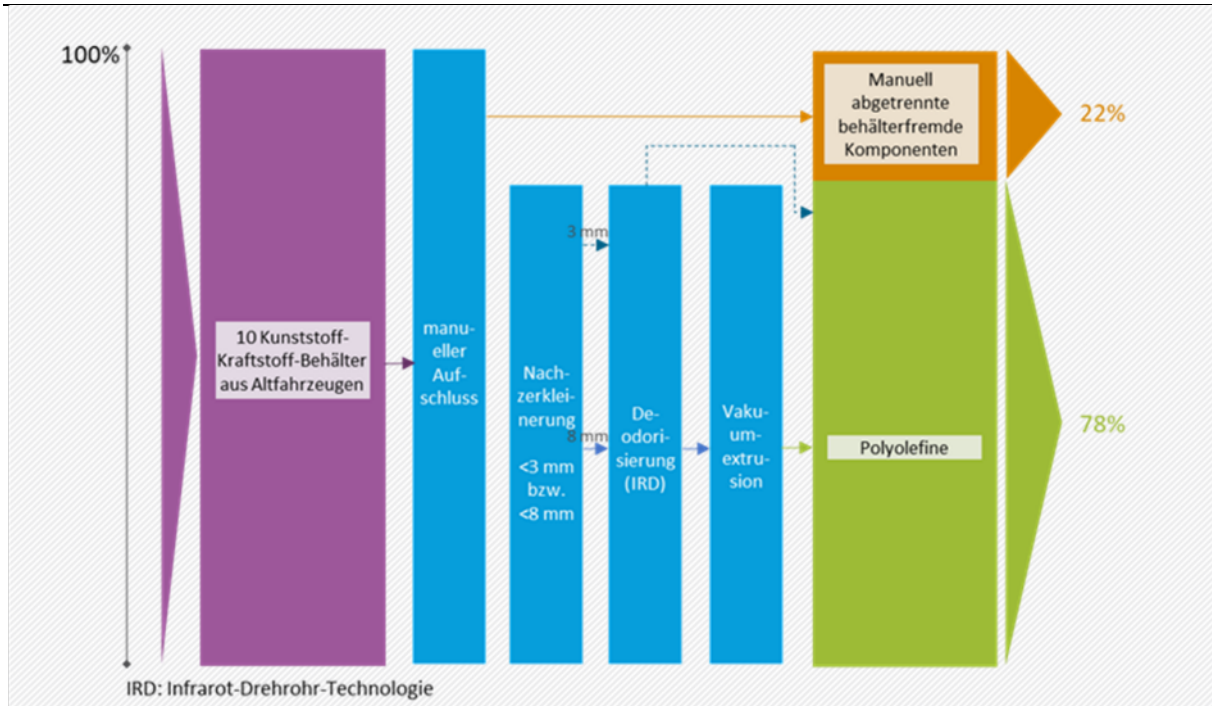
Die versuchsbegleitende Schadstoffanalytik umfasst die Quantifizierung von Elementgehalten, BPA, Phthalaten, PFAS, PAK, flüchtigen organischen Verbindungen und der Summe der vier Einzelsubstanzen Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylol (BTEX).

5.2.1.2 Ergebnisse HDPE-Recycling aus Kunststoffkraftstoffbehältern

5.2.1.2.1 Massenbilanzen und Ausbeuten

Das Auslesen der Einprägungen ergab, dass die zehn Tanks aus den Baujahren 1998 bis 2004 stammen. Über das Auslesen der Einprägungen und, wo nicht vorhanden (sieben Tanks) über eine Geruchprobe, wurde sechs der Tanks der Kraftstoff Benzin und vier Tanks der Kraftstoff Diesel zugeordnet. Auf neun der zehn Tankbehälter waren die Kunststofftypeneinprägungen auslesbar: acht Tanks waren mit PE gekennzeichnet, ein Tank als PE-EVOH-Verbund. Auf wenigen Tanks waren Einprägungen so stark abgenutzt, dass sie nicht vollständig auslesbar waren. Die zehn Tanks wogen nach Trockenlegung und Demontage 76,8 kg, daraus ergibt sich für diese Fraktion ein Durchschnittsgewicht von 7,7 kg je Kraftstofftank. Abbildung 48 stellt die Massenbilanz der manuellen Sortierung und die eingesetzte Prozesskette zur MKW-Entfrachtung dar.

Abbildung 48: Tanks - Massenbilanz



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer IVV

5.2.1.2.2 Produktqualitäten

Die langkettige Blasformqualität des PE-Regranulats ermöglicht die Anpassung der Fließeigenschaften im Recompounding, sowohl im PE-Recompounding als auch zur Verbesserung der Fließeigenschaften anderer Inputs, z.B. von PP-Mahlgütern.

5.2.1.2.3 Analyseergebnisse

Ausgewählte, diskussionsrelevante Analyseergebnisse sind in Tabelle 23 dargestellt. Die vollständigen Ergebnisse der analytischen Quantifizierung von Elementgehalten, Phthalaten, PFAS, BPA und PAK finden Sie in den Ergebnistabellen im Anhang (Tabelle 75).

Die Röntgenfluoreszenzanalytik ergab keine erwähnenswerten Gehalte der untersuchten Elemente oberhalb der Bestimmungsgrenze. Damit geht einher, dass auch keine weiterführende Analyse auf bromierte oder chlorierte Flammschutzmittel durchgeführt wurde. Alle ermittelten Elementgehalte liegen nahe an oder unterhalb der Bestimmungsgrenzen.

Der Vergleich der ermittelten oberflächlichen Fluorkonzentrationen zeigt bei drei der zehn Tanks eine Fluorbelastung an. Eine quantitative Auswertung der ermittelten RFA-Gehalte für Fluor ist nicht zuverlässig.

Tabelle 27 zeigt ausgewählte Analyseergebnisse. Die vollständigen Ergebnisse der analytischen Quantifizierung von Phthalaten, PFAS, BPA, PAK und flüchtigen Bestandteilen finden Sie in den Ergebnistabellen im Anhang Tabelle 75.

Die Analyseergebnisse der flüchtigen Substanzen, als Toluoläquivalent dargestellt, zeigen VOCs bis zu 27,5 mg Tol-Ä/kg. Die BTEX-Aromaten Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylol waren in den Alttanks mit Gehalten bis zu 722 mg/kg nachweisbar. In den Rezyklaten nach einer Deodorisierung waren die Gehalte signifikant reduziert: Benzol unter der Bestimmungsgrenze, Toluol und Ethylbenzol unter 10 ppm und Xylol unter 40 ppm. Nach einer anschließenden Re-extrusion bzw. Vakuumextrusion lagen alle BTEX-Aromaten unter oder an der Bestimmungsgrenze.

Ähnlich verhält es sich mit Naphthalin, das mit 27,3 mg/kg im Verfahrensinput nachweisbar war. In den daraus hergestellten Rezyklaten lag der ermittelte Naphthalingehalt unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Bei der weiteren Analytik auf Phthalate und auf polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) wurden keine erwähnenswerten Konzentrationen festgestellt.

Die Analyse auf perfluorierte Alkylsäuren (PFAA) vor und nach einer chemischen Oxidation ergab lediglich für PFBS in einer Probe einen Wert oberhalb der Bestimmungsgrenze von 10 ppb.

Tabelle 27: Tanks - ausgewählte Analyseergebnisse

Werte in mg/kg; VOC in mg Tol-Ä./kg; PFBS und PFBS nach TOP Assay in µg/kg

Beschreibung	BPA	VOC	Benzol	Toluol	Ethylbenzol	Xylol	Naphthalen	16 EPA PAK	PFBS	PFBS nach TOP Assay
Inputfraktion										
10 Behälter-kunststoffe geschreddert	n.b. < 0,1	27,5	59	722	194	381	27,3	35	n.b. < 10	n.b. < 10
Zwischenfraktionen										
8 mm, IRD > 2 h + Vakuumextrusion	n.a.	0,8	n.b. < 1	4	6	22	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
3 mm IRD < 30 min	n.a.	16,7	n.b. < 1	2	9	37	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Zielfraktion										
8 mm, IRD > 2 h + Vakuumextrusion + Regranulierung	6,8	1,5	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	2	3,0	5,2	414	254
3 mm IRD > 2h + Regranulierung	n.a.	n.a.	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	2	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.

5.2.1.3 Diskussion

Das Recycling von PE aus Kunststoffkraftstofftanks bringt verschiedene Vorteile mit sich. Hervorzuheben ist einerseits die gute, erzielbare Qualität und der Entzug dieser MKW-belasteten Fraktion aus Schredderrückstandsfraktionen andererseits. Fraunhofer ICT erzielte hohe MKW-Abreicherungs-raten mittels Schleppmittelextrusion und benannten hohe Energiekosten als Hindernis für eine industrielle Umsetzung (Dobmaier, 2004).

Daher wurde in dieser Versuchsreihe eine alternative Prozesskette evaluiert, um MKW über IRD-Technologie abzureichern. Durch die geringe Menge zufällig berücksichtigter Kunststoffkraftstofftanks im Rahmen dieser Versuchsreihe ist in realen Wertstoffströmen eine höhere Komplexität zu erwarten, insbesondere, da vereinzelt auch PA durch Kunststoffkraftstofftanks, die nach dem Selar RB-Verfahren hergestellt wurden, eingetragen wird (Dobmaier, 2004). Das Tankaufkommen PA-haltiger oder fluorierter Behälterkunststoffe ist rückläufig. Mit steigendem Aufkommen von Altfahrzeugen mit Elektroantrieb, wird das Aufkommen an Kunststoffkraftstoffbehältern im Altfahrzeugstrom sinken.

Die Abtrennung behälter- und PE-fremder Bauteile kann vollautomatisiert geschehen und muss nicht wie hier im Projekt manuell verrichtet werden. Hierfür können z.B. Entmagnetisierung und eine spektroskopische Aufreinigung oder dichtebasierte PE-Aufreinigung (möglichst nach der Deodorisierung) evaluiert werden.

Die hochwertige langkettige PE-Qualität der aufbereiteten Tanks erlaubt einen breiten Einsatzbereich im Außenbereich. Ob das Material auch für den ursprünglichen Einsatzzweck geeignet ist, bleibt zu prüfen, wenngleich eine hohe Abreicherung von Mineralölkohlenwasserstoffen erfolgte.

Die Analysendaten, siehe 5.2.1.2.3, belegen damit, dass in den Tanks Kohlenwasserstoffe aus einmigrierten Treibstoffen enthalten sind (Naphthalin, BTEX). Die Kohlenwasserstoffe wurden durch die Recyclingprozesse deutlich reduziert. Im Fall von Toluol etwa um den Faktor 800, für das flüchtigere Benzol wird ein ähnlich hoher Reinigungsaffekt postuliert. Für die schwerer flüchtigen Ethylbenzol und Xylol lagen die Reinigungsleistungen bei einem Faktor von etwa 200, für Naphthalin wahrscheinlich weit über 30, genauere Berechnungen scheitern an den Nachweisgrenzen der verwendeten Methoden.

In der deodorisierten und regranulierten Probe wurde eine PFBS-Belastung unter 500 ppb nachgewiesen. Die geringe Belastung wird als unbedenklich bewertet, rechtfertigt aber eine weitere Überprüfung in der weiteren technischen Prozesskettenentwicklung und -skalierung.

Die Ergebnisse zeigen hochwertige Mahlgutqualitäten und hohe Abreicherungsraten flüchtiger Bestandteile. Sie weisen außerdem darauf hin, dass über eine IRD-Behandlung kleiner Korngrößen in Verbindung mit Vakuumextrusion sogar noch höhere MKW-Abreicherungsraten erreicht werden können.

5.2.2 Werkstoffliches Recycling von Polyolefinen der SSF-Metallrückgewinnung

Die SSF entsteht in Deutschland meist aus Mischschrott und enthält neben wertvollen Nichteisenmetallen, die industriell zurückgewonnen werden, viele Kunststoffe, die in Deutschland keinem werkstofflichen Recycling zugeführt werden. Die dominierenden Polyolefin-Qualitäten entstammen Altfahrzeugen und der weißen Ware, sodass auch faserverstärkte und hochgefüllte Qualitäten zu erwarten sind.

5.2.2.1 Konzept

Ziel der Versuchsreihe ist die Rückgewinnung von leichten und schweren Polyolefinen ($\rho < 1,0 \text{ g/cm}^3$ und $\rho > 1,0 \text{ g/cm}^3$) aus Mischschrott aus einer kunststoffreichen Sortierfraktion der SSF-Nichteisenmetallrückgewinnung.

Eine Polyolefin-reiche Sortierfraktion der SSF-Nichteisenmetallrückgewinnung wurde nachzerkleinert und die Polyolefine wurden über laserinduzierte Fluoreszenzspektroskopie sortiert. Abbildung 49 veranschaulicht die evaluierte Prozesskette zur Erzeugung eines Polyolefin-reichen Mahlguts. Um ausreichend Material für die mechanische Ausprüfung und die CreaSolv®-Versuchsreihe mit der füllstoffreichen herzustellen, musste die Versuchsreihe mit größerer Menge wiederholt werden. CreaSolv®-Ergebnisse und Produktbewertung der füllstoffreichen Polyolefinfraktion beziehen sich auf den Input der zweiten Versuchsreihe.

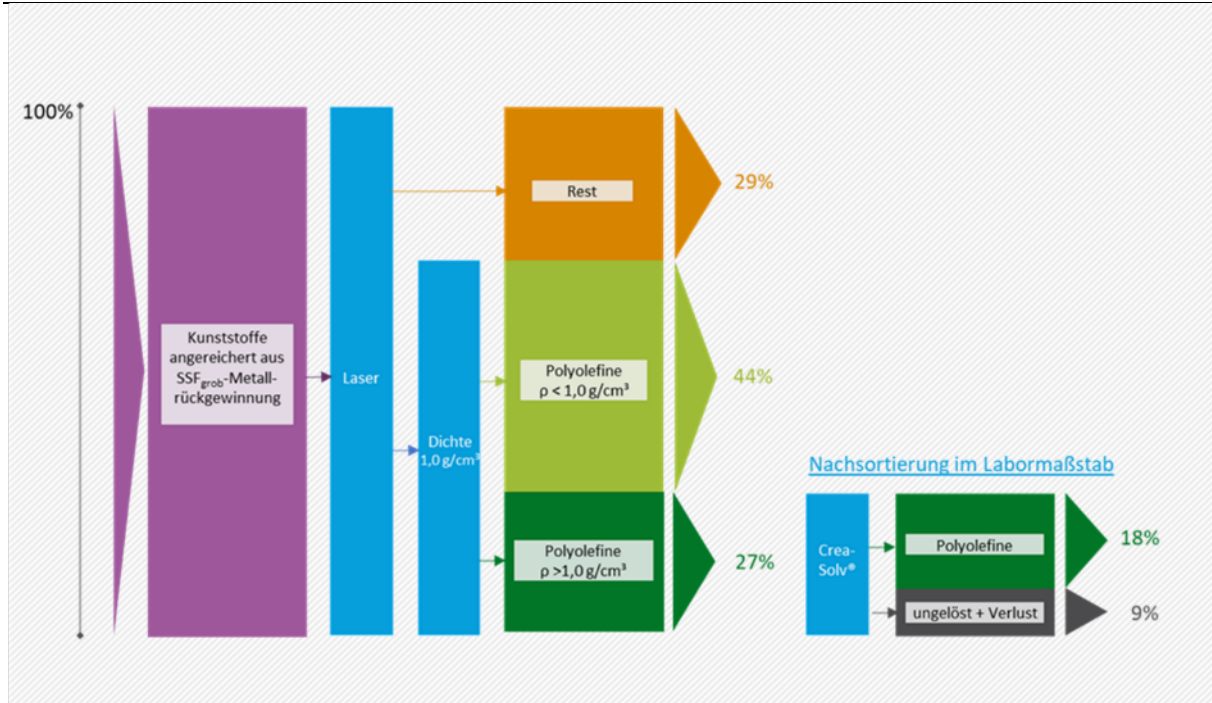
Die versuchsbegleitende Schadstoffanalytik der Polyolefinsortierung umfasst die Quantifizierung von Elementgehalten, Gehalten spezifischer bromierter und chlorierter Flammenschutzmittel, Phthalaten, BPA, PAK und der Analyse flüchtiger Bestandteile. Die drei Elemente Silizium, Magnesium und Calcium wurden als Indikatoren für typische Polymerfüllstoffe wie Talkum (Magnesiumsilikathydrat) und Calciumcarbonat ermittelt.

5.2.2.2 Ergebnisse

5.2.2.2.1 Massenbilanzen und Ausbeuten

Aus der Inputfraktion wurde zunächst über laserinduzierte Fluoreszenzspektroskopie eine sortenreine Polyolefin-Mahlgutfraktion sortiert. Die Polyolefinausbeute der Sortierung beträgt 72%. Der Sortierrest macht insgesamt 29% aus. Über eine Dichtentrennung bei $\rho = 1,0 \text{ g/cm}^3$ wurde eine Schwerfraktion erzeugt. Aus dieser Schwerfraktion wurden Füllstoff- und Faseranteile über Sedimentation im lösungsmittelbasierten CreaSolv®-Prozess abgereichert. Die Massenbilanz wird in Abbildung 49 dargestellt.

Abbildung 49: PO aus SR: Massenbilanz



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer IVV

5.2.2.2.2 Produktqualitäten

Das Polyolefin-Regranulat mit einer Dichte von $\rho < 1,0 \text{ g/cm}^3$ ist für weitere Veredlungsschritte im Recompounding geeignet. Das nachsortierte Polyolefin-Regranulat mit einer Dichte $\rho > 1,0 \text{ g/cm}^3$ zeigt hohe Mahlgutreinheiten und mechanische Kennwerte liegen im Erwartungsbereich hochgefüllter Polyolefine. Ein unangenehmer Regranulatgeruch ist wahrnehmbar.

5.2.2.2.3 Analyseergebnisse

Tabelle 28 und Tabelle 29 zeigen ausgewählte Analyseergebnisse. Die detaillierten Ergebnisse der analytischen Quantifizierung der Versuchsreihe finden Sie in den Ergebnistabellen im Anhang Tabelle 76.

Die Röntgenfluoreszenzanalyse weist Gehalte bis in den einstelligen Prozentbereich an Silizium und Calcium sowie etwas geringere Werte im Promillebereich für Magnesium, Brom und Chlor nach. Polyolefine mit einer Dichte größer $1,0 \text{ g/cm}^3$ weisen Mg-, Si- und Ca-Gehalte von rund 2.100, 25.400 und 60.200 ppm auf. Die Absolutwerte von Brom und Chlor liegen unter 260 mg/kg, Phosphor unter 70 mg/kg. Auf die spezifische Analyse von phosphorhaltigen Flammschutzmitteln wurde daher verzichtet.

Die Analytik auf chlorierte Flammschutzmittel (Dechlorane) ergab keine Werte oberhalb der Bestimmungsgrenze. Die spezifische Analytik auf bromierte Flammschutzmittel zeigte nur in

den Sortierresten für Tetrabrombisphenol A (TBBP A), Dekabromdiphenylethan (DecaBDEthan) sowie für einige PBDE (HeptaBDE: #183, OctaBDE #196, #197, NonaBDE #206 und #207, DecaBDE) erhöhte Werte über 100 ppm. In den Polyolefinmahlsgütern lagen die spezifischen bromierten Flammenschutzmittelgehalte unter oder an der Bestimmungsgrenze, lediglich TBBP A wies Werte von 85 und 187 mg/kg in den Dichtefractionen unter- und oberhalb von 1 g/cm³ auf.

Die Gehalte des Bisphenol A, der Phthalate und der PAK lagen im unteren ppm Bereich. Eine Ausnahme stellt der DEHP-Wert von über 1.000 ppm im Polyolefinmahlgut der höheren Dichte dar.

Tabelle 28: PO aus SR - ausgewählte Analyseergebnisse 1

Alle Werte in mg/kg

Beschreibung	Mg	Si	Ca	P	Cl	Cr	Br	Cd	Pb	Hg
Nebenfraktionen										
Sortierrest 1	499	1.922	18.830	30	220	20	2.744	n.b. < 5	28	n.b. < 5
Sortierrest 2	1.356	2.071	27.790	134	264	21	2.638	n.b. < 5	78	n.b. < 5
Zielfractionen										
Polyolefin Mahlgut $\rho < 1,0 \text{ g/cm}^3$	859	4.002	7.826	46	67	118	160	n.b. < 5	40	n.b. < 5
Polyolefin Mahlgut $\rho > 1,0 \text{ g/cm}^3$	2.131	25.380	60.210	65	260	177	183	n.b. < 5	26	n.b. < 5
CreaSolv® Polyolefine	660	2.202	23.460	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
CreaSolv® Sediment	14.110	47.170	212.430	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.

Tabelle 29: PO aus SR - ausgewählte Analyseergebnisse 2

Werte in mg/kg; VOC in mg Tol-Ä./mg

Beschreibung	HBCD	TBBP A	BTBPE	BDE-209	Deca-BDEthan	Dechloran	DiBP	DBP	BBP	DEHP	BPA	VOC	Naphthalen	16 EPA PAK
Nebenfraktionen														
Sortierrest 1	55	669	11	20	92	n.b. < 20	n.b. < 2,5	2,1	n.b. < 5,6	157	47	14,6	n.b. < 1	-
Sortierrest 2	n.b. < 5	n.b. < 5	n.b. < 5	0	n.b. < 10	n.b. < 20	n.b. < 2,5	2,5	n.b. < 5,6	42	63	7,2	2	6
Zielfractionen														
Polyolefin Mahlgut $\rho < 1,0 \text{ g/cm}^3$	n.b. < 5	85	n.b. < 5	1	n.b. < 10	n.b. < 20	7,4	5,7	n.b. < 5,6	40,5	n.b. < 0,5	4,8	n.b. < 1	2
Polyolefin Mahlgut $\rho > 1,0 \text{ g/cm}^3$	n.b. < 5	178	n.b. < 5	0	n.b. < 10	n.b. < 20	6,4	4,3	n.b. < 5,6	1060	n.b. < 0,5	2,3	n.b. < 1	3
CreaSolv® Polyolefine	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
CreaSolv® Sediment	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.

5.2.2.3 Diskussion

Dunkle, füllstoffreiche Polyolefinqualitäten werden im industriellen Maßstab nach Stand der Technik bisher nicht aus komplexen kunststoffreichen Wertstoffströmen separiert. Grund dafür ist die durch Füllstoffe und Faserverstärkungen erhöhte Dichte.

Mittels spektroskopischer Sortierung über die farb- und dichteunabhängige laserinduzierte Fluoreszenzspektroskopie konnte eine Polyolefinmahlgutfraktion mit hohen Reinheiten erzeugt werden, die sowohl füllstoffarme als auch füllstoffreiche Polyolefine enthält.

Durch eine anschließende Dichtentrennung konnten füllstoffarme Regranulatqualitäten erzeugt werden, die im einsatzspezifischen Recompounding weiter modifiziert werden können. Die füllstoffreichen Polyolefine zeigen mechanische Eigenschaften im Erwartungsbereich gefüllter Polyolefinqualitäten. Der Geruch des Regranulats sollte weiter optimiert werden, zum Beispiel indem Deodorisierungstechnologien (vgl. Tabelle 21 und Kapitel 5.2.1) in der Prozesskette evaluiert werden. Füllstoffe konnten außerdem mittels lösungsmittelbasiertem Recycling über Sedimentation aus der füllstoffreichen Fraktion abgetrennt werden.

Die Röntgenfluoreszenzanalyse weist erhöhte Gehalte bis in den einstelligen Prozentbereich an Silizium und Calcium sowie etwas geringere Werte im Promillebereich für Magnesium, Brom und Chlor nach. Dabei zeigt sich, dass die Magnesium-, Silizium- und Calciumgehalte in den sortierten Polyolefinen der Fraktion mit Dichte größer 1 g/cm^3 um die Faktoren 2,5, 6,3 und 7,7 höher liegen als in der Fraktion kleiner als 1 g/cm^3 . Die beobachtete Verteilung der Elemente belegt somit den Erfolg des methodischen Ansatzes, spektroskopisch vorsortierte Polyolefine über die Dichtentrennung in hoch und niedrig gefüllte Polyolefinfraktionen zu separieren, wobei letztere mit Mg-, Si- und Ca-Gehalten von rund 860, 4.000 und 7.800 ppm weit unter typischen Füllstoffgehalten von z.B. 30% liegen. Bei Verwendung von Dichteflüssigkeiten mit Dichten unterhalb von 1 g/cm^3 könnten eventuell noch größere Effekte erzielt werden.

Die Betrachtung der Bromkonzentrationen und Frachten zeigt eine deutliche Anreicherung des Broms in den Sortierresten (>85%). Die spezifische Analytik auf bromierte Flammschutzmittel zeigte nur geringe Flammschutzmittelbelastungen. Die angewandte Sortierroutine und der Fokus auf Polyolefinemahlgüter ermöglichen auf Basis dieser Daten eine Rückgewinnung flammschutzarmer Mahlgutfraktionen, die den aktuellen rechtlichen Grenzwerten sicher genügen.

Die Gehalte des Bisphenol A, der Phthalate und der PAK lagen im unteren ppm Bereich und werden als gering relevant bewertet. Eine Ausnahme stellt der DEHP-Wert von über 1.000 ppm im Polyolefinmahlgut der höheren Dichte dar. Da DEHP keine typische PP oder PE-Komponenten ist, liegt hier vielleicht eine Kontamination mit Weich-PVC-Partikeln oder Weich-PVC-haltigen Oberflächenbeschichtungen vor. Da DEHP-Gehalte über 1.000 ppm nach REACH anzuzeigen sind, ist der Gehalt bei großtechnischen Umsetzungen der vorgeschlagenen Sortierroutine genauer zu betrachten. Die Autorinnen und Autoren rechnen aber damit, dass der DEHP-Gehalt bei der weiteren Aufbereitung der Pellets zu PE-, PP- oder PE/PP-Granulaten durch Verfahren wie Elektrostatik deutlich reduziert werden kann.

Die Versuchsreihe zeigt, dass ungefüllte und Mineralfüller-haltige Polyolefine mittels laserinduzierter Fluoreszenzspektroskopie mit hohen Reinheiten und geringer Schadstoffbelastung sortiert werden können. Eine Dichtentrennung ermöglicht die Sortierung füllstoffarmer und füllstoffreicher Polyolefinqualitäten.

6 Entwicklung von Separations- und Recyclingstrategien

Unter Berücksichtigung des dargestellten Sachstands bezüglich der steigenden stoffrechtlichen Anforderungen (Kapitel 3.1), der Verwendung von Kunststoffen aus EAG (Kapitel 3.5) und Fahrzeugen (Kapitel 3.6), der technischen Grundlagen der Separation (Kapitel 4), sowie auf Basis der Ergebnisse aus den praktischen Versuchen (Kapitel 5) werden in diesem Kapitel Separations- und Recyclingstrategien erarbeitet. Darauf basierend werden in einem abschließenden Schritt Maßnahmen zur Verbesserung des werkstofflichen Recyclings von Kunststoffen aus EAG und Altfahrzeugen abgeleitet (siehe Kapitel 7).

Die methodische Vorgehensweise ist in Kapitel 2.4 beschrieben. Für konkrete Optionen werden Factsheets mit den nachfolgenden Kriterien (Abbildung 50) erstellt. Aus einer Kombination von als sinnvoll erachteten Optionen werden in Kapitel 6.2.4 für EEG und Kapitel 6.3.4 für Fahrzeuge übergeordnete Separations- und Recyclingstrategien abgeleitet.

6.1 Festlegung der Ziele sowie Kriterien zur Bewertung

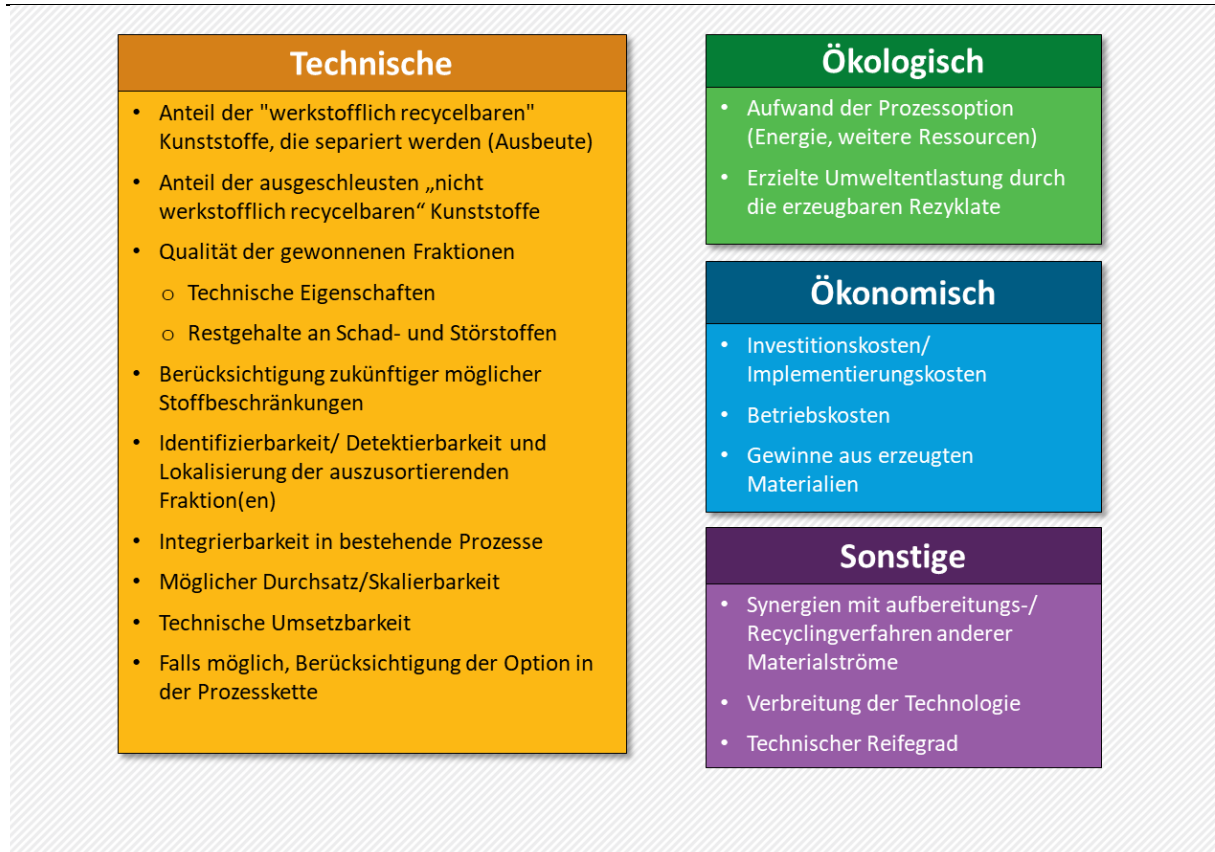
Schad- und Störstoffe aus den Kunststoffen aus EAG und Altfahrzeugen, sollen soweit technisch und ökonomisch möglich und vertretbar, zerstört oder durch sichere Ablagerung ausgeschleust werden. Gleichzeitig ist ein möglichst großer Anteil hochwertiger Sekundärmaterialien zu erzeugen. Entsprechend den Zielen der Europäischen Politik muss bei der Erzeugung und Verwendung von Rezyklaten – vor dem Hintergrund von steigenden stoffrechtlichen Anforderungen auch für möglicherweise zukünftig beschränkte Stoffe – einer möglichst weitgehenden Schadstofffreiheit höchste Priorität eingeräumt werden (siehe auch Kapitel 6.5.2).

Um diesen Zielen (hoher Anteil Sekundärmaterial bei gleichzeitig weitgehender Schadstofffreiheit) gerecht zu werden, sind die Ziele der hier zu erarbeitenden Separations- und Recyclingstrategien für EAG und Altfahrzeuge:

- ▶ Die Nutzung des aktuell verloren gegangenen Kunststoffpotenzials aus der Behandlung von EAG und Altfahrzeugen in Deutschland;
- ▶ Eine Steigerung der ökologisch sinnvollen, werkstofflichen Kunststoffverwertung aus EAG und Altfahrzeugen; sowie
- ▶ Die Ausschleusung von Stör- und Schadstoffen.

Die Bewertungskriterien lassen sich in vier Kategorien zusammenfassen, die in der folgenden Abbildung dargestellt sind. Der technische Aspekt umfasst eine Reihe konkreter Kriterien, während ökologische und ökonomische Aspekte eher allgemein betrachtet werden.

Abbildung 50: Kriterien für die Bewertung von Recyclingoptionen



Quelle: eigene Darstellung, Ramboll und Fraunhofer IVV

Am Ende der Factsheets werden mit einem kurzen Fazit die **Effektivität** sowie die **Umsetzbarkeit** der unterschiedlichen Optionen bewertet. Die Einschätzung zur **Effektivität** basiert dabei auf dem Mengenpotenzial (u.A. Potential, Ausbeute, Anteil der ausgeschleusten Fraktion, Identifizierbarkeit/Detektierbarkeit und Lokalisierung der auszusortierenden Fraktion(en)), des Kunststofftyps der zu recycelnden Kunststoffe, der Qualität (unter Berücksichtigung von Stör- und Schadstoffen) und somit auf dem zu erwartenden Beitrag der Steigerung des werkstofflichen Recyclings. Die **Umsetzbarkeit** wird vor allem unter technischen Gesichtspunkten betrachtet. Dazu zählt u.a. inwieweit verbreitete Verwertungsprozesse angepasst werden müssten und wie gut die Anpassungen in vorhandene Systeme aufgenommen werden könnten (Integrierbarkeit) und welcher Aufwand verursacht werden würde (wirtschaftlich aber auch bezüglich z.B. Ressourcen und Energieeinsatz vs. der Umweltentlastung).

Zur Ableitung von Separations- und Recyclingstrategien werden einzelne Optionen sinnvoll miteinander kombiniert. Dabei wird eine einfache und eine anspruchsvollere Strategie entwickelt. Im Folgenden werden die Separations- und Recyclingstrategien für EAG und Altfahrzeuge erarbeitet. Beide Kapitel beginnen mit der Festlegung eines Status quo, anhand derer die Strategien verglichen werden.

6.2 Separations- und Recyclingstrategien EAG

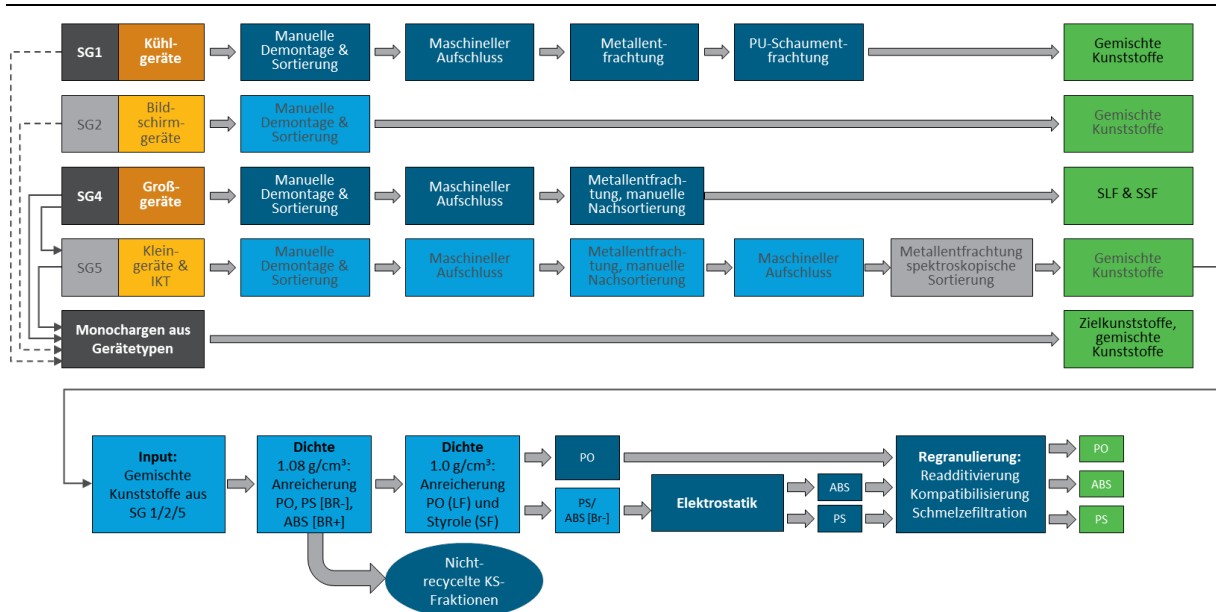
Wie bereits in vorherigen Kapiteln beschrieben, sind SG 1 (Wärmeüberträger), SG 2 (Bildschirmgeräte), SG 4 (Großgeräte) und SG 5 (Kleingeräte) im Fokus der genaueren Betrachtung dieser Studie. Die folgende Abbildung zeigt den Status quo der Separation und des

Recyclings der erwähnten Sammelgruppen an EAG. Detaillierte Informationen zur existierenden Prozesskette des EAG-Recyclings sind in Kapitel 4.2 zu finden.

6.2.1 Definition des Status quo

Der Status Quo der Verwertung der einzelnen Sammelgruppen ist in der folgenden Abbildung zusammenfassend dargestellt. Eine genaue Beschreibung der existierenden Prozessketten ist bereits in Kapitel 4.2 erfolgt.

Abbildung 51: Erzeugung kunststoffreicher Sortierfraktionen in EBAs in Deutschland nach Sammelgruppe



Quelle: eigene Darstellung, Fraunhofer IVV

6.2.2 Mögliche Optionen zur Erhöhung des Recyclings

Die Fragestellung, an welchen Stellen und mit welchem Mitteln die Gesamtmenge des aus EAG recycelten Kunststoffs erhöht werden kann, lässt sich aus mehreren Blickwinkeln betrachten:

- ▶ Welche Schritte führen Recycler bereits durch, die eventuell verbessert werden könnten (Optimierungspotenzial für ein werkstoffliches Recycling von Kunststoffen)?
- ▶ An welchen Stellen gehen Kunststoffe für ein werkstoffliches Recycling verloren?
- ▶ Wieso werden vorhandene (technische) Möglichkeiten nicht ausgeschöpft?

Wie bereits in Kapitel 4.2 dargestellt, findet bei den Sammelgruppen eine manuelle Schadstoffentfrachtung und vereinzelt die Demontage bestimmter Bauteile bzw. Extraktion bestimmter Geräte statt. Durch die Vielzahl unterschiedlicher Gerätearten innerhalb einzelner Sammelgruppen geschieht die Kunststoffanreicherung meist mittels PST, nachdem die Fraktionen teilweise mehrfach zerkleinert und aufgebrochen wurden. Eine Ausnahme macht hier SG 2 (Bildschirmgeräte). Weitere Aussagen lassen sich nur für einzelne Sammelgruppen spezifisch treffen. Daher wurden die folgenden Unterkapitel nach Sammelgruppen strukturiert, in denen für jede Gruppe ein separates Factsheet erstellt wurde.

Mögliche Optionen, die dort diskutiert werden, sind u.a.:

- ▶ (Zusätzliche) Entnahme und Demontage von großen Kunststoffteilen;

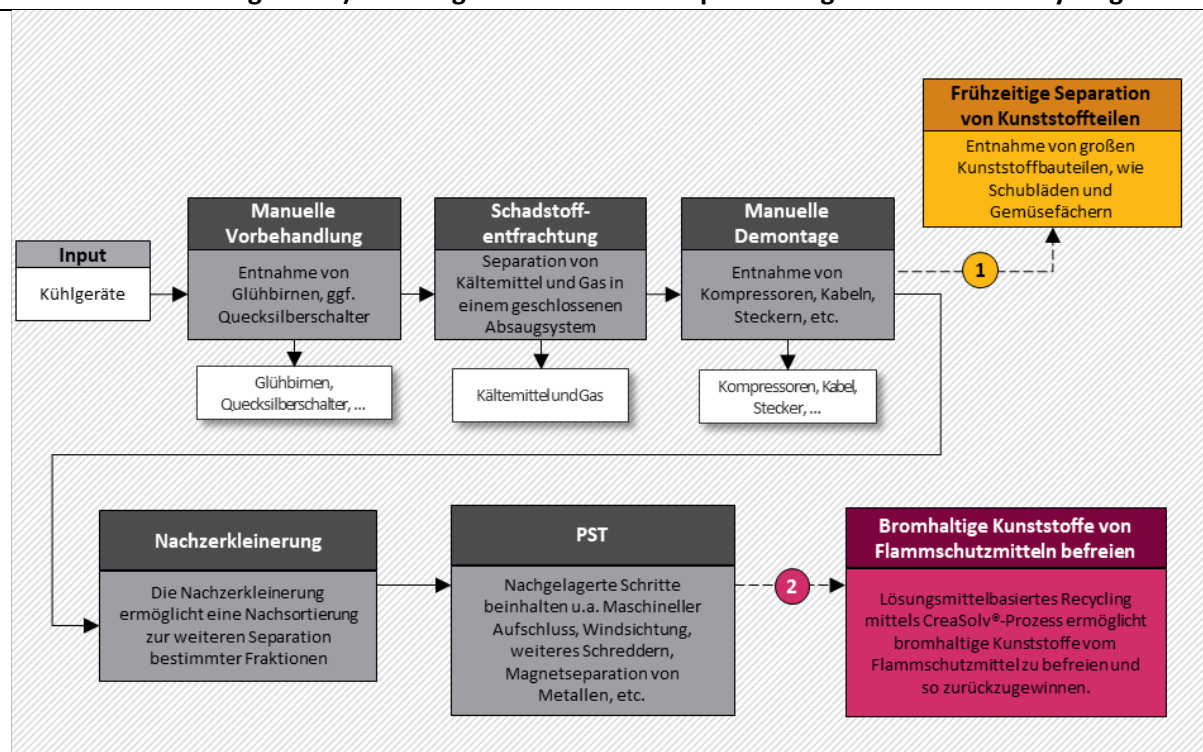
- Frühzeitige Separation bestimmter Gerätegruppen (z.B. der weißen Ware);
- Abtrennung schadstofffreier Kunststofffraktionen; und
- Aufbereitung schadstoffbelasteter Kunststoffe aus der SF.

6.2.2.1 Sammelgruppe 1 – Wärmeüberträger

Wie in Abbildung 52 dargestellt, werden für SG 1 zwei mögliche Optionen zur Erhöhung eines Recyclings von Kunststoffen auf diesem Abfallstrom diskutiert.

1. Frühzeitige Separation von gut werkstofflich verwertbaren Kunststoffteilen; und
2. Bromhaltige Kunststoffe von Flammschutzmitteln befreien;

Abbildung 52: Darstellung des Status quo der Verwertung von Wärmeüberträgern (speziell Kühlgeräten) und mögliche Ansätze der Optimierung des Kunststoffrecyclings



PST = Post-Schredder-Technologie

Quelle: eigene Darstellung, Ramboll

6.2.2.1.1 Frühzeitige Separation von losen Kunststoffteilen

Aktuell durchlaufen Kühlgeräte beim Recycling mehrere manuelle und halb-automatische Vorbehandlungs- und Demontageschritte, in denen bestimmte Komponenten (wie Kompressoren oder Glühlampen) separiert und Schadstoffe entfrachtet werden. Eine Separation von Kunststoffteilen findet als Teil dieser Demontage jedoch nicht statt. Lose Kunststoffinnenteile, wie Schubladen oder Abstellfächer, werden vielmehr als Teil des Gerätes über ein Laufband einem Schredder zugeführt und zerkleinert. Eine Separation von bestimmten Kunststofffraktionen erfolgt anschließend über den Einsatz unterschiedlicher PS-Technologien.

Eine frühzeitige Separation von bestimmten Kunststoffteilen, könnte die Schaffung von Monofractionen und qualitativ hochwertigen Kunststoffzyklen ermöglichen. Für die Strategie der frühzeitigen Separation von gut werkstofflich verwertbaren Kunststoffteilen,

müssen entsprechend Teile zuerst identifiziert werden. In Frage kommen dabei vor allem Kunststoffteile, für die eine einfache und damit zeiteffiziente Demontage möglich ist, die eine gewissen Mengenrelevanz aufweisen und für die ein hochwertiges Recycling möglich ist. Im Bereich der Wärmeüberträger kommen die folgenden Komponenten in Frage.

Tabelle 30: Beispiele für die verschiedenen entnehmbaren Teile eines Gefrierschranks

Produktgruppe	Kunststoffteile	Gewicht*	Beschreibung
Kühlschrank	Gemüsefach	0,3 – 1,1 kg	- Leichte Entnahme möglich - Verschiedene Kunststofftypen wie z.B. PS, ABS, PP, PMMA
Kühlschrank	Flaschenfach	0,2 – 0,5 kg	- Leichte Entnahme möglich - Verschiedene Kunststofftypen wie z.B. PS, ABS, PP
Kühlschrank	Abstellfächer	0,2 – 0,3 kg	- Leichte Entnahme möglich - Verschiedene Kunststofftypen wie z.B. PS, ABS, PP
Kühlschrank	Flaschenhalter	-	- Besonders kleine Teile; - Teil oftmals aus Metall und nur teilweise aus Kunststoff;
Gefrierschrank	Schublade	0,7 – 1,1 kg	- Leichte Entnahme möglich - Verschiedene Kunststofftypen wie z.B. PS, ABS, PP, PMMA

*angegebene Gewichte sind als Beispiele zu sehen und können je nach Modell abweichen

Auswahl besonders vielversprechender Kunststoffteile (neben Status quo)

Da die Kühlgeräte bereits jetzt mehrere Erstbehandlungsschritte durchlaufen, wäre eine Entnahme der oben genannten Teile in einem weiteren Arbeitsschritt möglich. Es handelt sich bei der Separation nicht um eine Demontage im eigentlichen Sinne, sondern vielmehr um eine Entnahme der losen Innenteile. Wenn eine solche Entnahme durchgeführt wird, so sollten alle Kunststoffteile entnommen werden.

Tabelle 31: Factsheet für Sammelgruppe 1 - Entnahme von Kunststoffteilen

Kriterium	Erklärung
Aktuelle Herausforderungen	► Moderne Recycling-Anlagen für Kühlgeräte haben oftmals geschlossene Kreisläufe, sodass entnommene Kunststoffteile nicht im selben Kreislauf verwertet werden können sondern gesammelt in andere Anlagen gebracht werden müssten; ► Relative geringe Mengen machen eine Zwischenlagerung notwendig, bis ausreichend Mengen für den Transport anfallen; ► Aktuelle Marktlage macht die Entnahme bestimmter Komponenten ökonomisch unattraktiv; ► Zusätzlicher Zeit- und Personalaufwand ► Gewinne müssten aufwendige Separationsprozesse sowie Lagerkosten, Logistikkosten und Demontageaufwand abdecken.
Förderfaktoren und Potenzial	► Die Verwertungskette von Kühlgeräten besteht bereits jetzt aus mehreren Vorbehandlungs- und Demontageschritten: ● Manuelle Vorbehandlung (u.a. Entnahme von Glühbirnen);

Kriterium	Erklärung
	● Schadstoffentfrachtung; ● Manuelle Demontage (u.a. von Kompressoren, Kabeln) Die Entnahme von Kunststoffteilen ließe sich in diese Schritte einbinden; ▶ Die Kunststoffteile sind lose in den Kühlgeräten vorhanden und können sehr zeitsparend und ohne zusätzliches Werkzeug oder Erfahrung entnommen werden; ▶ Schaffung von Monofractionen (z.B. PS) durch die Entnahme bestimmter Komponenten; ▶ Schaffung von Fraktionen mit sehr geringen Störmaterialien;
Kunststoffpotenzial	▶ Rücknahmemengen an Geräten der SG 1 in Deutschland im Jahr 2018: 132.440 t⁴¹ (Löhle et al., 2020, S. 46); ▶ Durchschnittliche Kunststoffanteile: ● Kühlschränke⁴²: 46% ● Gefriertruhen: 59% ▶ Theoretisches Kunststoffpotenzial von SG 1 gesamt ~69.500 t; ▶ Kunststoffinnenteile von: ● Kühlschränken: 1,0 – 2,0 kg je Geräte; ● Gefriertruhen: 1,5 – 3,0 kg je Gerät; ▶ Durchschnittliches Gewicht von Kühlschränken und Gefriertruhen ● Kühlschrank: ~75 kg⁴³ ● Gefriertruhe: ~50 kg⁴⁴ ▶ Bei einer Annahme einer 1:1 Verteilung von Gefriertruhen und Kühlschränken ergibt sich daraus eine jährliche Anzahl an Altgeräten von: ● Kühlschränke: ~883.000 Stück ● Gefriertruhen: ~1.324.400 Stück ▶ Kunststoffpotential für SG 1 ● Kühlschränke: ~1.300 t/a ● Gefriertruhen: ~3.000 t/a
Prozessoptionen	▶ Schaffung von Monofractionen durch die Separation bei bzw. nach der Erstbehandlung und vor der maschinellen Zerkleinerung. Dazu könnte u.a. die Entnahme von großen, durchsichtigen Schubladen, Gemüsefächern, Gefrierschubladen etc. aus Kühlgeräten gefördert werden; ▶ Eine maschinelle Nachsortierung nach Fremdmaterial und Kunststofftypen ist i.d.R. notwendig;
Potenzieller Output	▶ Die manuelle Entnahme großer und dickwandiger Teile lassen eine gute Qualität des Rezyklats erwarten: ▶ Bromfreie Teile; ▶ Optische „Reinheit“, wenn ausschließlich transparente Teile entnommen werden.

⁴¹ Im Jahr 2018 wurden 939.076 t an Haushaltsgroßgeräte in Deutschland in Verkehr gebracht. Somit ist die Diskrepanz zwischen in Verkehr gebrachten und gesammelten Geräten besonders groß (>500.000 t) (Löhle et al., 2020). Eine nicht bekannte Menge an Geräten fließt vermutlich über Wege außerhalb der ordnungsgemäßen Sammlung (z.B. über nicht zertifizierte Schottplätze) URL: <https://www.umweltbundesamt.de/presse/pressemitteilungen/elektroschrott-deutschland-verfehlt-eu-sammelquote>

⁴² Unter Kühlschränke fallen Kühl- und Gefrierkombinationen, Kompressor-Kühlschränke, sowie Einbaukühlschränke

⁴³ Ältere Kühlschränke können Gewichte bis zu 150 kg erreichen, während neuere sogar weniger als 50 kg wiegen können. Als Durchschnittsgewicht wird daher 75 kg angesetzt

⁴⁴ Je nach Art des Gefrierschranks (Mini-Gefrierschrank, Standgefrierschrank oder Gefriertruhe) ändert sich auch das Gewicht (~15-110 kg). Als Durchschnittsgewicht werden daher 50 kg angesetzt

Kriterium	Erklärung
Potenzielle Verwendung des Output-Materials	Die Rezyklate können wiederum zu Gefrierschrankteilen geformt werden, jedoch können sie durch ihre hohe Qualität auch in anderen Branchen eingesetzt werden
Bewertung – Darstellung Grenzen und Möglichkeiten	
Technisch	- Keine technische Einschränkung bei der Entnahme und Demontage von Innenteilen bei Kühl- und Gefrierschränken; Manuell entnommene Innenteile sind ggf. nicht sortenrein genug für hochwertiges Recycling und müssten daher maschinell nachsortiert werden, um Fehlsortierungen zu erkennen - Manuelle Schritte lassen sich ggf. als Teil der Erstbehandlung umsetzen; - Hohe Qualität der gewonnenen Fraktion, wenn diese im weiteren Recyclingverlauf separat behandelt wird.
Ökologisch	Allgemein: Das Recycling von kunststoffreichen WEEE-Fractionen hat deutlich geringere Umweltauswirkungen als etwa die energetische Verwertung in einer Müllverbrennungsanlage oder als die Neuherstellung von Kunststoffen (P. A. Wäger, Hischier, 2015)
Ökonomisch	- Die Kosten des demontagebasierten Recyclingprozesses hängen im Wesentlichen von den damit verbundenen Investitionskosten ab. Hierzu zählen u.a. zusätzlich benötigte Infrastruktur (z.B. für Lagerung, Logistik, Transport bzw. eine zusätzliche Aufbereitungslinie für separierte Fraktionen) und zusätzlich anfallende Betriebskosten, die im Wesentlichen den Arbeitskosten für den Demontage- und Sortierprozess entsprechen. - Die Höhe der Betriebskosten hängt u.a. von der Dauer der Entnahme der Kunststoffteile aus einem Gerät ab. Die genannten Teile lassen sich mit sehr geringem zeitlichem Aufwand und ohne Einsatz von weiterem Werkzeug entnehmen. Die Sortierung nach Kunststofftyp vor Ort kann möglicherweise durch eine Teilautomatisierung reduziert werden, z.B. indem eine automatisierte, spektroskopische Sortierung nach Kunststofftypen auf die manuelle Entnahme folgt. - Die Höhe der Demontagekosten sollte in einem größeren Rahmen gesehen werden, da sie ggf. in Verbindung mit anderen Schritten der Erstbehandlung zusammen durchgeführt werden. - Kosten der Separation meistens höher als Gewinn durch die Qualitätssteigerung des Kunststoffes - Bei der aktuellen Marktlage oftmals nur bedingte ökonomische Anreize;
Zusammenfassung	
Fazit	Das manuelle Entnehmen von Kunststoffteilen aus Kühlschränken stellt eine einfache Methode dar, um eine hochqualitative Fraktion mit nur sehr wenig Störstoffen zu erhalten, wodurch die Rezyklatausbeute gesteigert werden kann. Da bereits eine manuelle Demontage von bestimmten Bauteilen durchgeführt wird, kann dieser Schritt einfach in den Prozess eingebunden werden. Die gesammelten Kunststoffteile müssen jedoch zwischengelagert, transportiert und nochmal nachbehandelt werden. Die aktuelle Marktlage bietet ebenfalls nur bedingte Anreize für eine Investition.

6.2.2.1.2 Bromhaltige Kunststoffe von Flammschutzmitteln befreien

Wie in vorherigen Kapiteln dargestellt, geht die bromhaltige Kunststofffraktion einem Recycling verloren, da die rechtliche Vorgabe Grenzwerte für eine Ausschleusung entsprechender Materialien vorgibt. Nach mehreren Zerkleinerungs- und Separationsschritten landen

bromhaltige Kunststoffe üblicherweise in der SF des jeweiligen Recyclingprozesses. Diese SF wird in der Regel der energetischen Verwertung zugefügt, sodass die bromierten Bestandteile zerstört werden. Der Ansatz dieser Option ist, diese bromhaltige Kunststofffraktion aufzuarbeiten und für ein Recycling zugänglich zu machen, indem die schädlichen Additive aus dem Kunststoff entfernt werden.

Tabelle 32: Factsheet für SG 1 - Bromhaltige Kunststoffe von Flammschutzmitteln befreien

Kriterium	Erklärung
Aktuelle Herausforderungen	▶ Bromhaltige Kunststoffe sind mit den bisher eingesetzten PS-Technologien nicht zurückzugewinnen und müssen daher nach rechtlicher Vorgabe separiert und energetisch verwertet werden; ▶ Technologische Herausforderung bei der Rückgewinnung bromhaltiger Kunststoffe (Prozess wird auf nur ein Zielkunststoff eingestellt); ▶ Anteil der SF generell eher gering (~5 – 10%) und nur geringer Anteil an bromierten Kunststoffen in der SG 1
Förderfaktoren und Potenzial	▶ Möglichkeit, ein bisher unangetastetes Potenzial für Kunststoffrecycling zu erschließen, da bromhaltige Kunststoffe bisher energetisch verwertet werden und somit dem Kreislauf entzogen werden; ▶ PS-Technologien (wie lösungsmittelbasiertes Recycling) wurden bereits entwickelt und erfolgreich getestet; erste Anwendungsbeispiele sind vorhanden; ▶ Einsatz der Technologie für das Kunststoffrecycling anderer EAG-Sammelgruppen möglich;
Kunststoffpotenzial	▶ Rücknahmemengen an Geräten der SG 1 in Deutschland im Jahr 2018: 132.440 t⁴⁵ (Löhle et al., 2020, S. 46); ● Durchschnittliche Kunststoffanteile: Kühlschränke⁴⁶: 46% ● Gefriertruhen: 59% ▶ Theoretisches Kunststoffpotenzial von SG 1 gesamt ~69.500 t; ▶ Polymeranteile: ● PS: 30-40% ~24.300 t/a ● ABS: 2-4% ~2.000 t/a ● PP: 4-6% ~3.500 t/a ▶ Bromierte Kunststoffe (Dichte > 1,08 g/cm³); Können bei Haushaltskühlgeräten einen Anteil von ~14% ausmachen; ● Anteil bromierter Kunststoffe: ~ 4.200 t/a ▶ Neben bromierten Kunststoffen landen oftmals weitere Kunststofffraktionen in der SF, die zusammen mit den bromierten Bestandteilen energetisch verwertet werden;
Prozessoptionen	▶ Moderne Technologien (z.B. Laserinduzierter Fluoreszenzspektroskopie in Kombination mit CreaSolv®) ermöglichen das Ausschleusen von bromhaltigen Additiven und Rückgewinnung der Kunststoffe; ▶ Aber, für lösungsmittelbasierte Verfahren wird der Aufbau einer separaten Anlage benötigt ▶ Zur Erhöhung der Reinheit sollten moderne, verfügbare PST eingesetzt werden;

⁴⁵ Im Jahr 2018 wurden 939.076 t an Haushaltsgroßgeräte in Deutschland in Verkehr gebracht. Somit ist die Diskrepanz zwischen in Verkehr gebrachten und gesammelten Geräten besonders groß (>500.000 t) (Löhle et al., 2020). Eine nicht bekannte Menge an Geräten fließt vermutlich über Wege außerhalb der ordnungsgemäßen Sammlung (z.B. über nicht zertifizierte Schottplätze) URL: <https://www.umweltbundesamt.de/presse/pressemitteilungen/elektroschrott-deutschland-verfehlt-eu-sammelquote>

⁴⁶ Unter Kühlschränke fallen Kühl- und Gefrierkombinationen, Kompressorkühlschränke, sowie Einbaukühlschränke

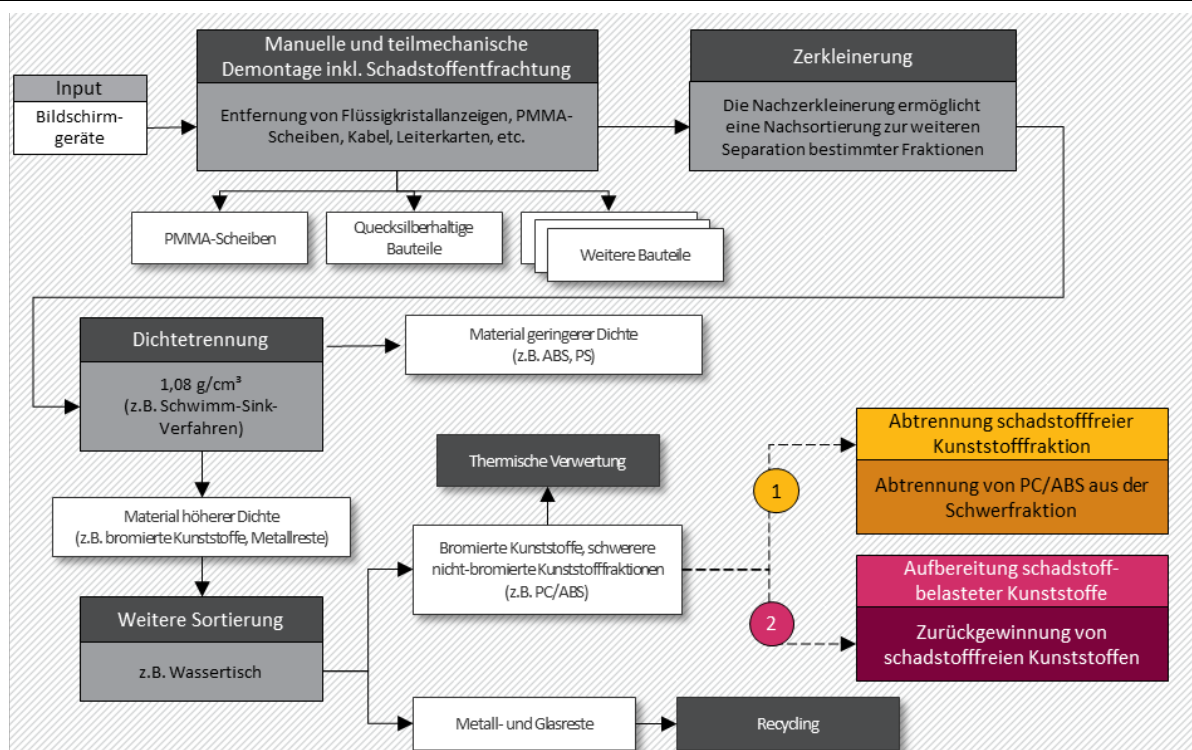
Kriterium	Erklärung
Potenzieller Output	▶ Im Bereich PST: Fokus könnte auf PS gelegt werden, da Hauptkunststoff in bromarmen/-freien Fraktionen (elektrostatisch wird daher die PS-Fraktion als reinere Fraktion sortiert) ▶ In Versuchen konnte gezeigt werden, dass das behandelte Material eine hohe Qualität erreichen kann.
Potenzielle Verwendung des Output-Materials	▶ Durch hohe Qualität kann das Rezyklat in diversen Anwendungsbereichen verwendet werden
Bewertung – Darstellung Grenzen und Möglichkeiten	
Technisch	▶ Bromfreie Kunststoffe können über die Dichtentrennung mit hohen Ausbeuten zurückgewonnen werden; ▶ Einige lösungsmittelbasierte Verfahren sind bereits großtechnisch umgesetzt worden, jedoch sind diese für spezifische Abfallströme konzipiert worden; Die Anwendbarkeit für diese Kunststofffraktion muss erst noch geprüft werden; ▶ Nur eine Anlage mit lösungsmittelbasiertem Recycling für mehrere Recyclingbetriebe nötig
Ökologisch	Allgemein: Das Recycling von kunststoffreichen WEEE-Fractionen hat deutlich geringere Umweltauswirkungen als etwa die energetische Verwertung in einer Müllverbrennungsanlage oder als die Neuherstellung von Kunststoffen (P. A. Wäger, Hischier, 2015)
Ökonomisch	Im Bereich PST: ▶ Durch die bereits etablierten PST-Prozessketten wird die Investition in eine Modernisierung prinzipiell als wirtschaftlich betrachtet. Dies hängt jedoch von zahlreichen betriebsökonomischen Aspekten und der Preisentwicklung von verfügbaren Technologien und der zu erzielenden Rezyklat-Fractionen am Markt ab. ▶ Der Aufbau einer neuen Anlage und das Einstellen des Prozesses beinhalten hohe Investitionssummen. Allgemein: ▶ Die SF macht lediglich ~5 – 10% des Gesamtoutputs aus. Die potentielle Menge an zurückgewonnenem Material ist dadurch begrenzt, wodurch der ökonomische Anreiz verringert wird. ▶ Aber die Anlage kann Input von mehreren Recyclingbetrieben bekommen.
Zusammenfassung	
Fazit	Kunststoffe aus Kühlgeräten werden durch PST in großem Umfang recycelt, sowohl in Deutschland als auch in seinen Nachbarländern. Lösungsmittelbasiertes Recycling könnte die Rezyklatausbeute weiter erhöhen, indem bromhaltige Kunststoffe vom Flammschutzmitteln befreit und zurückgewonnen werden. Diese Kunststoffe können in der SF gefunden werden, jedoch macht diese nur 5 – 10% des Gesamtoutputs aus. Die technische Machbarkeit eines hochwertigen Kunststoffrecyclings aus SG 1 ist belegt, die ökonomische Attraktivität allerdings begrenzt, da zum einen eine neue Anlage gebaut werden müsste und zum anderen der Prozess auf nur einen Zielkunststoff eingestellt werden kann. Aufgrund dieser unsicheren ökonomischen Situation ist die Investitionsbereitschaft begrenzt.

6.2.2.2 Sammelgruppe 2- Bildschirmgeräte

Für SG 2 sind zwei Optionen denkbar (siehe Abbildung 53), um die Menge an recycelten Kunststoffen zu erhöhen.

1. Abtrennung von PC/ABS aus der SF; und
2. Bromhaltige Kunststoffe von Flammschutzmitteln befreien.

Abbildung 53: Darstellung des Status quo der Verwertung von Wärmeüberträgern (speziell Kühlgeräten) und mögliche Ansätze der Optimierung des Kunststoffrecyclings



Vereinfachte Darstellung der Verwertung von Bildschirmgeräten;
Abweichungen können je nach Bildschirmtyp existieren (z.B. bei CRT-Geräten)

Quelle: eigene Darstellung Ramboll

6.2.2.2.1 Abtrennung von PC/ABS aus der Schwerfraktion

Aktuell wird nach dem Schreddern der gemischten Kunststofffraktion ein Dichteschnitt bei $1,08 \text{ g/cm}^3$ durchgeführt, wobei bromierte und andere schwere Kunststoffe absinken. Der PC/ABS Blend besitzt eine Dichte zwischen $1,1 - 1,16$ und kann somit in der SF gefunden werden. Diese wird zurzeit energetisch verwertet, wodurch zum einen die gefährlichen bromierten Flammschutzmittel, jedoch auch das schadstofffreie PC/ABS zerstört werden. Wird diese Fraktion vor der energetischen Verwertung abgetrennt könnte sie zum einen dem Recycling zugeführt werden. Ebenfalls könnte die bromhaltige Fraktion angereichert werden, wodurch sie für Bromentfrachtungsverfahren attraktiver wird (siehe Kapitel 6.2.2.2.2).

Tabelle 33: Factsheet für Sammelgruppe 2 – Abtrennung von PC/ABS aus der Schwerfraktion

Kriterium	Erklärung
Aktuelle Herausforderungen	▶ Eine Standard-Dichtentrennung zur Anreicherung der Zielkunststoffe ist nicht für jeden Materialstrom ausreichend (z.B. weisen LCD-Bildschirme einen hohen PC/ABS-Anteil auf), sodass PC/ABS meist in der SF landet und somit energetisch verwertet wird; ▶ Fehlende Recyclingkapazitäten innerhalb Deutschlands
Förderfaktoren und Potential	▶ Anstieg des PC/ABS-Anteils in modernen Bildschirmgeräten ▶ Durch das Recycling von Kunststoffen aus der SF können EBAs die zu entsorgenden Kunststoffmengen reduzieren, was wiederum zu Kosteneinsparungen von 150€/t führen kann ▶ Schaffung eines verlässlichen Angebots von PC/ABS was einen Anreiz zum Ausbau der Recyclingkapazitäten schafft ▶ Eine Aussortierung von PC/ABS ermöglicht eine erhöhte Ausbeute an Kunststoffrezyklaten; ▶ Bromiertes ABS und PS könnte über laserinduzierte Fluoreszenzspektroskopie angereichert und mit modernen Recycling-Technologien (z.B. CreaSolv®) aufbereitet werden; ▶ Die Abtrennung und Aufarbeitung von PC/ABS wird in anderen europäischen Ländern bereits durchgeführt (z.B. Österreich)
Kunststoffpotenzial	▶ Rücknahmemengen an Geräten der SG 2 in Deutschland im Jahr 2018: 107.978 t (Löhle et al., 2020, S. 46); ▶ Durchschnittlicher Kunststoffanteil (~ 16.200 t): ● Bildschirmgeräte⁴⁷: 15% ▶ Polymeranteil⁴⁸ ● ABS: 25-34% ~4.800 t/a ● PC/ABS: 4% ~650 t/a ● HIPS: 15% ~2.400 t/a
Prozessoptionen	▶ Einsatz laserinduzierter Fluoreszenzspektroskopie zur Sortierung der Fraktion mit Dichte >1,08 g/cm³ ● Sortierung: PC/ABS ▶ Zwei Varianten sind hier denkbar: ● Nach der Vorbehandlung: Maschinelle Zerkleinerung, spektroskopische Sortierung, Dichtentrennung / XRT ● Nach der Vorbehandlung: Dichtentrennung, elektrostatische Sortierung, Laserinduzierte Fluoreszenzspektroskopie für die SF
Potenzieller Output	▶ FSM-armes (< 2.000 ppm) ABS, PC/ABS, HIPS, sehr wenige Polyolefine ▶ Eventuelle Nachsortierung notwendig
Potenzielle Verwendung des Output-Materials	▶ Es können hochwertige Qualitäten erreicht werden wodurch die Rezyklate ein breites Anwendungsfeld finden könnten
Bewertung – Darstellung Grenzen und Möglichkeiten	
Technisch	▶ Die sensorbasierte Sortierung von Kunststoffen ist ein bereits etabliertes Verfahren, welches Reinheiten des Zielkunststoffes von >90% erreichen kann

⁴⁷ EBAs mit einem geringeren Anteil an CRT-Geräten sprechen von ~10-20% Kunststoffanteil; da der Anteil der CRT-Geräte im Abfallstrom weiter rückläufig ist, wird ein Anteil von 15% angesetzt.

⁴⁸ Die Polymeranteile stammen aus (EFRA, 2013) und beziehen sich auf die Polymeranteile in allen LCD-Fernsehern und ist somit nicht zwingend auf alle Bildschirme anwendbar.

Kriterium	Erklärung
	► Fraktion muss jedoch eventuell nochmal nachbehandelt werden, um eine, für die Industrie ausreichende Reinheit, zu erreichen
Ökologisch	Allgemein: Das Recycling von kunststoffreichen WEEE-Fractionen hat deutlich geringere Umweltauswirkungen als etwa die energetische Verwertung in einer Müllverbrennungsanlage oder als die Neuherstellung von Kunststoffen (P. A. Wäger, Hischier, 2015)
Ökonomisch	Im Bereich PST: ► Technologien bereits etabliert wodurch keine Kosten für weitere Forschung und Entwicklung ausgegeben werden müssen Allgemein: ► Auf Grund von geringer Wirtschaftlichkeit des Rezyklats nur schwacher finanzieller Anreiz schadstofffreie SF abzutrennen ► Schadstofffreie Fraktion hat nur einen geringen Anteil am Gesamtoutput
Zusammenfassung	
Fazit	Aktuell landen viele schadstofffreie Kunststoffe wie z.B. PC/ABS in der SF, welche energetisch verwertet werden. Das Kunststoffrecycling könnte durch die Abtrennung dieser Fraktion erhöht werden. Zu Abtrennung können sensorbasierte Abtrennverfahren wie die laserinduzierte Fluoreszenzspektroskopie verwendet werden. Es handelt sich dabei um eine bereits etablierte Technologie und kann somit leicht in die bestehenden Prozessketten eingebaut werden. Die aussortierten Kunststoffe müssten je nach erhaltener Reinheit jedoch nochmal nachbehandelt werden. Ebenfalls sind die wirtschaftlichen Anreize für den Aufbau eines solchen Recyclingprozesses gering und die Recyclingkapazitäten in Deutschland zurzeit noch nicht ausreichend.

6.2.2.2.2 Bromhaltige Kunststoffe von Flammenschutzmitteln befreien

Wie in Kapitel 6.2.2.1.2 dargestellt, kann die bromhaltige SF weiter aufbereitet werden, indem die BFM entfernt werden. Für SG 2 kann dieser Schritt nochmals verstärkt werden, indem wie in Kapitel 6.2.2.1 beschrieben die schadstofffreien Kunststoffe vorher abgetrennt werden. Hierdurch wird die bromhaltige Fraktion angereichert und wird somit für attraktiver für eine Bromentfrachtung.

Tabelle 34: Factsheet für SG 2 - Bromhaltige Kunststoffe von Flammenschutzmitteln befreien

Kriterium	Erklärung
Aktuelle Herausforderungen	► Bromhaltige Kunststoffe werden zurzeit nicht zurückgewonnen, sondern werden nach rechtlicher Vorgabe energetisch verwertet ► Technologie für die Bromrückgewinnung noch nicht ausgereift (Prozess wird auf nur ein Zielkunststoff eingestellt) ► Niedriger Anteil der Kunststofffraktion
Förderfaktoren und Potential	► Möglichkeit unangetastete Fraktion zu erschließen ► Durch den verstärkten Einsatz von LCB-Bildschirmen und dem Rückgang von CRT-Bildschirmen wird der Kunststoffanteil dieser Sammelgruppe in Zukunft wachsen ► Technologie besitzt bereits einige industrielle Anwendungsbeispiele und kann auch für andere EAG-Sammelgruppen verwendet werden ► Bromhaltige Kunststofffraktion kann in Kombination mit der Separation von schadstofffreien PC/ABS (siehe Kapitel 6.2.2.2.1) angereichert werden

Kriterium	Erklärung
Kunststoffpotenzial	▶ Rücknahmemengen an Geräten der SG 2 in Deutschland im Jahr 2018: 107.978 t (Löhle et al., 2020, S. 46); ▶ Allgemeiner Kunststoffanteil (~ 16.200 t): ● Bildschirmgeräte⁴⁹: 15% ▶ Polymeranteil flammgeschützte Kunststoffe⁵⁰ ● ABS: 9% ~1.450 t/a ● HIPS: 15% ~2.400 t/a ▶ Laut Handke et al. (2019) kann der Anteil an flammgeschutzhaltigen Kunststoffen in Fernsehgeräten auch bis zu 54%⁵¹ ausmachen, was einem Aufkommen von ~5.800 t/a entsprechen würde
Prozessoptionen	▶ Moderne Technologien (z.B. Laserinduzierte Fluoreszenzspektroskopie in Kombination mit CreaSolv[®]) ermöglichen das Ausschleusen von bromhaltigen Kunststoffen; ▶ Aber, für Lösungsmittelbasierte Verfahren wird der Aufbau einer separaten Anlage benötigt ▶ Zur Erhöhung der Reinheit sollten moderne, verfügbare PST eingesetzt werden;
Potenzieller Output	▶ Fokus könnte auf ABS oder PS gelegt werden, da diese den Hauptanteil der bromierten Kunststoffe ausmachen ▶ Das behandelte Material kann hohe Qualitäten erreichen
Potenzielle Verwendung des Output-Materials	▶ Durch hohe Qualität kann das Rezyklat in diversen Anwendungsbereichen verwendet werden
Bewertung – Darstellung Grenzen und Möglichkeiten	
Technisch	▶ Bromfreie Kunststoffe können über die Dichtentrennung mit hohen Ausbeuten zurückgewonnen werden; ▶ Einige lösungsmittelbasierte Verfahren sind bereits großtechnisch umgesetzt worden, jedoch sind diese für spezifische Abfallströme konzipiert worden; Die Anwendbarkeit für diese Kunststofffraktion muss erst noch geprüft werden; ▶ Nur eine Anlage mit lösungsmittelbasiertem Recycling für mehrere Recyclingbetriebe nötig
Ökologisch	Allgemein: Das Recycling von kunststoffreichen WEEE-Fractionen hat deutlich geringere Umweltauswirkungen als etwa die energetische Verwertung in einer Müllverbrennungsanlage oder als die Neuherstellung von Kunststoffen (P. A. Wäger, Hischier, 2015)
Ökonomisch	Im Bereich PST: ▶ Durch die bereits etablierten PST-Prozessketten wird die Investition in eine Modernisierung prinzipiell als wirtschaftlich betrachtet. Dies hängt jedoch von zahlreichen betriebsökonomischen Aspekten und der Preisentwicklung von verfügbaren Technologien und der zu erzielenden Rezyklat-Fractionen am Markt ab ▶ Der Aufbau einer neuen Anlage und das Einstellen des Prozesses beinhalten hohe Investitionssummen. Allgemein:

⁴⁹ EBAs mit einem geringeren Anteil an CRT-Geräten sprechen von ~10% Kunststoffanteil; da der Anteil der CRT-Geräte im Abfallstrom weiter rückläufig ist, wird ein Anteil von 10% angesetzt.

⁵⁰ Die Polymeranteile stammen aus (EFRA, 2013) und beziehen sich auf die Polymeranteile in allen LCD-Fernsehern und ist somit nicht zwingend auf alle Bildschirme anwendbar.

⁵¹ Laut Expert*innenmeinung werden in der Realität nur etwas 10% über die SF abgetrennt

Kriterium	Erklärung
	▶ Wenn die schadstofffreie PC/ABS Fraktion vorher abgetrennt wird, dann wird die bromhaltige Kunststofffraktion angereichert, was sie für eine Bromentfrachtung attraktiver macht ▶ Bildschirmgeräte haben nur einen Kunststoffanteil von ~10%, wodurch der ökonomische Anreiz verringert wird ▶ Aber die Anlage kann Input von mehreren Recyclingbetrieben bekommen
Zusammenfassung	
Fazit	Kunststoffe aus Bildschirmgeräten werden durch PST in großem Umfang recycelt, sowohl in Deutschland als auch in seinen Nachbarländern. Lösungsmittelbasiertes Recycling könnte die Rezyklatausbeute weiter erhöhen, indem bromhaltige Kunststoffe von ihren Flamschutzmitteln befreit und zurückgewonnen werden. Diese Kunststoffe können in der SF gefunden werden, jedoch hat SG 2 nur einen Kunststoffanteil von ~15%. Die technische Machbarkeit eines hochwertigen Kunststoffrecyclings aus SG 2 ist belegt, die ökonomische Attraktivität allerdings begrenzt. Zum einen müsste eine neue Anlage gebaut werden und zum anderen gehen alle nicht-Zielkunststoffe verloren. Falls PC/ABS aus der SF abgetrennt werden, können die bromhaltigen Kunststoffe angereichert werden und somit die ökonomische Bilanz verbessert werden. Generell ist die ökonomische Attraktivität aufgrund der hohen Unsicherheit jedoch begrenzt.

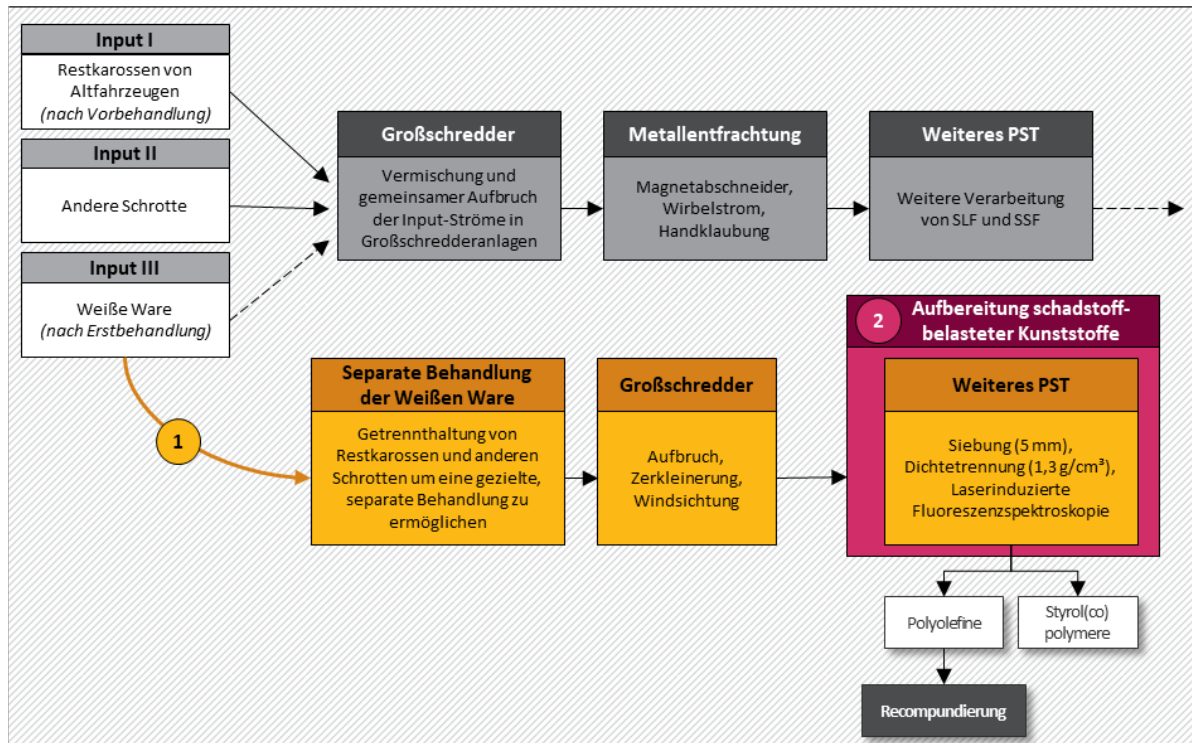
6.2.2.3 Sammelgruppe 4 - Großgeräte

Für die SG 4 werden zwei Möglichkeiten zur Erhöhung des Kunststoffrecyclings erörtert:

1. Separate Behandlung der weißen Ware der SG 4; und
2. Aufbereitung schadstoffbelasteter Kunststoffe aus der SF.

Abbildung 54: Darstellung des Status quo der Verwertung von Wärmeüberträgern (speziell Kühlgeräten) und mögliche Ansätze der Optimierung des Kunststoffrecyclings

Vereinfachte Darstellung des Verwertungsprozess



SLF: Schredderleichtfraktion; SSF: Schredderschwerfraktion; PST: Post-Shredder-Technologie

Quelle: eigene Darstellung Ramboll

6.2.2.3.1 Separate Behandlung der weißen Ware

Weiße Ware wird aktuell gemeinsam mit Altfahrzeugen und anderen Schrotten geschreddert und verwertet. Der Ansatz ist eine separate Verwertung entsprechender Altgeräte.

EAG-Versuch 1

In der heutigen Verwertungspraxis wird die weiße Ware der SG 4⁵² gemeinsam mit Altfahrzeugen und anderen Schrotten in Großschredderanlagen verarbeitet. Die weiße Ware stellt nach den Altfahrzeugen den Input mit dem zweitgrößten Kunststoffanteil dar. Welche Kunststoffe und Kunststoffanteile durch diese EAG in die Schredderrückstände eingetragen werden, soll im Rahmen eines Schredderversuchs geklärt werden. Darüber hinaus sollen die thermoplastischen Hartkunststoffe angereichert und sortiert werden, um diese dem werkstofflichen Recycling zuzuführen.

⁵² Bei den hier genutzten Sammelgruppen und deren Nummerierung handelt es sich um die im ElektroG unter §14 Abs. 1 S.1 angegebene Gruppen, die seit dem 1. Dezember 2018 gültig sind.

Tabelle 35: Factsheet für SG 4 – Separate Behandlung der weißen Ware

Kriterium	Erklärung
Aktuelle Herausforderungen	▶ In der heutigen Verwertungspraxis wird die weiße Ware der EAG-SG 4 gemeinsam mit Altfahrzeugen und anderen Schrotten verarbeitet; ▶ Optische Kunststoffe der weißen Ware werden mit Mischschrott aufgeschlossen (häufig aus dem Bereich der Altfahrzeuge) und verteilen sich daher auf komplexe Schredderrückstände; keine nachgelagerte Aufbereitung; ▶ Der dominierende Kunststofftyp der weißen Ware ist PP, was in der SG 4 i.d.R. mit Talkum additiviert wurde, um die typische weiße Farbe zu erzielen; oftmals werden auch fasergefüllte Polyolefine eingesetzt ▶ Eine Dichteseparation der Polyolefine ist nur schwierig möglich, da eine Trennung mit standardmäßig eingesetzten Technologien nicht funktioniert; so ist PP z.B. in jeder Dichtefraktion zu finden; ▶ Als Großgeräte gesammelte EAG mit einer Materialzusammensetzung ähnlich der SG 5 werden von EBAs in die Aufbereitungskette der SG 5 überführt; der Anteil überführter Großgeräte kann um die 15% liegen; ▶ Generell nur geringer Marktwert von recycelten Polyolefinen und das gefüllte recycelte PP der SG 4 hat nur begrenzte Einsatzgebiete
Förderfaktoren und Potential	▶ Weiße Ware der SG 4 wird in den EBA bereits aussortiert ▶ Hoher Anteil an gefüllten Polyolefinen, aber nur geringer Kunststoffanteil in der weißen Ware ▶ Separate Behandlung der weißen Ware schafft eine Polyolefin-reiche Fraktion und ermöglicht dadurch ein effizienteres Recycling ▶ Schaffung einer Fraktion mit wenig Störstoffen
Kunststoffpotenzial	▶ Rücknahmemengen an Geräten der SG 4 in Deutschland im Jahr 2018: 231.739 t (Löhle et al., 2020, S. 46); ▶ Allgemeiner Kunststoffanteil (~55.600 t)⁵³: ● Waschmaschine: 21% ● Geschirrspüler: 22% ● Trockner: 29% ▶ Polymeranteile – relativ hoher Anteil an Polyolefinen: ● PP: 50-62% ~31.000 t/a⁵⁴
Prozessoptionen	▶ Separater Aufschluss der SG 4 zur Gewinnung eines separaten Stoffstroms; ▶ Anschließend weitere Prozessschritte, wie Sieben, Sichten, Metallabtrennung, Holzabtrennung, Kunststoffsartierung z.B. durch spektroskopische Sortierung; der Anteil an Kunststoffen ist in Dichte <1,3 g/cm³ relativ hoch ▶ Im EAG-Versuch 1 wurde die SSF < 20 mm für das Recycling herangezogen und anschließend auf 5 mm gesiebt. Der Rückstand mit Korngröße 5 – 20 mm wurde metallentfrachtet und mittels laserinduzierter Fluoreszenz sortiert. Die dabei gewonnen Polyolefinfraktion wurde mittels Dichtentrennung bei 1,0 g/cm³ in eine talkumarme und talkumreiche Fraktion getrennt. Die PS, ABS sowie die beiden Polyolefinfraktionen wurden dann regranuliert.
Potenzieller Output	▶ Der Versuch hat gezeigt, dass gute Rezyklatqualitäten ohne Nachadditivierung erreicht werden können

⁵³ Als Referenzwerte werden hier die durchschnittlichen Kunststoffanteile von Waschmaschinen, Geschirrspülern und Trockner herangezogen, was im Schnitt einen Wert von 24% ergibt.

⁵⁴ Das hier angegebene Kunststoffpotential umfasst die gesamte SG 4 und nicht nur die weiße Ware und wird daher überschätzt.

Kriterium	Erklärung
	▶ Durch Nachadditivierung noch bessere Qualitäten möglich ▶ Marktfähige Rezyklate möglich ▶ Jedoch nur geringer Kunststoffanteil in der analysierten SSF (6%)
Potenzielle Verwendung des Output-Materials	▶ Material könnte in ähnlichen Gerätetypen als Rezyklat eingesetzt werden
Bewertung – Darstellung Grenzen und Möglichkeiten	
Technisch	▶ Im EAG-Versuch 1 konnte gezeigt werden, dass die Separation und Aufarbeitung von gefüllten Polyolefinen technisch möglich sind. (Siehe Kapitel 5.1.1) ▶ Spektroskopisch kann zwischen talkumgefüllten und faserverstärkten Kunststoffen nicht unterschieden werden ▶ In dem Versuch wurde nur ein Teil der SSF verarbeitet. Dieser Teil hat nur einen Kunststoffanteil von 6%. Indem andere Fraktionen auch noch angegangen werden, kann die Ausbeute noch weiter erhöht werden. ▶ Das recycelte PP enthält noch Füllstoffe und besitzt damit nur einen begrenzten Einsatzbereich ▶ Generell sind alle verwendeten Prozessschritte bereits auf dem Markt etabliert und müssen nicht neu erprobt werden
Ökologisch	Allgemein: Das Recycling von kunststoffreichen WEEE-Fractionen hat deutlich geringere Umweltauswirkungen als etwa die energetische Verwertung in einer Müllverbrennungsanlage oder als die Neuherstellung von Kunststoffen (P. A. Wäger, Hischier, 2015);
Ökonomisch	▶ Durch den geringen Kunststoffanteil der analysierten Fraktion kann nur eine geringe Ausbeute erzielt werden ▶ Generell haben recycelte Polyolefine nur einen geringen Marktwert ▶ Gewinne aus dem Verkauf der recycelten Polyolefine decken die anfallenden Kosten für Lagerung, Transport etc. meistens nicht
Zusammenfassung	
Fazit	SG 4 machte im Jahr 2018 ~33% der Rücknahmemengen von EAG in Deutschland aus, wodurch sich ein hohes Potential zur Kunststoffrückgewinnung abzeichnet. Aktuell werden die Großgeräte meist mit Altfahrzeugen und anderen Schrotten gemeinsam verarbeitet und PST-Sortiertechnologien für das werkstoffliche Kunststoffrecycling nach dem Großschredder haben sich bisher kaum etabliert. Wird die weiße Ware der SG 4 separat behandelt, so kann der darin enthaltene hohe Polyolefinanteil effizienter recycelt werden. Der in diesem Projekt durchgeführte Versuch hat gezeigt, dass durch die separate Behandlung gute Rezyklatqualitäten erhalten werden können. Allerdings führt der Anteil des hochgefüllten PPs aktuell zu niedrigeren Marktwerten der PP-Rezyklate. Ebenfalls wurde nur ein geringer Anteil an Kunststoffen recycelt. Für die Umsetzung der Rückgewinnung von Kunststoffen aus weißer Ware müssen maßgeschneiderte Sortier- und Recyclingkapazitäten aufgebaut und der Beleg einer ökonomischen Attraktivität steht noch aus, sodass eine zögerliche Investitionsbereitschaft besteht.

6.2.2.3.2 Aufbereitung gefüllter und störfstoffbelasteter Kunststoffe aus der Schwerfraktion

In dem EAG-Versuch 1 wurde die SG 4 separat behandelt und die Polyolefine sowie andere Kunststoffe mechanisch aufbereitet. Es konnte gezeigt werden, dass das somit erhaltene Rezyklat eine hohe Qualität erreichen kann, jedoch besitzt es noch das zugesetzte Talkum bzw. die zugesetzten Fasern. Ein weiterer Ansatzpunkt wäre das Aufbereiten von gefüllten und

schadstoffbelasteten Kunststoffen aus der SF mittels lösungsmittelbasierter Verfahren, um diese von ihren Additiven zu befreien.

Tabelle 36: Factsheet für SG 4 – Abtrennung und Aufbereitung gefüllter und schadstoffbelasteter Kunststoffe

Kriterium	Erklärung
Aktuelle Herausforderungen	▶ In der heutigen Verwertungspraxis wird die weiße Ware der EAG-SG 4 gemeinsam mit Altfahrzeugen und anderen Schrotten verarbeitet; ▶ Optische Kunststoffe der weißen Ware werden mit Mischschrott aufgeschlossen (häufig aus dem Bereich der Altfahrzeuge) und verteilen sich daher auf komplexe Schredderrückstände; keine nachgelagerte Aufbereitung; ▶ Der dominierende Kunststofftyp der weißen Ware ist PP, was in der SG 4 i.d.R. mit Talkum additiviert wurde, um die typische weiße Farbe zu erzielen; oftmals werden auch fasergefüllte Polyolefine eingesetzt ▶ Glasfaser- und talkumgefüllte Kunststoffe stellen ein großes Problem für das mechanische Recycling dar ▶ Als Großgeräte gesammelte EAG mit einer Materialzusammensetzung ähnlich der SG 5 werden von EBAs in die Aufbereitungskette der SG 5 überführt; der Anteil überführter Großgeräte kann um die 15% liegen; ▶ Generell nur geringer Marktwert von recycelten Polyolefinen
Förderfaktoren und Potential	▶ Weiße Ware der SG 4 wird in den EBA bereits aussortiert ▶ Möglichkeit gefüllte und schadstoffbelastet Kunststoffe aufzubereiten und ein Rezyklat mit hoher Qualität zu erreichen ▶ Technologie für das lösungsmittelbasierte Recycling wurde bereits in ersten Anwendungsbeispielen umgesetzt
Kunststoffpotenzial	▶ Rücknahmemengen an Geräten der SG 4 in Deutschland im Jahr 2018: 231.739 t (Löhle et al., 2020, S. 46); ▶ Allgemeiner Kunststoffanteil (~55.600 t)⁵⁵: ● Waschmaschine: 21% ● Geschirrspüler: 22% ● Trockner: 29% ▶ Polymeranteile – relativ hoher Anteil an Polyolefinen: ● PP: 50-62% ~31.000 t⁵⁶
Prozessoptionen	▶ Separater Aufschluss der SG 4 zur Gewinnung eines separaten Stoffstroms; ▶ Anschließend weitere Prozessschritte, wie Sieben, Sichten, Metallabtrennung, Holzabtrennung, Kunststoffsortierung z.B. durch laserinduzierte Fluoreszenz; möglich wäre hier auch der Einsatz von NIR-Technologien zur Separation von hellen Kunststoffen; der Anteil an hellen Kunststoffen ist in Dichte <1,3 g/cm³ relativ hoch ▶ In dem Versuch machen die Polyolefine einen Anteil von bis zu 52% aus, welche nach Separation von den anderen Kunststofftypen separat mittels lösungsmittelbasierten Recyclings aufgearbeitet werden können
Potenzieller Output	▶ Fokus könnte bei der weißen Ware auf PP gelegt werden

⁵⁵ Als Referenzwerte werden hier die durchschnittlichen Kunststoffanteile von Waschmaschinen, Geschirrspülern und Trockner herangezogen, was im Schnitt einen Wert von 24% ergibt.

⁵⁶ Hierbei ist unbekannt, wie hoch der Anteil an gefüllten und mit Flammenschutzmitteln behandelten Kunststoffen ist. Laut Aussagen von Expert*innen macht der Anteil an flammgeschützten Kunststoffen in der weißen Ware nur einen geringen Anteil aus.

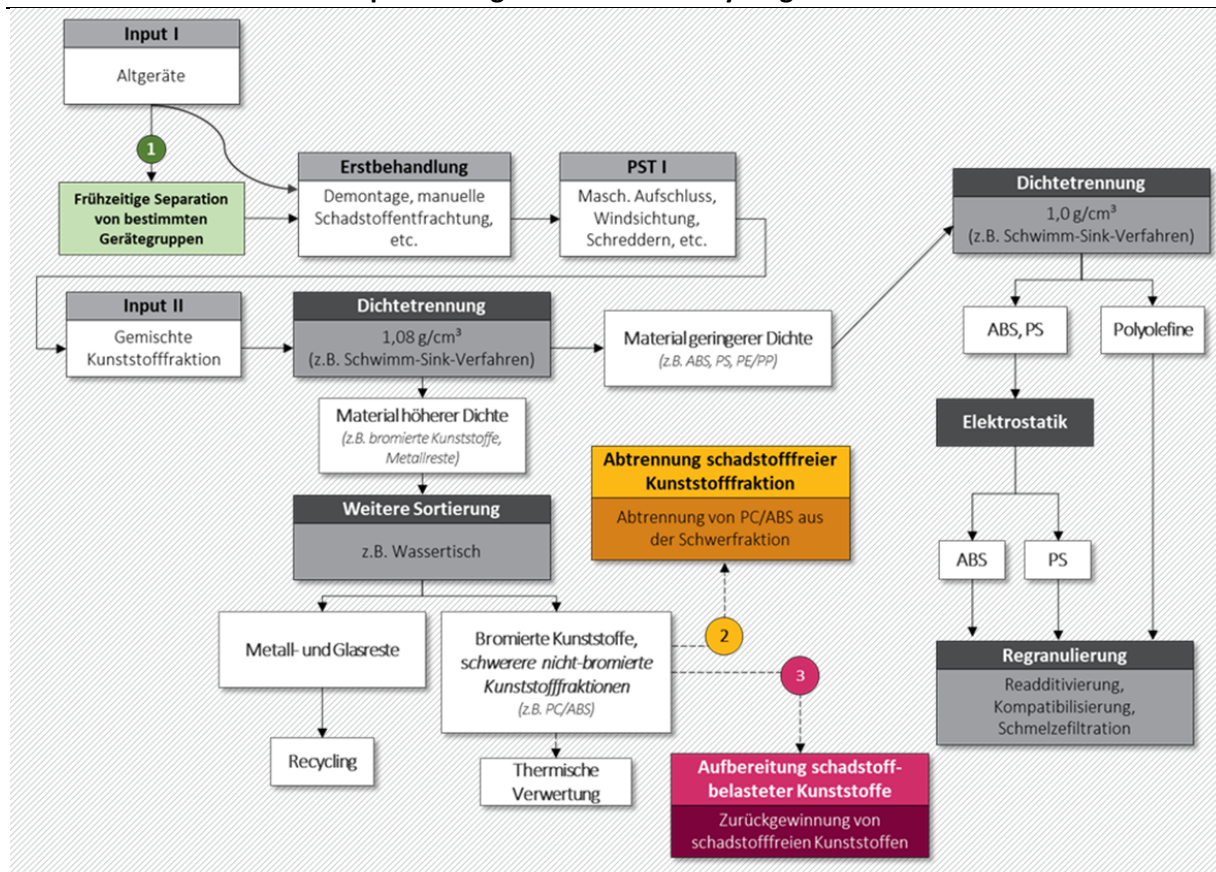
Kriterium	Erklärung
	- Das lösungsmittelbasierte Recycling entfernt nicht nur bromierte Flammenschutzmittel, sondern auch andere Additive wie Glasfasern und Talkum, welche während des Prozesses als Feststoff ausfallen. - Die Qualität des erhaltenen Kunststoffs kann dann nochmals mittels Nachadditivierung verbessert werden
Potenzielle Verwendung des Output-Materials	Kunststoffe können je nach Nachbehandlung in verschiedenen Anwendungen benutzt werden.
Bewertung – Darstellung Grenzen und Möglichkeiten	
Technisch	- Lösungsmittel muss auf das Zielpolymer eingestellt werden, wodurch die restlichen Polymere verloren gehen. - Es bestehen bereits einige Anlagen, welche das Lösungsmittelbasierte Recycling erfolgreich einsetzen, jedoch muss noch geprüft werden, ob es auch für diesen Abfallstrom angewendet werden kann - Es ist nur eine Anlage mit lösungsmittelbasiertem Recycling für mehrere Recyclingbetriebe notwendig.
Ökologisch	Allgemein: Das Recycling von kunststoffreichen WEEE-Fractionen hat deutlich geringere Umweltauswirkungen als etwa die energetische Verwertung in einer Müllverbrennungsanlage oder als die Neuherstellung von Kunststoffen (P. A. Wäger, Hischer, 2015);
Ökonomisch	Bereich PST: - Durch die bereits etablierten PST-Prozessketten wird die Investition in eine Modernisierung prinzipiell als wirtschaftlich betrachtet. Dies hängt jedoch von zahlreichen betriebsökonomischen Aspekten und der Preisentwicklung von verfügbaren Technologien und der zu erzielenden Rezyklat-Fractionen am Markt ab - Der Aufbau einer neuen Anlage und das Einstellen des Prozesses beinhalten hohe Investitionssummen. Allgemein: - Wenn die weiße Ware der SG 4 separat behandelt wird, kann eine Kunststofffraktion reich an Polyolefinen gewonnen werden - Aber der Marktwert von recycelten Polyolefinen ist meistens nur sehr gering und kann die benötigten Investitionskosten bezüglich des Aufbaus, der Lagerung, des Transports etc. nicht decken.
Zusammenfassung	
Fazit	Die SG 4 machte im Jahr 2018 ~33 % der Rücknahmemengen von EAG in Deutschland aus, wodurch sich ein hohes Potential zur Kunststoffrückgewinnung abzeichnet. Aktuell werden die Großgeräte meist mit Altfahrzeugen und anderen Schrotten gemeinsam verarbeitet. Wenn die weiße Ware der SG 4 separat behandelt wird, kann ein Kunststoffstrom mit weniger Störstoffen erzeugt werden, wodurch das recycling vereinfacht werden kann. Der in diesem Projekt durchgeführte Versuch hat gezeigt, dass durch PST-Prozesse wie Siebung, Dichtentrennung und Sortierung mittels spektroskopischer Methoden Kunststoffrezyklate mit guten Qualitäten erreicht werden können. Die dadurch erhaltenen Kunststoffe könnten in einem weiteren Schritt mittels lösungsmittelbasiertem Recycling von ihren Additiven befreit werden, wodurch die Qualität nochmals gesteigert werden kann. Das Lösungsmittel muss jedoch auf den Zielkunststoff abgestimmt sein, wodurch alle anderen Kunststoffe verloren gehen. Ebenfalls haben recycelte Polyolefine einen nur geringen Marktwert und es müsste eine neue Anlage für das lösungsmittelbasierte Recycling erbaut werden, wodurch die ökonomischen Anreize gering sind.

6.2.2.4 Sammelgruppe 5 – Kleingeräte

Die untenstehende Abbildung 55 stellt die möglichen Optionen zur Verbesserung des Kunststoffrecyclings dar.

1. Frühzeitige Separation von gut werkstofflich verwertbaren Kunststoffteilen; und
2. Abtrennung von PC/ABS aus der SF; und
3. Bromhaltige Kunststoffe von Flammenschutzmitteln befreien;

Abbildung 55: Darstellung des Status quo der Verwertung der Sammelgruppe 5 und mögliche Ansätze der Optimierung des Kunststoffrecyclings



Quelle: eigene Darstellung Ramboll

6.2.2.4.1 Frühzeitige Separation von bestimmten Gerätegruppen vor dem maschinellen Aufschluss

Zurzeit umfasst SG 5 ein weites Feld an Geräten. Sie reicht von kleinen medizinischen Geräten bis hin zu elektrischen und elektronischen Werkzeugen und Geräten der Informations- und Telekommunikationstechnik, wodurch eine Vielfalt an verschiedensten Kunststoffen während der Abfallbehandlung anfallen. Durch die Separation bestimmter Gerätearten, können die Kunststoffe dieser im Abfallstrom angereichert werden, wodurch die Rezyklatqualität verbessert werden kann und das Rezyklat wiederum für ähnliche Zwecke eingesetzt werden kann. Beispielsweise wurden vor der Einführung der neuen Sammelgruppen Informations- und Telekommunikationsgeräte separat behandelt, was zu einer höheren Sortenreinheit der einkommende Kunststoffabfälle geführt hat.

Tabelle 37: Factsheet für SG 5 – Separation von bestimmten Gerätegruppen

Kriterium	Erklärung
Aktuelle Herausforderungen	► Sammelgruppe mit der größten Vielfalt unterschiedlicher Gerätearten (Haushaltskleingeräte, elektronische Werkzeuge, Spielzeuge, Geräte der Unterhaltungselektronik, IKT, etc.), was zu einem heterogenen Input⁵⁷ führt; ► I.d.R. komplex verschachtelter Einsatz von unterschiedlichen Prozessschritten (z.B. mehrmalige manuelle Sortierung), in denen zum Teil bis zu 300 Zwischenprodukte erzeugt werden; ► EBAs für SG 5 erzeugen in der Regel gemischte Kunststofffraktionen, die oftmals exportiert werden (innerhalb und außerhalb der EU); ► Unzureichende Recyclingkapazitäten innerhalb Deutschlands;
Förderfaktoren und Potential	► Recyclingtechnologien existieren bereits ► Viele Betreiber haben vor der Einführung der neuen Sammelgruppen bereits einzelne Gerätegruppen separat behandelt (z.B. Informations- und Telekommunikationsgeräte) ► Weniger Prozessschritte nötig als bei der gesammelten Behandlung ► Durch die Behandlung nur einer Geräteart können die Kunststoffe dieser Art angereichert werden, wodurch Rezyklate mit ähnlichen Eigenschaften wie das Ausgangsmaterial hergestellt werden können
Kunststoffpotenzial	► Rücknahmemengen an IT- und Telekommunikationsgeräten der SG 5 in Deutschland im Jahr 2018: 125.012 t (Löhle et al., 2020, S. 68)⁵⁸; ► Theoretischer Kunststoffanteil von IT / Telekommunikationsgeräten: 12-30% (~26.200 t/a)
Prozessoptionen	► Separate Sammlung ausgewählter Gerätegruppe (IT- und Telekommunikationsgeräte) ► In verschiedenen Studien (Spectrodense, WEEESense) wurden wegen der zum Teil gerätespezifisch reduzierten Menge verschiedener Kunststofftypen Staubsauger (ABS, PP), Kaffeemaschinen (PE; PP) oder Drucker (ABS; PC, HIPS) separat behandelt. Für die Rückgewinnung von PP, und flammgeschütztem ABS oder HIPS wäre dies eine Option. ► Schaffung von Fraktionen mit relativ konstanter Zusammensetzung des Inputstroms ► Techniken für einzelne Prozessschritte bereits etabliert und marktreif ► Bereits bestehende Prozessketten können entweder direkt benutzt, oder umfunktioniert werden
Potenzieller Output	► Material mit ähnlicher Qualität wie Inputkunststoff ► Durch Nachadditivierung kann die Qualität des Materials nochmals erhöht werden
Potenzielle Verwendung des Output-Materials	► Das Material könnte wiederum als Rezyklat in der selben Geräteart eingesetzt werden
Bewertung – Darstellung Grenzen und Möglichkeiten	

⁵⁷ Nicht vollständige Liste an Geräten, die Sammelgruppe 5 zuzuordnen sind: Staubsauger, Teppichkehrmaschinen, Leuchten, Mikrowellengeräte, Lüftungsgeräte, Bügeleisen, Toaster, elektrische Messer, Wasserkocher, Uhren, elektrische Rasierapparate, Waagen, Haar- und Körperpflegegeräte, Radiogeräte, Videokameras, Videorekorder, Hi-Fi-Anlagen, Musikinstrumente, Ton- und Bildwiedergabegeräte, elektrisches und elektronisches Spielzeug, Sportgeräte, Fahrrad-, Tauch-, Lauf-, Rudercomputer usw., Rauchmelder, Heizregler, Thermostate, elektrische und elektronische Kleinwerkzeuge, medizinische Kleingeräte, kleine Überwachungs- und Kontrollinstrumente, Mobiltelefone, GPS-Geräte, Taschenrechner, Router, PCs, Drucker, Telefone; URL: <https://www.apm-niemegk.de/sg-elektrog-ph#sammelgruppe-5>

⁵⁸ Die Daten basieren dabei auf den Daten des Statistischen Bundesamtes und unterscheiden sich von den Daten der restlichen Factsheets, welche auf Daten der Stiftung ear basieren.

Kriterium	Erklärung
Technisch	▶ Technologien für die Separation und Sortierung von Kunststoffen sind bereits etabliert und können verwendet werden ▶ Wissen über bestimmte Abfallgruppen bereits vorhanden (z.B. IT- und Telekommunikationsgeräte) ▶ Falls möglich könnten einzelne Gerätearten gesammelt und tagesweise der Inputstrom der Recyclinganlage gewechselt werden ▶ Durch die Separate Sammlung könnten die Kommunen jedoch überfordert werden
Ökologisch	Allgemein: Das Recycling von kunststoffreichen WEEE-Fractionen hat deutlich geringere Umweltauswirkungen als etwa die energetische Verwertung in einer Müllverbrennungsanlage oder als die Neuherstellung von Kunststoffen (P. A. Wäger, Hirsch, 2015)
Ökonomisch	▶ Die Kosten der separaten Behandlung einzelner Gerätearten hängen im Wesentlichen von den damit verbundenen Investitionskosten ab. Hierzu zählen u.a. zusätzlich benötigte Infrastruktur (z.B. für Lagerung, Logistik, zusätzliche Aufbereitungslinie für separierte Fractionen) und zusätzlich anfallende Betriebskosten. ▶ Jedoch können ggf. bereits bestehende Prozesslinien benutzt werden ▶ Bei der aktuellen Marktlage oftmals nur bedingte ökonomische Anreize;
Zusammenfassung	
Fazit	Zurzeit umfasst die SG 5 sehr viele verschiedenen Gerätegruppen mit sich ändernden Zusammensetzungen, welche das Recycling erschweren. Durch das Abtrennen einzelnen Gerätegruppen können die Kunststoffe dieser Fraction in der Recyclinganlage angereichert werden, wodurch das Recycling vereinfacht werden und Rezyklat eine höhere Qualität erreichen kann. Dies wurde in der Vergangenheit bereits gemacht, wodurch das Wissen für einige Gerätetypen bereits vorhanden ist. Ebenfalls könnten bereits bestehende Prozessketten direkt benutzt, oder ggf. angepasst werden, jedoch sind mit der separaten Behandlung auch Mehrkosten für die Sortierung, Lagerung und Logistik zu erwarten. Ebenfalls gibt es zurzeit keine hohe Nachfrage für Rezyklate, wodurch der ökonomische Anreiz gering ist.

6.2.2.4.2 Abtrennung von PC/ABS aus der Schwerfraction

Wie in Kapitel 6.2.2.2.1 beschrieben reichert sich der PC/ABS Blend zurzeit in der SF der Kunststoffaufbereitung an. Da diese zurzeit verwertet wird, wird diese meist Schadstofffreie Fraction nicht anderweitig verwendet. Durch das Abtrennen dieser schadstofffreien Fraction, könnte sie dem Recycling zugeführt werden und zugleich würde die BFM-haltige Fraction angereichert werden, womit diese attraktiver für Bromentfrachtungsverfahren werden. Diese Aufbereitung wurde ebenfalls im Rahmen dieses Projektes durchgeführt (siehe Kapitel 5.1.2).

Tabelle 38: Factsheet für SG 5 – Abtrennung von PC/ABS aus der Schwerfraktion

Kriterium	Erklärung
Aktuelle Herausforderungen	► Sammelgruppe mit der größten Vielfalt unterschiedlicher Gerätearten (Haushaltskleingeräte, elektronische Werkzeuge, Spielzeuge, Geräte der Unterhaltungselektronik, IKT, etc.), was zu einem heterogenen Input⁵⁹ führt; ► I.d.R. komplex verschachtelter Einsatz von unterschiedlichen Prozessschritten (z.B. mehrmalige manuelle Sortierung), in denen zum Teil bis zu 300 Zwischenprodukte erzeugt werden; ► EBAs für SG 5 erzeugen in der Regel gemischte Kunststofffraktionen, die oftmals exportiert werden (innerhalb und außerhalb der EU); ► Unzureichende Recyclingkapazitäten innerhalb Deutschlands; ► Die Feinkorn-Fraktion, sowie bromierte Kunststoffe werden aktuell nicht recycelt; ► Werkstofflich recycelbare Kunststoffe wie PC/ABS, PA und PPO/PS werden über die SF mit halogenierten Kunststoffen abgetrennt und der energetischen Verwertung zugeführt. Dies führt zu Ausbeuteverlusten wertvoller technischer Kunststoffe und ist für Recycler mit hohen Entsorgungskosten verbunden; ► Eine Standard-Dichtentrennung zur Anreicherung der Zielkunststoffe ist nicht für jeden Materialstrom ausreichend (z.B. weisen LCD-Bildschirme einen hohen PC/ABS-Anteil auf), sodass PC/ABS meist in der SF landet und somit energetisch verwertet wird; ► Ebenfalls ist der Recycler-Markt der SG 5 sehr divers
Förderfaktoren und Potential	► Anstieg des PC/ABS-Anteils in modernen Kleingeräten ► Durch das Recycling von Kunststoffen aus der SF können EBAs die zu entsorgenden Kunststoffmengen reduzieren, was wiederum zu Kosteneinsparungen von 150€/t führen kann ► Schaffung eines verlässlichen Angebots von PC/ABS was einen Anreiz zum Ausbau der Recyclingkapazitäten schafft ► Eine Aussortierung von PC/ABS ermöglicht eine erhöhte Ausbeute an Kunststoffzyklen; ► Bromiertes ABS und PS könnte über laserinduzierte Fluoreszenzspektroskopie angereichert und mit modernen Recycling-Technologien (z.B. CreaSolv®) aufbereitet werden; ► Die Abtrennung und Aufarbeitung von PC/ABS wird in anderen europäischen Ländern bereits durchgeführt (z.B. Österreich)
Kunststoffpotenzial	► Rücknahmemengen an Geräten⁶⁰ der SG 5 in Deutschland im Jahr 2018: 175.515 (Löhle et al., 2020, S. 46); ► Theoretischer Kunststoffanteil bei Annahme eines durchschnittlichen Kunststoffgehalts von 35% (~ 61.400 t): ● Mikrowellengeräte: 17% ● Küchengeräte: 37% ● Wasserkocher: 65% ● Staubsauger: 69%

⁵⁹ Nicht vollständige Liste an Geräten, die Sammelgruppe 5 zuzuordnen sind: Staubsauger, Teppichkehrmaschinen, Leuchten, Mikrowellengeräte, Lüftungsgeräte, Bügeleisen, Toaster, elektrische Messer, Wasserkocher, Uhren, elektrische Rasierapparate, Waagen, Haar- und Körperpflegegeräte, Radiogeräte, Videokameras, Videorekorder, Hi-Fi-Anlagen, Musikinstrumente, Ton- und Bildwiedergabegeräte, elektrisches und elektronisches Spielzeug, Sportgeräte, Fahrrad-, Tauch-, Lauf-, Rudercomputer usw., Rauchmelder, Heizregler, Thermostate, elektrische und elektronische Kleinwerkzeuge, medizinische Kleingeräte, kleine Überwachungs- und Kontrollinstrumente, Mobiltelefone, GPS-Geräte, Taschenrechner, Router, PCs, Drucker, Telefone; URL: <https://www.apm-niemegk.de/sg-elektrog-ph#sammelgruppe-5>

⁶⁰ Für SG 5 machen Haushaltskleingeräte, ITK-Geräte und Geräte der Unterhaltungselektronik den Großteil der Mengen dieser Sammelgruppe aus

Kriterium	Erklärung
	- IT / Telekommunikation: 12-30% ▶ Anteil PC/ABS: 9% (Jandric et al., 2019): ~ 5.500 t
Prozessoptionen	▶ Einsatz laserinduzierter Fluoreszenzspektroskopie zur Sortierung der Fraktion mit Dichte $>1,08 \text{ g/cm}^3$ - Sortierung: PC/ABS ▶ Zwei Varianten sind hier denkbar: - Nach der Vorbehandlung: Maschinelle Zerkleinerung, spektroskopische Sortierung, Dichtentrennung / XRT - Nach der Vorbehandlung: Dichtentrennung, elektrostatische Sortierung, Laserinduzierte Fluoreszenzspektroskopie für die SF
Potenzieller Output	▶ FSM-armes ($< 2.000 \text{ ppm}$) ABS, PC/ABS, HIPS, sehr wenige Polyolefine ▶ Eventuelle Nachsortierung notwendig
Potenzielle Verwendung des Output-Materials	▶ Es können hochwertige Qualitäten erreicht werden wodurch die Rezyklate ein breites Anwendungsfeld finden könnten
Bewertung – Darstellung Grenzen und Möglichkeiten	
Technisch	▶ Die sensorbasierte Sortierung von Kunststoffen ist ein bereits etabliertes Verfahren, welches Reinheiten des Zielkunststoffes von $>90\%$ erreichen kann ▶ Fraktion muss jedoch eventuell nochmal nachbehandelt werden, um eine, für die Industrie ausreichende Reinheit, zu erreichen
Ökologisch	Allgemein: Das Recycling von kunststoffreichen WEEE-Fractionen hat deutlich geringere Umweltauswirkungen als etwa die energetische Verwertung in einer Müllverbrennungsanlage oder als die Neuherstellung von Kunststoffen (P. A. Wäger, Hischier, 2015)
Ökonomisch	Im Bereich PST: ▶ Technologien bereits etabliert wodurch keine Kosten für weitere Forschung und Entwicklung ausgegeben werden müssen Allgemein: ▶ Auf Grund von geringer Wirtschaftlichkeit des Rezyklats nur schwacher finanzieller Anreiz schadstofffreie SF abzutrennen ▶ Schadstofffreie Fraktion hat nur einen geringen Anteil am Gesamtoutput
Zusammenfassung	
Fazit	Technologien, die bromarmes ABS, PS und Polyolefine zurückgewinnen, sind bereits etabliert. Dennoch, landen aktuell viele schadstofffreie Kunststoffe wie z.B. PC/ABS in der SF, welche verwertet werden. Das Kunststoffrecycling könnte durch die Abtrennung dieser Fraktion erhöht werden. Zu Abtrennung können sensorbasierte Abtrennverfahren wie die laserinduzierte Fluoreszenzspektroskopie verwendet werden. Es handelt sich dabei um eine bereits etablierte Technologie und kann somit leicht in die bestehenden Prozessketten eingebaut werden. Die aussortierten Kunststoffe müssten je nach erhaltener Reinheit jedoch nochmal nachbehandelt werden. Ebenfalls sind die wirtschaftlichen Anreize für den Aufbau eines solchen Recyclingprozesses gering und die Recyclingkapazitäten in Deutschland sind aktuell noch nicht ausreichend.

6.2.2.4.3 Bromhaltige Kunststoffe von Flammenschutzmitteln befreien

Kleingeräte besitzen fast immer Kunststoffe, welche mit bromierten Flammenschutzmitteln versetzt worden sind, wozu zurzeit vor allem DecaBDE und TBBPA zählen. Diese Kunststoffe

landen zum Großteil in der SF und werden somit verwertet. Wie in den Kapiteln 6.2.2.1.2 und 6.2.2.2.2 bereits beschrieben, kann diese Fraktion aufbereitet werden, indem lösungsmittelbasierte Verfahren verwendet werden, um die Kunststoffe von ihren Flammenschutzmitteln zu befreien und sie somit dem Recycling zuführen zu können.

Tabelle 39: Factsheet für SG 5 - Bromhaltige Kunststoffe von Flammenschutzmitteln befreien

Kriterium	Erklärung
Aktuelle Herausforderungen	▶ Sammelgruppe mit der größten Vielfalt unterschiedlicher Gerätearten (Haushaltskleingeräte, elektronische Werkzeuge, Spielzeuge, Geräte der Unterhaltungselektronik, IKT, etc.), was zu einem heterogenen Input⁶¹ führt; ▶ Bromhaltige Kunststoffe werden zurzeit nicht zurückgewonnen, sondern werden nach rechtlicher Vorgabe verwertet ▶ Technologie für die Bromrückgewinnung noch nicht ausgereift (Prozess wird auf nur ein Zielkunststoff eingestellt);
Förderfaktoren und Potential	▶ Möglichkeit unangetastete Fraktion zu erschließen ▶ Relativ hoher Anteil an bromierten Kunststoffen in der SG 5 ▶ Technologie besitzt bereits einige industrielle Anwendungsbeispiele und kann auch für andere EAG-Sammelgruppen verwendet werden ▶ Bromhaltige Kunststofffraktion kann in Kombination mit der Separation von schadstofffreien PC/ABS (siehe Kapitel 6.2.2.2.1 und 6.2.2.4.2) angereichert werden
Kunststoffpotenzial	▶ Rücknahmemengen an Geräten⁶² der SG 5 in Deutschland im Jahr 2018: 175.515 (Löhle et al., 2020, S. 46); ▶ Theoretischer Kunststoffanteil bei Annahme eines durchschnittlichen Kunststoffgehalts von 35% (~ 61.400 t): ● Mikrowellengeräte: 17% ● Küchengeräte: 37% ● Wasserkocher: 65% ● Staubsauger: 69% ● IT / Telekommunikation: 12-30% ▶ Anteil flammgeschützter Kunststoffe ~40%⁶³ (~24.560 t) ● Haushaltskleingeräte: 6% ● Elektrowerkzeuge: 80% ● Kommunikationstechnik: 77% ● Informationsverarbeitung: 40%
Prozessoptionen	▶ Moderne Technologien (z.B. CreaSolv® in Kombination mit Laserinduzierter Fluoreszenzspektroskopie) ermöglichen die Rückgewinnung von bromhaltigen Kunststoffen; ▶ Aber, für Lösungsmittelbasierte Verfahren wird der Aufbau einer separaten Anlage benötigt

⁶¹ Nicht vollständige Liste an Geräten, die Sammelgruppe 5 zuzuordnen sind: Staubsauger, Teppichkehrmaschinen, Leuchten, Mikrowellengeräte, Lüftungsgeräte, Bügeleisen, Toaster, elektrische Messer, Wasserkocher, Uhren, elektrische Rasierapparate, Waagen, Haar- und Körperpflegegeräte, Radiogeräte, Videokameras, Videorekorder, Hi-Fi-Anlagen, Musikinstrumente, Ton- und Bildwiedergabegeräte, elektrisches und elektronisches Spielzeug, Sportgeräte, Fahrrad-, Tauch-, Lauf-, Rudercomputer usw., Rauchmelder, Heizregler, Thermostate, elektrische und elektronische Kleinwerkzeuge, medizinische Kleingeräte, kleine Überwachungs- und Kontrollinstrumente, Mobiltelefone, GPS-Geräte, Taschenrechner, Router, PCs, Drucker, Telefone; URL: <https://www.apm-niemegk.de/sg-elektrog-ph#sammelgruppe-5>

⁶² Für SG 5 machen Haushaltskleingeräte, ITK-Geräte und Geräte der Unterhaltungselektronik den Großteil der Mengen dieser Sammelgruppe aus.

⁶³ Basierend auf dem Durchschnitt der Anteile an flammgeschützten Kunststoffen in den Produkten der Haushaltskleingeräte, Kommunikationstechnik und Informationsverarbeitung.

Kriterium	Erklärung
	▶ Zur Erhöhung der Reinheit sollten moderne, verfügbare PST eingesetzt werden;
Potenzieller Output	▶ Fokus könnte beispielsweise auf PS gelegt werden, da es den Hauptkunststoffanteil ausmacht. ▶ Lösungsmittelbasiertes Recycling kann Kunststoff gut säubern ▶ Durch Nachadditivierung kann die Qualität nochmals erhöht werden
Potenzielle Verwendung des Output-Materials	▶ Kunststoffe können je nach Nachbehandlung in verschiedenen Anwendungen benutzt werden.
Bewertung – Darstellung Grenzen und Möglichkeiten	
Technisch	▶ Bromfreie Kunststoffe können über die Dichtentrennung mit hohen Ausbeuten zurückgewonnen werden; ▶ Einige lösungsmittelbasierte Verfahren sind bereits großtechnisch umgesetzt worden, jedoch sind diese für spezifische Abfallströme konzipiert worden; Die Anwendbarkeit für diese Kunststofffraktion muss erst noch geprüft werden; ▶ Nur eine Anlage mit lösungsmittelbasiertem Recycling für mehrere Recyclingbetriebe nötig
Ökologisch	Allgemein: Das Recycling von kunststoffreichen WEEE-Fractionen hat deutlich geringere Umweltauswirkungen als etwa die in einer Müllverbrennungsanlage oder als die Neuherstellung von Kunststoffen (P. A. Wäger, Hischier, 2015)
Ökonomisch	Im Bereich PST: ▶ Durch die bereits etablierten PST-Prozessketten wird die Investition in eine Modernisierung prinzipiell als wirtschaftlich betrachtet. Dies hängt jedoch von zahlreichen betriebsökonomischen Aspekten und der Preisentwicklung von verfügbaren Technologien und der zu erzielenden Rezyklat-Fractionen am Markt ab ▶ Der Aufbau einer neuen Anlage und das Einstellen des Prozesses beinhalten hohe Investitionssummen. Allgemein: ▶ Wenn die schadstofffreie PC/ABS Fraktion vorher abgetrennt wird, dann wird die bromhaltige Kunststofffraktion angereichert, was sie für eine Bromentrachtung attraktiver macht ▶ Relativ hoher Anteil an bromierten Kunststoffen ▶ Aber die Anlage kann Input von mehreren Recyclingbetrieben bekommen
Zusammenfassung	
Fazit	Die bromierte Kunststofffraktion macht in SG 5 einen relativ großen Anteil aus und ist somit attraktiv für die Bromentrachtung. Lösungsmittelbasiertes Recycling könnte die Rezyklatausbeute weiter erhöhen, indem bromhaltige Kunststoffe vom Flammenschutzmitteln befreit und zurückgewonnen werden. Die technische Machbarkeit eines hochwertigen Kunststoffrecyclings aus SG 5 ist belegt, jedoch stellen die hohen Investitionskosten ein Hindernis dar. Falls PC/ABS aus der SF abgetrennt werden, können die bromhaltigen Kunststoffe angereichert werden und somit die ökonomische Bilanz verbessert werden. Generell ist die ökonomische Attraktivität auf Grund der hohen Marktunsicherheit jedoch begrenzt.

6.2.3 Diskussion und Bewertung der Separations- und Recyclingstrategien

Wie in Kapitel 6.2.2 dargestellt, kann das Kunststoffrecycling aus den EAG gesteigert werden, indem bestimmte Bauteile bzw. Gerätetypen frühzeitig separiert werden, die PC/ABS-Fraktion von der restlichen SF abgetrennt oder die gefüllte und schadstoffbelastete Kunststofffraktion mittels lösungsmittelbasierter Recyclingverfahren von diesen befreit werden.

Dabei haben sich einzelne Optionen als mehr oder weniger effektiv bzw. leicht umsetzbar herausgestellt. Es muss jedoch beachtet werden, dass die Bewertungen der meisten Optionen entweder auf Ergebnissen einzelner Versuche oder auf theoretischen Annahmen basieren, da die meisten Optionen derzeit nicht großflächig umgesetzt werden, wodurch eine fundierte Datenlage fehlt bzw. Daten aufgrund von Betriebsgeheimnissen nicht öffentlich zur Verfügung stehen. Dies erschwert eine abschließende Bewertung der Optionen nach ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten sowie einen adäquaten Vergleich der einzelnen Optionen.

Ökologische und ökonomische Gegenüberstellung

Um dennoch eine erste Grundlage für die Gegenüberstellung der einzelnen Optionen nach ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten zu bieten, werden im Folgenden verfügbare Daten (z.B. zu Kunststoffpotenzial, CO₂-Einsparungen, Kosten für CO₂-äq.) verwendet. Es gilt zu beachten, dass diese Daten auf grundsätzlichen Annahmen und Abschätzungen basieren und generell nur Größenordnungen abbilden soll.

Die folgenden Annahmen wurden getroffen bzw. Daten verwendet:

- ▶ Theoretisches Kunststoffpotenzial: diese Berechnungen wurden bereits in den Factsheets getätigt und basieren auf den theoretisch verfügbaren Kunststoffmengen in den jeweiligen Sammelgruppen/Gerätetypen. Diese basieren meistens auf den durchschnittlichen Kunststoffgehalten der einzelnen Gerätetypen, wobei häufig nur Daten für eine Geräteart verfügbar sind, anstatt für die gesamte Sammelgruppe/Gerätetyp (z.B. wird in SG 2 der Anteil an flammgeschützten Kunststoffen für LCD-Fernseher angegeben, jedoch kann dieser Anteil nicht zwingend auf die ganze Sammelgruppe angewendet werden). In manchen Fällen sind keine Daten verfügbar (z.B. der Anteil an gefüllten und flammgeschützten Kunststoffen in der weißen Ware der SG 4), weshalb hier angenommen wird, dass 100% des Zielkunststoffes mit Additiven versetzt wurde.
- ▶ Annahme zur Ausbeute: da das theoretische Kunststoffpotenzial nicht vollständig aufbereitet und recycelt werden kann (Störstoffe, nicht separierbar etc.) geht man nicht von einer 100%igen Ausbeute aus. Generell handelt es sich bei diesen Optionen um neuartige Verfahren, welche nur in Einzelfällen bereits durchgeführt werden, oder noch nicht etabliert sind. Es konnten deshalb keine Literaturwerte für die Ausbeuten gefunden werden. Für einige Optionen geben die EAG-Versuche einen ersten Aufschluss über mögliche Ausbeuten, jedoch handelt es sich hierbei um nur eine Versuchsreihe, wodurch die Ergebnisse nur eine beschränkte Aussagekraft besitzen. Im Falle der Aufbereitung mittels lösungsmittelbasierten Recyclings wird von einer Maximalausbeute ausgegangen. Das dort eingesetzte Lösungsmittel ist auf den Zielkunststoff eingestellt und kann nur diesen auflösen, weshalb alle anderen Stoffe, inklusive anderer Kunststoffe, dabei verloren gehen. Wenn der Input einen hohen Anteil des Zielkunststoffes ausweist, können auch sehr gute Ausbeuten erzielt werden, weshalb hier von einem Optimalfall von 70-90% Ausbeute ausgegangen wird. Aufgrund der Unsicherheit in den Ausbeuten werden hier Ausbeutebereiche angegeben, auf Basis derer die Klimakosten und das CO₂-Einsparungspotential berechnet werden.
- ▶ Um den CO₂-Verbrauch der einzelnen Optionen bzw. die Einsparung an CO₂ zu berechnen sind Daten zum Aufbereitungs- und Recyclingverfahren an sich sowie dem Einsatz des

Rezyklats im Vergleich zu Neuware wichtig. Auch sind Informationen wichtig, was mit ausgeschleusten Kunststoffen/Fraktionen passiert. Daten zu den hier vorgestellten Aufbereitungs- und Recyclingverfahren sind jedoch kaum verfügbar, da die Optionen entweder theoretischen Überlegungen entspringen, Daten nicht erhoben wurden oder für die Öffentlichkeit nicht zugänglich sind. Basierend auf den Angaben von Probst und Fischer (Probst, Fischer, 2019) spart die Neuwaresubstitution Ressourcen sowie Energie (mechanisches Recycling spart ca. 50-66% an Energie im Vergleich zur Neuwareherstellung, CO₂-Einsparung: 1,45 bis 3,22 t je Tonne Neuwaresubstitution). (Knappe et al., 2021) geht von einer CO₂-Einsparung von ~900kg/Tonne Kunststoffinput für die werkstoffliche Verwertung von Kunststoffen aus der SLF von EAG aus. Da keine weitere Aufteilung auf bestimmte Technologien vorgenommen wurde, wird dieses Potential auf alle Optionen angewendet. Für die weiteren Überlegungen und zur Darstellung möglicher CO₂-Einsparungen werden deshalb zum einen die berechneten Kunststoffausbeuten mit den potenziell möglichen Einsparungen von 1,45 t CO₂ sowie 3,22 t CO₂ (Variante I) dargestellt, zum anderen aber auch das Einsparungspotential von 0,9t CO₂ angewendet (Variante II).

- Um die ökonomische Dimension und besonders den Vergleich von den ausgewählten Optionen und des Status quos abbilden zu können, bräuchte es umfangreiche Daten zu den Demontagezeiten, Investitionskosten, Transport- und Lagerkosten etc. Auch Umweltkosten müssten in diese Bewertung miteinbezogen werden. Auch hier ist die Datenlage schlecht, aus bereits oben genannten Gründen. Dem eingesparten CO₂ kann man jedoch Kosten gegenüberstellen, welche auf der Methodenkonvention 3.1 des Umweltbundesamt basieren. Für eine Tonne CO₂-Äquivalente geht man 2020 bei einer Höhergewichtung der Wohlfahrt heutiger gegenüber zukünftigen Generationen von 195 €/t CO₂-Äq. aus und bei einer Gleichgewichtung der Wohlfahrt heutiger und zukünftiger Generationen von 680 €/t CO₂-Äq. Für die folgende Berechnung bediente man sich dem Kostenfaktor von 195 €/t CO₂-Äq.

Die nachfolgende Tabelle bildet die bekannten Daten ab. Diese Ergebnisse sind mit vielen Annahmen und theoretischen Berechnungen behaftet.

Tabelle 40: Variante I Einschätzung Mengenrelevanz bzw. Kunststoffpotenzial in Deutschland ausgewählter Optionen EAG (gerundete Werte)

Optionen	Theoretische Mengenrelevanz bzw. Kunststoffpotenzial [t/a]	Ausbeute werkstoffliches Recycling [%]	Ausbeute werkstoffliches Recycling [t/a]	CO ₂ Einsparung Rezkylateinsatz min [t/a]	Klimakosten 2020 [€/t CO ₂ -Äq) - min CO ₂	CO ₂ Einsparung Rezkylateinsatz max [t/a]	Klimakosten 2020 [€/t CO ₂ -Äq) max CO ₂
Separation SG 1	4.300	50 - 75%	2.200 - 3.200	3.100 - 4.700	607.900 - 911.900	6.900 - 10.400	1.350.000 - 2.025.00
Bromierte Kunststoffe SG 1	4.200	70 - 90%	2.900 - 3.800	4.300 - 5.500	831.300 - 1.068.800	9.500 - 12.200	1.846.000 - 2.373.500
Abtrennung PC/ABS SG 2	5.300	55 - 80%	2.900 - 4.200	4.200 - 6.100	824.200 - 1.198.900	9.400 - 13.700	1.830.300 - 2.662.300
Bromierte Kunststoffe SG 2	5.800	70 - 90%	4.000 - 5.200	5.900 - 7.600	1.148.000 - 1.476.000	13.000 - 16.800	2.549.300 - 3.277.600
Separate Behandlung SG 4	31.000	45 - 70%	14.000 - 21.700	20.200 - 31.500	3.944.300 - 6.135.700	44.900 - 69.900	8.759.200 - 13.625.400
Aufbereitung gefüllter und störfstoffbelasteter Kunststoffe SG 4	31.000	70 - 90%	21.700 - 27.900	31.500 - 40.500	6.135.700 - 7.888.800	69.900 - 89.900	13.625.400 - 17.518.400
Frühzeitige Separation SG 5	26.200	50 - 75%	13.100 - 19.700	19.000 - 28.500	3.704.000 - 5.556.000	42.200 - 63.300	8.225.500 - 12.338.200
Abtrennung PC/ABS SG 5	5.500	55 - 80%	3.000 - 4.400	4.400 - 6.400	855.300 - 1.244.100	9.700 - 14.200	1.899.400 - 2.762.800
Bromierte Kunststoffe SG 5	24.600	70 - 90%	17.200 - 22.100	24.900 - 32.000	4.861.000 - 6.249.900	55.400 - 71.200	10.794.900 - 13.879.100

Tabelle 41: Variante II Einschätzung Mengenrelevanz bzw. Kunststoffpotenzial in Deutschland ausgewählter Optionen EAG (gerundete Werte)

Optionen	Theoretische Mengenrelevanz bzw. Kunststoffpotenzial [t/a]	Ausbeute werkstoffliches Recycling [%]	Ausbeute werkstoffliches Recycling [t/a]	CO ₂ Einsparung Rezyklateinsatz [t/a]	Klimakosten 2020 [€/t CO ₂ -Äq] - CO ₂
Separation SG 1	4.300	50 - 75%	2.100 - 3.200	1.900 - 2.900	377.300 - 566.000
Bromierte Kunststoffe SG 1	4.200	70 - 90%	2.900 - 3.800	2.600 - 3.400	516.000 - 663.400
Abtrennung PC/ABS SG 2	5.300	55 - 80%	2.900 - 4.200	2.600 - 3.800	511.600 - 744.100
Bromierte Kunststoffe SG 2	5.800	70 - 90%	4.000 - 5.200	3.700 - 4.700	712.500 - 916.100
Separate Behandlung SG 4	31.000	45 - 70%	14.000 - 21.700	12.600 - 19.500	2.448.200 - 3.808.400
Aufbereitung gefüllter und störfstoffbelasteter Kunststoffe SG 4	31.000	70 - 90%	21.700 - 27.900	19.500 - 25.100	3.808.300 - 4.896.500
Frühzeitige Separation SG 5	26.200	50 - 75%	13.100 - 19.700	11.800 - 17.700	2.299.000 - 3.448.600
Abtrennung PC/ABS SG 5	5.500	55 - 80%	3.000 - 4.400	2.700 - 4.000	530.900 - 772.200
Bromierte Kunststoffe SG 5	24.560	70 - 90%	17.200 - 22.100	15.500 - 19.900	3.017.200 - 3.879.300

6.2.4 Kombination von Optionen zur Entwicklung von Separations- und Recyclingstrategien

Indem einzelne Optionen sinnvoll kombiniert werden, können Strategien entwickelt werden. Anhand der einzelnen Optionen für jede Sammelgruppe kann bereits erkannt werden, dass viele Optionen für die meisten Sammelgruppen angewendet werden können. In diesem Kapitel werden die möglichen Chancen und Herausforderungen für die einzelnen Strategien beschrieben. Dabei werden ebenfalls die technischen und ökonomischen Voraussetzungen und Rahmenbedingungen beschrieben.

6.2.4.1 Frühzeitige Separation von Kunststoffbauteilen oder -gerätegruppen

Um das Kunststoffrecycling im Abfallstrom der EAG zu fördern, können bestimmte Gerätegruppen bzw. Geräteteile frühzeitig separiert werden. Hierdurch können bestimmte Kunststofftypen, welche für die Geräteart bzw. das Geräteteil spezifisch sind, angereichert werden, wodurch weniger Störstoffe im Recyclingprozess vorhanden sind. Die hiermit erzielte höhere Qualität des Inputstroms ermöglicht dann das gezielte Recycling bestimmter Kunststofftypen und generell höhere Ausbeuten. Das gewonnene Rezyklat weist dann ebenfalls eine höhere Qualität auf und kann dadurch in hochwertigen Anwendungen wiederverwendet werden. Je früher bestimmte Kunststoffteile bzw. -ströme im Recycling abgetrennt werden, desto höhere Ausbeuten und Qualitäten können erzielt werden, jedoch ist damit immer ein Mehraufwand verbunden (Expert*innenmeinung Workshop).

Generell hängt der Grad der Abtrennung von der jeweiligen Sammelgruppe ab. Bei Sammelgruppen mit einer geringen Anzahl an verschiedenen Gerätearten können einzelne häufig vorkommende Geräteteile entfernt und somit die Kunststoffe dieser Teile angereichert werden. So wird in der heutigen Praxis bei der Sammelgruppe 2 bereits eine manuelle Demontage von beispielsweise Kabeln, Gehäusen und PMMA-Scheiben durchgeführt, welche dann an Folgebehandler weitergegeben werden. Bei der Sammelgruppe 1 wird ebenfalls eine Vorbehandlung durchgeführt, wobei das Kühlmittel abgesaugt wird. Im Rahmen dieses Prozesses könnten ebenfalls häufig vorkommende Kunststoffteile wie Schubladen und Fächer entfernt werden, um Sortierfraktionen mit einer geringen Anzahl an Störstoffen zu schaffen.

Bei Sammelgruppen mit einer hohen Anzahl an verschiedenen Gerätearten ist der Aufwand einzelne Geräteteile zu entfernen vergleichsweise groß, weshalb hier der Ansatz der Abtrennung bestimmter Gerätearten als zielführender gilt. Dabei können die Kunststofftypen dieser Geräteart angereichert werden, wodurch das nachgelagerte Recycling erleichtert werden kann. Bei der Sammelgruppe 4 könnte beispielsweise die weiße Ware abgetrennt und separat behandelt werden, da diese Geräteart zurzeit mit den Altfahrzeugen vereinigt und zusammen verarbeitet wird. Bei der Sammelgruppe 5 wurden vor der Einführung der neuen Sammelgruppen im Dezember 2018 die IT- und Telekommunikationsgeräte bereits vorzeitig abgetrennt und separat behandelt, was wiederum durchgeführt werden könnte.

Nicht betrachtet wurden hierbei die Sammelgruppen 3 und 6, jedoch könnte diese Strategie auch auf diese Sammelgruppen angewendet werden.

Im Allgemeinen ist das Ziel dieser Strategie reinere Fraktionen zu schaffen, wodurch der nachgelagerte Recyclingprozess vereinfacht und die Ausbeute sowie die Qualität des Rezyklats erhöht werden kann. Durch die dennoch vorhandene Sortenvielfalt in den einzelnen Geräteteilen bzw. -arten können mittels dieser Strategie keine sortenreinen Fraktionen erhalten werden, wodurch eine Nachbehandlung weiterhin nötig ist.

Für die Separation müssten jedoch zunächst Lagerplätze geschaffen werden, um die aussortierten Teile zu lagern. Beispielsweise benötigen die Kühl- und Gefrierschrankschubladen

und -fächer auf Grund ihrer Bauweise eine relativ große Lagerfläche. Gleiches gilt für aussortierte Geräte der weißen Ware bzw. IT- und Telekommunikation. Weiterhin entsteht durch den Sortierungsprozess ein zeitlicher Aufwand für die EBAs. Da einige Demontageprozesse bereits etabliert sind (z.B. das Entfernen der Kühlmittel aus Gefrierschränken) könnten weitere Sortierungsschritte einfach in diesen integriert werden. Dazu kommt, dass im Beispiel der Gefrier- und Kühlschränke die Schubladen und Fächer ohne zusätzliches Ausschrauben oder demontieren entfernt werden können. Bei den anderen Sammelgruppen muss die Aussortierungsrate ebenfalls nicht 100% betragen, denn bereits ein Abfallstrom mit einer klar definierten Geräteart kann das Recycling vereinfachen.

Insbesondere bei der SG 1 gilt das Entfernen von Schubladen und Fächern bereits als Stand der Technik. Aktuell wird an der VDI 2292 gearbeitet, welche die den Stand der Technik der Behandlung von Kühlgeräten darlegt. Laut Expert*innenmeinung gehört hierzu auch die Entnahme der Schubladen und Fächer, weshalb argumentiert werden kann, dass durch diese Strategie kein Mehraufwand bei der SG 1 entstehen wird. Einige EBAs meinten jedoch, dass sich der Ausbau nicht lohnen würde, da die Kunststoffteile sehr groß sind, jedoch nur wenig wiegen, wodurch hohe Transport und Lagerkosten anfallen würden. Die Entnahme würde sich daher nicht lohnen, vor allem da auch ohne die Entnahme bereits Rezyklate mit guten Qualitäten hergestellt werden können (Expert*innenmeinung Workshop).

Nach der Abtrennung ist eine weitere Aufbereitung der entfernten Teile und Geräte dennoch nötig, da die Bauteile aus verschiedenen Kunststofftypen bestehen und eine schnelle und eindeutige Identifikation während des Sortierungsprozesses nicht immer möglich ist. Im Vergleich zur Aufbereitung der gemischten Fraktionen ist hierbei jedoch ein geringerer Aufwand zu erwarten, da weniger Störstoffe vorhanden sind, weniger Sortierzyklen benötigt werden, weniger Schadstoffe vorhanden sind etc.

Durch die separate Erschließung einzelner Bauteile bzw. Gerätegruppen entstehen Fraktionen mit einem niedrigen Schadstoffgehalt, bzw. können die belasteten Fraktionen einfacher abgetrennt werden. Dies erhöht zum einen die Qualität des Rezyklats, zum anderen schafft es aber auch eine Sicherheit für die Recyclingunternehmen und deren Abnehmer solche Prozessketten zu etablieren. Zurzeit herrscht eine Unsicherheit in der Rechtslage bezüglich der Schadstoffgrenzwerte in Rezyklaten. Diese werden häufig neu bewertet, wodurch langfristig nicht garantiert werden kann, dass das Rezyklat vermarktet werden darf. Wenn für eine Rezyklatfraktion langfristig garantiert werden kann, dass diese eine minimale Schadstoffkonzentrationen aufweist, so schafft dies auch den Anreiz Prozessketten für diese zu etablieren.

Durch die strikten gesetzlichen Anforderungen haben die Produzenten ebenfalls einen hohen Anspruch an die Rezyklate. Diese müssen zum einen Schadstoffgehalte unter den Grenzwerten besitzen und zum anderen dürfen sie über die meist langen Lebensdauern nicht zu sehr an Qualität verlieren. Hierdurch ist es für die Hersteller einfacher Neuware für ihre Produkte zu verwenden als auf Rezyklate zu setzen, wodurch sich kein stabiler Absatzmarkt entwickelt. Für die Recycler bedeutet das, dass viel Zeit und Ressourcen verwendet werden müssen, um die Qualität des Rezyklats auf ein marktfähiges Level zu bringen. Dadurch steigt jedoch ebenfalls der Preis, wodurch das Rezyklat nicht mit der Neuware konkurrieren kann. Die Schaffung von sortenreineren Fraktionen könnte hier helfen, die Qualität langfristig zu steigern, wodurch sich ebenfalls ein permanenter Absatzmarkt etablieren würde. Dies ist jedoch nicht für jede Sammelgruppe der Fall. Beispielsweise enthält das PP der SG 4 nach dem Recyclingprozess immer noch spezifische Additive (Talkum und Glasfaser), welche den weiteren Einsatz behindern. So kann dieses PP aufgrund der Additive wiederum nur in weißer Ware eingesetzt werden, was den Absatzmarkt stark einschränkt.

Generell fehlen in Deutschland die Recyclingkapazitäten. Für Großdrucker fehlen beispielsweise in Deutschland die Kapazitäten bei den EBAs, weshalb diese meistens ins Ausland exportiert werden (Expert*innenmeinung Workshop). Die meisten Händler für Kunststoffe aus EAG befinden sich in Asien, wodurch es im europäischen Markt nur wenig Wettbewerb stattfindet. Durch den Ausbau der europäischen Kapazitäten könnte zum einen der Wettbewerb gefördert werden und zum anderen könnte die Recyclingquote gesteigert werden, wodurch sich ebenfalls ein konstanter Absatzmarkt entwickeln könnte.

Im Interview mit Expert*innen wurde ebenfalls erwähnt, dass durch die Neudefinition der Sammelgruppen das Recycling erschwert wurde. In den Sammelgruppen 4 und 5 wurde die Kunststoffvielfalt erhöht, was für das Recycling nicht förderlich ist. Es wurde kritisiert, dass die Aufteilung nach Kantenlänge nicht sinnvoll sei, da für das Recycling die Kunststofftypen ausschlaggebend sind (Expert*innenmeinung Workshop). So werden zurzeit einige Geräte aus SG 4 aussortiert und in den Strom der SG 5 eingeschleust. Es wäre laut Meinung von Expert*innen sinnvoller, Sammelgruppen zu entwickeln, welche werkstofflich zusammenpassen. Dies wird beispielsweise bereits bei den Kühlgeräten gemacht, wodurch das nachgelagerte Recycling deutlich vereinfacht wird, da die Kunststoffvielfalt begrenzt ist. Begrenzt wird die Sammlung jedoch durch den verfügbaren Platz auf den Wertstoffhöfen, weshalb nur eine begrenzte Anzahl an Sammelgruppen existieren können.

Diese Strategie ist nur darauf ausgelegt einzelne Geräteteile bzw. Gerätetypen frühzeitig zu separieren und einzeln zu behandeln. Die restliche Sammelgruppe muss dennoch weiterhin behandelt werden, jedoch können auch bei der standardmäßigen Behandlung der Sammelgruppe die Ausbeute bestimmter Fraktionen verbessert werden, was in den nachfolgenden Kapiteln besprochen wird.

Tabelle 42: Chancen und Herausforderungen der frühzeitigen Separation von Kunststoffbauteilen oder -gerätegruppen aus EAG

Chancen	Herausforderungen
Sortenreinere Sortierfraktionen	Leicht zugänglich Informationen zu Kunststoffbauteil
Weniger Sortierzyklen für hohe Reinheit nötig (im Vergleich zu PST)	Trotz gleichem Kunststofftyp auch untersch. Additivierungen, Verbunde, Eigenschaften...
Rückgewinnung von Kunststofftypen möglich, welche durch PST nicht sortiert werden würden	Weitere Sortierschritte dennoch notwendig (auch bei Vorsortierung mit handheld-Geräten); z.B. Abtrennung von Kabel etc.
Hohe Qualitäten und hohe Ausbeuten durch selektive Vorauswahl zielkunststoffreicher Bauteile/Gerätetypen	Geringe Mengen und zu entnehmenden Kunststoffen pro Gerät
Geringe Schadstoffbelastung erwartet	Viele Bauteile bestehen aus einem Kunststoffmix oder einem Mix aus Kunststoffen und anderen Werkstoffen
Demontage- und Vorsortierungsarbeiten werden grundsätzlich durchgeführt, somit keine komplett neuen Prozesse zu etablieren	Zusätzlicher (zeitlicher) Aufwand für Demontagebetriebe (Arbeitskosten)
Geringe Verunreinigung durch andere Werkstoffe	Lager- und Logistikkosten für sperrige Bauteile
Herkunft des Rezyklats bekannt	Fehlende Recyclingkapazitäten in Deutschland und Europa

Chancen	Herausforderungen
Etablierung eines stabilen Angebots an Rezyklaten	Für erweiterte PST fehlen wertvolle Kunststoffe bzw. falls kein erweiterter PST-Prozess durchgeführt wird, gehen Kunststoffe der nicht separierten Bauteile verloren

Voraussetzungen:

- ▶ Schaffung von Recyclingkapazitäten;
- ▶ Maßnahmen, die eine wirtschaftliche Umsetzung für Demontagebetriebe sicherstellen;
- ▶ Abnehmer und entsprechende Erlöse zum Ausgleich des zusätzlichen Aufwands;
- ▶ Ggf. der Zusammenschluss von mehreren Demontagebetrieben zur Erhöhung der Rentabilität;
- ▶ Schulung des Personals und Etablierung von neuen Prozessketten;
- ▶ Verhältnismäßigkeit: Anforderung muss nicht die 100%ige Separation eines Bauteils/Gerätetyps;
- ▶ Wettbewerbsfähige Kosten von Recycling zu Deponie- Verbrennungskosten, sowie Neuware; und
- ▶ Vorhandener Absatzmarkt für die Rezyklate.

6.2.4.2 Abtrennung von schadstofffreien Kunststofffraktionen durch Post-Shredder-Technologie über den Status Quo hinaus

Eine weitere Möglichkeit, um die Recyclingausbeute zu erhöhen, ist es schadstofffreie Kunststofffraktionen im PST-Prozess abzutrennen. Die Idee hierbei ist schadstofffreie Kunststofffraktionen der SSF abzutrennen und weiter aufzuarbeiten, da diese mit den anderen schadstoffbelasteten Kunststoffen der SSF zurzeit energetisch verwertet werden.

Aktuell werden die gemischten Kunststofffraktionen aus den EBAs zunächst mittels Dichteschnitt bei $1,08 \text{ g/cm}^3$ aufgetrennt. Dabei sinken Materialien mit höherer Dichte, wie z.B. Glas, Metalle und bromierte sowie andere schwere nicht-bromierte Kunststoffe ab, während leichtere Kunststoffe wie z.B. Polyolefine, sowie bestimmte ABS und PS nach oben steigen. Die hierbei erhaltene SF wird anschließend nochmals mittels Wassertisch in Metall- und Glasreste sowie eine Kunststofffraktion aufgeteilt. Die Metalle und Gläser der SF werden dem Recycling zugeführt, jedoch wird die Kunststofffraktion energetisch verwertet, da diese meistens einen relativ hohen Anteil an schädlichen Kunststoffen besitzt. Die Kunststoffe werden somit dem Kreislauf entzogen, wobei auch die schadstofffreien Kunststoffe zerstört werden, welche jedoch abgetrennt und dem Recycling zugeführt werden könnten. Die in dieser Strategie abzutrennende Fraktion an schadstofffreien Kunststoffen hängt dabei von der Sammelgruppe ab.

Bei SG 1 macht die SF tendenziell nur einen geringen Anteil aus, weshalb diese Strategie hier nicht betrachtet wird. Bei SG 2 und SG 5 können in der Kunststoffschwerfraktion oftmals ABS und PC/ABS-Blends gefunden werden. Diese sind tendenziell schadstofffrei und könnten dem Recycling zugeführt werden.

Bei SG 5 könnte die Strategie vor allem für bestimmte Gerätetypen wie z.B. Drucker verwendet werden (Expert*inneninformation Interview). Für SG 5 kann jedoch keine einheitliche Aussage getroffen werden, da der Recyclermarkt sehr divers ist.

Bei SG 2 wurde im Workshop erwähnt, dass die Abtrennung der PC/ABS Blends bereits angestrebt wird, da der PC/ABS-Anteil in dieser Sammelgruppe ansteigen wird. In Österreich gibt es beispielsweise bereits eine Anlage zu Aufarbeitung von PC/ABS, jedoch ist es für deutsche Firmen aufgrund der europäischen Gesetzgebung schwer ihre Kunststoffabfälle dorthin zu exportieren. Es sollte deshalb angestrebt werden, solche Anlagen und Kapazitäten in Deutschland aufzubauen (Expert*innenmeinung Workshop).

Da SG 4 eine große Bandbreite an Gerätetypen enthält, kann auch hier PC/ABS in der Kunststoffschwerfraktion gefunden werden. Der Ansatz dieser Strategie für SG 4 beruht jedoch ebenfalls auf der frühzeitigen Separation der weißen Ware (siehe Kapitel 6.2.4.1) und der anschließenden Abtrennung der talkum- und glasfasergefüllten Polyolefinen (insbesondere PP). Diese finden in dieser Produktgruppe Einsatz, da sie zum einen eine hohe Festigkeit aufweisen und zum anderen zum namensgebenden Aussehen der Produkte beitragen. Gefülltes PP kann dabei einen Anteil von 50-62 % der gesamt eingesetzten Kunststoffmenge ausmachen. Eine separate Behandlung der weißen Ware ermöglicht das Anreichern dieser Kunststoffe im Recyclingprozess und so eine gezielte Abtrennung zur separaten Aufbereitung. Da der Großteil des zurückgewonnenen PP jedoch noch Additive wie Talkum und Glasfaser enthält, können es herstellende Firmen nur begrenzt in neuen Produkten verwenden. So gab ein Experte an, dass die aus SG 4 gewonnen Kunststoffe in neuen Kühlgeräten eingesetzt werden könnten, die Hersteller jedoch eher zurückhaltend sind diese einzusetzen und das Interesse verlieren (Expert*inneninformation Interview). Dazu kommt, dass vor allem recycelte Polyolefine einen nur geringen Marktwert haben und generell nur schlecht mit der Neuware konkurrieren können. Es wird deshalb vorgeschlagen, diese Kunststoffe noch weiter mittels lösungsmittelbasierten Recyclings aufzuarbeiten und sie von ihren Additiven zu befreien (siehe Kapitel 6.2.2.3.2 und 6.2.4.3).

Für die Abtrennung können bereits bestehende Technologien verwendet werden. Um PC/ABS abzutrennen könnten spektroskopische Methoden wie z.B. die Fluoreszenzspektroskopie zur Sortierung der Fraktion mit Dichte $>1,08 \text{ g/cm}^3$ verwendet werden. Hierdurch kann ABS wie PC/ABS abgetrennt werden, jedoch auch andere Kunststoffe wie HIPS.

Bei SG 4 wurde im Versuch (siehe Kapitel 5.1.1) die weiße Ware zunächst einer Erstbehandlung unterzogen und anschließend geschreddert. Die Fraktion mit einer Korngröße $< 20 \text{ mm}$ wurde daraufhin weiter mittels Siebung, Dichtentrennung und anschließen laserinduzierter Fluoreszenz nach Polyolefinen, ABS und PS sortiert. Die somit erhaltene Polyolefinfraktion wurde nochmals mittels Dichteschnitt bei $1,0 \text{ g/cm}^3$ in eine talkumreiche und eine talkumarme Fraktion getrennt.

Die exakten Prozessschritte für beide Kunststofftypen müssten jedoch erst mittels praktischer Versuche ermittelt und etabliert werden. Hinzu kommt Lager-, Transport- und Personalaufwand. Die hierfür benötigten Investitionskosten sind trotz bestehender Technologien hoch und der Absatzmarkt für Kunststoffrezyklate ist in Deutschland noch nicht sehr ausgeprägt.

Laut Meinung von Expert*innen fehle es bei den Recyclingunternehmen zusätzlich an Qualitätsbewusstsein. Beispielsweise könne für ein PS mit 80 % Reinheit der gleiche Preis wie für ein PS mit 95% Reinheit erzielt werden. Hersteller bezahlen daher nur einen geringen Preis, was wiederum den Preis der Rezyklate weiter reduziere.

Grundsätzlich würde diese Strategie von einer Neudefinition der Sammelgruppen profitieren. Durch die Neufassung aus dem Jahr 2018 wurde die Materialvielfalt in SG 4 und SG 5 erhöht, was Recyclingtätigkeiten erschwerte. Durch die Gruppierung von Gerätetypen mit ähnlichen Kunststoffzusammensetzung/Innenleben könnten Fraktionen geschaffen werden, welche einen höheren Anteil an bestimmten Kunststoffen besitzen (z.B. PP in der weißen Ware) und weniger Kunststoffvielfalt besitzen, wodurch das Recycling erleichtert werden könnte.

In Bezug auf Schadstoffe in Neuprodukten können zweit weitere Punkte von Bedeutung sein. Die europäische, wie auch die nationale Gesetzgebung stellt strikte Anforderungen an in zu Verkehr bringende Produkte und einzuhaltende Grenzwerte können Änderungen unterliegen. Für Firmen aus der Recyclingbranche stellt dies eine gewisse Unsicherheit dar, da strengere Grenzwerte den Einsatz bisher erlaubter Materialien unterbinden können. Eine Folge kann Zurückhaltung bei Investitionen in neue Anlagen und Technologien sein. Zusätzlich unterliegen Hersteller Informationspflichten zu den Substanzen in eingesetzten Materialien. Finden Rezyklate in der Herstellung Einsatz, so müssen auch für diese Informationen zu Schadstoffen und Zusammensetzung vorliegen. Empfinden herstellender Firmen eine zu große Unsicherheit bei Sekundärrohstoffen, so greifen diese eher auf Primärrohstoffe zurück. Der Einsatz von Rezyklaten wird so möglicherweise zusätzlich gehemmt.

Generell steigt der Einsatz von PC/ABS in modernen Kleingeräten an, wodurch die Ausbeute dieser Strategie in Zukunft ansteigen würde. Ebenfalls würde durch die Abtrennung dieser Fraktion ein verlässliches Angebot an PC/ABS geschaffen werden, was den Ausbau der Recyclingkapazitäten in Deutschland fördern könnte.

Tabelle 43: Chancen und Herausforderungen der Abtrennung von schadstofffreien Kunststofffraktionen im PST-Prozess über den Status Quo hinaus

Chancen	Herausforderungen
Aufbereitung einer bisher unangetasteten Fraktion	Oft nur geringe Kunststoffanteile in den Zielgeräten

Chancen	Herausforderungen
Rückgewinnung von Kunststofftypen möglich, welche im PST-Prozess nicht sortiert werden würden	Nicht nur PC/ABS-Blends bzw. gefülltes PP werden abgetrennt
Geringe Schadstoffbelastung erwartet	Kunststoffe müssen nach Abtrennung weiter aufbereitet werden
Technologien für die Abtrennung und Aufarbeitung sind bereits etabliert und marktfähig	Zusätzlicher (zeitlicher) Aufwand für Demontagebetriebe (Arbeitskosten)
Etablierung eines stabilen Angebots an Rezyklaten	Lager- und Logistikkosten für Abgetrennt Fraktionen
Anstieg des PC/ABS-Anteils in modernen Kleingeräten	Fehlende Recyclingkapazitäten in Deutschland und Europa
Anreicherung von schadstoffbelasteten Kunststoffen in der SF (siehe auch Strategie 3 in Kapitel 6.2.4.3)	Für erweiterte PST fehlen wertvolle Kunststoffe bzw. falls kein erweiterter PST-Prozess durchgeführt wird, gehen Kunststoffe der nicht separierten Bauteile verloren
	Große Kunststoffvielfalt in den Sammelgruppen

Voraussetzungen:

- ▶ Schaffung von Recyclingkapazitäten;
- ▶ Maßnahmen, die eine wirtschaftliche Umsetzung für Demontagebetriebe sicherstellen;
- ▶ Abnehmer und entsprechende Erlöse zum Ausgleich des zusätzlichen Aufwands;
- ▶ Ggf. der Zusammenschluss von mehreren Demontagebetrieben zur Erhöhung der Rentabilität;
- ▶ Schulung des Personals und Etablierung von neuen Prozessketten;
- ▶ Wettbewerbsfähige Kosten von Recycling zu Deponie- Verbrennungskosten, sowie Neuware; und
- ▶ Vorhandener Absatzmarkt für die Rezyklate.

6.2.4.3 Aufbereitung schadstoffbelasteter Kunststoffe (aus der Schwerfraktion) durch Post-Shredder-Technologie

Die letzte separate Strategie, die hier besprochen wird, ist die Aufbereitung schadstoffbelasteter Kunststoffe der SF. Die zweite Strategie (siehe Kapitel 6.2.4.2) zielt auf die Aufbereitung der schadstofffreien Kunststoffe der SF, während hier die schadstoffbelasteten Kunststoffe aufgearbeitet werden sollen.

Die Kunststofffraktionen aus den EBAs werden in den Recyclingunternehmen zunächst mittels Dichteschnitt bei $1,08 \text{ g/cm}^3$ in eine schwere und leichte Fraktion aufgetrennt. In der leichten Fraktion können Kunststoffe wie die Polyolefine, aber auch bestimmte Arten von PS und ABS gefunden werden. In der SF hingegen werden Kunststoffe wie PC und PMMA wiedergefunden, jedoch auch Kunststoffe, welche mit Additiven versetzt worden sind. Die Additive erhöhen dabei die Dichte der Polymere, weshalb sie bei der Dichtentrennung absinken. Besonders Kunststoffe, welche mit bromierten Flammenschutzmitteln wie z.B. DecaBDE und HBCDD versetzt worden sind weisen eine hohe Dichte auf, da die Bromatome eine hohe molekulare Masse besitzen.

Die SF wird zurzeit energetisch verwertet, da die Gesetzgebung zum einen Grenzwerte setzt, ab denen schadstoffbelastete Kunststoffe zerstört werden müssen und zum anderen, da die Aufarbeitung dieser, aufgrund des hohen Aufwands, aktuell nicht durchgeführt wird.

In den letzten Jahren wurden jedoch einige mechanische Kunststoffaufbereitungsverfahren auf Lösungsmittelbasis etabliert und bereits konkurrenzfähig auf den Markt gebracht. Einige Beispiele hierfür sind das CreaSolv®-Verfahren des Fraunhofer Instituts und das Newcycling®-Verfahren von APK. Diese funktionieren, indem sie ein speziell auf den Zielkunststoff abgestimmtes Lösungsmittel und Lösungsparameter benutzen. Dieses kann selektiv den gewünschten Kunststoff auflösen, wobei alle anderen Kunststoffe und Additive als Feststoffe ausfallen und sich am Boden ansammeln. Durch Abtrennen des Feststoffs und Verdampfen des Lösungsmittels kann der aufgereinigte Zielkunststoff wiederum erhalten werden. Das verdampfte Lösungsmittel wird dem Prozess dann wieder zugeführt. Der Zielkunststoff kann durch dieses Verfahren sehr hohe Qualitäten erreichen, da so gut wie alle Störmaterialien im Prozess entfernt werden.

Begrenzt wird das Verfahren durch den Anteil des Zielkunststoffs im Input, da das Lösungsmittel nur diesen auflösen kann. Welcher Kunststoff gelöst werden sollte, hängt von der Sammelgruppe ab.

In der Sammelgruppe 1 wird vor allem PS eingesetzt, jedoch macht die SF hier nur einen Anteil von ~5–10 % aus, wodurch nur eine begrenzte Ausbeute erzielt werden kann. Ein Experte hat angegeben, dass die SG 1 keine bromierten Kunststoffe enthält, was auch in der DIN EN 50625-1 bestätigt wird. Dieser Punkt wurde jedoch angezweifelt, da Untersuchungen gezeigt haben, dass in der Kunststoffschwerfraktion trotzdem bromierte Kunststoffe gefunden werden können (Ramboll, Fraunhofer IVV, 2021). In SG 2 kann ABS besonders in den Bildschirmen von Computern gefunden werden, während in den Fernsehern eher HIPS eingesetzt wird, wodurch beide Kunststoffe hier mögliche Zielkunststoffe sein könnten. Zudem kommt, das ABS bereits jetzt separat gesammelt würde (Expert*inneninformation Interview). Ähnlich wie bei der zweiten Strategie zur Aufbereitung schadstofffreier Kunststofffraktionen der SF (siehe Kapitel 6.2.4.2), kann bei der Sammelgruppe 4 wiederum das gefüllte PP weiter aufbereitet werden. Falls die weiße Ware separat behandelt wird, würde hierbei ein großer Anteil an talkum- und glasfasergefülltem PP anfallen, da dieses 50 - 62% der Kunststoffe der weißen Ware ausmachen kann. Da die Glasfasern und das Talkum beim lösungsmittelbasierten Recycling ebenfalls als Feststoff ausfallen, könnte das PP hierdurch ebenfalls aufbereitet werden. Bei SG 5 hätte laut Meinung von Expert*innen das ABS das größte Potential für das lösungsmittelbasierte Recycling

(Expert*innenmeinung). Hinzu komme, dass in SG 5 relativ viele flammgeschützte Kunststoffe gefunden werden können.

Für das lösungsmittelbasierte Recycling müsste jedoch zunächst eine Anlage aufgebaut und der Prozess auf den Inputstrom eingestellt werden. Damit sind sehr hohe Investitionskosten und eine längere Zeit ohne Gewinne verbunden. Ein Vorteil ist jedoch, dass mehrere Recyclingbetriebe eine Anlage beliefern könnten. Da der Inputstrom mit dem Zielkunststoff angereichert sein sollte, eignen sich hierfür z.B. Produktionsabfälle aus der Industrie, oder aber es könnten mehrere Recyclingbetriebe, welche die Kunststoffe der weißen Ware aufarbeiten, eine Anlage zur Aufbereitung der Polyolefine beliefern.

Generell sollte drauf geachtet werden, dass ähnliche Inputströme vereinigt werden, um eine maximale Ausbeute zu erzielen. Eine Anlage, welche beispielsweise auf ABS ausgelegt ist, sollte keinen Input von Recyclingbetrieben der weißen Ware erhalten.

Bei dieser Recyclingmethode ist ein großes Problem jedoch auch der Marktwert des Rezyklats. Vor allem Polyolefine haben nur einen geringen Verkaufspreis, wodurch es für die Recyclingunternehmen keinen großen finanziellen Anreiz gibt eine solche Anlage zu bauen. Dazu kommt, dass die Hersteller, aufgrund der strengen gesetzlichen Auflagen, generell zurückhaltend sind Rezyklate einzusetzen. Die lösungsmittelbasierten Recyclingverfahren können jedoch die zugesetzten Additive inklusive Flammenschutzmittel zu sehr hohen Anteilen entfernen, wodurch die Rezyklate eine hohe Reinheit aufweisen. Dadurch kann für die Hersteller langfristig sichergestellt werden, dass die Produkte auch auf den Markt gebracht werden dürfen, wodurch sie einen Anreiz bekommen, die Rezyklate auch zu verwenden. Generell muss jedoch festgehalten werden, dass in Deutschland ein Absatzmarkt für recycelte Produkte fehlt, wodurch die Recycler wiederum keinen Anreiz besitzen neuen Produktionsketten aufzubauen.

Diese Strategie würde ebenfalls von einer Neudefinition der Sammelgruppen profitieren. Die derzeitige Auftrennung nach Sammelgruppen sei laut Meinung von Expert*innen nicht zielführend, da die Kunststoffvielfalt in SG 4 und SG 5 durch die Neufassung in 2018 erhöht wurde (Expert*innenmeinung). Besser wäre es Geräte mit ähnlichen Kunststoffzusammensetzungen/ Innenleben in einer Sammelgruppe zu vereinigen, da sich dadurch die Kunststoffe dieser im Recyclingprozess anreichern würden. Da das lösungsmittelbasierte Recycling eine höhere Ausbeute erzielen kann, je höher der Zielkunststoffanteil im Inputstrom ist, wären Recyclingströme mit weniger Störstoffen an Anreiz solche Anlagen aufzubauen.

Tabelle 44: Chancen und Herausforderungen der Aufbereitung schadstoffbelasteter Kunststoffe (aus der SF) im PST-Prozess

Chancen	Herausforderungen
Aufbereitung einer bisher unangetasteten Fraktion	Anlage kann auf nur ein Lösungsmittel abgestimmt werden; alle anderen Kunststoffe gehen verloren
Rückgewinnung von Kunststofftypen möglich, welche durch PST nicht sortiert werden würden	Hohe Investitionskosten beim Aufbau einer Anlage
Hohe Qualität des Endproduktes, wodurch ein Rezyklats mit Schadstoffkonzentrationen konstant unterhalb der gesetzlichen Vorgaben geschaffen wird	Je nach Sammelgruppe häufig nur ein geringer Anteil an bromierten Flammenschutzmitteln/Kunststoffschwerfraktion
Lösungsmittelbasierte Recyclinganlagen existieren bereits auf dem Markt	Rezyklate haben oftmals nur einen geringen Marktwert

Chancen	Herausforderungen
Etablierung eines stabilen Angebots an Rezyklaten	Technologie ist noch nicht weit verbreitet und hat nur begrenzte Durchsatzmengen
Rückführung des Lösemittels	Inputströme häufig mit Störstoffen belastet, welche die Ausbeute senken
In Kombination mit der Abtrennung schadstofffreier Kunststoffe aus der SF kann die belastete Fraktion angereichert werden (siehe auch Strategie 3 in Kapitel 6.2.4.2)	Große Kunststoffvielfalt in den Sammelgruppen
Mehrere Recyclingbetriebe können eine Anlage beliefern	

Voraussetzungen:

- ▶ Aufbau von Anlagen mit lösungsmittelbasierten Recyclingverfahren;
- ▶ Abnehmer und entsprechende Erlöse zum Ausgleich des zusätzlichen Aufwands;
- ▶ Schulung des Personals und Etablierung von neuen Prozessketten;
- ▶ Wettbewerbsfähige Kosten von Recycling zu Deponie- Verbrennungskosten, sowie Neuware;
- ▶ Vorhandener Absatzmarkt für die Rezyklate; und
- ▶ Geeignete Inputströme mit hohen Anteilen am Zielkunststoff.

6.2.4.4 Kombination aus frühzeitiger Separation, Abtrennung von schadstofffreien Kunststofffraktionen und Aufbereitung schadstoffbelasteter Kunststoffe durch Post-Shredder-Technologie

In der letzten Strategie werden die vorherigen Strategien kombiniert und die resultierenden Herausforderungen diskutiert.

Bereits jetzt werden bis zu 92,5 % des Gewichts von EAG recycelt (siehe Tabelle 9), was belegt, dass ein effektives Recycling möglich ist. Für eine weitere Förderung des Kunststoffrecyclings können einige Gerätegruppen bzw. Kunststoffbauteile frühzeitig separiert werden. Durch das Entfernen von einzelnen Bauteilen können Fraktionen mit einer hohen Sortenreinheit (wie z.B. durch das Entnehmen der Schubläufe und Fächer aus Gefrierschränken in der Sammelgruppe 1) und durch das Abtrennen und die anschließende separate Behandlung von ganzen Gerätegruppen, können Abfallströme mit weniger Störstoffen und ähnlichen Kunststofftypen (z.B. die Abtrennung der weißen Ware in der SG 4) geschaffen werden.

Für die EBAs kann dies zunächst einen Mehraufwand bedeuten, vor allem im Beispiel der Separation der Gemüsefächer bei den Kühlschränken. Zusätzlich zu den Personalkosten, welche für die Separation benötigt werden, kommen auch noch Lager- und Transportkosten, jedoch kann dieser Schritt in die bereits etablierten Vorbehandlungs- und Demontageschritte integriert werden. Andererseits werden bereits jetzt einige Gerätegruppen in den EBAs aussortiert wie z.B. die weiße Ware der SG 4, welche dann in den Abfallstrom der Altfahrzeuge eingespeist wird. Diese könnten jedoch als separater Abfallstrom aufgearbeitet werden, wodurch die Kunststoffe dieser Geräteart angereichert und das nachgelagerte Recycling darauf abgestimmt werden kann.

Durch die Abtrennung dieser Gerätetypen/Kunststoffbauteile werden nicht nur Fraktionen mit wenig Störstoffen geschaffen, sondern die Kunststoffe dieser Fraktionen werden auch dem restlichen Abfallstrom entnommen. Die entnommenen Mengen sind jedoch wahrscheinlich nicht signifikant groß genug, um einen merklichen Unterschied generieren zu können.

Anhand dieser Strategie kann ebenfalls erkannt werden, dass das Gruppieren von Kunststoffteilen/Gerätegruppen mit ähnlichen Kunststofftypen bzw. Innenleben das nachgelagerte Recycling deutlich vereinfacht. Einige Expert*innen meinten, dass es sinnvoll wäre die Sammelgruppen nicht nach Kantenlänge, sondern nach Gerätetypen aufzuteilen, sodass bestimmte Kunststoffe im Recyclingstrom angereichert und Störstoffe vermieden werden können.

Die zweite Strategie zielt auf das Abtrennen der schadstofffreien Fraktionen in der Kunststoffschwerfraktion ab. Diese wird zurzeit energetisch verwertet, wodurch durch die Abtrennung die Recyclingquote erhöht werden könnte. Dies ist für die SG 2 und 5 meistens PC/ABS und in der SG 4 das talkum- und glasfasergefüllte PP, welche aufgrund ihrer hohen Dichte zum Großteil in der SF landet. Für die SG 4 kann diese Strategie nur in Kombination mit der ersten Strategie (Abtrennung der weißen Ware) verwendet werden, da sonst das gefüllte PP nicht angereichert werden kann. Generell haben die recycelten Kunststoffe aber nur einen geringen Marktwert und die Hersteller sind zurückhaltend sie einzusetzen, wodurch ein Anreiz zur Abtrennung dieser Fraktionen fehlt.

Die letzte Strategie bezieht sich auch auf die Kunststoffschwerfraktion, jedoch sollen hierbei die schadstoffbelasteten Kunststoffe, welche aktuell ebenfalls verbrannt werden, aufbereitet und recycelt werden. Dafür können die lösungsmittelbasierten Recyclingverfahren verwendet werden. Diese verwenden ein auf den Zielkunststoff abgestimmtes Lösungsmittel, welches diesen selektiv auflösen kann. Alle anderen Kunststofftypen und Additive bleiben als ungelöster Rückstand zurück und können abgetrennt werden. Nach dem Verdampfen des Lösungsmittels kann ein Produkt mit hoher Reinheit erhalten werden. Die Ausbeute hängt hierbei maßgeblich

vom Anteil des Zielkunststoff im Inputstrom ab. Je höher der Anteil, desto mehr Kunststoff kann durch das Lösungsmittel aufgereinigt und recycelt werden. Je nach Sammelgruppe eignen sich verschiedenen Polymere für das lösungsmittelbasierte Recycling. In SG 2 und SG 5 wäre laut Expert*innenmeinung das ABS und PS am besten geeignet, während in SG 1 PS häufiger vorkomme. Bei der weißen Ware der SG 4 könne hierbei ebenfalls das PP angegangen werden. Anstatt des mechanischen Recyclings der zweiten Strategie können die Additive hierbei entfernt werden, wodurch ein Rezyklat mit höherer Qualität entstehe.

Insbesondere die zweite und dritte Strategie besitzen eine gute Synergie. Falls die schadstofffreien Kunststofffraktionen in der zweiten Strategie abgetrennt werden, so können die schadstoffbelasteten Kunststoffe in der SF angereichert werden, was zu einer besseren Ausbeute führt. Durch die Kombination kann ein Anteil der bis jetzt unangetasteten Kunststoffschwerfraktion dem Kreislauf wieder zugeführt werden.

Falls die erste Strategie der frühzeitigen Abtrennung ebenfalls integriert wird, kann die Recyclingquote nochmals erhöht werden. Durch das Abtrennen einzelner Gerätetypen bzw. Kunststoffbauteilen, kann die Kunststoffvielfalt im nachgelagerten Recycling nochmals verringert werden. Dies wird bereits für einige Bauteile und Gerätetypen bereits durchgeführt, kann jedoch noch weiter etabliert werden, wenn die Sammelgruppen neu definiert werden.

Tabelle 45: Chancen und Herausforderungen der der Kombination aller drei Strategien

Chancen	Herausforderungen
Großteil der Kunststoffe werden in dem für sie „passendsten“ Verfahren angereichert/aufbereitet	Fehlende Recyclingkapazitäten
Rezyklat in verschiedenen Qualitätsstufen für spezifische Einsatz je nach Anforderung (z.B. Rezyklat aus frühzeitig separierten Kunststoffen und lösungsmittelbasierten Verfahren für hochwertige Anwendungen; Rezyklat aus Abtrennung der schadstofffreien SF für Anwendungen mit geringerer Qualität)	Geringer Marktwert der Rezyklate und fehlender Absatzmarkt
Durch Separation von Kunststoffbauteilen bzw. Gerätetypen Senkung des Kunststoffvielfalt im Kunststoffstrom	Zusätzlicher (zeitlicher) Aufwand für Demontagebetriebe (Arbeitskosten) und hohe Investitionskosten
Umsetzbarkeit bereits nachweisbar	Mehrere Aufbereitungsverfahren aufgrund unterschiedlicher Sammelstellen
Rückgewinnung von Kunststoffen möglich, welche aktuell energetisch verwertet werden	Große Kunststoffvielfalt in den Sammelgruppen
Kombinationen können sich gegenseitig ergänzen	Relativ geringe Kunststoffmengen

Voraussetzungen:

- ▶ Klare Rahmenbedingungen schaffen, um Investitionssicherheit zu schaffen;
- ▶ Enger Austausch zwischen Demontagebetrieben, Schredderbetrieben und Kunststoffaufbereiter;
- ▶ Schaffung von Recyclingkapazitäten;
- ▶ Ggf. der Zusammenschluss von mehreren Demontagebetrieben zur Erhöhung der Rentabilität;

- ▶ Schulung des Personals für Demontage und Recycling;
- ▶ Maßnahmen, die eine wirtschaftliche Umsetzung für Demontagebetriebe und Recycler sicherstellen;
- ▶ Abnehmer und entsprechende Erlöse zum Ausgleich des zusätzlichen Aufwands;
- ▶ Verhältnismäßigkeit: Anforderung darf nicht sein, jeden einzelnen Kunststofftyp mit kleinsten Anteilen rückgewinnen zu wollen;
- ▶ Wettbewerbsfähige Kosten von Recycling zu Deponie- und Verbrennungskosten; und
- ▶ Stabiler Absatzmarkt für Rezyklate in Deutschland und Europa.

6.3 Separations- und Recyclingstrategien Altfahrzeuge

6.3.1 Definition des Status quo

Der Status Quo der Separation und sowie existierenden Prozesskette von in Altfahrzeugen wird in Kapitel 4.3 detailliert dargestellt.

6.3.2 Mögliche Optionen zur Erhöhung des Recyclings

Die Fragestellung, an welchen Stellen und mit welchem Mitteln ein Kunststoffrecycling bei Altfahrzeugen erhöht werden kann, lassen sich aus zwei Blickwinkel betrachten:

- ▶ Welche Schritte führen Demontagebetriebe/Recycler bereits durch, die eventuell verbessert werden könnten (Optimierungspotenzial für ein werkstoffliches Recycling von Kunststoffen)?
- ▶ An welchen Stellen gehen Kunststoffe für ein werkstoffliches Recycling verloren?
- ▶ Wieso werden vorhandene (technische) Möglichkeiten nicht ausgeschöpft?

Wie bereits in Kapitel 4.3 beschrieben und in Abbildung 21 dargestellt, findet derzeit kaum eine Demontage und Sortierung von thermoplastischen Bauteilen statt. Eine Ausnahme stellen Stoßfänger dar, deren Entnahme sowie das werkstoffliche Recycling bereits eine gängige Praxis in einigen Demontagebetrieben darstellt⁶⁴. Die Entnahme der Stoßfänger kann auch im Schredderbetrieb erfolgen. Laut IDIS-Datenbank (Tabelle 19) stellen Stoßfänger mit 2.700-6.600g Kunststoffteile mit den größten Gewichtsanteilen dar. Eine Rezyklatausbeute bis zu 92% kann erzielt werden. Weiter werden auch oftmals Kunststofftanks demontiert, allerdings werden diese, vor allem aufgrund des fehlenden Absatzmarktes, nicht separat gesammelt. Die Tanks sowie alle weiteren Kunststoffteile gehen demnach dem werkstofflichen Kunststoffrecycling bereits ganz am Anfang der Prozesskette verloren. Und das, obwohl Versuche zeigen, dass durch eine hohe Demontagetiefe ein großer Anteil an Kunststoffen entnommen und Rezyklate für den Wiedereinsatz im Automobilbereich erzeugt werden können (siehe dazu Kapitel 4.3.4). Als Gründe gegen die Demontage von großen Kunststoffbauteilen werden von Expert*innen die Lager- und Logistikkosten (große Entfernungen für geringe Mengen bezogen auf Gewicht) genannt, der zusätzliche zeitliche Aufwand, fehlende Abnehmer bzw. fehlende Gewinne (Expert*innenmeinung Workshop). Zwar müssen Betreiber von Demontagebetrieben bestimmte Quoten zur Wiederverwendung oder stofflichen Verwertung nach der AltfahrzeugV⁶⁵ erfüllt werden, diese müssen aber nicht zwingend durch frühzeitig demontierte Bauteile erbracht werden, sondern kann auch auf eine andere geeignete Weise erfüllt werden (z.B. stoffliche Verwertung aus den Schredderfraktionen). Gleiches Prinzip gilt speziell für den Ausbau großer Kunststoffbauteile: Unter Nummer 3.2.3.3 des Anhangs der AltfahrzeugV heißt es, dass Betreiber von Demontagebetrieben vor der Überlassung der Restkarosse an eine Schredderanlage oder eine sonstige Anlage zur weiteren Behandlung große Kunststoffbauteile (wie beispielsweise Stoßfänger, Radkappen und Kühlergrille) entfernen und vorrangig der Wiederverwendung oder der stofflichen Verwertung zuführen muss, aber nur,

⁶⁴ Zwar werden Stoßfänger aktuell in Deutschland nicht flächendeckend vor dem Schredder separiert, dennoch kann man die Demontage von Stoßfängern als gängige Praxis zum Status quo zählen.

⁶⁵ „Betreiber von Demontagebetrieben müssen vor der Überlassung der Restkarosse an eine Schredderanlage oder eine sonstige Anlage zur weiteren Behandlung spätestens ab dem 1. Januar 2006 Bauteile, Materialien und Betriebsflüssigkeiten mit einem Anteil von durchschnittlich mindestens 10 Gewichtsprozent im Jahresmittel bezogen auf die Summe der Fahrzeugleergewichte der angenommenen Altfahrzeuge ausbauen oder entfernen und der Wiederverwendung oder der stofflichen Verwertung zuführen und belegen, dass der entsprechende Anteil stofflich verwertet wurde“ (Nummer 3.2.4.1 des Anhangs, AltfahrzeugV)

wenn die entsprechenden Materialien beim oder nach dem Schreddern nicht in einer Weise getrennt werden, die eine stoffliche Verwertung ermöglicht.

Versuche der Kunststoffaufbereitung aus Schredderrückständen (PST-Versuche) zeigen die erfolgreiche Wiedergewinnung von Kunststoffen aus SLF und SSF und die hochwertige Erzeugung von Rezyklaten. In Deutschland ist dies jedoch keine übliche Praxis. Gründe dafür sind unter anderem Bedenken gegenüber der Anreicherung von Schadstoffen und damit verbundene höhere Entsorgungskosten, erhöhter Energiebedarf und damit steigende Kosten, fehlender Anreiz zum Rezyklateinsatz, fehlende Branchenlösungen (siehe Kapitel 3.6.3; Expert*innenmeinung Workshop).

Daraus geht die Frage hervor, wie sich diese Verluste verhindern lassen. Folgende Ansatzpunkte lassen sich dabei ableiten (dargestellt in Abbildung 56):

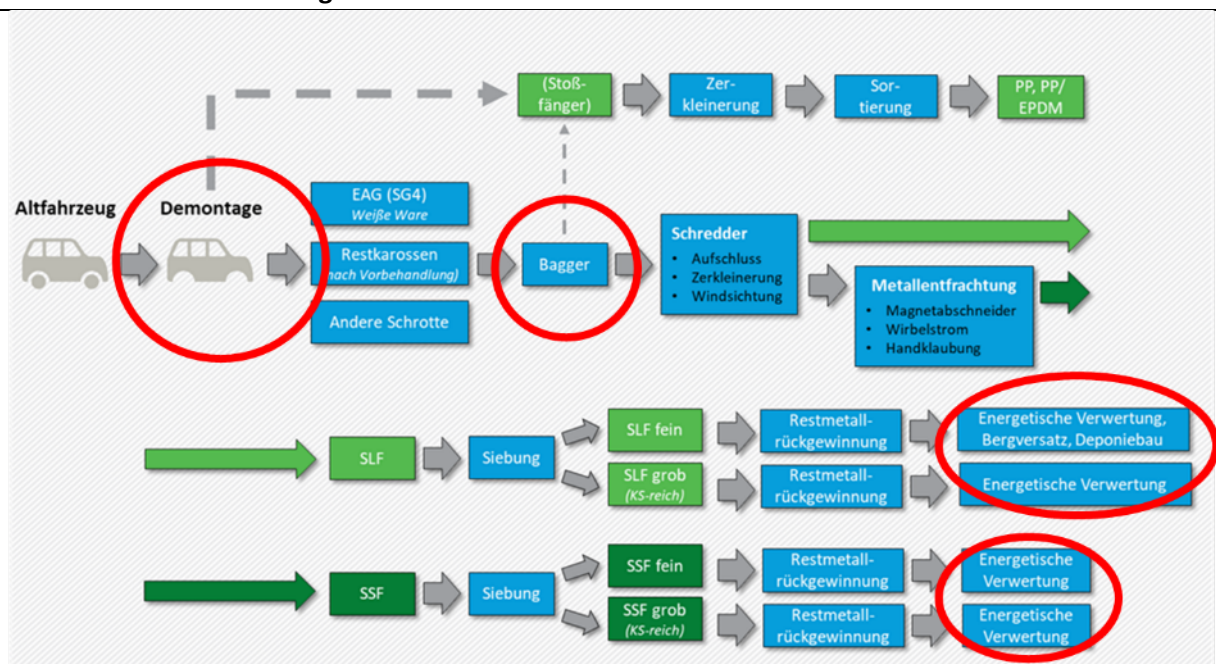
► Frühzeitige Separation

- von besonders gut werkstofflich verwertbaren Kunststoffteilen
 - Über die Demontage bisher nicht berücksichtigter Teile, bzw. durch eine konsequentere Umsetzung bisheriger Praktiken (wie die konsequente Demontage aller Stoßfänger)
 - Der vorbehandelten Restkarosse durch den Bagger.
- stör- und schadstoffhaltiger Kunststoffteile über die Demontage bisher nicht berücksichtigter Teile, bzw. durch eine konsequentere Umsetzung bisheriger Praktiken

► Einsatz erweiterter PST

- der SLF
- der SSF

Abbildung 56: Ansatzpunkte zur Erhöhung des werkstofflichen Recyclings von Kunststoffen in Altfahrzeugen



Quelle: eigene Darstellung, Ramboll und Fraunhofer IVV

SG4 = Sammelgruppe der EAG-Sammlung; SLF = Schredderleichtfraktion; SSF = Schredderschwerfraktion; KS-reich = Kunststoffreiche Fraktion

Aus diesen Ansatzpunkten ergeben sich konkrete Optionen zur Steigerung des Kunststoffrecyclings aus Altfahrzeugen, welche in den folgenden Kapiteln in separaten Factsheets beschrieben und anhand der zuvor festgelegten Kriterien bewertet werden (sofern möglich).

6.3.2.1 Frühzeitige Separation von besonders gut werkstofflich verwertbaren Kunststoffteilen

Für die Strategie der frühzeitigen Separation von besonders gut werkstofflich verwertbaren Kunststoffteilen müssen diese entsprechenden Kunststoffteile identifiziert werden. In Frage kommen dabei vor allem Kunststoffteile mit einer gewissen Mengenrelevanz, einer möglichst einfachen Demontage sowie der Möglichkeit ein hochwertiges werkstoffliches Recycling mit dem Einsatz als Rezyklat im Automobilbereich.

Nachfolgende Tabelle zeigt eine Liste von Kunststoffteilen in Fahrzeugen, deren Gewichte und den Überblick zur Diskussion für die Auswahl der Kunststoffteile zur genaueren Analyse (in entsprechenden Factsheets). Die durchschnittlichen Gewichte sind zusätzlich in Abbildung 57 dargestellt (dargestellt sind Kunststoffbauteile, für welche auch tatsächliche Gewichtsangaben identifiziert werden konnten).

Tabelle 46: Liste von Kunststoffbauteilen in Altfahrzeugen, Gewichte und kurze Analyse zur Auswahl besonders vielversprechender Kunststoffteile zur Erhöhung des Recyclings

Kunststoffteile	Gewicht ⁶⁶	Erklärung
Airbagsäcke	gering	▶ Leicht zu demontieren ▶ Wenig Gewicht und damit geringe Mengen ▶ (Eingeschränkte) Vielfalt an Kunststofftypen ▶ Vor allem aus PA6.6 mit Beschichtung ▶ Aktuell kein hochwertiges Recycling möglich, Förderprojekt soll mehr Aufschluss geben (Herstellung eines PA6.6 Rezyklat zum Einsatz für anspruchsvolle technische Anwendungen) (Plastverarbeiter, 2021)
Armaturenbrett	6.475 – 11.433 g Mittelkonsole z.B.: 2.200 g	▶ Leicht zu demontieren nach erster Vorbehandlung (jedoch ohne speziellen Baggeraufsatz höherer Demontageaufwand) ▶ Großes und kunststoffreiches Bauteil ▶ Laut Stichproben der IDIS-Datenbank v.a. aus PP; aber auch Armaturenbretter aus ABS und POM ▶ Bei verschiedenen Verbunden technische Reife nicht gegeben
Bauteile von Griffen	100 g	▶ kleine Teile und damit für Demontage weniger relevant
Buchsen, Lager, Nocken	-	▶ kleine Teile und damit für Demontage weniger relevant
Kunststoffe an Elektronikbauteilen	-	▶ kleine Teile an unterschiedlichen Stellen und damit für Demontage weniger relevant
Flüssigkeitsbehälter, z.B. Wasser- und Bremsflüssigkeitsbehälter	500 – 800 g	▶ Leicht zu demontieren ▶ Bestehen überwiegend aus hellem PE; auch Behälter aus PP¹
Kühlergrill	1.149 – 3.281 g bzw. 1.200 g	▶ Vermutlich leicht zu demontieren ▶ Laut Nummer 3.2.3.3 im Anhang der AltfahrzeugV werden Kühlergrille als Bauteile aufgelistet, welche vor der Überlassung der Restkarosse an eine Schredderanlage entfernt und vorrangig der

⁶⁶ Angaben basierend auf ADEME (2014) und auf Stichproben der IDIS-Datenbank; angegebene Gewichte sind als Beispiele zu sehen und können je nach Fahrzeugtyp abweichen.

Kunststoffteile	Gewicht ⁶⁶	Erklärung
		Wiederverwendung oder der stofflichen Verwertung zuführt werden sollen ⁶⁷ . ▶ Laut Stichproben der IDIS-Datenbank v.a. aus PP, ABS/ASA
Kabelisolierung		▶ Kleine Teile an unterschiedlichen Stellen und damit für Demontage weniger relevant
Kotflügel	-	▶ Bei neueren Modellen aus Kunststoff
Luftfiltergehäuse	810 - 1.746 g	▶ Laut Stichproben der IDIS-Datenbank aus PA und PP
Lüftungsanlagen, Luftkanal		▶ Demontage grundsätzlich möglich ▶ Laut Stichproben der IDIS-Datenbank aus PE und PP
Motorabdeckungen	~1.090 g	▶ Leicht zu demontieren nach erster Vorbehandlung ▶ Laut Stichproben der IDIS-Datenbank z.B. aus PA, PUR, PP
Radhausschalen	1.100 g	▶ Grundsätzlich leicht zu demontieren ▶ Vermutlich aus Verbunden sowie hohe Materialvielfalt ▶ Bei verschiedenen Verbunden technische Reife nicht gegeben
Radkappen	600 g	▶ Leicht zu demontieren ▶ Bei Demontage von Reifen wenig Mehraufwand durch Demontage von Radkappen ▶ Nicht an jedem Fahrzeug vorhanden ▶ Laut Nummer 3.2.3.3 im Anhang der AltfahrzeugV werden Radkappen als Bauteile aufgelistet, welche vor der Überlassung der Restkarosse an eine Schredderanlage entfernt und vorrangig der Wiederverwendung oder der stofflichen Verwertung zuführt werden soll ⁶⁸ .
A- und B-Säulenverkleidung	A: 230-450 g B: 518 g	▶ Laut Stichproben der IDIS-Datenbank z.B. aus PP und PE
Scheinwerfer-/Heckleuchtegehäuse	Hinten: 1.300 g Vorne: 2.700 g Nebel: 400 g	▶ Komplexe Zusammensetzung aus bis zu 300 Teilen (z.B. LEDs, Stellmotoren, Sensorik) ▶ Enthält wertvolle Kunststoffe z.B. PP, PC und PBT
Spiegelgehäuse (außen)	825 g	▶ Häufig lackiert
Stoßfänger	2.700 - 6.400 g (Ø4.500 g)	▶ Laut Nummer 3.2.3.3 im Anhang der AltfahrzeugV werden Stoßfänger als Bauteile aufgelistet, welche vor der Überlassung der Restkarosse an eine Schredderanlage entfernt und vorrangig der Wiederverwendung oder der stofflichen Verwertung zuführt werden soll ⁶⁹ .

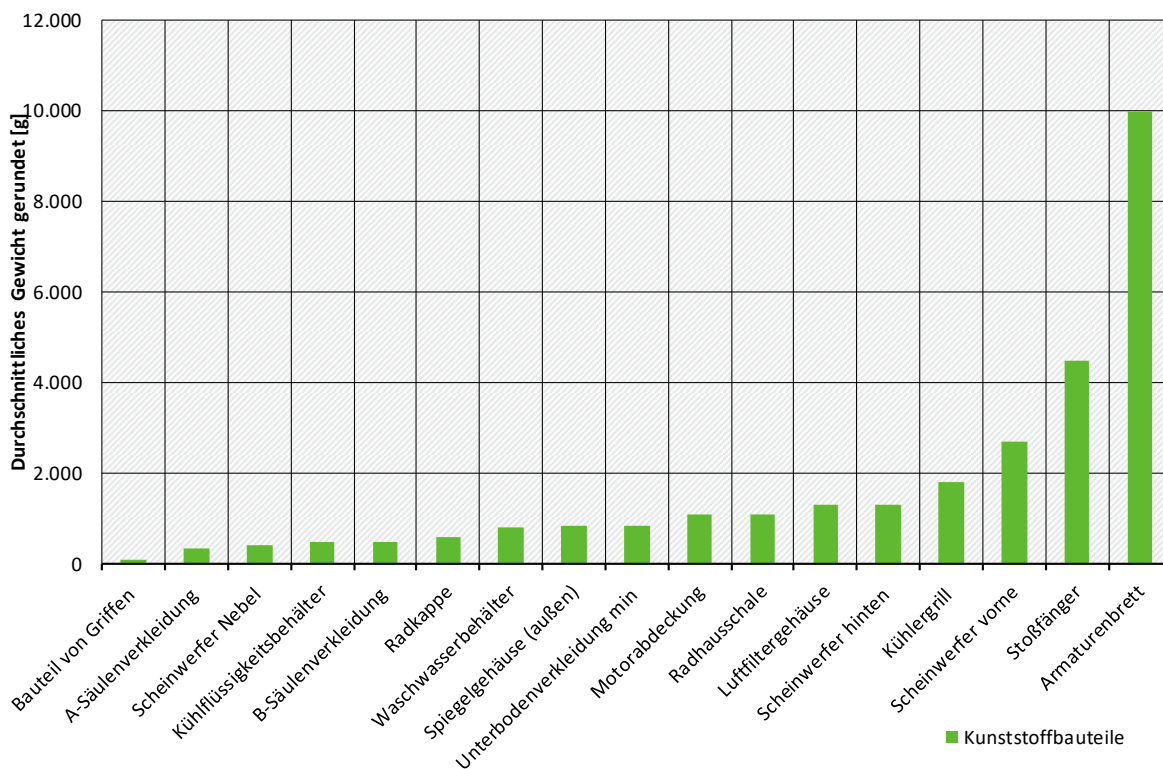
⁶⁷ „(...) wenn die entsprechenden Materialien beim oder nach dem Schreddern nicht in einer Weise getrennt werden, die eine stoffliche Verwertung ermöglicht (Nummer 3.2.3.3 Anhang AltfahrzeugV).“

⁶⁸ „wenn die entsprechenden Materialien beim oder nach dem Schreddern nicht in einer Weise getrennt werden, die eine stoffliche Verwertung ermöglicht (Nummer 3.2.3.3 Anhang AltfahrzeugV).“

⁶⁹ „wenn die entsprechenden Materialien beim oder nach dem Schreddern nicht in einer Weise getrennt werden, die eine stoffliche Verwertung ermöglicht (Nummer 3.2.3.3 Anhang AltfahrzeugV).“

Kunststoffteile	Gewicht ⁶⁶	Erklärung
		▶ Demontage von Stoßfängern zählt heute bereits zum Status quo ▶ Könnte allerdings noch konsequenter umgesetzt werden. ▶ Manuelle Vorsortierung ggf. notwendig, z.B. um geschäumte Stoßfänger auszusortieren ▶ Vor allem aus PP/EPDM
u.U. Heckklappe und Türen	-	▶ Bei wenigen neueren Fahrzeugmodellen aus Kunststoff (für Kunststoffverwertung aktuell nicht relevant) ▶ Annahme: einfache Demontage ▶ Materialverbunde zu erwarten
Unterbodenverkleidung	große Unterschiede nach Modell: z.B. 3er BMW: 1.084 g, 789 g und 195 g / VW Polo: 1.511 g, 463 g und 291 g	▶ Demontageaufwand wird als relativ gering eingeschätzt ▶ Eine gute Reinigung als Voraussetzung für weitere Aufbereitung ▶ Laut Stichproben der IDIS-Datenbank v.a. aus PP
Zahnräder	-	▶ Schwer zugänglich für Demontage und damit hoher Aufwand ▶ Annahme: glasfaserverstärktes PA oder PP

Abbildung 57: Durchschnittliches Gewicht Kunststoffbauteile Fahrzeug [g], Werte gerundet



Quelle: IDIS-Datenbank, (ADEME, 2015)

Auswahl besonders vielversprechender Kunststoffteile (neben Status quo)

- ▶ Scheinwerfer, Tabelle 47
- ▶ Radkappen, Tabelle 48
- ▶ Armaturenbrett, Tabelle 49
- ▶ Kühlergrill, Tabelle 50
- ▶ Flüssigkeitsbehälter, Tabelle 51
- ▶ Stoßfänger, Tabelle 52

Tabelle 47: Factsheet frühzeitige Separation Scheinwerfer

Kriterium	Erklärung
Aktuelle Herausforderungen	▶ Heutige Scheinwerfer bestehen aus 300 – 500 Komponenten, was eine komplexe Sortierprozesse erfordert ▶ Viele verschiedene Kunststofftypen sind enthalten (Exemplarische Zusammensetzung aus (Schlummer, Knappich, 2016): 28% PC, 28% PP-TV 40, 15% Sonstige Kunststoffe, 13% PBT, , 3% PC-HAT) ▶ Kunststoffverwertung aus Scheinwerfern heute nicht in ausreichender Reinheit zu realisieren ▶ Härte- und UV Beschichtungen erschweren sortenreine Sortierung ▶ Schwarze Kunststoffe lassen sich nicht durch herkömmliche spektroskopische Sortierung separieren ▶ Aktuelle als Produktionsabfall energetisch verwertet (Schlummer, Knappich, 2016)

Kriterium	Erklärung
	▶ Bislang fehlender Absatzmarkt für Demontagebetriebe ▶ Grundsätzlich keine Sammlung von unterschiedlichen Kunststofffraktionen von Demontagebetrieben ▶ Zusätzlicher Zeit- und Personalaufwand ▶ Gewinne müssten aufwendige Separationsprozesse sowie Lagerkosten, Logistikkosten und Demontageaufwand abdecken.
Mengenrelevanz	▶ Mengenrelevanz vereinfacht dargestellt: $560.455 \text{ Fahrzeuge/a} * 3,3 \text{ kg}^{70}/\text{Fzg} = 1.850 \text{ t/a}$ ▶ Pro Demontagebetrieb (im Schnitt): 1.850 t/a auf $1.154 \text{ Demontagebetriebe} = 1.6 \text{ t/Betrieb}$ ▶ Mengenrelevanz gegeben, da Scheinwerfer große und schwere Bauteile darstellen
Förderfaktoren und Kunststoffpotenzial	▶ PP, PC und PBT sind hochwertige technische Kunststoffe ▶ Diese Typen sind grundsätzlich zu großen Anteilen vorhanden (je nach Hersteller große Unterschiede) ▶ Gelangen PC und PBT in Schredder können sie nicht über die üblichen Dichteschnitte angereichert werden (aufgrund der hohen Dichte) und könnten somit nicht durch PST-Prozesse zurückgewonnen werden ▶ Reduktion von Entsorgungskosten, bei Weiterverkauf an Recyclingunternehmen.
Prozessoptionen	Für ein hochwertiges Kunststoffrecycling sind folgende Prozessschritte denkbar, um die entsprechenden Kunststoffe sortenrein zu erhalten (siehe Abbildung unten): ▶ Manuelle Demontage der Scheinwerfer ▶ Zerkleinerung ▶ Metallentfrachtung ▶ Sensorbasierte Kunststoffsortierung z.B. Laserinduzierte Fluoreszenz oder NIR ▶ Entlackung Für Scheinwerfer zweier Hersteller wurde folgende Prozesskette getestet (getrennt nach Hersteller) Mechanische Aufbereitung: Zerkleinerung, Metallentfrachtung und Siebung Materialaufschluss: Trennung der Kunststoffverbunde über CreaSolv® erfolgreich, jedoch für kleintechnischen Maßstab nicht wirtschaftlich. Trennung auch über Laugen möglich, ohne deutliche Qualitätseinbußen. Automatische Kunststoffsortierung der Kunststoffmischfraktion durch spektroskopische Technologien für aluminiumbeschichtete Kunststoffe sowie Kunststoffe mit zusätzlicher Beschichtung anwendbar. Auch bei schwarzen Kunststoffen grundsätzlich möglich, jedoch ist die Erkennung von PBT nicht eindeutig möglich. (Schlummer, Knappich, 2016)
Potenzieller Output	Gute Ausbeute und Reinheit für PC und PP im Modellversuch zweier separat behandelter Hersteller. Es gilt zu beachten, dass sich diese nicht 1:1 auf alle Sortierprozesse übertragen lassen, da auch die Zusammensetzung der Scheinwerfer variieren kann.
Bewertung – Darstellung Grenzen und Möglichkeiten	
Technisch	▶ Erfolgreiche Sortierung bei komplex gefügten Produkten mit guten Reinheiten für PP und PC für Post-Industrial-Abfälle ▶ Sortierversuch von RTT Steinert: sortierbar wären 41% der Kunststofffraktion in Zielkunststoffe, mit überwiegend PP (22%) und PC (15%) ▶ Sortierversuche von ZKW-Lichtsysteme: sortierbar wären 42% der Kunststofffraktion in Zielkunststoffe, mit überwiegend PP (30%) und PC (7%)

⁷⁰ Von 4.4.kg ca. 76% Thermoplastische Kunststoffe

Kriterium	Erklärung
	► Großes Potenzial wird v.a. durch die neue GewAbfV gesehen, da große Mengen vergleichbarer Abfallströme aus der Werkstattentsorgung/ an Produktionsabfällen aus der Fahrzeugherstellung erwartet werden. (Schlummer, Knappich, 2016)
Ökologisch	► Hohe Reinheit der sortierten Kunststofffraktionen bietet großes Potenzial für den Einsatz als Rezyklat (hochwertiges werkstoffliches Recycling) ► Neuwaresubstitution spart Ressourcen sowie Energie (Mechanisches Recycling spart ca. 50-66% an Energie im Vergleich zur Neuwareherstellung, CO₂-Einsparung: 1,45 bis 3,22 t je Tonne Neuwaresubstitution) (Probst, Fischer, 2019) ► Kein Ökopprofil zu PC/PBT über PlasticsEurope vorhanden ► Der genaue Prozessaufwand bzw. Umweltentlastung lassen sich schwer abschätzen, da es sich um einzelne Versuche handelt, die diese Daten nicht verfügbar haben.
Ökonomisch	► Ohne existierende Aufbereitungslinien dahinter nicht sinnvoll ► Trotz erfolgreicher Modelldurchführung lässt sich mit der erreichten Ausbeute der Versuche noch keine Wirtschaftlichkeit erzielen. ► Optimierungspotenziale wurden im Rahmen des Modells identifiziert, was wiederum finanzielle Investitionen erfordert. (Schlummer, Knappich, 2016) ► Eine Studie für Frankreich zeigt eine große Spanne an Gewinnen bzw. Verlusten für Demontagebetriebe. Diese reichen von 225 € Verluste bis zu 110 € Gewinn pro Altfahrzeug (ADEME, 2015) ► Für leicht zu demontierende Bauteile (Stoßfänger und Radhausschalen) geht eine Studie des Umweltbundesamt unter Berücksichtigung aller dabei entstehender Kosten und Erlöse, davon aus, dass für den Demontagebetrieb pro Altfahrzeug Kosten von 93 € entstehen (Zimmermann et al., 2022).
Sonstiges	-
Zusammenfassung	
Fazit	Die technische Machbarkeit ist belegt, die ökonomische Attraktivität auf Basis kleiner Anlagenkapazitäten noch begrenzt. Optimierungspotential besteht durch weitere Forschungs- und Entwicklungsarbeiten. Der Anfang zur Etablierung einer industriellen Scheinwerferaufbereitung würde sinnvollerweise mit Post-Industrial-Material beginnen, um später auch manuell demontiertes Post-Consumer-Material aufnehmen zu können. Aktuell wird die Umsetzbarkeit als relativ aufwendig und nicht sehr effektiv angesehen.

Tabelle 48: Factsheet frühzeitige Separation Radkappen bzw. Radzierblende

Kriterium	Erklärung
Aktuelle Herausforderungen	► Nicht jedes Fahrzeug mit Radkappen ausgestattet; ► Fehlender Absatzmarkt für Demontagebetriebe; ► Zusätzlicher Zeit- und Personalaufwand; ► Hohe Lager- und Logistikkosten; ► Grundsätzlich keine Sammlung von unterschiedlichen Kunststofffraktionen von Demontagebetrieben; ► Radkappen sind häufig lackiert; und können ggf. Glasfasern enthalten (Spini, 2017). ► Geringe Demontagemasse pro Zeiteinheit (0,5-1,0 kg/min (Schmiemann, 2017));
Mengenrelevanz	► Mengenrelevanz vereinfacht dargestellt: 560.455 Fahrzeuge/a * 0,6 kg /Fzg * 4 = 1.345 t/a; Annahme jedes 3. Auto mit Kunststoffradkappen: 448 t/a;

Kriterium	Erklärung
	Pro Demontagebetrieb (im Schnitt): 448 t/a auf 1.154 Demontagebetriebe = 388 kg/Betrieb;
Förderfaktoren und Kunststoffpotenzial	- Laut Nummer 3.2.3.3 im Anhang der AltfahrzeugV werden Radkappen als Bauteile aufgelistet, welche vor der Überlassung der Restkarosse an eine Schredderanlage entfernt und vorrangig der Wiederverwendung oder der stofflichen Verwertung zugeführt werden soll; - Schnell und leicht zu demontieren; - Kein Materialmix/Verbund zu erwarten, Radkappen bestehen häufig aus PA, PP oder ABS - Reduktion von Entsorgungskosten, bei Weiterverkauf an Recyclingunternehmen.
Prozessoptionen	Aktuell werden eine Demontage und Aufbereitung von Radkappen kaum durchgeführt. Im Rahmen eines Projektes prüfte die Radici Group Italy das Recycling von Radkappen aus PA (Spini, 2017). Die Prozessschritte basieren auf den Angaben des Projektes der Radici Group sowie Expert*inneneinschätzungen (Spini, 2017): Für ein hochwertiges Kunststoffrecycling sind folgende Prozessschritte denkbar, um die Radkappen für ein werkstoffliches Recycling aufzubereiten: - Demontage (manuell oder maschinell) - Entfernen des Metallrings (falls vorhanden) - Radici Projekt: spezifische Sammlung von Radkappen die ISO-Kennzeichnung enthalten - Waschen, Zerkleinerung. (ggf. Kunststoffsortierung via Dichtentrennung (bei 1,0 g/cm³, sofern hoher Anteil der Radkappen aus Polyolefinen), abhängig ob getrennt erfasst oder nicht, auch über optische Sortierung möglich); - Ggf. Entlackung bzw. lackminderndes Vermahlen, - Testung der Eigenschaften.
Potenzieller Output	-
Potenzielle Verwendung des Output-Materials	<i>Das Projekt der Radici Group zeigt die Möglichkeit eines Closed-Loop-Recyclings von Radkappen aus PA (Spini, 2017)</i>
Bewertung – Darstellung Grenzen und Möglichkeiten	
Technisch	Da die Demontage und Aufbereitung von Radkappen aktuell kaum durchgeführt werden, sind fundierte Bewertungen kaum möglich. - Theoretisch wird eine hohe Ausbeute an werkstofflich recyclebarer Kunststoffe und deshalb ein geringer Anteil an auszuschleusenden Kunststoffen erwartet. - Die zu erwartende Qualität der gewonnenen Fraktionen wird als gut eingeschätzt, allerdings ist der Anteil an lackierten/metallisierten Radkappen und die Auswirkungen auf die Rezyklatqualität unbekannt. - Dichtentrennung und optische Sortierung sind bereits etablierte Prozesse. Erkenntnisse des Radici Projekts beziehen sich auf die getrennte Sammlung und Aufbereitung von Radkappen aus PA (Spini, 2017): - Schlagzähigkeit und Bruchdehnung der Recyclingprodukte (mit 50% oder 100% Rezyklat) höher als bei kommerziellen Produkten. - Zug- und Reißfestigkeit der Recyclingprodukte geringer als bei kommerziellen Produkten.
Ökologisch	Neuwaresubstitution spart Ressourcen sowie Energie (Mechanisches Recycling spart ca. 50-66% an Energie im Vergleich zur

Kriterium	Erklärung
	Neuwareherstellung, CO₂-Einsparung: 1,45 bis 3,22 t je Tonne Neuwaresubstitution) (Probst, Fischer, 2019). ► Für PA6 wird ein GWP pro kg Granulat von 6,7 kg/CO₂-Äq angegeben; für ABS ein GWP von 3,1 kg/CO₂-Äq (PlasticsEurope, o. J.). Aus ökobilanzieller Sicht ist es besonders vorteilhaft Materialien mit hohem GWP im Kreislauf zu halten, um die Neuproduktion zu verhindern/verringern. ► Der genaue Prozessaufwand bzw. Umweltentlastung lassen sich schwer abschätzen, da es keine Daten zum genauen Prozess im industriellen Maßstab gibt. ► Aufwand immer von Qualität der Bauteile abhängig. ► Falls Entlackung nötig, wird Verfahren aufwendiger.
Ökonomisch	► Die Kosten sind schwer abzuschätzen, da es keine Daten zum genauen Prozess im industriellen Maßstab gibt ► Nach Martens und Goldmann (2016a) ist die wirtschaftliche Realisierung der Demontage großer Kunststoffteile an die Verfügbarkeit ausreichender Mengen dieser speziellen Teile gebunden. ► Eine Studie für Frankreich zeigt eine große Spanne an Gewinnen bzw. Verlusten für Demontagebetriebe. Diese reichen von 225 € Verluste bis zu 110 € Gewinn pro Altfahrzeug (ADEME, 2015) ► Für leicht zu demontierende Bauteile (Stoßfänger und Radhausschalen) geht eine Studie des Umweltbundesamtes unter Berücksichtigung aller dabei entstehender Kosten und Erlöse, davon aus, dass für den Demontagebetrieb pro Altfahrzeug Kosten von 93 € entstehen (Zimmermann et al., 2022).
Zusammenfassung	
Fazit:	Radkappen sind leicht zu demontieren. Wie hoch der Anteil lackierter Radkappen ist, kann nicht beurteilt werden, daher können auch mögliche Ausbeuten nicht bewertet werden. Auch der Anteil von Fahrzeugen, die mit Radkappen ausgestattet die Demontagebetriebe erreichen, kann nur geschätzt werden. Wirtschaftlichkeit und Beitrag zur Kreislaufwirtschaft für Demontagebetriebe sind zweifelhaft aufgrund geringer Mengen, geringer Erlöse, hoher Logistikkosten. Die Effektivität wird daher als gering eingestuft.

Tabelle 49: Factsheet frühzeitige Separation Armaturenbrett

Kriterium	Erklärung
Aktuelle Herausforderungen	► Fehlender Absatzmarkt für Demontagebetriebe ► Aufwendige Demontage ► Hohe Lager- und Logistikkosten ► Grundsätzlich keine Sammlung von unterschiedlichen Kunststofffraktionen von Demontagebetrieben ► Kunststoffvielfalt erschwert Aufbereitung für Recycling (z.B. Hart-Schaum-Trägerverbunde; teils geklebt) ► Ggf. auch Einsatz von DecaBDE
Mengenrelevanz	► Mengenrelevanz vereinfacht dargestellt: 560.455 Fahrzeuge/a * 10 kg/Fzg (Durchschnitt) = 5.605 t/a; ► Pro Demontagebetrieb (im Schnitt): 5.605 t/a auf 1.154 Demontagebetriebe = 4.8 t/Betrieb
Förderfaktoren und Kunststoffpotenzial	► Nach maschineller Vorbehandlung können Armaturenbretter durch Bruch manuell leichter zugänglich und sortierbar sein

Kriterium	Erklärung
	▶ Große Kunststoffteile und damit Mengenrelevanz gegeben ▶ Hohe Demontagemasse pro Zeiteinheit (~2,0 kg/min (Schmiemann, 2017)) ▶ Eingesetzte Kunststoffe laut IDIS-Datenbank v.a. PP, ABS, POM; bei WIPAG PP-GF; Haut z.B. aus TPO, PVC oder PUR (Sparenberg, 2021) ▶ Reduktion von Entsorgungskosten, bei Weiterverkauf an Recyclingunternehmen.
Prozessoptionen	Für ein hochwertiges Kunststoffrecycling sind folgende Prozessschritte denkbar, um die Armaturenblecher für ein werkstoffliches Recycling aufzubereiten: ▶ Maschinelle und manuelle Demontage (Beispiel: Autoverwertung Bender löst den Verbund erst durch einen Bagger mit Pinzettenaufsatz, um anschließend die Armaturenblecher manuell zu entnehmen) ▶ Zerkleinerung (unklar ist, ob der Verbundaufschluss durch mechanische Zerkleinerung erfolgen kann) ▶ Metallentfrachtung (manuell oder maschinell) ▶ Kunststoffsortierung: ● Windsichtung nach Verbundaufschluss, um Schaum zu entfernen ● Dichtentrennung zur Rückgewinnung von beispielsweise PP/EPDM oder PP/GF. ● Sofern die Armaturenblecher aus schwarzen Kunststoffen besteht, wäre hier laut Martens und Goldmann (2016a) die elektrostatische Sortierung für schwarze Kunststoffe besonders geeignet ● Alternativ laserinduzierte Fluoreszenzspektroskopie zur Kunststofftypensortierung Grundsätzlich ist die spezifische Prozessoption der Sortierung stark abhängig vom Kunststofftyp sowie der -vielfalt. Sofern der Hart-Schaum-Trägerverbund aufgelöst werden kann, könnten sowohl Polyolefine als auch ABS/ASA/SAN (wenn vorhanden) zurückgewonnen werden.
Potenzieller Output	Abhängig von Kunststoffzusammensetzung
Potenzielle Verwendung des Output-Materials	Abhängig von Kunststoffzusammensetzung und erreichten Qualitäten
Bewertung – Darstellung Grenzen und Möglichkeiten	
Technisch	▶ Die Höhe des Anteils der „werkstofflich recycelbaren“ Kunststoffe, die separiert werden können, ist stark abhängig von dem Anteil der Thermoplaste sowie der Kunststoffzusammensetzung. ▶ Die gewonnenen Fraktionen können gegebenenfalls aufgrund von Klebeverbindungen verunreinigt sein
Ökologisch	▶ Neuwaresubstitution spart Ressourcen sowie Energie (Mechanisches Recycling spart ca. 50-66 % an Energie im Vergleich zur Neuwareherstellung, CO₂-Einsparung: 1,45 bis 3,22 t je Tonne Neuwaresubstitution) (Probst, Fischer, 2019). ▶ Für PP wird ein GWP pro kg Granulat von 1,63 kg/CO₂eq angegeben; für ABS ein GWP von 3,1 kg/CO₂-Äq und POM von 3,2 kg/CO₂-Äq (PlasticsEurope, o. J.). Aus ökobilanzieller Sicht ist es besonders vorteilhaft Materialien mit hohem GWP im Kreislauf zu halten, um die Neuproduktion zu verhindern/verringern

Kriterium	Erklärung
	► Der genaue Prozessaufwand bzw. Umweltentlastung lassen sich schwer abschätzen, da es keine Daten zum genauen Prozess im industriellen Maßstab gibt. ► Aufwand immer von Qualität der Bauteile abhängig
Ökonomisch	► Investitionskosten unter anderem für spezifischer Baggeraufsatz für Separation bzw. alternativ zeitaufwendigere Demontage ► Die Gesamtkosten sind schwer abzuschätzen, da es keine Daten zum genauen Prozess im industriellen Maßstab gibt ► Nach Martens und Goldmann (2016a) ist die wirtschaftliche Realisierung an die Verfügbarkeit ausreichender Mengen dieser speziellen Teile gebunden. ► Eine Studie für Frankreich zeigt eine große Spanne an Gewinnen bzw. Verlusten für Demontagebetriebe. Diese reichen von 225 € Verluste bis zu 110 € Gewinn pro Altfahrzeug (ADEME, 2015) ► Für leicht zu demontierende Bauteile (Stoßfänger und Radhausschalen) geht eine Studie des Umweltbundesamt unter Berücksichtigung aller dabei entstehender Kosten und Erlöse, davon aus, dass für den Demontagebetrieb pro Altfahrzeug Kosten von 93 € entstehen (Zimmermann et al., 2022).
Sonstiges	WIPAG entwickelte zusammen mit ALBIS ein Closed-Loop-Verfahren zum Recycling von Post-Industrial-Stanzabfällen von Armaturenbrettern (Sparenberg, 2021). Die Prozessschritte sind dabei die Folgenden: ► Schredderprozess der Post-Industrial-Stanzabfällen ► Entlaminierung (Separation des PUR Schaums) ► WIPAG Separationsprozess (Separation der Haut aus TPO, PVC, PUR; Reinheiten von 99% werden erreicht) ► Gewonnene PP Rezyklate werden in die elektrostatische Separation gegeben und für den Wiedereinsatz vorbereitet. ► Das gewonnene (post-industrial) PP-GF Rezyklat wird zwischen 30-40% in neue Armaturenbretter eingesetzt.
Zusammenfassung	
Fazit	Demontage der Armaturenbretter ist grundsätzlich aufwendiger als die Demontage des Exterieurs oder unter der Motorhaube. Ein spezifischer Baggeraufsatz wäre hilfreich. Weiter ist die Mischung der Sortierfraktion unbekannt, weshalb eine Ableitung der Prozesskette nur unter vielen Annahmen möglich wäre. Aufgrund der Kunststoffmengen ist diese Option als eher effektiv einzustufen.

Tabelle 50: Factsheet frühzeitige Separation Kühlergrill

Kriterium	Erklärung
Aktuelle Herausforderungen	► Fehlender Absatzmarkt für Demontagebetriebe ► Zusätzlicher Zeit- und Personalaufwand ► Hohe Lager- und Logistikkosten ► Grundsätzlich keine Sammlung von unterschiedlichen Kunststofffraktionen von Demontagebetrieben ► Häufig Galvanisierung (Oberflächenbehandlung) (typische Massenverteilung: ca. 80% Kunststoff, 0,4% Chrom, 7,8 % Nickel und 11,8 % Kupfer) (Schlummer, Knappich, 2016)

Kriterium	Erklärung
Mengenrelevanz	► Mengenrelevanz vereinfacht dargestellt: $560.455 \text{ Fahrzeuge/a} * 1,8^{71} \text{ kg/Fzg (Durchschnitt)} = 1.009 \text{ t/a}$; ► Pro Demontagebetrieb (im Schnitt): 1.009 t/a auf 1.154 Demontagebetriebe = 0,9 t/Betrieb
Förderfaktoren und Kunststoffpotenzial	► Kühlergrill vermutlich leicht zu demontieren ► Laut Nummer 3.2.3.3 im Anhang der AltfahrzeugV werden Kühlergrille als Bauteile aufgelistet, welche vor der Überlassung der Restkarosse an eine Schredderanlage entfernt und vorrangig der Wiederverwendung oder der stofflichen Verwertung zugeführt werden soll ► Kühlergrill vor allem aus PP, ABS, ASA, PC
Prozessoptionen	Aktuell sind keine Versuche zur Separation und Aufbereitung von Kühlergrills aus Altfahrzeugen bekannt. Ein Forschungsprojekt mit galvanisierten ABS-Produktionsabfällen belegt, dass nahezu metallfreie Regranulate für einen solchen definierten Input erzielt werden können (Schlummer, Knappich, 2016). Weiter ist die Prozessbeschreibung auch stark abhängig vom Kunststofftyp sowie der -vielfalt. Somit ist nur eine theoretische Überlegung zur Prozessbeschreibung möglich: ► Manuelle Demontage ► Zerkleinerung ► Kunststofftypensortierung; Optionen: • Spektroskopische Sortierung schwer, sobald ein hoher Anteil der Kunststoffe beschichtet ist • Bei elektrostatischer Sortierung muss Einfluss von Galvanisierung beachtet werden. Nicht erfolgsversprechend. • Trennung durch Dichte birgt ebenfalls Herausforderungen (20 Gew.-% Metallbeschichtung werden die Dichte deutlich erhöhen): durch Mischung von beschichteten und unbeschichteten Teilen ist eine Einschätzung über das Ergebnis der Dichtefraktionen und Reinheit schwer zu tätigen, ohne genaue Kenntnisse über Mischung der Bauteile zu haben. ► Zerkleinerung möglichst unter Abrieb von Galvanisierung ► Exakte Aufbereitungskette für Post-Consumer-Abfälle wäre noch zu etablieren
Potenzieller Output	Ggf. können nicht galvanisierte Teile abgetrennt und spektroskopisch nach ABS, PC und PP sortiert werden. Galvanisierte Teile sind i.d.R. ABS und PC/ABS. ABS- und PC/ABS-Rezyklate sind in der Kunststoffgalvanik wieder einsetzbar.
Potenzielle Verwendung des Output-Materials	-

Bewertung – Darstellung Grenzen und Möglichkeiten

Technisch	► Die Höhe des Anteils der „werkstofflich recycelbaren“ Kunststoffe, die separiert werden können, ist stark abhängig von der Kunststoffzusammensetzung ► Aufgrund der Galvanisierung und Problematik der Kunststoffseparation werden eher geringe Ausbeuten erwartet ► Gegebenenfalls muss man durch Beschichtungsrückstände mit Qualitätseinbußen der gewonnenen Fraktionen rechnen.

⁷¹ Durchschnittswert aus IDIS-Datenbank und (ADEME, 2015)

Kriterium	Erklärung
Ökologisch	▶ Neuwaresubstitution spart Ressourcen sowie Energie (mechanisches Recycling spart ca. 50-66% an Energie im Vergleich zur Neuwareherstellung, CO₂-Einsparung: 1,45 bis 3,22 t je Tonne Neuwaresubstitution) (Probst, Fischer, 2019); ▶ Für PP wird ein GWP pro kg Granulat von 1,63 kg/CO₂-Äq angegeben; für ABS ein GWP von 3,1 kg/CO₂-Äq. Für ASA und PC liegen keine Ökopprofile vor (PlasticsEurope, o. J.). Aus ökobilanzieller Sicht ist es besonders vorteilhaft Materialien mit hohem GWP im Kreislauf zu halten, um die Neuproduktion zu verhindern/verringern. ▶ Der genaue Prozessaufwand bzw. Umweltentlastung lassen sich schwer abschätzen, da es keine Daten zum genauen Prozess im industriellen Maßstab gibt; Aufwand immer von Qualität der Bauteile abhängig.
Ökonomisch	▶ Die Kosten sind schwer abzuschätzen, da es keine Daten zum genauen Prozess im industriellen Maßstab gibt; ▶ Nach Martens und Goldmann (2016a) ist die wirtschaftliche Realisierung an die Verfügbarkeit ausreichender Mengen dieser speziellen Teile gebunden. ▶ Eine Studie für Frankreich zeigt eine große Spanne an Gewinnen bzw. Verlusten für Demontagebetriebe. Diese reichen von 225 € Verluste bis zu 110 € Gewinn pro Altfahrzeug (ADEME, 2015) ▶ Für leicht zu demontierende Bauteile (Stoßfänger und Radhausschalen) geht eine Studie des Umweltbundesamt unter Berücksichtigung aller dabei entstehender Kosten und Erlöse, davon aus, dass für den Demontagebetrieb pro Altfahrzeug Kosten von 93 € entstehen (Zimmermann et al., 2022).
Sonstiges	Aktuell wird Recycling für galvanisierte Produktionsabfälle getestet.
Zusammenfassung	
Fazit	Technische Machbarkeit der Kunststoffaufbereitung ist belegt, im Sanitärbereich wird das Verfahren für galvanisierte Post-Industrial-Kunststoffe bereits umgesetzt. Die gezielte Demontage ist noch nicht etabliert. Effektivität kann erst nach weiteren Forschungsarbeiten abschließend bewertet werden (Versuche mit Produktionsabfälle grundsätzlich positive Ergebnisse). Basierend auf verfügbaren Informationen wird die Effektivität als mittel eingestuft werden, die Umsetzbarkeit hingegen als schwer.

Tabelle 51: Factsheet frühzeitige Separation von Flüssigkeitsbehälter

Kriterium	Erklärung
Aktuelle Herausforderungen	Siehe Factsheet Kraftstofftanks siehe Tabelle 54; Ergänzung: ▶ Abhängig vom Inhalt gegebenenfalls schadstoffbelastet
Mengenrelevanz	▶ Mengenrelevanz (von Kühlflüssigkeitsausgleichsbehälter mit 500 g + Waschwasserbehälter mit 800 g = 1,3 kg) vereinfacht dargestellt: 560.455 Fahrzeuge/a * 1,3 kg/Fzg (Durchschnitt) = 729 t/a; (es werden hohe Ausbeuten erwartet) ▶ Pro Demontagebetrieb (im Schnitt): 729 t/a auf 1.154
Förderfaktoren und Kunststoffpotenzial	Siehe Factsheet Kraftstofftanks; Ergänzung:

Kriterium	Erklärung
	▶ Flüssigkeitsbehälter sind überwiegend aus PE und häufig auch hell und damit gut als Rezyklat einsetzbar ▶ Demontagebetriebe = 0,6 t/Betrieb ▶ Reduktion von Entsorgungskosten, bei Weiterverkauf an Recyclingunternehmen.
Prozessoptionen	Wie auch bei den Kunststoffkraftstofftanks könnten die folgenden Prozessschritte zur Aufbereitung durchgeführt werden: ▶ Demontage ▶ Zerkleinerung ▶ Abtrennung des Zielmaterials, z.B. über Dichte ▶ Zerkleinerung ▶ Wäsche ▶ Deodorisierung ▶ Schmelzfiltration bzw. Recompounding Ggf. zusätzliche Farbsortierung, falls gerechtfertigt durch zusätzliche Wertschöpfung.
Potenzieller Output	Es wird eine gute Qualität und reines PE Rezyklat erwartet.
Potenzielle Verwendung des Outputmaterials	Einsatz für Flüssigkeitsbehälter im Automobilbereich denkbar.
Bewertung – Darstellung Grenzen und Möglichkeiten	
Technisch	▶ Theoretisch wird eine hohe Ausbeute an werkstofflich recyclebarer Kunststoffe und deshalb ein geringer Anteil an auszuschleusenden Kunststoffen erwartet; ▶ Die zu erwartende Qualität der gewonnen Fraktionen wird als gut eingeschätzt (vor allem aufgrund der Reinheit und hellen Farbe); ▶ Dichtentrennung bereits etablierter Prozess; ▶ Entnahme nur in Demontagebetrieben möglich, daher eher kleine Sammelmengen; ▶ Sammlung zusammen mit Kraftstofftanks vereinfacht Sammlung für Demontagebetriebe, allerdings geht dabei der Vorteil der „hellen“ Farbe des Rezyklats verloren;
Ökologisch	▶ Neuwaresubstitution spart Ressourcen sowie Energie (Mechanisches Recycling spart ca. 50-66 % an Energie im Vergleich zur Neuwareherstellung, CO₂-Einsparung: 1,45 bis 3,22 t je Tonne Neuwaresubstitution) (Probst, Fischer, 2019); ▶ Für PP wird ein GWP pro kg Granulat von 1,63 kg/CO₂-Äq angegeben; für PE ein GWP von 1,8-1,87 kg/CO₂-Äq (PlasticsEurope, o. J.). Aus ökobilanzieller Sicht ist es besonders vorteilhaft Materialien mit hohem GWP im Kreislauf zu halten, um die Neuproduktion zu verhindern/verringern. ▶ Der genaue Prozessaufwand bzw. Umweltentlastung lassen sich schwer abschätzen, da es keine Daten zum genauen Prozess im industriellen Maßstab gibt; ▶ Aufwand immer von Qualität der Bauteile abhängig.
Ökonomisch	▶ Es entstehen zusätzliche Lager- und Logistikkosten bei Demontagebetrieben; ▶ Nach Martens und Goldmann (2016a) ist die wirtschaftliche Realisierung an die Verfügbarkeit ausreichender Mengen dieser speziellen Teile gebunden.

Kriterium	Erklärung
	▶ Eine Studie für Frankreich zeigt eine große Spanne an Gewinnen bzw. Verlusten für Demontagebetriebe. Diese reichen von 225 € Verluste bis zu 110 € Gewinn pro Altfahrzeug (Mehlhart et al., 2019). ▶ Für leicht zu demontierende Bauteile (Stoßfänger und Radhausschalen) geht eine Studie des Umweltbundesamt unter Berücksichtigung aller dabei entstehender Kosten und Erlöse, davon aus, dass für den Demontagebetrieb pro Altfahrzeug Kosten von 93 € entstehen (Zimmermann et al., 2022).
Sonstiges	▶ Deodorisierung noch kein etablierter Prozess; ▶ Dichtentrennung im Wasser als klassischer Aufbereitungsschritt;
Zusammenfassung	
Fazit	Durch die Notwendigkeit der Sammlung in Demontagebetrieben und die geringen Mengen, die pro Demontagebetrieb entstehen, erscheint die Sammlung und Aufbereitung von Flüssigkeitsbehältern weniger effektiv als die der Kunststoffkraftstofftanks. Technisch erscheint diese Option interessant, jedoch wird aufgrund der geringen Mengen ein geringer Beitrag zur Kreislaufwirtschaft erwartet. Die Effektivität wie auch die Umsetzbarkeit werden daher als mittel eingestuft.

Die fünf genannten Beispiele einer frühen Separation bestimmter Kunststoffbauteile verhindern, dass in den entsprechenden Bauteilen enthaltene Kunststoffe dem Recycling verloren gehen. Da keine der Optionen den Status quo darstellt, sind Daten zur Bewertung oftmals nicht ausreichend vorhanden und basieren zum Teil auf Einschätzungen von Expert*innen. Dies gilt auch für alle weiteren Factsheets der nachfolgenden Kapitel, mit Ausnahme der Separation von Stoßfängern, da dies bereits heute, zumindest teilweise, zum Status Quo in Deutschland zählt.

Tabelle 52: Factsheet konsequentere Umsetzung der frühzeitigen Separation Stoßfänger

Kriterium	Erklärung
Aktuelle Herausforderungen	► Obwohl Separation von Stoßfängern grundsätzlich als Status Quo in Deutschland zu betrachten ist, werden Stoßfänger nicht konsequent demontiert. ► Sortierung von geschäumten und nicht geschäumten Stoßfängern nötig (entweder durch manuelle Vorsortierung, um geschäumte Stoßfänger auszusortieren, oder automatisiert nach einer Vorzerkleinerung (Expert*inneninformation Interview)) ► Hohe Lager- und Logistikkosten (aufgrund geringer Schüttdichte); Da jedoch bereits einige Demontage- und Schredderbetriebe Stoßfänger erfolgreich separieren und einem Recycling zuführen, zeigt sich die praktische Umsetzbarkeit dieser Option.
Mengenrelevanz	► Mengenrelevanz vereinfacht dargestellt: $560.455 \text{ Fahrzeuge/a} * 4,5 \text{ kg} * 2/\text{Fzg} = 5.044 \text{ t/a}$ (wovon bereits ein Teil aktuell separiert und recycelt wird). ► Pro Demontagebetrieb (im Schnitt): 5.044 t/a auf 1.154 Demontagebetriebe = 4.37 t/Betrieb; Ein befragter Demontagebetrieb, der 2.000 Altfahrzeuge pro Jahr behandelt, demontiert und sortiert etwa 10 t/a Stoßfänger (Expert*inneninformation Interview). ► 2018 werden in Deutschland ca. 1.702 t Kunststoffe aus Altfahrzeugen demontiert (BMU und UBA, 2020). Unklar ist der Anteil der Stoßfänger, es wird jedoch von einem hohen Anteil ausgegangen. ► 86% der 1.702 t separierten Kunststoffteile des Jahres 2018 wurden recycelt, während 9% wiederverwendet und 5% beseitigt wurden. Dadurch wird Effektivität der frühzeitigen Separation mit Bezug auf das werkstoffliche Recycling deutlich (BMU und UBA, 2020).
Förderfaktoren und Kunststoffpotenzial	► Laut Nummer 3.2.3.3 im Anhang der AltfahrzeugV werden Stoßfänger als Bauteile aufgelistet, welche vor der Überlassung der Restkarosse an eine Schredderanlage entfernt und vorrangig der Wiederverwendung oder der stofflichen Verwertung zugeführt werden soll; ► Stoßfänger v.a. aus PP/EPDM ► Reduktion von Entsorgungskosten, bei Weiterverkauf an Recyclingunternehmen.
Prozessoptionen	Separation von Stoßfängern manuell oder durch mit Greifern ausgestatteten Baggern möglich. Separation bei Demontage- oder auch Schredderbetrieb möglich. Fremdmaterialien von Stoßfängern müssen entfernt werden, um Stoßfängerkunststoffe für das werkstoffliche Recycling bereitzustellen. Mögliche Schritte zur Stoßfängeraufbereitung (post-consumer), hier am Beispiel Stoßfänger aus PP/EPDM bei WIPAG (WIPAG, ALBIS, 2018) ► Schredderprozess mit Output $\sim 30 \text{ cm}$ ► Metallentfrachtung ► Weiterer Schredderprozess mit Output $\sim 25 \text{ cm}$ ► Dichtentrennung zur Anreicherung von PP/EPDM sowie Ausschleusung von Schad- und Störstoffen. ► Ggf. Entlackung (für die Entlackung von Stoßfängern erwies sich zum Beispiel eine Mischung aus Diethylenglykol mit Kaliumhydroxid als geeignet) ► Weitere Metallentfrachtung ► Aufbereitung: Extrusion, Schmelzfiltration, ggf. Additivierung ► Output: PP/EPDM-Talkum

Kriterium	Erklärung
Potenzieller Output	Die PP und PP/EPDM Sortierfraktion kann Reinheiten > 99 % aufweisen. Es werden Rezyklatausbeute von 90 % bis 92 % erzielt (Expert*inneninformation lenintinterview).
Potenzielle Verwendung des Output-Materials	Wenige Stoßfängerrecycler nehmen die durch Demontagebetriebe und Schredderbetriebe in Deutschland gesammelten Stoßfänger auf und ergänzen ihren Input um Werkstatksammlungen oder auch um Inputs, die nicht aus dem Post-Consumer-Bereich stammen und führen sie einem hochwertigen Recycling zu. WIPAG gibt an, dass die recycelten Post-Consumer-PP/EPDM-Stoßfänger zwischen 40 und 100% in neue Stoßfänger eingesetzt werden (WIPAG, ALBIS, 2018). Im aktuellen WIPAG-Bericht heißt es, dass Rezyklat aus Post-Industrial-Stoßfängern zu 40-60% in neue Bauteile beigemischt werden (Späenberg, 2021). Weitere Einsatzmöglichkeiten im Automobilbereich sind beispielsweise Radlaufschalen, Unterbodenverkleidungen oder andere Exterieurbauteile. Eine erneute Lackierung sei möglich (Expert*inneninformation lenintinterview).
Bewertung – Darstellung Grenzen und Möglichkeiten	
Technisch	Da die Demontage und Aufbereitung von Stoßfängern aktuell bereits durchgeführt werden, zeigt sich die praktische Umsetzbarkeit dieser Option; allerdings könnte die Demontage und Aufbereitung konsequenter durchgeführt werden.
Ökologisch	► Aufwand immer von Qualität der Bauteile abhängig. ► Falls Entlackung nötig, wird Verfahren aufwendiger. Neuwaresubstitution spart Ressourcen sowie Energie (Mechanisches Recycling spart ca. 50-66% an Energie im Vergleich zur Neuwareherstellung, CO₂-Einsparung: 1,45 bis 3,22 t je Tonne Neuwaresubstitution) (Probst, Fischer, 2019). ► Für PP wird ein GWP pro kg Granulat von 1,63 kg/CO₂eq angegeben; Aus ökobilanzieller Sicht ist es besonders vorteilhaft Materialien mit hohem GWP im Kreislauf zu halten, um die Neuproduktion zu verhindern/verringern ► WIPELAST (PP+EPDM: WIPAG-Produkt hergestellt mit 40-100% Rezyklat aus Post-Industrial wie auch Post-Consumer-Stoßfängern) hat ein GWP von 0,82 kg/CO₂eq; im Gegensatz dazu hat Neuware 2,06 kg/CO₂eq (Expert*inneninformation lenintinterview)(Späenberg, 2021)
Ökonomisch	► Damit der Recycler die für seinen Prozess notwendige Sichtprüfung der Stoßfänger vornehmen kann, um z.B. geschäumte Stoßfänger auszusortieren, müssen die Stoßfänger als ganze Teile angedient werden. Dadurch entsteht aufgrund der niedrigen Schüttdichte ein hoher logistischer Aufwand (Expert*inneninformation lenintinterview); ► Der Transportweg für die Stoßfänger beträge > 200 km (Expert*inneninformation lenintinterview); ► Eine französische Studie zeigt eine große Spanne an Gewinnen bzw. Verlusten für Demontagebetriebe. Diese reichen von 225 € Verluste bis zu 110 € Gewinn pro Altfahrzeug (ADEME, 2015) ► Für leicht zu demontierende Bauteile (Stoßfänger und Radhausschalen) geht eine Studie des Umweltbundesamtes unter Berücksichtigung aller dabei entstehender Kosten und Erlöse, davon aus, dass für den Demontagebetrieb pro Altfahrzeug Kosten von 93 € entstehen (Zimmermann et al., 2022).

Kriterium	Erklärung
Zusammenfassung	
Fazit:	Stoßfängerdemontage und -recycling zählt bereits heute zum Status Quo, dennoch kann dies weiter ausgebaut werden. Technisch ist es gut umsetzbar und führt zu hohen Ausbeuten und Qualitäten. Die geringe Schüttdichte in Verbindung mit weiten Transportwegen und somit hohen Kosten für Demontagebetriebe erschweren jedoch die Umsetzbarkeit. Im gesamten wird die Umsetzbarkeit jedoch als leicht erachtet. Bezogen auf die Demontagefraktion ist die Effektivität im Vergleich zu anderen Bauteilfraktionen hoch, da die Stoßfänger-Demontagefraktion einen sehr hohen Zielkunststoffanteil und ein hohes Bauteilgewicht aufweist.

6.3.2.2 Frühzeitige Separation stör- und schadstoffhaltiger Kunststoffteile mit dem Ziel die Kunststoffe werkstofflich zu recyceln

Für die Strategie der frühzeitigen Separation von stör- und schadstoffbelasteten Kunststoffteilen, um die Kunststoffe werkstofflich zu recyceln, müssen diese entsprechenden Kunststoffteile identifiziert werden. In Frage kommen dabei vor allem Kunststoffteile mit einer gewissen Mengenrelevanz, einer möglichst einfachen Demontage sowie der Möglichkeit ein hochwertiges werkstoffliches Recycling mit dem Einsatz als Rezyklat im Automobilbereich.

Nachfolgende Tabelle zeigt den Überblick zur Diskussion der potenziellen Kunststoffteile für eine frühzeitige Separation.

Tabelle 53: Liste von stör- und schadstoffhaltigen Kunststoffbauteilen in Altfahrzeugen, Gewichte und kurze Analyse zur Auswahl besonders vielversprechender Kunststoffteile zur Erhöhung des Recyclings

Kunststoffteile	Gewicht*	Erklärung
Batterieträger	560 - 590 g ¹	▶ Batterien müssen gemäß AltfahrzeugV bei Anlieferung vom Demontagebetrieb unverzüglich entnommen werden (Nummer 3.2.2.1, Anhang der AltfahrzeugV) ▶ Somit werden bereits demontiert, was die Demontage von Batterieträgern vereinfachen würde. ▶ Basierend auf Stichproben der IDIS-Datenbank aus PP ▶ Schadstoffkontakt
Kraftstofftanks	7.500 g ^{1,2}	▶ Schadstoffkontakt ▶ Versuche im praktischen Vorhaben (siehe Kapitel 5) ▶ Bestehen überwiegend aus PE; auch Tanks aus PP¹
Textilien, z.B. Sitzpolster	770 – 3.000 g ¹	▶ Demontageaufwand wird als hoch eingeschätzt ▶ Flammgeschützt: kann beschränkte bromierte Flammschutzmittel enthalten ▶ Überwiegend aus PUR ▶ Vorteil der frühzeitigen Separation: Reduktion von Schäumen und Textilien in Schredderrückständen
*angegebene Gewichte sind als Beispiele zu sehen und können je nach Fahrzeugtyp abweichen. ¹ Angaben basierend auf Stichproben der IDIS-Datenbank ² Angaben basierend auf		

Auswahl besonders vielversprechender Kunststoffteile (neben Status quo)

Kraftstofftanks (Tabelle 54)

Tabelle 54: Factsheet frühzeitige Separation Kraftstofftanks

Kriterium	Erklärung
Aktuelle Herausforderungen	▶ Aktuell keine Recyclingstrukturen vorhanden; ▶ Grundsätzlich keine Sammlung von unterschiedlichen Kunststofffraktionen von Demontagebetriebe; ▶ Geringe Schüttdichte (damit viel Platzbedarf), v.a. da Demontagebetriebe meist keine Zerkleinerungsaggregate haben; ▶ Zusätzlicher Zeit- und Personalaufwand; ▶ Für Demontagebetriebe kaum wirtschaftlich darstellbar durch Lager- und Logistikkosten und mangelnde Zerkleinerungstechnologien; ▶ Eindiffundierte Schadstoffe: MKWs stören das Recycling (z.B. durch Aufschäumen und VOCs).
Mengenrelevanz	▶ 2005 besitzen mindestens 99,6 % Kraftstofftanks (Gnann, Plötz, 2011), 2021 mindestens 96% (Kraftfahr-Bundesamt, 2021a); Diese können jedoch neben Kunststoffen auch aus Aluminium oder Stahl bestehen; ▶ Aus dem praktischen Versuch geht hervor, dass die Tanks aus durchschnittlich 79% Kunststoffen und 21% behälterfremden Komponenten bestehen. ▶ Mengenrelevanz vereinfacht dargestellt: $560.455 \text{ Fahrzeuge/a} \cdot 99,6\% \cdot 7,5 \text{ kg/Fzg (Durchschnitt)} \cdot 80\% = 3.349 \text{ t/a}$; ▶ Pro Demontagebetrieb (im Schnitt): $3.349 \text{ t/a auf } 1.154 \text{ Demontagebetriebe} = 2.9 \text{ t/Betrieb}$;
Förderfaktoren und Kunststoffpotenzial	▶ Kraftstoffkunststofftanks sind überwiegend aus PE; ▶ Entnahme von Demontagebetrieben aber auch Schredderbetreiber denkbar (vor Schredderprozess), sofern Restkarosse nicht gepresst bei Schredderbetreiber angeliefert wird; ▶ Ein Closed-Loop-Recycling durch PE-Rezyklateinsatz in neue Kraftstofftanks erscheint realistisch (siehe dazu praktischen Versuch in Kapitel 5); ▶ MKW-Entfrachtung möglich und würde zu hochwertigeren Rezyklaten der separat gesammelten Kraftstofftanks führen bzw. würde das Kunststoffrecycling der Schredderfraktionen nicht beeinträchtigen/mit Schadstoffen belasten. ▶ Andere Polyolefine-Flüssigkeitsbehälter könnten mit der gleichen Prozesskette aufbereitet werden (Entnahme allerdings bei Demontagebetrieb). ▶ Reduktion von Entsorgungskosten, bei Weiterverkauf an Recyclingunternehmen. ▶ Entnahme würde auch PST-Prozesse erleichtern, da Kraftstofftanks im Schredder bzw. Recycling-Funken sowie Querkontaminationen verursachen können (Expert*innenmeinung Workshop).
Prozessoptionen	Die Prozessschritte für ein hochwertiges Kunststoffrecycling basieren auf dem praktischen Versuch zum Kraftstofftank-Recycling (siehe Kapitel 5) ▶ Restentleerung und Demontage ▶ Zerkleinerung

Kriterium	Erklärung
	▶ Abtrennung des Zielmaterials, z.B. über Dichte ▶ Zerkleinerung ▶ Deodorisierung (Prozess zur Entfernung volatiler Störstoffe; hier zur MKW-Reduktion) ▶ Schmelzfiltration bzw. Recompounding (bei großtechnischer Umsetzung ggf. Deodorisierung vor der Dichtentrennung durchführen, um die Wasserbelastung zu verringern)
Potenzieller Output	Die Ergebnisse der praktischen Versuche (siehe Kapitel 5.2.1.2 zeigen eine gute Materialqualität bei einer hohe Abreicherung von Mineralölkohlenwasserstoffen. So waren Naphthalin und BTEX-Aromaten in den Alttanks nachweisbar, im Rezyklat lagen die Konzentrationen jedoch unter oder an der Bestimmungsgrenze. Es gilt zu beachten, dass sich diese Ergebnisse nur auf den praktischen Versuch beziehen und nicht für alle potenzielle Verfahren zur Aufbereitung von Kraftstofftanks gültig sind.
Potenzielle Verwendung des Output-Materials	▶ Der Bedarf wird durch die steigende Anzahl an E-Autos sinken. ▶ Die Ergebnisse des praktischen Versuchs lassen auf einen breiten Einsatzbereich v.a. im Außenbereich schließen. ▶ Die langkettige Blasformqualität des PE-Regranulats ermöglicht die Anpassung der Fließeigenschaften im Recompounding, sowohl im PE-Recompounding, als auch zur Verbesserung der Fließeigenschaften anderer Inputs. ▶ Basierend auf dem laufenden Projekt LIFE CIRC-ELV besteht auch die Möglichkeit eines Closed-Loop-Recycling durch PE-Rezyklateinsatz in neue Kraftstofftanks (Kindelan, 2021) ▶ Basierend auf den Ergebnissen von LIFE CIRC-ELV wäre die Zugabe von 25-30% Primärkunststoff nötig, um die Qualitätsstandards zu erfüllen (Kindelan, 2021).
Bewertung – Darstellung Grenzen und Möglichkeiten	
Technisch	▶ Es wird eine hohe Ausbeute an PE erwartet; ▶ Mögliche Synergieeffekte mit Heizöltanks denkbar (Mengenstrom in D: ~10.000 t/a= (Schmiemann, 2017); ▶ Basierend auf Versuchen präsentiert in Schmiemann (2017): ● „Kohlenwasserstoffe können mittels CO₂ aus Kunststoffen extrahiert werden ● Mittels Cryogenerkleinerung können Verunreinigungen problemlos abgetrennt werden, ● eine Compoundierung des Rezyklats ist unverzichtbar, ● Rezyklatgehalte bis zu 100% sind technisch möglich“

Kriterium	Erklärung
Ökologisch	▶ Neuwaresubstitution spart Ressourcen sowie Energie (Mechanisches Recycling spart ca. 50-66% an Energie im Vergleich zur Neuwareherstellung, CO₂-Einsparung: 1,45 bis 3,22 t je Tonne Neuwaresubstitution) (Probst, Fischer, 2019); ▶ Für PP wird ein GWP pro kg Granulat von 1,63 kg/CO₂eq angegeben; für PE ein GWP von 1,8-1,87 kg/CO₂eq (PlasticsEurope, o. J.). Aus ökobilanzieller Sicht ist es besonders vorteilhaft Materialien mit hohem GWP im Kreislauf zu halten, um die Neuproduktion zu verhindern/verringern. ▶ Der genaue Prozessaufwand bzw. Umweltentlastung lassen sich schwer abschätzen, da es keine Daten zum genauen Prozess im industriellen Maßstab gibt; ▶ Aufwand immer von Qualität der Bauteile abhängig.
Ökonomisch	▶ Es entstehen zusätzliche Lager- und Logistikkosten bei Demontagebetrieben; ▶ Diese können jedoch reduziert werden, indem die Tanks von Schredderbetrieben demontiert und (vor)zerkleinert werden; ▶ Nach Martens und Goldmann (2016a) ist die wirtschaftliche Realisierung an die Verfügbarkeit ausreichender Mengen dieser speziellen Teile gebunden.
Sonstiges	▶ Deodorisierung noch kein etablierter Prozess
Zusammenfassung	
Fazit	Die Bewertung gilt für die durchgeführten praktischen Versuche. Diese sollten durch Folgeprojekte im repräsentativeren Maßstab bestätigt werden. Grundsätzlich erscheint diese Option als effektiv und weder leicht noch schwer in ihrer Umsetzbarkeit.

6.3.2.3 Weitere Überlegungen frühzeitige Separation

Frühzeitige Separation Textilien aus PUR

Textilen aus aktuell anfallenden Altfahrzeugen können mit Flammenschutzmitteln behandelt sein (verschiedene BFR einschließlich beschränkte PBDE und HBCDD), deren Einsatz zum Teil so heute nicht mehr erlaubt ist und deren Recycling zum Teil ab bestimmten Grenzwerten verboten ist. Zudem ist das Recycling von Schäumen aktuell mit erheblichen Hindernissen verbunden. Laut Holzhauser (2015) sind die Einzelfractionen schwer zu vermarkten, und Automobilschredder sind für die Zerkleinerung von z.B. Sitzen mit hohem Schaumstoffanteil nicht ausgelegt (Verstopfungsproblematik). Zusätzlich ist die Demontage des Interieurs mit einem größeren Aufwand verbunden. Eine vorherige Prüfung der Sitzbezüge und der Innenverkleidungen mit tragbaren Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA)-Geräten, um festzustellen ob entsprechende Schadstoffe enthalten sind, ist zwar möglich, aber laut einer Studie (Mehlhart et al., 2018) nicht wirtschaftlich durchzuführen.

Ein werkstoffliches Recycling von PUR Schäumen wird aktuell nicht großflächig durchgeführt⁷².

Eine frühzeitige Separation der Textilien in Altfahrzeugen hat folglich eher den Anreiz eine Kontamination von schadstofffreien Kunststofffraktionen zu verhindern als ein klassisches Recycling der Textilien. Zusätzlich ist auch das Mengenpotential der Textilien nicht außer Acht zu lassen. Derzeit gibt es einige Projekte, die sich mit dem chemischen Recycling von Textilien bzw. PU-Schäumen beschäftigen:

Das Projekt FOAM2FOAM, im Auftrag des spanischen Ministeriums für Wissenschaft und Innovation, hat das Ziel einen geschlossenen Kreislauf für PU zu entwickeln, um aus PU-Abfällen neue hochwertige PU-Produkte herzustellen. Im Fokus stehen dabei Post-Consumer-PU-Abfälle von Kühleisrandisulierungen, Schaum von Matratzen und Post-Industrial-PU-Abfälle. Da durch werkstoffliches Recycling bislang nur sehr geringe Recyclingquoten erreicht werden, wird in diesem Projekt die Möglichkeit eines chemischen Recyclings (Glycolyse) untersucht (Recycling Magazine, 2020).

Das Projekt PReSmart hat ebenfalls einen geschlossenen Kreislauf von PUR als Ziel. Es wird von der EU unter den Horizon 2020 Programm gefördert und endet 2023. Der Fokus liegt jedoch auf der Entwicklung einer neuen PU-„chemistry“ und entsprechende Recyclingtechnologien (chemisches Recycling) für die neu entwickelten PU-Kunststoffe (PReSmart, 2020).

BASF arbeitet an einem Pilotversuch flexibles PU durch chemisches Recycling aufzuspalten, um Polyol zu erhalten, womit neuer PU-Schaum hergestellt werden soll. Gebrauchte PU-Matratzen sollen so recycelt und nicht energetisch verwertet oder deponiert werden (Plasticker, 2020).

Auch Covestro arbeitet an einem innovativen Verfahren, um den PU-Schaum aus gebrauchten Matratzen zu recyceln. Mittels der Covestro-Chemolyse (getestet in Pilotanlage) soll nicht nur Polyol sondern auch Isocyanats recycelt werden. Unter Anderem beteiligte sich Covestro an dem PReSmart Projekt mit einer intelligenten Sortierlösung, um verschiedene PU-Schäume aus Matratzen zu trennen (Plasticker, 2021).

Chemisches Recycling „bezeichnet die Umwandlung von Kunststoffpolymeren in deren Monomere bzw. chemikalischen Grundbausteine oder Basischemikalien“ (Vogel et al., 2020). Chemisches Recycling spielt aktuell eine untergeordnete Rolle bei der Verwertung von Post-Consumer-Kunststoffabfällen in Deutschland und wird nicht in industriellem Maßstab betrieben (eher Pilotanlagen, Forschungsprojekte). 2019 werden 38% der Post-Consumer-

⁷² Da PUR kein Thermoplast ist, kann es nicht wie andere Standardpolymere durch Aufschmelzen in einer Extrusion einfach werkstofflich recycelt werden.

Kunststoffabfälle werkstofflich und weniger als 1% chemisch recycelt (Conversio Market & Strategy GmbH, 2020).

Das Potential im chemischen Recycling wird vor allem in der Behandlung gemischter bzw. kontaminierter Abfälle gesehen; folglich Abfälle, die über das mechanische Recycling nicht mit hoher Qualität recycelt werden können. Die Praxis zeigt dennoch, dass auch heterogene Gemische erst sortiert werden müssen, um qualitative Outputs zu generieren. Chemisches Recycling ist im Moment im Vergleich zu mechanischem Recycling sehr energieaufwendig, da hohe Temperaturen für die Prozesse nötig sind sowie mehrere Prozessschritte durchgeführt werden müssen. Bislang existieren keine LCAs, die eine ökologische Vorteilhaftigkeit des chemischen Recyclings bestätigen (Sadat-Shojai, Bakhshandeh, 2011; Tabrizi et al., 2020; Wagner, Schlummer, 2020).

Aufgrund dieser Unsicherheiten sollte das chemische Recycling im Bereich der Kunststoffe im Automobilbereich nur als Ergänzung zum werkstofflichen Recycling betrachtet werden: dort wo das werkstoffliche Recycling seine Grenzen hat, kann über das Recycling mittels chemischer Prozesse nachgedacht werden. Chemisches Recycling wird jedoch in diesem Vorhaben nicht weiter betrachtet, da der Fokus auf dem werkstofflichen Recycling liegt. Hierzu zählt auch das lösemittelbasierte Recycling (siehe Kapitel 4.1.7).

Recycling von Post-Industrial-Abfälle etablieren

Zwar liegt der Fokus des Forschungsvorhabens auf der Erhöhung des werkstofflichen Recyclings von Post-Consumer-Abfällen, dennoch spielen auch Post-Industrial Abfälle eine wichtige Rolle. Die Schritte des Recyclings sind grundsätzlich für beide Abfallarten die gleichen, jedoch unterscheiden sie sich in ihrer Komplexität. Post-Industrial-Abfälle kommen im Allgemeinen nicht mit anderen Materialien in Kontakt und können mit geringem Aufwand sortenrein gesammelt werden. Zudem besteht bei Produktionsabfällen kein großer zeitlicher Verzug zwischen Produktion und Entstehung des Abfalls, sodass es keine Probleme mit Schadstoffen geben sollte.

Das Recycling von Post-Industrial-Abfälle ist aktuell nicht flächendeckend etabliert. Das Recycling kann jedoch als Chance betrachtet werden, um bestimmte Materialien / Bauteile mit geringerem Aufwand zu recyceln (siehe das Closed-Loop-Verfahren zum Recycling von Post-Industrial-Stanzabfälle von Armaturenblechern von WIPAG und ALBIS unter Tabelle 49) und folglich als Best-Practice für die gleichen Bauteile als Post-Consumer Abfälle herangezogen werden. Funktionieren die Prozesse für Post-Industrial-Abfälle, kann man darauf aufbauend auch Prozesse für ein anspruchsvolleres Recycling entwickeln.

Dieser Ansatz gilt ebenfalls für die Anwendung erweiterter PST für Schredderrückstände.

Ähnliches gilt für Kunststoffabfälle aus der Werkstattentsorgung. Werden Bauteile repariert werden diese oftmals ausgebaut und liegen folglich bereits separiert vor. Die Kunststoffe können nun abgetrennt, separat gesammelt und aufbereitet werden. Nichtsdestotrotz sind die Komplexität und Diversität an Kunststoffen/Bauteilen höher als bei reinen Produktionsabfällen.

Schadstoffstrategie

In Kapitel 3.6.5 ist ausgeführt, dass in den Kunststofffraktionen aus Altfahrzeugen Schad- und Störstoffe enthalten sein können (z.B. bromierte Flammschutzmittel, Chrom, Blei, Quecksilber, PFAS, MKW). Dabei gilt es zu vermeiden, diese im Kreislauf zu halten bzw. die gesetzlichen Vorgaben zu beachten. Schadstoffbelastete Kunststoffbauteile (sofern die Schadstoffbelastung bekannt ist) sollten daher sofern sinnvoll und möglich frühzeitig separiert werden, einerseits um sie möglichst hochwertig zu verwerten (z.B. PP aus Kraftstofftanks) und andererseits um eine Kontamination anderer Bauteile beim Schredderprozess zu vermeiden (z.B. mit MKW aus

den Kraftstofftanks; siehe auch Factsheet zu Kraftstofftanks Tabelle 54) bzw. um die Belastung des Abfallstroms nach dem Schreddern mit schadstoffhaltigen Kunststoffpartikeln und die Komplexität der Schredderfraktion insgesamt zu verringern (z.B. mit Textilien und Schäumen die mit PBDE oder HBCD belastet sein können). Dadurch können die erweiterten PST-Prozesse erleichtert werden, weil weniger Aufwand zur Schadstoffentfrachtung (z.B. thermische Behandlung zur Entfrachtung von MKW oder zur Separation von bromhaltigen Kunststoffen) erforderlich ist und es können u.U. höhere Ausbeuten bessere Qualitäten (d.h. mit geringerer Schadstoffbelastung) erzielt werden. Die nachträgliche Schadstoffentfrachtung in SLF und SSF sei oft schwierig und/oder aufwendig (Expert*innenmeinung Workshop). Allerdings stehen geeignete Verfahren und Prozessketten zur Verfügung mittels derer auch in erweiterten PST-Prozessen Schadstoffe zu einem hohen Grad separiert werden können (siehe Kapitel 4).

6.3.2.4 Anwendung erweiterter Post-Shredder-Technologien der Schredderleichtfraktion

Wie bereits in Kapitel 3.6.4 aufgezeigt, gelangen große Anteile der Kunststoffe in die Schredderanlage. Erhöht man die Demontage von Kunststoffteilen als vorgelagerten Schritt, reduzieren sich diese Anteile entsprechend. Da jedoch nie alle Kunststoffteile demontiert werden, werden Kunststoffe stets in den Schredder und damit in die SSF bzw. SSL gelangen. Circa 2/3 der Kunststoffe gelangen dabei durch Windsichtung in die SLF. Nach den Berechnungen in Kapitel 3.6.4.2 besteht die SLF von geschredderten ELVs aus ca. 64% Kunststoffen, wovon ca. 10-30 % Elastomere und Gummi darstellen (Martens, Goldmann, 2016a).

Mittels Zyklonabscheider werden Stäube und mittels Nassabscheider Schlämme abgetrennt (Martens, Goldmann, 2016a). Wie auch bei der SSF gilt, dass Kunststoffe der SLF aktuell einem werkstofflichen Recycling grundsätzlich verloren gehen. Um werkstofflich recycelbare Kunststoffe der SLF in einer Sortierfraktion anzureichern, können PST-Prozesse angewandt werden. Für die anschließende sortenreine Sortierung nach Kunststofftypen sollten bestimmte Zielkunststoffe festgelegt werden, welche zum einen aufgrund der Mengen relevant erscheinen und zum anderen aufgrund einer guten Recyclingfähigkeit und einer hohen Wahrscheinlichkeit für den Wiedereinsatz als Rezyklat.

Betrachtet man die mengenmäßig am relevantesten Polymere nach Conversio (2018) wären PP, PUR, PE, PA und ABS/ASA/SAN geeignete Zielkunststoffe (siehe Abbildung 18). PP und PE werden im weiteren als Polyolefine zusammen betrachtet. Ein ähnliches Bild zeigt sich für die Anteile der Polymere in 2005. Auch hier haben Polyolefine den größten Anteil, gefolgt von PA, PUR und ABS/ASA/SAN.

PUR als Schaum zählt in der Regel nicht zu den Thermoplasten was ein Wiedereinschmelzen und ein werkstoffliches Recycling erschwert (möglich über Glykolyse, was allerdings zu den chemischen Recyclingprozessen zählt) und scheidet folglich für die Betrachtung der Zielkunststoffe aus.

PA wird für die weitere Betrachtung als Zielkunststoff im erweiterten PST ausgeschlossen, da der Einsatz von vielen verschiedenen PA-Kunststofftypen in der Automobilbranche das Recycling erschwert, was die Qualität der Rezyklate verringert, was wiederum einen fehlenden Sekundärmarkt für diese Rezyklate zur Folge hat.

Im Folgenden wird auf das erweiterte PST-Recycling/die erweiterte PST-Aufbereitung von Polyolefinen sowie ABS/ASA/SAN fokussiert.

Auswahl besonders vielversprechender Kunststofftypen

- Polyolefine, Tabelle 55
- ABS/ASA/SAN, Tabelle 55

Tabelle 55: Factsheet Einsatz erweiterter PST in der SLF und Recycling von Polyolefine und ABS/ASA/SAN

Kriterium	Erklärung
Aktuelle Herausforderungen	► PST-Aufbereitung von Kunststoffen findet in Deutschland bisher kaum statt (Informationen zu erweiterten PST in anderen Ländern sind in Kapitel 0 zu finden); ► Mit jedem Zerkleinerungsschritt wird Feinkorn erzeugt, das nach heutigem Stand der Technik über klassische Sortiervverfahren nicht weiter aufbereitet werden kann und somit dem werkstofflichen Kunststoffrecycling entgleitet; ► Aufgrund des geringen Metallanteils der SLF wird diese Fraktion häufig nicht weiter aufbereitet und Kunststoffe werden nicht angereichert. ► Die SLF enthält u.A. PU-Schäume und Textilien, welche ein Kunststoffrecycling aktuell nicht attraktiv erscheinen lassen; ► Hoher Anteil an schwarzen Kunststoffen erschwert Sortierung; ► Potentiell enthaltene Schad- und Störstoffe, sofern Kunststoffe Schadstoffe enthalten (z.B. Flammschutzmittel in vereinzelt Bauteilen) oder durch eingeschleppte Schad- und Störstoffe durch Schreddern und Vermischen eingeschleppt wurden (z.B. LHKB und BTEX aus Kraftstoffen) ► Heterogenität der SLF in Bezug auf Korngröße, Zusammensetzung etc. Speziell für Polyolefine: ► Nur ein Teil der Polyolefin lässt sich über Dichtentrennung zurückgewinnen, da viele Polyolefine mit Talkum gefüllt und einige auch glasfaserverstärkt sind; ► Laserinduzierte Fluoreszenz ist noch nicht etabliert, könnte aber auch PP mit Talkum zurückgewinnen.
Mengenrelevanz	Abschätzung Mengenrelevanz Altfahrzeuge aktuell (Produktionsjahr 2000/2001): ► 49.908 t (Kunststoffe in SLF)*31,5% Polyolefine (Anteil von 2005) (vereinfachte Annahme: gleichmäßige Verteilung auf SLF und SSF)= 15.721 t. ► 49.908 t (Kunststoffe in SLF)*8% ABS/ASA/SAN (vereinfachte Annahme: gleichmäßige Verteilung auf SLF und SSF)= 3.992 t;
Förderfaktoren und Kunststoffpotenzial	► Wenn sich Recyclingstrukturen für Kunststofffraktionen von SLF-Aufbereitern etablieren, könnte dieser Weg wirtschaftlich darstellbar sein; ► SLF ist kunststoffreiche Fraktion und daher Recycling größere Mengen möglich; ► Polyolefine (PP und PE) haben mit einem Anteil von 31,5% (2005) und 36% (2017) den größten Anteil der Polymere;
Prozessoptionen	Beispiele bereits existierender erweiterter PST-Verfahren zur Aufbereitung von Kunststoffen aus Altfahrzeugen sind die Folgenden: ► Galloo (Frankreich): Schredder, Rückgewinnung von vorrangig Polyolefinen (aber auch PS und ABS) im kommerziellen Verfahren (durch Dichte- und Schwerkraftverfahren) und Recompounding (Aigner et al., 2020; Schmiemann, 2017)

Kriterium	Erklärung
	▶ WIPAG (Deutschland) Separationsverfahren für Kunststoffe aus SLF (Sparenberg, 2021) (Input: bereits angereicherte Thermoplaste). ▶ VW Sicon: Entwicklung von Verfahren zur Aufbereitung der SLF und der Anreicherung von Kunststoffgranulat (Martens, Goldmann, 2016a) ▶ ARN (Niederlande) Verfahren zur Separation von Kunststoffen aus der Schredderfraktion (keine Trennung von SLF und SSF) (Aigner et al., 2020) ▶ SRW metal float (Scholz Recycling, Deutschland): Aufbereitung der Schredderfraktion (gemeinsame Aufbereitung von SLF und SSF) mit Anreicherung von Polyolefinen. Polyolefine: Folgende Schritte sind denkbar, um Polyolefine der SLF für ein werkstoffliches Recycling aufzubereiten: ▶ PST-Anreicherung einer gemischten Kunststoffgranulatfraktion, z.B. durch vorherige Metallrückgewinnung; ▶ Anreicherung des Zielkunststoffes z.B. mittels Dichtentrennung in zwei Dichtefractionen $1,1 \text{ g/cm}^3 < x < 1,0 \text{ g/cm}^3$ und $x < 1,0 \text{ g/cm}^3$ oder über laserinduzierte Fluoreszenz; ▶ Nachzerkleinerung, falls für nachfolgende Sortiertechnologie notwendig; ▶ Nachreinigung der Zielkunststoffreichen Sortierfraktion z.B. über Elektrostatik oder laserinduzierte Fluoreszenz. Das Verfahren von WIPAG zum Recycling der SLF zur Herstellung von PP/PE/EPDM Rezyklat beinhaltet folgende Schritte (Sparenberg, 2021): ▶ Aus SLF mit PP, PE, ABS, Elastomere, Holz etc. wird mittels WIPAG-Separationsprozess ABS, PS, Elastomere und Holz abgetrennt ▶ Gewonnen wird PP und PE mit Reinheiten >95%. ▶ PE und PP werden Regranuliert (Extrusion, Feinschmelzfiltration, ggf. Additivierung) etc.) ▶ Output: WIPAFLEX: PP/PE/EPDM als Rezyklat zum Einsatz von bis zu 100% in neuen Anwendungen. ABS/ASA/SAN: Für ein hochwertiges Kunststoffrecycling sind folgende Prozessschritte denkbar, um ABS/ASA/SAN der Restfraktion der SLF für ein werkstoffliches Recycling aufzubereiten: ▶ Siebung der SLF zur Abtrennung von Feinkorn (falls nicht bereits als Status Quo etabliert) ▶ Ggf. anschließende Windsichtung und Entmetallisierung; Output: Angereicherte Kunststofffraktion Zur Gewinnung von ABS/ASA/SAN für ein hochwertiges Recycling sind weitere Schritte denkbar: ▶ Anreicherung des Zielkunststoffes z.B. mittels Dichtentrennung in einer Dichtefraction $< 1,1 \text{ g/cm}^3$ oder über laserinduzierte Fluoreszenz; ▶ Nachzerkleinerung, falls für nachfolgende Sortiertechnologie notwendig; ▶ Nachreinigung der Zielkunststoffreichen Sortierfraktion (v.a. bei laserinduzierter Fluoreszenz) z.B. mittels laserinduzierter Fluoreszenz und anschließender Dichtentrennung + Elektrostatik.
Potenzieller Output	Aktuell wird von Rezyklatausbeuten von 65-70% ausgegangen. Die restlichen Anteile werden energetisch verwertet (Knappe et al., 2021) (Expert*innenmeinung Workshop). Nach Knappe et al. (2021) werden 10% davon in einfachen Kunststoffprodukten eingesetzt. Es wird erwartet, dass die gewonnenen Polyolefine bzw. ABS/ASA/SAN im Compounding aufgewertet werden müssen. Polyolefine: Durch das Verfahren von WIPAG kann PP/PE/EPDM aus der SLF aufbereitet werden und mit bis zu 100% als Rezyklat bei der Herstellung neuer Produkte (z.B. Radlaufschalen) eingesetzt werden (Sparenberg, 2021).

Kriterium	Erklärung
Potenzielle Verwendung des Outputmaterials	Polyolefine: Breiter Sekundärmarkt für ungefülltes PP, Absatz für undefinierte Füllgrade schwierig, definierte Füllgrade leichter zu vermarkten. ABS/ASA/SAN Bei angemessener Qualität ist ein Wiedereinsatz z.B. in galvanisierten Kühlergrills denkbar
Bewertung – Darstellung Grenzen und Möglichkeiten	
Technisch	▶ Die Studie von Knappe et al. (2021) berechnet für die SLF Rezyklatausbeuten von 65% (für ABS, HIPS, PE und PP). ▶ Die Höhe des Anteils der „werkstofflich recycelbaren“ Kunststoffe, ist stark abhängig vom Demontageumfang, der Entropie der SLF und der verwendeten Technologie; ▶ Ausgeschleuste „nicht werkstofflich recycelbare“ Kunststoffe können z.B. PU-Schaum oder Textilien darstellen aber auch PVC, Minorfraktionen wie POM, PC, PMMA, PC/ABS aufgrund des geringen Mengenanteils im sehr heterogenen Abfallgemisch; ▶ Lösungsmittelbasiertes Recycling könnte PA-Typen-Trennung bewerkstelligen, um auch aus PA-Sortierfraktionen (die bspw. über laserinduzierte Fluoreszenz erzeugt werden könnten) hochwertige PA-Rezyklate zu gewinnen; ▶ Für gemischte Kunststofffraktionen können mittels laserinduzierter Fluoreszenzspektroskopie Reinheiten von 80 – 90% je nach Inputzusammensetzung erreicht werden (durch zweite Sortierung erhöht sich die Reinheit entsprechend); WIPAG gibt Reinheiten >95% an (Späenberg, 2021) ▶ Bei Dichtentrennung ist zu beachten, dass PP, da es häufig gefüllt ist, vermehrt auch in der ABS/ASA/SAN-Fraktion landet (anders als beim EAG-Recycling)
Ökologisch	▶ Neuwaresubstitution spart Ressourcen sowie Energie (Mechanisches Recycling spart ca. 50-66% an Energie im Vergleich zur Neuwareherstellung, CO₂-Einsparung: 1,45 bis 3,22 t je Tonne Neuwaresubstitution) (Probst, Fischer, 2019); ▶ Die Studie von Wäger und Hirsch (2015) zeigt, dass die energetische Verwertung von Kunststoffen aus EAGs in Bezug auf Ökosystemdiversität, menschliche Gesundheit und Ressourcenverfügbarkeit einen viermal so großen Einfluss vorweist als Kunststoffrecycling; und die Neuwarenproduktion einen sechs bis zehnfachen Einfluss auf die Kategorien hat als der Einsatz von Post-Consumer-Kunststoffrezyklat⁷³. ▶ Wie oben genannt, berechnen Knappe et al. (2021) für die SLF Rezyklatausbeuten von 65 % (für ABS, HIPS, PE und PP) und damit Gutschriften von CO₂-Äq in Höhe von ~500 kg pro 1t Kunststoff-Input. Das terrestrische Eutrophierungspotenzial liegt bei ~-0,14 kg PO₄-Äq, das aquatische Eutrophierungspotential bei ~ -0,2 kg PO₄eq, das Versauerungspotenzial bei ~ -1,7 kg SO₂-Äq, das Feinstaubrisiko bei -1,5 kg PM_{2,5}-Äq, das Krebsrisikopotential bei ~ -63 mg As-Äq und die Beanspruchung fossiler Ressourcen bei ~ -32 GJ und pro 1t Kunststoff-Input.

⁷³ Gewinnung von Post-Consumer-Kunststoffe durch (1) Entfernen von Nichtkunststoffen, (2) Waschen und Vorbereiten, (3) Polyolefinreinigung, (4) Styrolreinigung, (5) Formulierung, Mischen und Compoundieren.

Kriterium	Erklärung
	► WIPAG gibt an, bei der Herstellung von PP/PE/EPDM-Rezyklat aus der SLF 1,6 kg CO₂ pro kg im Gegensatz zur Neuwarenproduktion zu sparen (Sparenberg, 2021). GWP: ► Für PP wird ein GWP pro kg Granulat von 1,63 kg/CO₂eq angegeben; für PE ein GWP von 1,8-1,87 kg/CO₂-Äq (PlasticsEurope, o. J.) ► Für ABS wird ein GWP pro kg Granulat von 3,1 kg/CO₂-Äq angegeben; für SAN ein GWP von 2,96 kg/CO₂-Äq. Für ASA sind keine Ökopprofile verfügbar (PlasticsEurope, o. J.). ► Aus ökobilanzieller Sicht ist es besonders vorteilhaft Materialien mit hohem GWP im Kreislauf zu halten, um die Neuproduktion zu verhindern/verringern. Substitutionspotential: ► Annahme: Verfügbarkeit von ca. 15.721 t/a Polyolefine in der SLF; Bei Ausbeuten von 65-70% könnten 10.219-11.005 t/a Neuware ersetzt werden. ► Annahme: Verfügbarkeit von ca. 3.992 t/a ABS/ASA/SAN in der SLF; Bei Ausbeuten von 65-70% könnten 2.595-2.794 t/a Neuware ersetzt werden.
Ökonomisch	► Die Wirtschaftlichkeit von erweiterten PST-Prozessen von Kunststoffen hängt von zahlreichen betriebsökonomischen Aspekten und der Preisentwicklung von verfügbaren Technologien und der zu erzielenden Rezyklat-Fractionen am Markt ab. ► Der Aufbau neuer zusätzlicher Anlage und das Einstellen des Prozesses beinhalten hohe Investitionssummen.
Sonstiges	Synergien mit angereicherter Kunststoffgranulatfraktion der SSF: gemeinsame Sortierung möglich
Zusammenfassung	
Fazit	Umsetzbarkeit wird als schwieriger eingeschätzt, als PST der SSF, aufgrund geringerer wirtschaftlicher Attraktivität und höherem technischen Aufwand zur Abtrennung von flugfähigen Schäumen Schäumen und Textilien. Polyolefine: Polyolefine stellen den Hauptkunststoff in Schredderrückständen dar, daher ist die Effektivität als sehr hoch zu beurteilen. Für ungefüllte Polyolefine sind akzeptable Qualitäten zu erwarten. Anstatt als EBS verwertet zu werden, können erzeugte gemischte Kunststofffraktionen, welche durch die Metallrückgewinnung angereichert werden, weiteren Sortierprozessen zugeführt werden, um Polyolefinrezyklate zu erzeugen. Die Gesamtwirtschaftlichkeit kann auf dieser Datenbasis nicht valide abgeschätzt werden. ABS/ASA/SAN: Anstatt als EBS verwertet zu werden, ist davon auszugehen, dass eine ABS/ASA/SAN-Fraktion in hoher Reinheit mit industriell verfügbaren Sortiertechnologien aus der gemischten Kunststofffraktion, die bei der Metallrückgewinnung entstehen, sortiert werden kann. Die erzielbare Qualität sowie die Wiedereinsatzmöglichkeiten des Rezyklats sind zu prüfen. Mögliche Ausbeuten müssen experimentell ermittelt werden. Die Ökonomie des Verfahrens kann daher nicht abgeschätzt werden.

6.3.2.5 Anwendung erweiterter Post-Shredder-Technologien der Schredderschwerfraktion

Wie in Kapitel 6.3.2.4 beschrieben, gelangt ein hoher Anteil der Kunststoffe in die SLF und SSF. Zwar ist der Anteil an Kunststoffen in der SSF zum Vergleich mit der SLF geringer (Verhältnis 3:1), jedoch wird die SSF grundsätzlich weiter aufbereitet, um wertvolle NE-Metalle rückzugewinnen, was zu einer Anreicherung der Kunststoffe in der Fraktion führt. Die SSF wird dazu in unterschiedliche Korngrößenbereiche klassifiziert. So werden Korngrößen >100 mm und damit größere Kunststoffteile manuell aussortiert oder als kleinere Korngrößen über automatisierte Verfahren aussortiert (Martens, Goldmann, 2016a, S. 423f).

Eine Aufbereitung der Kunststoffe der SSF zählt aktuell nicht zur gängigen Praxis in Deutschland. Möchte man jedoch die Kunststoffe für ein werkstoffliches Recycling zugänglich machen, können PST-Prozesse angewandt werden. Dabei gilt es, sich auf bestimmte Zielkunststoffe festzulegen, welche zum einen aufgrund der Mengen relevant erscheinen und zum anderen aufgrund einer guten Recyclingfähigkeit und einer hohen Wahrscheinlichkeit für den Wiedereinsatz als Rezyklat.

Die Auswahl der Zielkunststoffe erfolgt identisch zur Auswahl der Zielkunststoffe der SLF (siehe Kapitel 6.3.2.4). Damit wird im Folgenden auf den Einsatz von PST für die Aufbereitung und das Recycling von Polyolefine sowie ABS/ASA/SAN fokussiert.

Auswahl besonders vielversprechender Kunststofftypen

- Polyolefine (PP und PE), Tabelle 56
- ABS/ASA/SAN, Tabelle 56

Tabelle 56: Factsheet Einsatz erweiterter PST in der SSF und Recycling von Polyolefine und ABS/ASA/SAN

Kriterium	Erklärung
Aktuelle Herausforderungen	► PST-Aufbereitung von Kunststoffen findet in Deutschland bisher kaum statt (Informationen zu erweiterten PST in anderen Ländern sind in Kapitel 0 zu finden); ► Mit jedem Zerkleinerungsschritt wird Feinkorn erzeugt, das nach heutigem Stand der Technik über klassische Sortiervverfahren nicht weiter aufbereitet werden kann und somit dem werkstofflichen Kunststoffrecycling entgleitet; ► Hoher Anteil an schwarzen Kunststoffen erschwert Sortierung; Spezifische Sortiertechnologien sind auf dem Vormarsch; ► Potentiell enthaltene Schad- und Störstoffe, sofern Kunststoffe Schadstoffe enthalten (z.B. Flammschutzmittel in vereinzelt Bauteilen) oder durch eingeschleppte Schad- und Störstoffe durch Schreddern und Vermischen eingeschleppt wurden (z.B. LHKB und BTEX aus Kraftstoffen) Speziell für Polyolefine: ► Nur ein Teil der Polyolefine lässt sich über Dichtentrennung zurückgewinnen, da viele Polyolefine mit Talkum gefüllt und einige auch glasfaserverstärkt sind (in unseren SSF-Versuchen etwa 40% > 1,0 g/cm³); ► Laserinduzierte Fluoreszenz ist noch nicht etabliert, würde aber auch PP+talc und PP-GF zurückgewinnen.
Mengenrelevanz	Abschätzung Mengenrelevanz Altfahrzeuge aktuell (Produktionsjahr 2000/2001):

Kriterium	Erklärung
Förderfaktoren und Kunststoffpotenzial	▶ 16.663 t (Kunststoffe in SSF)*31,5% Polyolefine (Anteil von 2005) (vereinfachte Annahme: gleichmäßige Verteilung auf SLF und SSF) = 5.249 t; ▶ 16.663 t (Kunststoffe in SSF)*8% ABS/ASA/SAN (vereinfachte Annahme: gleichmäßige Verteilung auf SLF und SSF) = 1.333 t. ▶ Wenn sich Recyclingstrukturen für Kunststofffraktionen von SSF-Aufbereitern etablieren, könnte dieser Weg wirtschaftlich darstellbar sein; ▶ PST-Verfahren zur Aufbereitung der Schredderrückstände und Erzeugung einer gemischten Kunststoffgranulatfraktion bereits entwickelt; ▶ Recycling größerer Mengen möglich; Polyolefine: ▶ Polyolefine (PP und PE) haben mit einem Anteil von 31,5% (2005) und 36% (2017) den größten Anteil der Polymere; ▶ Breiter Sekundärmarkt für ungefülltes PP, Absatz für undefinierte Füllgrade schwierig, definierte Füllgrade leichter zu vermarkten
Prozessoptionen	Die Restmetallrückgewinnung aus Schredderrückständen der SSF gilt als Status Quo, im Gegensatz zur Anreicherung von Kunststoffen für ein werkstoffliches Recycling. Jedoch gibt es auch hier entsprechende Prozesse. Beispiele zu erweiterten PST-Prozessen finden sich im Factsheet der Tabelle 55. Polyolefine: Die Prozessschritte für ein hochwertiges Kunststoffrecycling basieren auf dem praktischen Versuch zum werkstofflichen Recycling von spektroskopisch angereicherten Polyolefinen aus Schredderrückständen (siehe Kapitel 0): ▶ Nachzerkleinerung /Siebung ▶ Nachreinigung über laserinduzierte Fluoreszenzspektroskopie ▶ Anschließende Trennung in gefüllt und ungefüllt über Dichtentrennung ökologisch sinnvoll ▶ Ggf. anschließende Deodorisierung ▶ Recompounding ABS/ASA/SAN: Für ein hochwertiges Kunststoffrecycling sind folgende Prozessschritte denkbar, um ABS/ASA/SAN der Restfraktion der SSF für ein werkstoffliches Recycling aufzubereiten (falls nicht bereits als Status Quo etabliert): ▶ Siebung der SSF zur Abtrennung von Feinkorn ▶ Ggf. anschließende Windsichtung und Entmetallisierung ; Output: Angereicherte Kunststofffraktion ▶ Zur Anreicherung von ABS/ASA/SANz.B. mittels Dichtentrennung in einer Dichtefraktion < 1,1 g/cm³ oder über laserinduzierte Fluoreszenz; ▶ Nachzerkleinerung, falls für nachfolgende Sortiertechnologie notwendig (v.a. SSF grob); ▶ Nachreinigung der Zielkunststoffreichen Sortierfraktion (v.a. bei laserinduzierter Fluoreszenz) z.B. mittels Elektrostatik oder laserinduzierte Fluoreszenz.
Potenzieller Output	Aktuell wird von Rezyklatausbeuten von 65-70 % ausgegangen. Die restlichen Anteile werden energetisch verwertet (Knappe et al., 2021) (Expert*innenmeinung Workshop). Nach Knappe et al. (2021) werden 10% davon in einfachen Kunststoffprodukten eingesetzt. Die Ergebnisse der praktischen Versuche zu Polyolefine (siehe Kapitel 5) zeigen, dass mittels laserinduzierter Fluoreszenzspektroskopie eine sortenreine Polyolefin-Mahlgutfraktion erzeugt werden kann, welche 72%

Kriterium	Erklärung
	des Input beträgt (29% Rest). Füllstoffarme Polyolefine (ca. 44%) können im einsatzspezifischen Recompounding weiter modifiziert werden. Gefüllte Polyolefine (ca. 27%) können z.B. mit dem CreaSolv® Verfahren nachsortiert werden. Im Labormaßstab ergab dies eine Ausbeute an Polyolefinen von 18% und 9% Verlust. Die Analytik zeigt, dass lediglich TBBP A als bromiertes Flammschutzmittel sowie ein erhöhter DEHP-Wert mit höheren Werten in der Polyolefinmahlgütern vorkommen. Bzgl. TBBP wird angenommen, dass die angewandte Sortieroutine und der Fokus auf Polyolefinmahlgüter eine Rückgewinnung flammgeschützte Mahlgutfraktionen ermöglicht, die den aktuellen rechtlichen Grenzwerten sicher genügen. Bzgl. DEHP wird damit gerechnet, dass der DEHP-Gehalt bei der weiteren Aufbereitung der Pellets zu PE-, PP- oder PE/PP-Granulaten durch Verfahren wie Elektrostatik deutlich reduziert werden kann. Es gilt zu beachten, dass sich diese Ergebnisse nur auf den praktischen Versuch beziehen und nicht für alle potenziellen PST-Verfahren zur Rückgewinnung von Polyolefinen gültig sind. Es wird erwartet, dass gewonnene Polyolefine sowie ABS/ASA/SAN im Compounding aufgewertet werden müssen.
Potenzielle Verwendung des Outputmaterials	Breiter Sekundärmarkt für ungefülltes PP, Absatz für undefinierte Füllgrade schwierig, definierte Füllgrade leichter zu vermarkten. Breiter Sekundärmarkt für ABS verfügbar.
Bewertung – Darstellung Grenzen und Möglichkeiten	
Technisch	- Die Höhe des Anteils der „werkstofflich recycelbaren“ Kunststoffe, ist stark abhängig vom Demontageumfang, der Entropie der SSF und der verwendeten Technologie; - Für gemischte Kunststofffraktionen können mittels laserinduzierter Fluoreszenzspektroskopie Reinheiten von 80 – 90% je nach Inputzusammensetzung erreicht werden (durch zweite Sortierung erhöht sich die Reinheit entsprechend). Bei Dichtentrennung ist zu beachten, dass PP, da es häufig gefüllt ist, vermehrt auch in der ABS/ASA/SAN-Fraktion landet (anders als beim EAG-Recycling); - Die Studie von Knappe et al. (2021) berechnet für die SLF Rezyklatausbeuten von 65% (für ABS, HIPS, PE und PP). - Der praktische Versuch im Rahmen dieses Projekts zeigt eine potentielle Rezyklatausbeute an Polyolefinen von 62%.
Ökologisch	- Neuwaresubstitution spart Ressourcen sowie Energie (mechanisches Recycling spart ca. 50-66% an Energie im Vergleich zur Neuwareherstellung, CO₂-Einsparung: 1,45 bis 3,22 t je Tonne Neuwaresubstitution) (Probst, Fischer, 2019) - Die Studie von Wäger und Hischier (2015) zeigt, dass die energetische Verwertung von Kunststoffen aus EAGs in Bezug auf Ökosystemdiversität, menschliche Gesundheit und Ressourcenverfügbarkeit einen viermal so großen Einfluss vorweist als Kunststoffrecycling; und die Neuwarenproduktion einen sechs bis zehnfachen Einfluss auf die Kategorien hat als der Einsatz von Post-Consumer-Kunststoffrezyklat⁷⁴. - Wie oben genannt, berechnen Knappe et al. (2021) für die SLF Rezyklatausbeuten von 65% (für ABS, HIPS, PE und PP) und damit Gutschriften von CO₂eq in Höhe von ~500 kg pro 1t Kunststoff-Input. Das

⁷⁴ Gewinnung von Post-Consumer-Kunststoffe durch (1) Entfernen von Nichtkunststoffen, (2) Waschen und Vorbereiten, (3) Polyolefinreinigung, (4) Styrolreinigung, (5) Formulierung, Mischen und Compoundieren.

Kriterium	Erklärung
	terrestrische Eutrophierungspotenzial liegt bei $\sim 0,14$ kg PO_4-Äq, das aquatische Eutrophierungspotenzial bei $\sim 0,2$ kg PO_4-Äq, das Versauerungspotenzial bei $\sim 1,7$ kg SO_2-Äq, das Feinstaubrisiko bei $\sim 1,5$ kg $\text{PM}_{2,5}$-Äq, das Krebsrisikopotenzial bei ~ 63 mg As-Äq und die Beanspruchung fossiler Ressourcen bei ~ 32 GJ und pro 1t Kunststoff-Input. Da keine vergleichende Studie für die SSF vorliegt, werden diese Werte auch hier angenommen. GWP: ► Für PP wird ein GWP pro kg Granulat von 1,63 kg/CO_2eq angegeben; für PE ein GWP von 1,8-1,87 kg/CO_2eq (PlasticsEurope, o. J.). ► Für ABS wird ein GWP pro kg Granulat von 3,1 kg/CO_2eq angegeben; für SAN ein GWP von 2,96 kg/CO_2eq. Für ASA sind keine Ökoprofile verfügbar (PlasticsEurope, o. J.). ► Aus ökobilanzieller Sicht ist es besonders vorteilhaft Materialien mit hohem GWP im Kreislauf zu halten, um die Neuproduktion zu verhindern/verringern. Substitutionspotential: ► Annahme: Verfügbarkeit von ca. 5.249 t/a Polyolefine in der SSF; Bei Ausbeuten von 65-70% könnten 3.412-3.674 t/a Neuware ersetzt werden ► Annahme: Verfügbarkeit von ca. 1.333 t/a ABS/ASA/SAN in der SSF; Bei Ausbeuten von 65-70% könnten 866-933 t/a Neuware ersetzt werden;
Ökonomisch	► Die Wirtschaftlichkeit von erweiterten PST-Prozessen von Kunststoffen hängt von zahlreichen betriebsökonomischen Aspekten und der Preisentwicklung von verfügbaren Technologien und der zu erzielenden Rezyklat-Fractionen am Markt ab. ► Der Aufbau neuer zusätzlicher Anlage und das Einstellen des Prozesses beinhalten hohe Investitionssummen.
Sonstiges	► Synergien mit angereicherter Kunststoffgranulatfraktion der SLF: gemeinsame Sortierung möglich
Zusammenfassung	
Fazit	Polyolefine: Polyolefine stellen den Hauptkunststoff in Schredderrückständen dar, daher ist die Effektivität als sehr hoch zu beurteilen. Für ungefüllte Polyolefine sind gute bis akzeptable Qualitäten zu erwarten. Anstatt als EBS verwertet zu werden, können erzeugte gemischte Kunststofffraktionen welche durch die Metallrückgewinnung angereichert werden, weiteren Sortierprozessen zugeführt werden, um Polyolefinrezyklate zu erzeugen. Die Gesamtwirtschaftlichkeit kann auf dieser Datenbasis nicht valide abgeschätzt werden. Dennoch wird die Umsetzbarkeit als relativ leicht bzw. mittel schwer eingestuft. ABS/ASA/SAN: Anstatt als Ersatzbrennstoffe (EBS) verwertet zu werden, ist davon auszugehen, dass eine ABS/ASA/SAN-Fraktion in hoher Reinheit mit industriell verfügbaren Sortiertechnologien aus der gemischten Kunststofffraktion, die bei der Metallrückgewinnung entstehen, sortiert werden kann. Die erzielbare Qualität sowie die Wiedereinsatzmöglichkeiten des Rezyklats sind zu prüfen. Mögliche Ausbeuten müssen experimentell ermittelt werden. Die Ökonomie des Verfahrens kann daher nicht abgeschätzt werden. Somit lässt sich die Umsetzbarkeit als relativ leicht einstufen; eine gute Effektivität der Option wird erwartet.

6.3.2.6 Weitere Überlegungen – Einsatz erweiterter Post-Shredder-Technologien

In einigen Ländern gehören erweiterte PST-Prozesse bereits schon heute zum Status Quo, wie beispielsweise in den Niederlanden oder Frankreich.

Niederlanden:

In den Niederlanden werden SLF und SSF gemeinsam weiter aufbereitet. Dabei werden Kunststoffe nach unterschiedlichen Dichten separiert (Aigner et al., 2020)

- ▶ Kunststoffe mit einer hohen Dichte ($>1,3 \text{ kg/dm}^3$) (ca. 4% des PST-Outputs);
- ▶ Kunststoffe mit einer geringen Dichte ($<1,1 \text{ kg/dm}^3$) (ca. 11% des PST-Outputs); und
- ▶ Kunststoffe mit mittlerer Dichte (zwischen $1,1$ und $1,3 \text{ kg/dm}^3$) (ca. 5% des PST-Outputs).

Kunststoffe mit geringer Dichte (PP und PE) werden vorrangig werkstofflich recycelt (2015 ca. 93%) und zum Beispiel für Platten zum Schutz von Flussufern eingesetzt. Kunststoffe mit hoher Dichte wurden 2015 zu ca. 46% werkstofflich recycelt und zu ca. 54 energetisch verwertet. 2017 lag der Fokus auf der energetischen Verwertung. Kunststoffe mit einer mittleren Dichte wurden vollständig energetisch verwertet. Kunststoffe können aber auch in einer Mischfraktion enthalten sein (mit Gummi und Holz). Diese Fraktion macht ca. 7% des PST-Outputs aus und wurde 2015 wie auch 2017 ebenfalls energetisch verwertet. Gleiches galt für die Kategorie „weitere Kunststoffe“ (ca. 10% des PST-Outputs) (Aigner et al., 2020).

Frankreich:

In Frankreich werden nach dem Schredderprozess grundsätzlich drei Fraktionen gebildet: Metallische Fraktion, SLF und eine Nicht-Eisenhaltige Fraktion. Der Großteil der Kunststoffe findet sich auch hier in der SLF wieder. Um nichteisenhaltige Metalle aus der Nicht-Eisenhaltige Fraktion zu extrahieren, unterläuft die gesamte Fraktion einem PST-Prozess⁷⁵. Kunststoffe, die dabei separiert werden, werden vorrangig dem Recycling zugeführt. Ca. 60% der Kunststoffe der SLF wurde 2017 einer PST-Sortieranlage zugeführt. Die PST-Anlage von Galloo kann Polyolefine im kommerziellen Verfahren rückgewinnen (durch Dichte- und Schwerkraftverfahren). Das daraus gewonnene Polyolefinrezyklat wird wieder im Automobilsektor eingesetzt (PP wird z.B. zur Herstellung von Radhausschalen und Batteriegehäusen verwendet).

Schadstoffstrategie

Siehe dazu Kapitel 6.3.2.3.

Chemisches Recycling

In der Vergangenheit wurden auch Projekte zu chemischen Recycling (Pyrolyse und Vergasung) von Schredderrückständen durchgeführt (Cossu, Lai, 2015; Khodier et al., 2018). Ausführungen zum chemischen Recycling finden sich in Kapitel 6.2.2.1.2. Aktuell sind keine Anlagen für chemisches Recycling von Schredderrückständen im industriellen Maßstab in der EU bekannt.

⁷⁵ Gleiches gilt für die Fraktion der „heavy residues“, sofern diese in einem ersten Schritt zusätzlich zu den drei Hauptfraktionen gebildet wird.

6.3.3 Diskussion und Bewertung der möglichen Optionen

Wie bereits erläutert, können Kunststoffe aus Altfahrzeugen durch eine frühzeitige Separation oder einem erweiterten PST-Prozess dem werkstofflichen Recycling verfügbar gemacht werden.

Einzelne Optionen haben sich dabei als mehr oder weniger effektiv bzw. leicht umsetzbar herausgestellt. Grundsätzlich muss beachtet werden, dass die Bewertungen der meisten Optionen entweder auf Ergebnissen einzelner Versuche oder auf theoretischen Annahmen basieren, da diese aktuell nicht großflächig umgesetzt werden und folglich eine fundierte Datenlage fehlt bzw. Daten aufgrund von Betriebsgeheimnissen nicht öffentlich zur Verfügung gestellt werden. Dies erschwert eine abschließende Bewertung der Optionen nach ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten sowie ein adäquater Vergleich der einzelnen Optionen.

Ökologische und ökonomische Gegenüberstellung

Um dennoch eine erste Grundlage für die Gegenüberstellung der einzelnen Optionen nach ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten zu bieten, werden im Folgenden verfügbare Daten (z.B. zu Kunststoffpotenzial, CO₂-Einsparungen, Kosten für CO₂-Äq.) verwendet. Es gilt zu beachten, dass diese Daten auf grundsätzlichen Annahmen und Abschätzungen basieren und generell nur Größenordnungen abbilden soll.

Die folgenden Annahmen wurden getroffen bzw. Daten verwendet:

- ▶ Theoretisches Kunststoffpotenzial: diese Berechnungen wurden bereits in den Factsheets getätigt und basieren auf den theoretisch verfügbaren Kunststoffmengen. Für die Optionen zur Separation basieren diese v.a. auf den Gewichtungangaben einzelner Bauteile und für die PST-Prozesse auf den entsprechenden Kunststoffanteilen in Fahrzeugen. Eine Unterteilung in unterschiedliche Polymertypen ist hier nicht möglich, da die Anteile für die Bauteile unbekannt sind.
- ▶ Annahme zur Ausbeute: da das theoretische Kunststoffpotenzial nicht vollständig aufbereitet und recycelt werden kann (Störstoffe, nicht separierbar etc.) geht man nicht von 100%igen Ausbeute aus. Für einige Optionen gibt es entsprechende Daten zur Ausbeute, welche bereits in den Factsheets genannt werden. Die Angaben zur Ausbeute im Bereich des Status Quo basieren auf Berechnungen welche in Kapitel 3.6.4.2 zu finden sind. Für alle weiteren Optionen wurden theoretische Annahmen getätigt, basierend auf den Informationen der Factsheets (mit *** gekennzeichnet),
- ▶ Um den CO₂-Verbrauch der einzelnen Optionen bzw. die Einsparung an CO₂ zu berechnen sind Daten zum Aufbereitungs- und Recyclingverfahren an sich sowie dem Einsatz des Rezyklats im Vergleich zu Neuware wichtig. Auch sind Informationen wichtig, was mit ausgeschleusten Kunststoffen/Fraktionen passiert. Daten zu den hier vorgestellten Aufbereitungs- und Recyclingverfahren sind jedoch kaum verfügbar, da die Optionen entweder theoretischen Überlegungen entspringen, Daten nicht erhoben wurden oder für die Öffentlichkeit nicht zugänglich sind. Basierend auf den Angaben von Probst und Fischer (Probst, Fischer, 2019) spart die Neuwaresubstitution Ressourcen sowie Energie (mechanisches Recycling spart ca. 50-66% an Energie im Vergleich zur Neuwareherstellung, CO₂-Einsparung: 1,45 bis 3,22 t je Tonne Neuwaresubstitution). Die Studie von Knappe et al. (2021) berechnet für die SLF Rezyklatausbeuten von 65 % (für ABS, HIPS, PE und PP) und damit Gutschriften von CO₂-Äq in Höhe von ~500 kg pro 1t Kunststoff-Input. Da Aigner et al. (2020) zu dem Schluss kommen, dass keine ökologische Vorteilhaftigkeit der frühzeitigen Separation oder dem erweiterten PST-Prozess besteht, wird mit den gleichen CO₂-Äq

Einsparwerten für die unterschiedlichen Optionen gerechnet⁷⁶. In nachfolgenden Tabellen werden die CO₂-Äq-Einsparungen mit der Annahme von 1,45 – 3,22 t (Variante I) und mit der Annahme von 0,5 t (Variante II) dargestellt.

- Um die ökonomische Dimension und besonders den Vergleich von den ausgewählten Optionen und des Status quos abbilden zu können, bräuchte es umfangreiche Daten zu den Demontagezeiten, Investitionskosten, Transport- und Lagerkosten etc. Auch Umweltkosten müssten in diese Bewertung miteinbezogen werden. Auch hier ist die Datenlage schlecht, aus bereits oben genannten Gründen. Dem eingesparten CO₂ kann man jedoch Kosten gegenüberstellen, welche auf der Methodenkonvention 3.1 des Umweltbundesamt basieren. Für eine Tonne CO₂-Äq geht man 2020 bei einer Höhergewichtung der Wohlfahrt heutiger gegenüber zukünftigen Generationen von 195 €/t CO₂-Äq. aus und bei einer Gleichgewichtung der Wohlfahrt heutiger und zukünftiger Generationen von 680 €/t CO₂-Äq. Für die folgende Berechnung bediente man sich dem Kostenfaktor von 195 €/t CO₂-Äq.

Die nachfolgende Tabelle bildet die bekannten Daten ab. Diese Ergebnisse sind mit vielen Annahmen und theoretischen Berechnungen behaftet.

⁷⁶ Die Ökobilanzen liefern allerdings sehr unterschiedliche Ergebnisse mit großen Unsicherheiten. Basierend auf unseren Projektergebnissen kann man dennoch von einem geringeren Aufwand eines Recyclings durch die frühzeitige Demontage ausgehen, da durch die vorliegende Sortenreinheit weniger Sortierzyklen und ggf. geringerem Aufwand im Recompounding zum Erreichen hoher Reinheiten nötig sind.

Tabelle 57: Einschätzung Mengenrelevanz bzw. Kunststoffpotenzial in Deutschland ausgewählter Optionen Altfahrzeuge (CO₂-Einsparung Variante I)

	Theoretische Mengenrelevanz bzw. Kunststoffpotenzial [t/a]	Ausbeute werkstoffliches Recycling [%]	Ausbeute werkstoffliches Recycling [t/a]	CO ₂ Einsparung Rezyklat-einsatz min [t/a]	Eingesparte Klimakosten 2020 [€/t CO ₂ -Äq] - min CO ₂	CO ₂ Einsparung Rezyklat-einsatz max [t/a]	Eingesparte Klimakosten 2020 [€/t CO ₂ -Äq] - max CO ₂
Optionen							
► Separation Stoßfänger**/* (Tabelle 52)	3.300	95%	3.100	4.500	877.500 €	10.000	1.950.000 €
► Separation Scheinwerfer (Tabelle 47)	1.900	40%	800	1.200	234.000 €	2.600	507.000 €
► Separation Radkappen (Tabelle 48)	400	70%***	300	400	78.000 €	1.000	195.000 €
► Separation von Armaturenbletern (Tabelle 49)	5.600	40%***	2.200	3.200	624.000 €	7.100	1.384.500 €
► Separation der Kühlergrills (Tabelle 50)	1.000	50%***	500	700	136.500 €	1.600	312.000 €
► Separation der Kunststofftanks (Tabelle 54)	3350	70%***	2.300	3.400	662.850 €	7.550	1.472.000 €
► Separation der Flüssigkeitsbehälter (Tabelle 51)	700	80%***	600	900	175.500 €	1.900	370.500 €
Summe Optionen Separation	16.250		9.800	14.300	2.788.350 €	31.750	6.191.000 €
► PST der SSF für ABS/ASA/SAN (Tabelle 56)	1.300	65%	800	1.200	234.000 €	2.600	507.000 €
► PST der SSF für Polyolefine (Tabelle 56)	5.200	65%	3.400	4.900	955.500 €	10.900	2.125.500 €

► PST der SLF für ABS/ASA/SAN (Tabelle 55)	4.000	65%	2.600	3.800	741.000 €	8.400	1.638.000 €
► PST der SLF für Polyolefine (Tabelle 55)	15.700	65%	10.200	14.800	2.886.000 €	32.800	6.396.000 €
Summe Optionen PST	26.200		17.000	24.700	4.816.500 €	54.700	10.666.500 €
Status Quo							
► Frühzeitige Demontage Kunststoffteile*	1.700	94%	1.600	2.300	448.500 €	5.200	1.014.000 €
► In dem Schredder separierte Kunststoffe			550	800	156.000 €	1.800	351.000 €
► Kunststoffe der SSF	16.700	6%	1.000	1.500	292.500 €	3.300	643.500 €
► Kunststoffe der SLF	51.000	2%	1.000	1.500	292.500 €	3.300	643.500 €
Summe Status Quo	69.400		4.150	6.100	1.189.500 €	13.600	2.652.000 €

*Ausbeute hier für Wiederverwendung und werkstoffliches Recycling

**Vereinfachte Annahme: alle demontierten Kunststoffteile des Status Quo sind Stoßfänger, daher theoretisches Kunststoffpotenzial (worst case): 5.044 t-1.702t = 3.342 t

***Ausbeuten basieren auf theoretischen Annahmen

Tabelle 58: Einschätzung Mengenrelevanz bzw. Kunststoffpotenzial in Deutschland ausgewählter Optionen Altfahrzeuge (CO₂-Einsparung Variante II)

	Theoretische Mengenrelevanz bzw. Kunststoff-potenzial [t/a]	Ausbeute werkstoffliches Recycling [%]	Ausbeute werkstoffliches Recycling [t/a]	CO ₂ Einsparung Rezyklateinsatz [0,5 t/a]	Eingesparte Klimakosten 2020 [195 €/t CO ₂ Äq]
Optionen					
► Separation Stoßfänger**/ *(Tabelle 52)	3.300	95%	3.100	1.550	302.250 €
► Separation Scheinwerfer (Tabelle 47)	1.900	40%	800	400	78.000 €
► Separation Radkappen (Tabelle 48)	400	70%***	300	150	29.250 €
► Separation von Armaturenbletern (Tabelle 49)	5.600	40%***	2.200	1.100	214.500 €
► Separation der Kühlergrills (Tabelle 50)	1.000	50%***	500	250	48.750 €
► Separation der Kunststofftanks (Tabelle 54)	3.350	70%***	2.300	1.150	224.250 €
► Separation der Flüssigkeitsbehälter (Tabelle 51)	700	80%***	600	300	58.500 €
Summe Optionen Separation	16.250		9.800	4.900	955.500 €
► PST der SSF für ABS/ASA/SAN (Tabelle 56)	1.300	65%	800	400	78.000 €

► PST der SSF für Polyolefine (Tabelle 56)	5.200	65%	3.400	1.700	331.500 €
► PST der SLF für ABS/ASA/SAN (Tabelle 55)	4.000	65%	2.600	1.300	253.500 €
► PST der SLF für Polyolefine (Tabelle 55)	15.700	65%	10.200	5.100	994.500 €
Summe Optionen PST	26.200		17.000	8.500	1.657.500 €
Status Quo					
► Frühzeitige Demontage Kunststoffteile*	1.700	94%	1.600	800	156.000 €
► In dem Schredder separierte Kunststoffe			550	275	53.625 €
► Kunststoffe der SSF	16.700	6%	1.000	500	97.500 €
► Kunststoffe der SLF	51.000	2%	1.000	500	97.500 €
Summe Status Quo	69.400		4.150	2.075	404.625 €

6.3.4 Kombination von Optionen zur Entwicklung von Separations- und Recyclingstrategien für Altfahrzeuge

Durch eine sinnvolle Kombination von einzelnen Optionen ergeben sich mögliche Separations- und Recyclingstrategien. Im Folgenden werden unterschiedliche Kombinationen von Optionen aufgezeigt, die zur Erreichung des übergeordneten Ziels, der Steigerung eines hochwertigen Recyclings, beitragen sollen. Die dabei erwarteten Chancen aber auch Herausforderungen der Separations- und Recyclingstrategien werden beschrieben sowie die technischen, ökonomischen und rechtlichen Voraussetzungen erläutert. Basierend auf diesen Informationen wird eine „einfache“ und eine „anspruchsvolle“ Strategie ausgewählt, die anschließend mit dem Status Quo verglichen werden.

6.3.4.1 Strategie 1: Frühzeitige Separation und gemeinsame Aufbereitung von Bauteilen des gleichen Kunststofftyps

Um das Recycling von Kunststoffteilen effektiver und damit auch rentabler zu gestalten, könnten Bauteile des gleichen Kunststofftyps bei der Demontage⁷⁷ separiert und gemeinsam gelagert werden, um ein kunststoffspezifisches Recycling zu ermöglichen. Eine sortenreine Sortierfraktion und selektive Vorauswahl zielkunststoffreicher Kunststoffe ermöglichen grundsätzlich hohe Qualitäten und hohe Ausbeuten. Daraus gewonnenes Rezyklat kann für hochwertige Anwendungen eingesetzt werden.

Abbildung 58: Frühzeitige Separation und gemeinsame Aufbereitung von Bauteilen des gleichen Kunststofftyps, dargestellt anhand der Kombination verschiedener Optionen



Quelle: eigene Darstellung, Ramboll und Fraunhofer IVV

Die Strategie sieht vor, dass beispielsweise demontierte Radkappen, Armaturenbretter, Stoßfänger und Kühlergrille aus ABS oder Radkappen, Armaturenbretter, Stoßfänger, Kühlergrille und Flüssigkeitsbehälter aus PP gemeinsam gesammelt und aufbereitet werden (Bauteile beliebig erweiterbar).

⁷⁷ Im Folgenden sind ebenfalls Schredderbetreiber miteingeschlossen, welche Bauteile frühzeitig separieren (können).

Grundsätzlich sollten dabei potenziell schadstoffbelastete Bauteile, wie Kraftstofftanks, separat gelagert bzw. gesammelt werden, um den Aufwand der Aufbereitungsprozesse gering zu halten und ein hochwertiges Rezyklat zu erzielen. Ein erheblicher Vorteil der frühzeitigen Separation und getrennten Sammlung von Kraftstofftanks liegt darin, dass eine Geruchsverunreinigung der gesamten Schredderfraktion sowie eine Störung des Schredderprozesses (durch potentielle Funkenbildung) verhindert werden kann.

Bauteile bzw. Kunststofftypen, welche durch übliche Separationsprozesse der erweiterten PST nicht zurückgewonnen werden können (z.B. PC aus Scheinwerfern), können durch frühzeitige Separation im Kreislauf gehalten werden. Dies ist jedoch von der Art der Sortierung abhängig.

Vor bzw. während der Demontage muss also geprüft werden, welches Bauteil aus welchem Kunststofftyp besteht (für gleiche Bauteile werden unterschiedliche Materialien von unterschiedlichen Herstellern eingesetzt).

Dies setzt die Verfügbarkeit einschlägiger und leicht zugänglicher Informationen zu den verwendeten Kunststofftypen betroffener Bauteile voraus – und zwar für jedes Fahrzeugmodell. Laut Expert*innen seien zwar durch die Kennzeichnungspflicht und die IDIS-Datenbank wertvolle Informationen vorhanden und die verwendete Kunststofftypen der einzelnen Kunststoffbauteile der bestimmten Hersteller tendenziell gleich, jedoch sei diese Datenabfrage nicht immer vollständig und weiter wäre es hilfreich für Demontagebetriebe diese Informationen noch schneller und spezifischer zur Verfügung gestellt zu bekommen (Expert*innenmeinung Workshop) (siehe dazu Absatz zur digitalen Datenbank 6.3.3.3)

Da die Bauteile zwar (zum Großteil) aus dem gleichen Kunststofftyp bestehen, jedoch unterschiedliche Eigenschaften, Additivierungen und Verbundmaterialien haben können, ist eine weitere Sortierung nötig. Bei Bauteilen, wie beispielsweise Armaturenblechern, die meist aus einem Hart-Trägerverbund bestehen müsste vor der gemeinsamen Aufbereitung der Verbund aufgelöst werden.

Eine manuelle Vorsortierung, z.B. zum Entfernen von Kabeln schließt sich an die Demontage der Kunststoffbauteile an.

Zusätzlich müssen ausreichend Lagerkapazitäten eingeplant und eventuell die Materiallogistik involvierter Betriebe angepasst werden. Durch die geringe Schüttdichte ist mit großen Kunststoffvolumina zu rechnen. Eine mögliche Lösung wäre die Verdichtung und Zerkleinerung in einer eigenen Aufbereitungsanlage, sofern die Abnehmer auch zerkleinerte Kunststoffbauteile akzeptieren (wodurch die Überprüfbarkeit des Materials für die Aufbereiter erschwert wird). Weiter muss mit zusätzlichem Zeitaufwand für die Demontagebetriebe gerechnet werden. Da die Demontage spezifischer Teile (Batterie, Betriebsflüssigkeiten etc.) von den Demontagebetrieben jedoch in jedem Fall vorgenommen wird, ist dieser Prozess grundsätzlich bereits etabliert und müsste nur entsprechend erweitert werden. Eine Arbeitserleichterung könnte durch den verringerten Anspruch erreicht werden, dass die Bauteile nicht zerstörungsfrei und nicht unbedingt zu 100 % demontiert werden müssen, sofern dies aufgrund von technischen Gründen oder der Zugänglichkeit zu aufwendig erscheint. Bauteile, die nur zu 80 % oder 70 % aus dem Altfahrzeug separiert werden, leisten bereits einen erheblichen Beitrag zur frühzeitigen Separation.

Eine anschließende Zerkleinerung sowie Sortierung werden als notwendig erachtet, da Bauteile auch aus verschiedenen Materialien bestehen können bzw. eine eindeutige Identifikation des Kunststofftyps nicht immer möglich ist.

Im Vergleich zur Aufbereitung der SLF und SSF werden jedoch mit geringerem Aufwand höhere Ausbeuten und höhere Qualitäten⁷⁸ erwartet (geringere Werkstoffvielfalt; weniger Sortierzyklen zur Erzielung eines hohen Reinheitsgrads; Verringerung möglicher Schadstoffbelastung).

Zudem besteht für Abnehmer der Kunststoffe eine klare Transparenz zur Herkunft des Kunststoffs/Rezyklats. Von Herstellern wird angemerkt, dass für Produkte (und damit auch für eingesetzte Rezyklate) die SCIP-Datenbank ausgefüllt werden muss (Expert*innenmeinung Workshop). Um garantieren zu können, dass keine Substances of Concern im Produkt/Rezyklat enthalten sind, kann also nur bei vollständiger Transparenz über Herkunft und Inhaltsstoffe erfolgen, was durch eine frühzeitige Separation erleichtert wird.

Im Durchschnitt wurden 2018 in Deutschland nur etwa 3 kg Kunststoffe pro Altfahrzeug demontiert. Dass diese separierten Kunststoffteile aus Altfahrzeugen effektiv recycelt werden, zeigen die aktuellen Zahlen in Deutschland: Von den insgesamt 1.702 t demontierten Kunststoffen wurden 9% wiederverwendet, 86 % recycelt und 5 % beseitigt (BMU und UBA, 2020). Die hohe Recyclingquote von 86 % belegt das Potenzial für ein effektives Recycling aus der Demontage. In Summe beträgt die Recycling- und Wiederverwendungsquote für separierte Kunststoffe 94 %.

Die Technologien für die weitere Aufbereitung sollten bereits existieren. Kapazitäten müssten jedoch weiter ausgebaut werden.

Da Altfahrzeug-Demontagebetriebe in Deutschland vorrangig kleine Betriebe mit geringen Altfahrzeugdurchsätzen darstellen, kann jeder Betrieb nur geringe Mengen an Kunststoffbauteilen demontieren und weiterverkaufen. Die Rentabilität wird größer, sofern mehr Kunststoffbauteile vermarktet werden bzw. Demontagebetriebe ggf. zusammenarbeiten und entsprechende Strukturen entwickeln. Voraussetzung hierfür sind Abnehmer und geeignete wirtschaftliche Rahmenbedingungen wie wettbewerbsfähige Preise, die den zusätzlichen Aufwand der Demontagebetriebe berücksichtigen.

Weiter muss beachtet werden, dass ein Demontagebetrieb für die Restkarosse beim Schredderbetrieb nach Gewicht bezahlt wird. Durch die vorzeitige Entnahme von Kunststoffbauteilen reduziert sich dadurch der Gewinn und muss entsprechend durch den Gewinn (Erlös durch Kunststoffbauteile – Aufwand/Kosten) kompensiert werden. Wie bereits beschrieben geht eine Studie des Umweltbundesamtes davon aus, dass dem Demontagebetrieb (Behandlung von ~500 Altfahrzeugen pro Jahr) durch die Entnahme und Weiterverkauf von Stoßfängern (vorne und hinten) sowie Radhausschalen, unter Berücksichtigung aller dabei entstehender Kosten und Erlöse, pro Altfahrzeug Kosten von 93 € entstehen (Zimmermann et al., 2022). Ein Experte des Workshops gibt jedoch an, dass sich vor allem die Entnahme und der Weiterverkauf von Stoßfängern rechnen würde.

Die Studie „Plastic Parts From ELVs“ (Aigner et al., 2020) vergleicht zehn einschlägige Ökobilanzen, die sich mit den Umwelteinflüssen einer Demontage beschäftigen. Die Ökobilanzen liefern allerdings sehr unterschiedliche Ergebnisse mit großen Unsicherheiten. Eine klare, allgemeingültige Schlussfolgerung zur ökologischen Vorteilhaftigkeit der frühzeitigen Demontage im Vergleich zur Separation durch PST basierend auf LCAs gibt es daher nicht, sondern hängt maßgeblich von den zugrundeliegenden Annahmen, Daten und Prozessen ab. So kommt es darauf an, inwiefern die LCAs sich ausschließlich auf die Berechnung des Kunststoffrecyclings fokussieren oder ggf. ebenfalls die Metallrückgewinnung miteinberechnen. Doch auch wenn LCAs keine eindeutigen Rückschlüsse zulassen, geht man dennoch, wie bereits oben erwähnt, von einem geringeren Aufwand eines Recyclings durch die frühzeitige

⁷⁸ Je nach bauteilspezifischen Additivierung

Demontage aus, da durch die vorliegende Sortenreinheit weniger Sortierzyklen und ggf. weniger Aufwand im Recompounding zum Erreichen hoher Reinheiten nötig sind.

Die strikte Betrachtung der Strategie geht von einer frühzeitigen Separation und keinem erweiterten PST-Prozess zur Anreicherung der Kunststoffe aus. Da es jedoch nicht möglich ist, alle Kunststoffe vor dem Schredderprozess zu separieren, ist auch eine zusätzliche Kunststoffaufbereitung nach dem Schredderprozess sinnvoll. Diese Kombination von Optionen ist unter 6.3.4.4 beschrieben. Dennoch reduziert sich die Menge der Kunststoffe in SLF und SSF entsprechend der vorangegangenen Kunststoffdemontage und die Wirtschaftlichkeit einer Kunststoffaufbereitung durch erweiterte PST kann dadurch beeinträchtigt werden.

Tabelle 59: Chancen und Herausforderungen der frühzeitigen Separation und gemeinsamen Aufbereitung von Bauteilen des gleichen Kunststofftyps

Chancen	Herausforderungen
Sortenreine bzw. weniger komplexe Sortierfraktionen nach Kunststofftyp	Leicht zugänglich Informationen zu Kunststoffbauteil
Weniger Sortierzyklen für hohe Reinheit nötig (im Vergleich zu PST)	Trotz gleichem Kunststofftyp auch untersch. Additivierungen, Verbunde, Eigenschaften...
Rückgewinnung von Kunststofftypen möglich, welche durch PST nicht sortiert werden würden	Weitere Sortierschritte dennoch notwendig (auch bei Vorsortierung mit handheld-Geräten); z.B. Abtrennung von Kabel etc.
Hohe Qualitäten und hohe Ausbeuten durch selektive Vorauswahl zielkunststoffreicher Bauteile	Praktische Zugänglichkeit während der Demontage
Geringe Schadstoffbelastung erwartet	Viele Bauteile bestehen aus einem Kunststoffmix oder einem Mix aus Kunststoffen und anderen Werkstoffen
Demontagearbeiten werden grundsätzlich durchgeführt, somit keine komplett neuen Prozesse zu etablieren	Zusätzlicher (zeitlicher) Aufwand für Demontagebetriebe (Arbeitskosten)
Geringe Verunreinigung durch andere Werkstoffe	Lager- und Logistikkosten für sperrige Bauteile mit geringer Schüttdichte oder Notwendigkeit einer Aufbereitungsanlagen zur Verdichtung und Zerkleinerung
Herkunft des Rezyklats bekannt	Fehlende Recyclingkapazitäten im Umfeld von Demontagebetrieben
Kennzeichnungspflicht und IDIS-Datenbank bieten Datengrundlage	Für erweiterte PST fehlen wertvolle Kunststoffe bzw. falls kein erweiterter PST-Prozess durchgeführt wird, gehen Kunststoffe der nicht separierten Bauteile verloren
	Fehlende Planbarkeit

Voraussetzungen, u.a.:

- ▶ Schaffung von Recyclingkapazitäten;
- ▶ Maßnahmen, die eine wirtschaftliche Umsetzung für Demontagebetriebe sicherstellen;
- ▶ Abnehmer und entsprechende Erlöse zum Ausgleich des zusätzlichen Aufwands;
- ▶ Ggf. der Zusammenschluss von mehreren Demontagebetrieben zur Erhöhung der Rentabilität;
- ▶ Schulung des Personals;
- ▶ Verhältnismäßigkeit: Anforderung muss nicht die 100%ige Separation eines Bauteils sein oder die Separation aller kleiner oder schwer zu demontierende Bauteile;
- ▶ Einfach zugängliche Informationen über Kunststofftyp und Schadstoffe im Bauteil („lebende Datenbank“); und
- ▶ Wettbewerbsfähige Kosten von Recycling zu Deponie- und Verbrennungskosten.

6.3.4.2 Strategie 2: Frühzeitige Separation und gemeinsame Aufbereitung gleicher Kunststoffbauteile

Eine weitere Möglichkeit ist die möglichst vollständige Demontage und gemeinsame Aufbereitung gleicher (großer und leicht zugänglicher) Kunststoffbauteile.

Abbildung 59: Frühzeitige Separation und gemeinsame Aufbereitung von gleicher Kunststoffbauteile, dargestellt anhand der Kombination verschiedener Optionen



Quelle: eigene Darstellung, Ramboll und Fraunhofer IVV

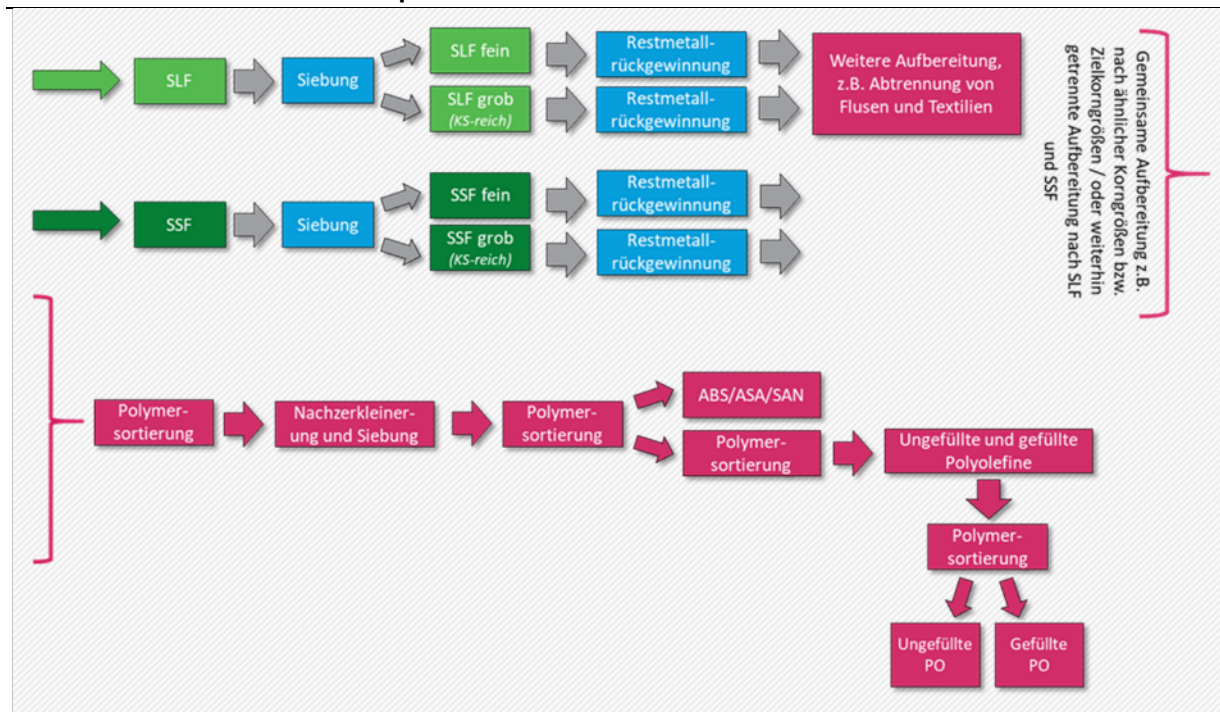
Bestehen Kunststoffbauteile aus dem gleichen Kunststofftyp wird von einer relativ einfachen Aufbereitung (ähnliche Eigenschaften und Additivierungen) und qualitativ hochwertigem Output ausgegangen. Jedoch ist ein Kunststoffbauteil nicht in jedem Fahrzeugmodell aus dem gleichen Kunststofftyp. Daher müssten dann Bauteile weiter noch nach Kunststofftyp gesammelt werden (z.B. Stoßfänger aus ABS separat von Stoßfängern aus PP).

Liegen die Bauteile getrennt und nach Kunststofftypen separiert vor, gelten die gleichen Verfahrensschritte und die gleichen Chancen und Herausforderungen sowie Voraussetzungen wie auch bei Strategie 1 (siehe 6.3.4.1 und Tabelle 59).

6.3.4.3 Strategie 3: Erweiterte Post-Shredder-Technologie und Recycling von ABS/ASA/SAN der SSF und SLF bzw. von Polyolefinen der SSF und SLF

Eine weitere, mögliche Strategie stellt die (ggf. gemeinsame) Aufbereitung und das Recycling von ABS/ASA/SAN der SSF und SLF bzw. von Polyolefinen der SSF und SLF dar, ohne eine vorgelagerte, frühzeitige Separation von Kunststoffteilen. Der Fokus der Kunststoffseparation und des Kunststoffrecyclings liegt folglich nach dem Schreddern (Post-Shredder) am Ende der Verwertungskette (siehe Abbildung 60).

Abbildung 60: Fokus auf erweiterte PST und Recycling, dargestellt anhand der Kombination verschiedener Optionen



SLF = Schredderleichtfraktion; SSF = Schredderschwerfraktion; KS-reich = Kunststoffreiche Fraktion; PO = Polyolefine

Quelle: eigene Darstellung, Ramboll und Fraunhofer IVV

Der Verzicht auf eine Demontage großer Kunststoffteile bedeutet für Demontagebetriebe eine Arbeitsentlastung. Die zu schreddernde Menge sollte für die Schredderbetriebe grundsätzlich keine Zusatzbelastung darstellen.

Für die Kunststofftypensortierung sollten Schäume und Textilien aus den kunststoffreichen SLF- bzw. SSF-Fraktionen abgetrennt werden. Je nach eingesetzter Sortiertechnologie sollte ein optimaler Korngrößenbereich (z.B. durch Nachzerkleinerung und/oder Siebung) hergestellt werden. Sortierfraktionen aus SLF und SSF mit ähnlicher Materialzusammensetzung und Korngrößenverteilung könnten für die Kunststofftypensortierung wieder zusammengeführt werden. Technologien, die die Anreicherung der Zielkunststoffe Polyolefine und ABS/ASA/SAN aus solch angereicherten Kunststofffraktionen ermöglichen, sind Dichtentrennung (ggf. in Kombination mit Elektrostatik) oder laserinduzierte Fluoreszenzspektroskopie (ggf. in Kombination mit Dichtentrennung).

Durch einen Dichteschnitt bei etwa $1,1 \text{ g/cm}^3$ können Polyolefine, ABS/ASA/SAN und falls vorhanden auch PS in der LF angereichert werden. Ein Dichteschnitt bei $1,0 \text{ g/cm}^3$ ermöglicht die Anreicherung nicht oder wenig gefüllter Polyolefine (Mineralfüller $< 15\%$) und PP/EPDM-Blends in der LF. Eine Dichtefraktion zwischen $1,0 \text{ g/cm}^3$ und $1,1 \text{ g/cm}^3$ enthält somit neben styrolhaltigen Kunststoffen auch Polyolefine, die mineralgefüllt oder faserverstärkt sind (mit Mineral- oder GF-Anteil i.d.R. $< 25\%$). Polyolefine und styrolhaltige Kunststoffe können über

elektrostatische Sortierverfahren angereichert werden. Problematisch sind laut Aussagen von Expert*innen gefüllte Polyolefine (Expert*innenmeinung Workshop). Fremdmaterialien wie z.B. Holz oder Papier oder ungewöhnliche Kunststoffblends mit ähnlichen Dichten können ebenso in den Dichtefractionen enthalten sein, sodass zusätzliche Aufreinigungsschritte erforderlich seien. Schwere Fremdmaterialien (z.B. Metalle, Mineralien und Fremdkunststoffe) reichern sich in der SF an.

Die laserinduzierte Fluoreszenzspektroskopie erlaubt eine Sortierung nach Kunststofftypen unabhängig vom Füllgrad. In einem ersten Sortierzyklus kann eine Anreicherung des Zielkunststoffs von i.d.R. 80 % bis 90 % erreicht werden. Eine Nachsortierung ist daher erforderlich, um hochwertige Regranulate herstellen zu können. Sofern nicht alle mechanischen Verbunde vor der ersten Sortierung vollständig aufgeschlossen waren, kann eine Nachzerkleinerung in Kombination mit Schritten zur Metallentfrachtung erforderlich sein. Je nach gewünschtem Wiedereinsatzbereich eines Rezyklats kann es sinnvoll sein, die laserinduzierte Fluoreszenzspektroskopie mit Dichtentrennverfahren zu kombinieren, z.B. um gefüllte oder verstärkte Zielkunststoffe, von füllstoff-/verstärkungsfreien Kunststoffen zu trennen

Die Wahl der einzusetzenden Verfahren und Technologien bzw. Verfahrenskombinationen sollte dabei den Recyclingbetreibern überlassen werden; eine entsprechende Umsetzung der Strategie sollte Technologieoffen ausgerichtet sein.

Wie bereits dargestellt, ist ein erweiterter PST-Prozess zur Rückgewinnung und dem Recycling von Kunststoffen in anderen Ländern bereits weiter fortgeschritten. Dies zeigt, dass eine praktische Umsetzbarkeit möglich ist. Dennoch geben Expert*innen an, dass eine vergleichbare Qualität des Rezyklats aus PST-Prozessen mit der Qualität von Rezyklat separierter Kunststoffbauteile schwer zu erreichen sei. Dies liege zum einen an den heterogenen und schwankenden Materialzusammensetzung und Inputqualitäten sowie an potentiellen Störstoffen, Schadstoffbelastungen und Querkontaminationen. Dies führe gegebenenfalls zur Notwendigkeit zusätzlicher Aufbereitungsschritte bzw. Prozesse. Diese seien für jeden aufzubereitenden Input (und den enthaltenen Kunststofftypen und -anteile) aufs Neue zu bestimmen (Expert*innenmeinung Workshop).

Als Störstoffe bei Anwendung von PST nennen Expert*innen dabei zum Beispiel Kunststofftanks, Verbunde oder Glasfaserverstärkte Kunststoffe, welche in einer weiteren Aufbereitung zu Problemen führen können und folglich aussortiert werden müssen (sofern möglich). Closed-Loop-Recycling oder anderes hochwertiges Recycling sei daher schwer umsetzbar (Expert*innenmeinung Interview; Workshop). Rezyklat findet eher Einsatz in Bauteilen mit geringeren Anforderungen.

Weiter können bestimmte Kunststoffe (z.B. PC und PBT) nicht über die üblichen Dichteschritte angereichert werden (aufgrund der hohen Dichte) und können somit nicht durch übliche PST-Prozesse zurückgewonnen werden (Abhängig von eingesetzter Sortiertechnologie). Eine Lösung dieser Problematik würde die nachfolgende Strategie 4 darstellen.

Grundsätzlich sprechen die großen Kunststoffmengen in SSF und SLF dafür, nach dem Schredderprozess Kunststoffe anzureichern, zu sortieren und zu recyceln. So können auch Kunststoffe rückgewonnen werden, welche während einer Demontage nicht zu separieren sind. Die Technologien für die weitere Aufbereitung sollten bereits vorhanden sein. Kapazitäten müssten jedoch weiter ausgebaut werden.

Neben Ökobilanzen zur Demontage von ELVs wertet die Studie „Plastic Parts From ELVs“ (Aigner et al., 2020) weitere fünf einschlägige Ökobilanzen bzgl. erweiterter PST-Prozesse aus, wobei hier nicht immer klar ist, ob sich die Auswertung auf Kunststoffe oder andere Materialien

bezieht. Wie bereits erwähnt, gibt es keine klare, allgemeingültige Schlussfolgerung zur ökologischen Vorteilhaftigkeit der frühzeitigen Demontage im Vergleich zur Separation mittels PST; Diese hängt maßgeblich von den zugrundeliegenden Annahmen und Daten ab.

Tabelle 60: Chancen und Herausforderungen der Strategie

Chancen	Herausforderungen
Zuverlässige Verfügbarkeit großer Mengen (alle Kunststoffe in SLF und SSF enthalten)	Aufwendigere Aufbereitung und geringere Ausbeuten durch höhere Materialvielfalt im Vergleich zu Strategie 1 und 2
Rückgewinnung von Kunststoffen, welche nicht demontiert werden können	Geringere/schwankende Qualität durch höhere Material- und Qualitätsvielfalt im Input (jedoch durch Homogenisierung in Rührsilos auch homogene Outputqualitäten zu erzeugen)
Entlastung der Demontagebetriebe	Rezyklateinsatz grundsätzlich für Bauteile mit geringen Anforderungen
Umsetzbarkeit in anderen Ländern bzw. Forschungsprojekten bereits nachweisbar	Input und damit Materialzusammensetzung nicht immer klar → benötigen flexiblen Einsatz von Technik (z.B. je nach Anteil der Kunststofftypen) sowie Probleme bei Vermarktung
Transport- und Lagerkosten voraussichtlich geringer aufgrund von geringerem Volumen	Potenzielle Schadstoffbelastung kann nicht ausgeschlossen werden
	Fehlende Recyclingkapazitäten (Investitionen)
	Bestimmte Kunststoffe können durch gängige Verfahren nicht angereichert werden
	Kein Closed-Loop-Recycling im engen Sinn
	Wiederverwendung der Bauteile ausgeschlossen
	Inputgrenzwerte für SLF schwer nachzuweisen

Voraussetzungen, u.a.:

- ▶ Klare Rahmenbedingungen schaffen, um Investitionssicherheit zu schaffen;
- ▶ Schaffung von Recyclingkapazitäten;
- ▶ Abnehmer und entsprechende Erlöse zum Ausgleich des zusätzlichen Aufwands;
- ▶ Verhältnismäßigkeit: Anforderung darf nicht sein, jeden einzelnen Kunststofftyp mit kleinsten Anteilen rückgewinnen zu wollen;
- ▶ Wettbewerbsfähige Kosten von Recycling zu Deponie- und Verbrennungskosten; und
- ▶ Zur Erleichterung für Sortierer und Verwerter: frühzeitige Separation von Verbunden, schadstoffbelasteten Bauteilen und kohlefaserverstärkten Teilen bzw. Aufbereitete Fraktionen (kunststoffangereichert, ohne Flusen, Textilien etc.).

6.3.4.4 Strategie 4: Kombination aus frühzeitiger Separation und erweiterte Post-Shredder-Technologie und Recycling von Kunststoffen

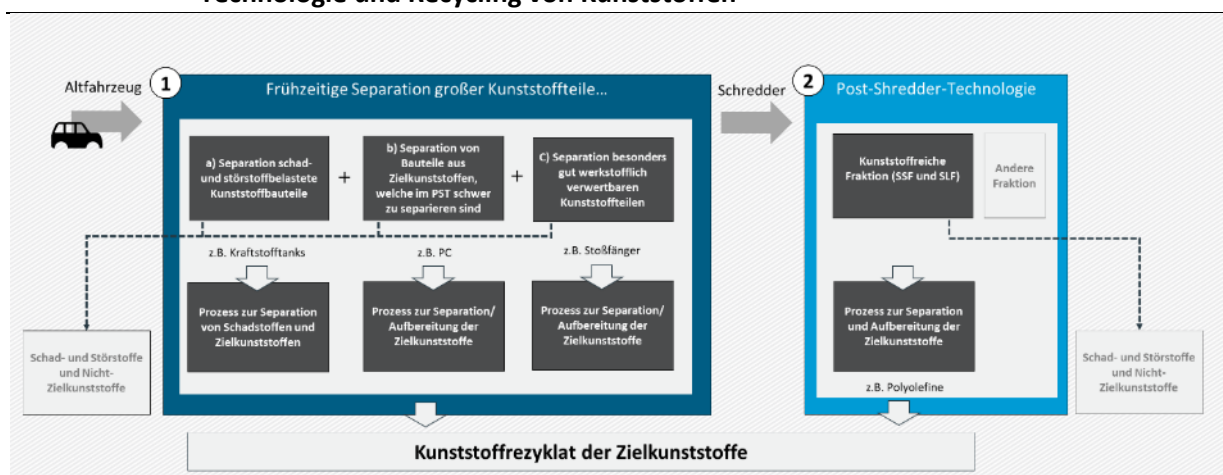
Diese Strategie stellt eine Kombination aus den zuvor dargestellten Strategien dar. Mit dieser Strategie wird versucht auf die Herausforderungen der Strategien 1-3 zu reagieren.

Die aktuellen Recyclingquote von 86 % der frühzeitig separierten Kunststoffe aus Altfahrzeugen belegt das Potenzial für ein effektives Recycling aus der Demontage. Dieses Potential sollte weiter ausgeschöpft werden, weshalb eine Förderung der frühzeitigen Separation von (großen) Kunststoffteilen aus Zielkunststoffen als zielführend erachtet wird (siehe Abbildung 61, Punkt 1c), um Recyclingquoten im Bereich der Altfahrzeuge zu erhöhen. Bauteile, welche durch den Einsatz von PST-Prozesse mittels der üblichen Prozesse nur schwer zu separieren sind, jedoch auch Zielkunststoffe enthalten (Abnehmer und Markt vorhanden) sollten ebenfalls separiert werden (siehe Abbildung 61, Punkt 1b). Die separierten Bauteile werden anschließend in eigenen Prozessen weiter aufbereitet. Für die meisten Bauteile kann somit ein Closed-Loop-Recycling stattfinden und Rezyklate in hochwertigen Anwendungen eingesetzt werden (unter Berücksichtigung gesetzlicher Vorgaben und Grenzwerte).

Da jedoch nicht alle Kunststoffbauteile effektiv und unter vertretbarem Aufwand demontiert werden können, werden sich immer noch genügend Kunststoffe in den Schredderfraktionen befinden. Die kunststoffreichen Fraktionen (aus SSF und SLF) gilt es folglich weiter aufzubereiten (siehe Abbildung 61, Punkt 2.). Um eine Kontamination oder Einschränkung der weiteren Aufbereitungsprozesse zu verhindern, sollten schadstoffbelastete Kunststoffbauteile oder Störstoffe frühzeitig vor dem Schredderprozess entfernt werden (siehe Abbildung 61, Punkt 1a). Dies betrifft beispielsweise Kraftstofftanks, kohlefaserverstärkte Kunststoffe oder Verbunde. Dies ist nur möglich, sofern entsprechende Informationen über potentiellen Schadstoffgehalt bzw. Eigenschaften und Materialzusammensetzung der Bauteile bekannt sind.

Die frühzeitige Separation von (flammschutzgeschützten) Textilien sehen die Kunststoffaufbereiter der Schredderfraktionen zwar positiv, für Demontagebetriebe sei der Aufwand hierfür aber zu hoch (siehe Kapitel 6.3.2.3) (Expert*innenmeinung Workshop).

Abbildung 61: Kombination aus frühzeitiger Separation und erweiterte Post-Shredder-Technologie und Recycling von Kunststoffen



Quelle: eigene Darstellung, Ramboll und Fraunhofer IVV

Durch die Entnahme großer Bauteile aus Zielkunststoffen wird sich der Anteil an Zielkunststoffen für Prozesse der erweiterten PST verringern. Dies gilt es zu beachten. Trotzdem sehen Expert*innen auch nach der Separation mehrere Bauteile ein weiterhin großes Kunststoffpotenzial für die Anwendung von erweiterten PST (Expert*innenmeinung Workshop).

Für Demontagebetriebe bedeutet diese Strategie einen zusätzlichen Aufwand, sowie die Notwendigkeit zusätzlicher Lagerkapazitäten und Logistikstrukturen und die Herausforderungen, die bereits unter Strategie 1 genannt wurden.

Ziel der Strategie 4 ist die Aufbereitung der Kunststoff(bauteile) in dem für sie passendsten Verfahren, ohne andere Prozesse zu hindern oder einzuschränken. So wird mit einem signifikanten Anstieg der Kunststoffrecyclingquote gerechnet. Dafür ist es notwendig, Recyclingkapazitäten weiter auszubauen und einen entsprechenden Markt für Kunststoffrezyklate zu schaffen.

Auch für diese Strategie gilt es die Wahl der einzusetzenden Technologien den Aufbereitern zu überlassen (betrifft frühzeitige Separation wie auch erweiterte PST)

Tabelle 61: Chancen und Herausforderungen der Strategie

Chancen	Herausforderungen
Großteil der Kunststoffe werden in dem für sie „passendsten“ Verfahren angereichert/aufbereitet	Fehlende Recyclingkapazitäten
Zuverlässige Verfügbarkeit großer Mengen	Leicht zugänglich Informationen zu Kunststoffbauteil
Signifikanter Einfluss auf Kunststoffrecyclingrate erwartet	Zusätzlicher (zeitlicher) Aufwand für Demontagebetriebe (Arbeitskosten)
Rezyklat in verschiedenen Qualitätsstufen für spezifische Einsatz je nach Anforderung (z.B. Rezyklat aus frühzeitig separierten Kunststoffen für hochwertige Anwendungen; Rezyklat aus erweiterten PST für Anwendungen mit geringerer Qualität)	Lager- und Logistikkosten für sperrige Bauteile mit geringer Schüttdichte oder Notwendigkeit einer Aufbereitungsanlagen zur Verdichtung und Zerkleinerung
Durch Separation von schadstoffbelasteten Teilen (z.B. Kraftstofftanks) Senkung des Risikos einer Schadstoffbelastung der PST	Mehrere Aufbereitungsverfahren aufgrund unterschiedlicher Sammelstellen
Umsetzbarkeit in anderen Ländern bzw. Forschungsprojekten bereits nachweisbar	Durch frühzeitige Separation fehlen für erweiterte PST-Prozesse wertvolle Kunststoffe
Rückgewinnung von Kunststoffen möglich, welche nicht demontiert werden können	
Rückgewinnung von Kunststofftypen möglich, welche durch PST nicht sortiert werden würden	
Kennzeichnungspflicht und IDIS-Datenbank bieten Datengrundlage	

Voraussetzungen:

- Klare Rahmenbedingungen schaffen, um Investitionssicherheit zu schaffen;
- Enger Austausch zwischen Demontagebetrieben, Schredderbetrieben und Kunststoffaufbereiter;
- Schaffung von Recyclingkapazitäten;
- Ggf. der Zusammenschluss von mehreren Demontagebetrieben zur Erhöhung der Rentabilität;

- ▶ Schulung des Personals für Demontage;
- ▶ Maßnahmen, die eine wirtschaftliche Umsetzung für Demontagebetriebe sicherstellen;
- ▶ Abnehmer und entsprechende Erlöse zum Ausgleich des zusätzlichen Aufwands;
- ▶ Verhältnismäßigkeit: Anforderung darf nicht sein, jeden einzelnen Kunststofftyp mit kleinsten Anteilen rückgewinnen zu wollen;
- ▶ Einfach zugängliche Informationen über Kunststofftyp und Schadstoffe im Bauteil („lebende Datenbank“); und
- ▶ Wettbewerbsfähige Kosten von Recycling zu Deponie- und Verbrennungskosten.

6.4 Zusammenfassung und Empfehlung Separations- und Recyclingstrategien für EAG und Altfahrzeuge

Durch die Kombination von einzelnen technischen Optionen ergeben sich integrierte Separations- und Recyclingstrategien jeweils für EAG und Altfahrzeuge.

Für **EAG** lassen sich drei grundsätzliche Separations- und Recyclingstrategien ableiten:

1. Frühzeitige Separation von Kunststoffbauteilen oder –gerätegruppen zum werkstofflichen Recycling
2. Anwendung erweiterter PST zum werkstofflichen Recycling von Kunststoffen durch Abtrennung von schadstofffreien Kunststofffraktionen im PST-Prozess über den Status Quo hinaus
3. Anwendung erweiterter PST zum werkstofflichen Recycling von Kunststoffen durch Aufbereitung schadstoffbelasteter Kunststoffe (aus der SF) im PST-Prozess

Diese einzelnen Strategien lassen sich auch zu einer vierten Kombinationsstrategie zusammenfassen, in der alle drei Strategien angewendet werden. Hierbei werden Kunststoffbauteile oder –gerätegruppen frühzeitig separiert und einem erweiterten PST-Prozess zum werkstofflichen Recycling von Kunststoffen unterzogen.

Durch die frühzeitige Separation von bestimmten Gerätebauteilen bzw. -gruppen können hohe Recyclingquoten und -reinheiten erzielt werden. Bei den Sammelgruppen 2 und 4 wird diese Strategie bereits umgesetzt indem z.B. die PMMA-Scheiben von Flachbildschirmen der SG 2 und die weiße Ware der SG 4 frühzeitig abgetrennt werden. Um die Recyclingquote noch weiter erhöhen zu können, können zusätzlich schadstofffreie Kunststofffraktionen der Kunststoffscherfraktion abgetrennt werden bzw. schadstoffbelastete Kunststofffraktionen aufbereitet werden. Durch die Kombination aller Strategien kann die Recyclingquote maximiert werden.

Aus den Factsheets der Optionen in Kapitel 6.2.2 kann gesehen werden, dass sich die einzelnen Strategien von Sammelgruppe zu Sammelgruppe unterscheiden und dadurch auch eine unterschiedliche Effektivität und Umsetzbarkeit besitzen.

Eine frühzeitige Separation bestimmter Bauteile bzw. Gerätekategorien würde zu hohen Rezyklatausbeuten mit guter Qualität führen. Bei der SG 1 können beispielsweise Schubladen und Fächer frühzeitig entfernt werden, wohingegen bei der SG 4 und SG 5 ganze Gerätegruppen abgetrennt werden (weiße Ware der SG 4 bzw. IT- und Telekommunikationsgeräte der SG 5). Das Abtrennen ganzer Gerätegruppen hat den Vorteil, dass weniger Störstoffe im nachgelagerten Recyclingprozess vorhanden sind, wodurch das Recycling vereinfacht wird und bessere Ausbeuten erzielt werden können.

In der Folgebehandlung können ebenfalls Kunststofffraktionen abgetrennt werden, welche keine Schadstoffe besitzen wie z.B. die PC/ABS-Kunststoffblends, welche in der SG 2 und 5 gefunden werden können. Hierbei handelt es sich um eine noch unerschlossene Kunststofffraktion, deren Abtrennung und Aufbereitung die Recyclingausbeute nochmals steigern könnte. Hierfür müssten jedoch weitere Prozessschritte und Anlagen etabliert werden, was mit hohen Investitionssummen verbunden ist.

Zuletzt kann auch die schadstoffbelastete Kunststofffraktion mittels lösungsmittelbasierter Recyclingverfahren aufbereitet werden. Für das lösungsmittelbasierte Recycling wird der Aufbau einer separaten Anlage benötigt und der Recyclingprozess kann auf nur ein Zielpolymer eingestellt werden. Die additive und restlichen Polymere fallen dabei aus und können abgetrennt werden, wodurch ein Rezyklat mit hoher Qualität erhalten werden kann. Diese Strategie kann insbesondere durch die Kombination mit der Abtrennung der schadstofffreien Fraktion gefördert werden, da hierdurch die schadstoffbelastete Fraktion angereicht werden kann.

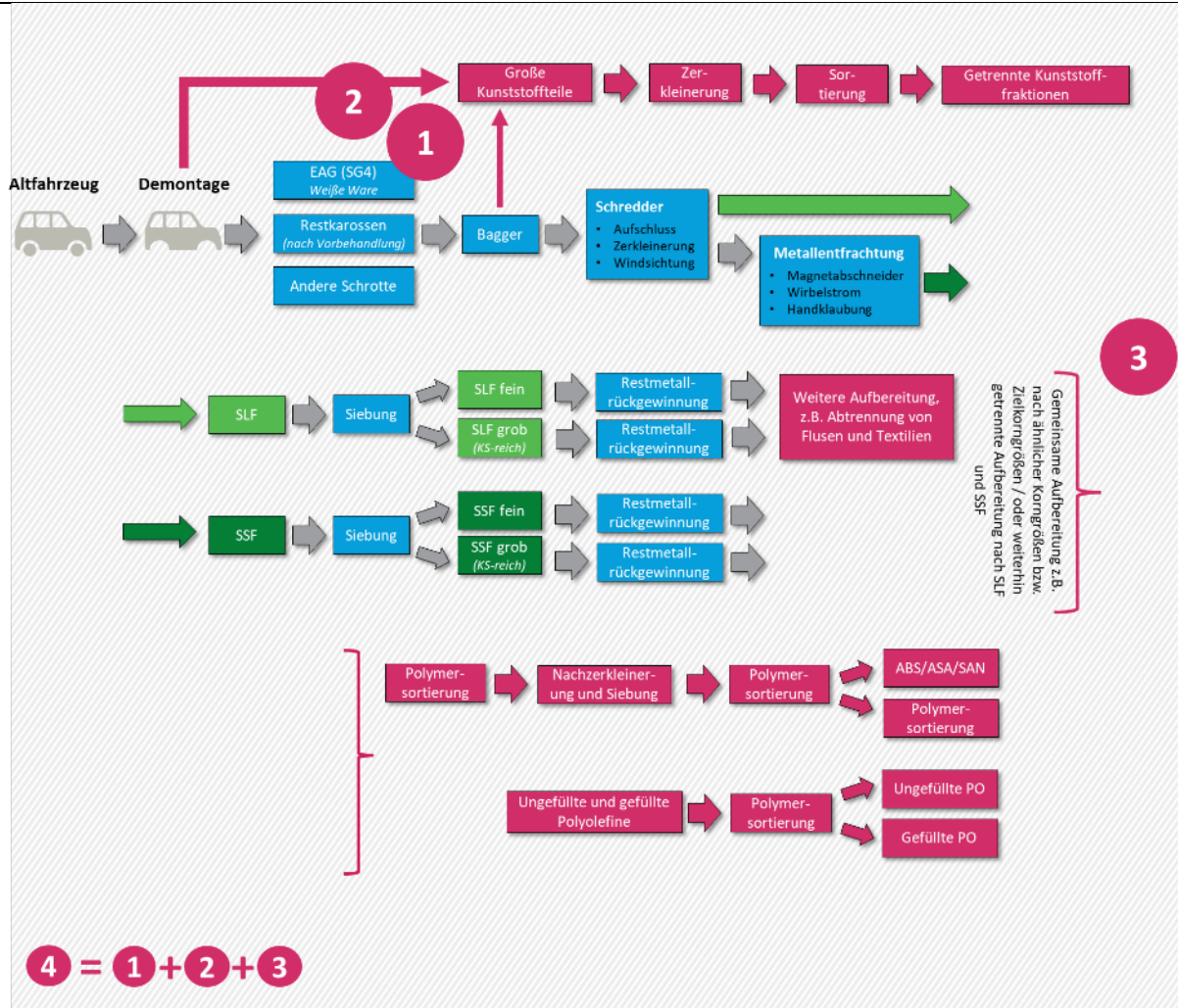
Maßnahmen zur Förderung der Kombination aus frühzeitiger Separation und Anwendung eines erweiterten PST-Prozesses als erfolgsversprechenden Strategie, werden in Kapitel 7 entwickelt.

Im Bereich der **Altfahrzeuge** wurden als mögliche Separations- und Recyclingstrategie

- ▶ Die frühzeitige Separation und gemeinsame Aufbereitung von Bauteilen des gleichen Kunststofftyps (1);
- ▶ Die frühzeitige Separation und gemeinsame Aufbereitung gleicher Kunststoffbauteile (2);
- ▶ Eine Fokussierung auf die Anwendung erweiterter PST und Recycling von ABS/ASA/SAN bzw. von Polyolefinen der SSF und SLF (3); sowie
- ▶ Eine Kombination aus frühzeitiger Separation und Anwendung erweiterter PST und Recycling von Kunststoffen (4).

genauer betrachtet und bewertet.

Abbildung 62: Mögliche Separations- und Recyclingstrategien Altfahrzeuge



SG 4 = Sammelgruppe 4 der EAG-Sammlung; SLF = Schredderleichtfraktion; SSF = Schredderschwerfraktion; KS-reich = Kunststoffreiche Fraktion; PO = Polyolefine

Quelle: eigene Darstellung, Ramboll und Fraunhofer IVV

Es wurde deutlich, dass eine frühzeitige Separation und Aufbereitung von Kunststoffteilen bereits heute eine hohe Recyclingquote erzielt, weshalb dieses Potential weiter ausgeschöpft werden sollte. Um jedoch auch Kunststoffe weiter aufzubereiten, welche für eine frühzeitige Separation (aufgrund zu geringer Effektivität bzw. zu schwerer Umsetzbarkeit) nicht in Frage kommen, wird der erweiterte PST-Prozess als sinnvolle Ergänzung zur frühzeitigen Separation erachtet, um das Recycling der Altfahrzeuge zu fördern. Eine Kombination dieser beiden Prozesse erscheint somit als am zielführendsten.

Die Factsheets der Optionen aus Kapitel 6.3.2 zeigen, dass die Effektivität und Umsetzbarkeit des frühzeitigen Recyclings und der Aufbereitung stark von den Bauteilen und Kunststofftypen abhängt.

Auch im Bereich der erweiterten PST und der Aufbereitung ist Umsetzbarkeit und Effektivität von den zu separierenden Kunststofftypen abhängig, wie auch von der Zusammensetzung des Schredderinputs (welcher stets variiert).

Aus den Bewertungen der vorangegangenen Kapitel sowie den praktischen Versuchen geht hervor, dass die frühzeitige Separation und Aufbereitung von Stoßfängern als einfach wie auch effektiv betrachtet wird, da diese unter anderem einen hohen Zielkunststoffanteil und ein hohes Bauteilgewicht aufweisen. Die Umsetzung einer frühzeitigen Separation und Aufbereitung von

Radkappen, Kraftstofftanks und Flüssigkeitsbehälter wird als weder leicht noch schwer eingeschätzt. Die Effektivität wird dabei bei den Kraftstofftanks und Flüssigkeitsbehältern als angemessen bewertet (hoher Zielkunststoffanteil und hohes Bauteilgewicht). Radkappen werden aufgrund der geringen Mengen hingegen als weniger effektiv eingeschätzt.

Anspruchsvoller in der Umsetzbarkeit gelten die Separation und Aufbereitung von Armaturenblechern, Scheinwerfern und Kühlergrille (wobei Armaturenblecher sowie Kühlergrille u.a. aufgrund des hohen Kunststoffpotenzials als effektiv betrachtet werden). Für eine bessere bzw. reale Einschätzung müssten jedoch zuerst diese stoffstromspezifischen Prozesse entwickelt und evaluiert werden.

Als anspruchsvoll gilt weiter die frühzeitige Separation aller Bauteile, welche die Prozesse der erweiterten PST stören (z.B. schadstoffbelastete Bauteile, kohlefaserverstärkte Kunststoffe oder Verbunde).

Eine leichtere Umsetzbarkeit im Bereich der erweiterten PST erzielt man mit der Aufbereitung der SSF (da diese bereits schon durch die Metallentfrachtung mit Kunststoffen angereichert wurde). So gilt die Umsetzbarkeit für die Aufbereitung von Kunststoffen aus der SLF als etwas aufwendiger als der SSF, bietet jedoch vor allem für Polyolefine ein großes Kunststoffpotential.

6.5 Rezyklateinsatz

6.5.1 Grundsätzliche Überlegungen zu möglichen Einsatzzwecken von Kunststoffrezyklaten aus EAG und Altfahrzeugen

Grundsätzlich ist es das Ziel, recycelte Kunststoffe in einer Qualität herzustellen, die der von Primärkunststoffen entspricht. Qualitativ mit Primärkunststoffen vergleichbare Sekundärkunststoffe sind für dieselben Einsatzzwecke geeignet wie Primärkunststoffe. Dies entspricht auch dem Ziel eines hochwertigen werkstofflichen Recyclings, welches im Fokus dieses Forschungsvorhabens steht. Der Einsatz der Sekundärkunststoffe kann dann uneingeschränkt in geschlossenen Produktkreisläufen oder in stoffflussfremden Produkten erfolgen. Jedenfalls werden Primärkunststoffe zumindest zum Teil durch Sekundärkunststoffe ersetzt.

Die lange Lebensdauer bestimmter Kunststoffprodukte und die Vielzahl eingesetzter Qualitäten eines Kunststofftyps, die im Rezyklat vereint werden, eine mögliche Belastung mit Stör- und Schadstoffen sowie die erneute thermische Verarbeitung im werkstofflichen Recycling können allerdings zu Qualitätseinbußen bei Sekundärkunststoffen im Vergleich zu Primärkunststoffen führen. So wird zum Beispiel bei der Mehrfachverarbeitung von Polymeren wie etwa in der Rückführung von Produktionsabfällen beobachtet, dass der Schmelzindex steigt, Schlagzähigkeit und Bruchdehnung sinken und die Elastizität auf hohem Niveau bleibt. Bei der Wiederverarbeitung kommen insbesondere Kettenabbau und Vernetzungsreaktionen als konkurrierende Effekte in den Polymeren zum Tragen (Schmiemann, 2017).

Durch solche und andere Effekte (auch bei der Alterung) können die Einsatzzwecke von Sekundärkunststoffen im Einzelnen, in Abhängigkeit von den technischen Spezifikationen für bestimmte Anwendungen, eingeschränkt sein.

Entsprechende Einflussfaktoren auf die Qualität von PCR-Kunststoffen lassen sich dem Ausgangsmaterial (z.B. Schadstoffbelastung), der Nutzungsphase (z.B. Oxidation, mechanische Degradation) und der Recycling-/Compoundierungsphase (thermische und mechanische Degradation bei den entsprechenden Prozessen) zuordnen (siehe (Schischke et al., 2021))

Kunststoffrezyklate, die aufgrund ihrer Qualitätsmerkmale bestimmten Einschränkungen in der Verwendung unterliegen, können dennoch in hochwertigen Anwendungen eingesetzt werden. Voraussetzung ist, dass die Qualitätsmerkmale der Sekundärkunststoffe mit den technischen Spezifikationen der vorgesehenen Anwendungen übereinstimmen.

In den Bereichen der Fahrzeuge und EEG kann ein Rezyklateinsatz, zumindest in Anteilen, grundsätzlich in denjenigen Bauteilen erfolgen, in denen dies nicht aufgrund bestimmter technischer Anforderungen an Sicherheit und Qualität ausgeschlossen ist. Dies ist technisch möglich und sinnvoll. Hersteller setzen vermehrt Rezyklate in bestimmten Bauteilen ein. Eine gesetzlich festgelegte Rezyklateinsatzquote in geeigneter Höhe oder eine Selbstverpflichtung der Hersteller in Kooperation mit den Recyclern könnte den Markt in diese Richtung bewegen.

Die technischen Spezifikation (siehe dazu auch Kapitel 3.2) ergeben sich aus den (Qualitäts-)Anforderungen der Hersteller

► bestimmte mechanische Eigenschaften, wie

- Zugfestigkeit,
- Biegefestigkeit,
- Schlagfestigkeit,

- Gleitkoeffizienten, etc.
- ▶ elektrische Eigenschaften, wie
 - Durchschlagfestigkeit,
 - Oberflächenwiderstand, etc.
- ▶ thermische Eigenschaften, wie
 - Wärmeleitfähigkeit,
 - Schmelztemperatur,
 - Wärmeformbeständigkeit, etc.
- ▶ Chemikalienbeständigkeit z.B. gegenüber Schmierstoffen, Benzin, Säuren, Laugen, Alkoholen, etc. und
- ▶ allgemeinen oder sonstigen Eigenschaften, wie
 - Farbe,
 - Transparenz,
 - Brennverhalten, etc.

und aus den rechtlichen Anforderungen wie dem Produktrecht (z.B. Anforderungen an den Schadstoffgehalt) und dem Abfallrecht (z.B. Zerstörungsgebot für in Abfällen enthaltene POP) sowie sonstigen einschlägigen Vorschriften (Kern GmbH, 2021).

Für ein hochwertiges werkstoffliches Recycling bieten sich Anwendungen in geschlossenen Produktkreisläufen oder auch anderen geeigneten Produkten an.

Wenn sich z.B. in Sekundärkunststoffen aus dem EAG- oder Altfahrzeugrecycling Reste von bromierten Flammschutzmitteln (oder auch andere Schadstoffe) befinden, können diese für die Herstellung von Kunststoffen für EEG oder Fahrzeuge verwendet werden (Closed-Loop) oder für stoffstromfremde Produkte (open loop), sofern der Gehalt an Flammschutzmitteln (oder anderen Schadstoffen) kein Ausschlusskriterium unter den technischen Spezifikationen einschließlich der rechtlichen Rahmenbedingungen darstellt (beispielsweise für Bauprodukte wie Kabelschächte oder bestimmte Bauteile im Fahrzeugbereich). Diese Überlegung gilt auch für möglicherweise zukünftig beschränkte Stoffe. Sofern der Gehalt an solchen Stoffen in einem Sekundärkunststoff kein Ausschlusskriterium unter den technischen Spezifikationen für eine bestimmte Verwendung darstellt (einschließlich der zum jeweiligen Zeitpunkt geltenden Anforderungen an den Schadstoffgehalt aus dem Produktrecht) kann dieser Sekundärkunststoff rein rechtlich für die Herstellung von Produkten für die bestimmte Verwendung eingesetzt werden. In einer zukunftsorientierten Recyclingstrategie und im Einklang mit den Zielen der Europäischen Politik (z.B. einer schadstofffreien Umwelt) sowie unter Berücksichtigung des Vorsorgeprinzips sollte allerdings bei der Verwendung von Rezyklaten insbesondere der möglichst weitgehenden Schadstofffreiheit – auch über bestehende Grenzwerte hinaus und für möglicherweise zukünftig beschränkte Stoffe – hohe Priorität eingeräumt werden, um einen möglichst hohen Schutz von Mensch und Umwelt zu erreichen.

Für die Verwendung eines Kunststoffrezyklats für eine Anwendung ist die Abstimmung der Qualitätsmerkmale des Rezyklats mit den technischen Spezifikationen für den Verwendungszweck erforderlich. Sofern sie übereinstimmen, steht dem hochwertigen werkstofflichen Recycling in dem vorgesehenen Verwendungszweck (Open-Loop oder Closed-

Loop) nichts im Wege⁷⁹. Das Rezyklat kann vergleichbares Primärmaterial ohne relevante negative Auswirkungen auf das Eigenschaftsprofil ersetzen.

Alternativ oder sofern sie nicht übereinstimmen, kann geprüft werden, ob die Qualitätsmerkmale mit den technischen Spezifikationen für stoffstromfremde (bevorzugt hochwertige) Verwendungszwecke übereinstimmen. Wenn ja, kann der Sekundärkunststoff für diese Zwecke verwendet werden (Open-Loop) und vergleichbares Primärmaterial ohne relevante negative Auswirkungen auf das Eigenschaftsprofil ersetzen.

Sofern die Qualitätsmerkmale eines Sekundärkunststoffs nicht mit den erforderlichen technischen Spezifikationen übereinstimmen, kann alternativ auch geprüft werden, ob die technischen Spezifikationen durch andere Maßnahmen erreicht werden können, wie z.B. die Anpassung des Recyclingprozesses durch den Einsatz fortschrittlicher Techniken oder die Compoundierung des Sekundärgranulats mit einem in der Höhe angepassten Anteil an Neuware (der Einsatz von Primärmaterial kann dann anteilig durch Sekundärmaterial ohne relevante negative Auswirkungen auf das Eigenschaftsprofil ersetzt werden).

Für eine gezielte Anpassung des Recyclingprozesses durch den Einsatz geeigneter Verfahren bietet sich eine enge Zusammenarbeit zwischen dem Anwender des Rezyklats und dem Recycler an.

Eine Motivation für die Compoundierung zur anteiligen Verwendung von Sekundärmaterial kann zum Beispiel durch Zertifikate generiert werden, in denen unter anderem ein bestimmter Anteil von recyceltem PCR-Kunststoff gefordert wird (siehe Kapitel 3.2.2). Entsprechende Anteile können auch durch Compoundierung des recycelten Kunststoffs mit Neuware erreicht werden.

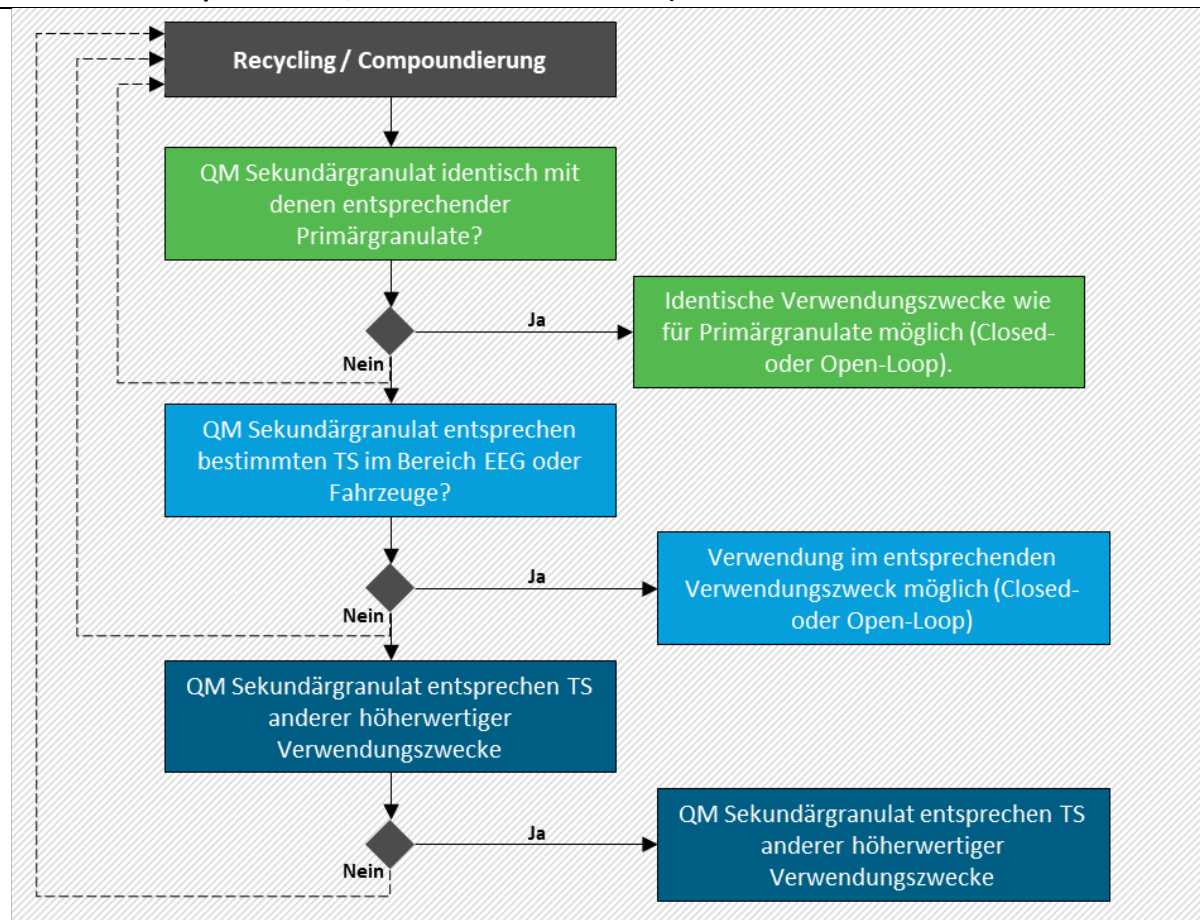
Durch geeignete Maßnahmen kann so (z.B. durch Anpassung des Recyclingprozesses oder geeignete Compoundierung) unter Umständen ein hochwertiges werkstoffliches Recycling (Closed- oder Open-Loop) ermöglicht werden, auch wenn die technischen Spezifikationen ursprünglich nicht uneingeschränkt erfüllt sind.

Voraussetzung für die Abstimmung der Qualitätsmerkmale mit den technischen Spezifikationen ist, dass die für den jeweiligen Verwendungszweck relevanten Qualitätsmerkmale der Sekundärkunststoffe bekannt sind. Die Qualitätsmerkmale eines Sekundärkunststoffs hängen vom verarbeiteten Abfall und von den Prozessen bei der Abfallbehandlung ab. Die relevanten Informationen zu den Qualitätsmerkmalen eines Sekundärkunststoffs können aus Informationen zum verarbeiteten Abfall und den Prozessen abgeleitet werden oder z.B. durch Bestimmung/Messung der relevanten Eigenschaften ermittelt werden.

Diese Überlegungen sind im folgenden Entscheidungsschema bezüglich der Abstimmung der Qualitätsmerkmale (QM) mit technischen Spezifikationen (TS) für bestimmte Verwendungszwecke dargestellt:

⁷⁹ In bestimmten Closed-Loop-Anwendungen im Bereich der EEG oder Fahrzeuge sind mögliche negative Auswirkungen der Qualität des Rezyklats im Hinblick auf das Eigenschaftsprofil des Produkts (wie z.B. Farbgebung und Oberflächen) z.B. bei „nicht sichtbaren“ Anwendungen in Fahrzeugen oder EEG nicht so relevant, so dass dennoch eine Closed-Loop-Anwendungen möglich sein kann.

Abbildung 63: Entscheidungsschema für den Einsatz des Sekundärgranulats (TS = Technische Speziationen; QM = Qualitätsmerkmale)



TS = Technische Speziationen; QM = Qualitätsmerkmale

Quelle: eigene Darstellung, Ramboll/Fraunhofer IVV

Die Vorgehensweise, die Qualitätsmerkmale des Sekundärmaterials mit den technischen Spezifikationen abzugleichen, ermöglicht grundsätzlich den Ersatz von Primärmaterial in geschlossenen Kreisläufen sowie in stoffstromfremden Produkten. Bei Übereinstimmung der Qualitätsmerkmale mit den technischen Spezifikationen hat der Rezyklateinsatz keine relevanten negativen Auswirkungen auf das Eigenschaftsprofil in den Zielprodukten. Einem weiteren Recycling der Kunststoffe aus den Sekundärmaterialien steht nichts im Wege, sofern beim wiederholten Recycling die Qualitätsmerkmale des Outputmaterials mit den technischen Spezifikationen der erneuten Verwendung abgeglichen werden.

Abschließend seien noch einige Überlegungen zur Vor- und Nachteilhaftigkeit des Closed- und Open-Loop-Recyclings angebracht: Wesentliche Ziele, die durch ein hochwertiges Recycling erreicht werden sollen, sind (i) der Ersatz von Primärmaterial durch Sekundärmaterial und (ii) eine hohe Qualität und niedrige Belastung mit Stör- oder Schadstoffen des Sekundärmaterials. Dadurch sollen eine nachhaltige Kreislaufrführung von Kunststoffen und eine schadstofffreie Umwelt ermöglicht werden. Grundsätzlich können beide Ziele sowohl im Open- als auch im Closed-Loop-Recycling erreicht werden. Dennoch sind bestimmte Aspekte zu bedenken, die im Einzelnen eher für ein Closed-Loop-Recycling sprechen können:

- Open-Loop-Recycling kann zu Konkurrenz um recycelte Kunststofftypen aus verschiedenen Bereichen führen. Konkurrenz zwischen den verschiedenen Bereichen kann aber zu unerwünschten Effekten führen und dadurch das Erreichen der Recyclingziele in einem

anderen Bereich verhindern oder erschweren. (Beispiel: Recyclingziele für PET in Getränkeflaschen aus der Einwegkunststoffrichtlinie (EU) 2019/904: 25% in 2025 und 30% in 2030; Verwendung von recyceltem PET aus Getränkeflaschen in EEG oder Fahrzeugen führt zur Verknappung von recyceltem PET für die Getränkeflaschen).

- ▶ Rezyklateinsatzziele in einem bestimmten Bereich werden häufig in Verbindung mit flankierenden Maßnahmen zur Verbesserung des Rezyklatangebots im selben Bereich auf den Weg gebracht (Beispiel: Recyclingziele und Rezyklateinsatzziele). Die Idee, die hinter den flankierenden Maßnahmen steht, ist in der Regel, ausreichend Rezyklat für den Recyclingeinsatz in demselben Bereich sicherzustellen. Bei knappem Angebot an Rezyklat kann durch Konkurrenz um das Rezyklat aus anderen Bereichen die Zielerreichung erschwert oder verhindert werden.
- ▶ Open-Loop-Recycling kann zu unnötiger Belastung von unbelastetem Sekundärmaterial mit Stör- oder Schadstoffen führen (Beispiel: Recyceltes PET und unbelastetes PET aus Getränkeflaschen, welches in Fahrzeugen eingesetzt wird, wird im Laufe des Lebenszyklus des Fahrzeugs oder bei seiner Behandlung als Altfahrzeug mit Stör- oder Schadstoffen belastet und ist dann nur noch eingeschränkt wiederholt recycelbar. Beim Closed-Loop-Recycling in Getränkeflaschen wäre das nicht der Fall).
- ▶ In bestimmten Fällen befinden sich in Sekundärkunststoffen bereichsspezifische Additive, die in einem anderen Bereich Schadstoffe darstellen können (Beispiel: Flammschutzmittel aus EEG können Schadstoffe im Verpackungsbereich sein). In solchen Fällen kann ein Closed-Loop-Recycling sinnvoll sein, während ein Open-Loop-Recycling bei einer Verwendung in bestimmten Bereichen (im Beispiel im Verpackungsbereich) ausgeschlossen ist oder nur nach aufwendiger Abtrennung der relevanten Schadstoffe. Open-Loop-Recycling in anderen Bereichen, in denen die relevanten Stoffe keine Schadstoffe darstellen, kann dennoch möglich und sinnvoll sein (im Beispiel etwa in flammgeschützten Produkten im Baubereich). Für ein hochwertiges werkstoffliches Recycling bieten sich in solchen Fällen daher Anwendungen in geschlossenen Produktkreisläufen oder auch anderen geeigneten Produkten an. Eine ähnliche Situation besteht bei mit MKW belasteten Kraftstofftanks aus PE. Ein Closed-Loop-Recycling durch PE-Rezyklateinsatz in neue Kraftstofftanks erscheint realistisch. Open-Loop-Recycling in anderen Bereichen erscheint wegen der MKW Belastung problematisch.

Grundsätzlich sollten in den Bereichen der EAG/EEG und Altfahrzeuge/Neufahrzeuge sowohl Open-Loop- als auch Closed-Loop-Recycling möglich sein. Es ist zu erwarten, dass vor dem Hintergrund einer gestärkten Kreislaufwirtschaft die Herstellung von PCR-Kunststoffen, aber auch der Wettbewerb um diese zunehmen wird. Für die Rezyklate sollte ein freier Markt zur Verfügung stehen. Im Einzelnen kann es aber sinnvoll sein, durch die Ausgestaltung von Maßnahmen zur Förderung des werkstofflichen Recyclings z.B. oben geschilderte unerwünschte Effekte zu vermeiden bzw. erwünschte Effekte zu erzielen.

6.5.2 Rezyklateinsatz vor dem Hintergrund der Europäischen Politik

Mit dem Europäischen „Green Deal“ verfolgt die EU das Ziel, ihre Wirtschaft nachhaltig zu gestalten. Wesentliche Ziele sind dabei die effiziente Nutzung von Ressourcen durch den Übergang zu einer sauberen Kreislaufwirtschaft zu fördern und die biologische Vielfalt wiederherzustellen und die Umweltverschmutzung zu verringern (Europäische Kommission, 2019b). Der Green Deal beinhaltet das Ziel einer schadstofffreien Umwelt. Um ein hohes Schutzniveau für die Bürger und das Ökosystem Europas zu erreichen, müssen die EU und ihre Mitgliedstaaten alle politischen Maßnahmen und Vorschriften systematischer prüfen und

wirksamere, kohärentere und komplementäre Wege finden, um die Verschmutzung von Luft, Wasser, Boden und Konsumgütern zu überwachen, zu melden, zu verhindern und zu beheben.

Der Green Deal umfasst mehrere Pläne und Strategien, darunter den Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft (CEAP) (Europäische Kommission, 2020b) und die Chemikalienstrategie für Nachhaltigkeit auf dem Weg zu einer giftfreien Umwelt (CSS) (Europäische Kommission, 2020a). Beide dienen dem Ziel, zu einer sauberen Kreislaufwirtschaft überzugehen und die Umweltverschmutzung weiter zu reduzieren. Im Mai 2021 veröffentlichte die Europäische Kommission einen Aktionsplan „Towards Zero Pollution for Air, Water and Soil“, in dem wichtige Maßnahmen für den Zeitraum 2021-2024 festgelegt werden, die die zahlreichen Maßnahmen anderer europäischer Green-Deal-Initiativen, ergänzen sollen (Europäische Kommission, 2021).

Wichtige Maßnahmen zur Erreichung der Ziele dieser europäischen Politik sind, den Gehalt von gefährlichen Stoffen in Produkten zu minimieren sowie den Rezyklatanteil in Produkten, bei gleichzeitiger Gewährleistung von Leistung und Sicherheit, zu erhöhen (Europäische Kommission, 2020b)

Bereits im Jahr 2018 legte die EU in der „Strategie für Kunststoffe in der Kreislaufwirtschaft“ den Grundstein für eine neue Kunststoffwirtschaft, in der das Design und die Produktion von Kunststoffen und Kunststoffprodukten den Erfordernissen von Wiederverwendung, Reparatur und des Recyclings in vollem Umfang Rechnung tragen und nachhaltigere Materialien entwickelt und gefördert werden sollen (Europäische Kommission, 2018). Diese Strategie fördert ein Lebenszykluskonzept, das recyclinggerechtes Design, die Verbesserung der Qualität von Recyclingmaterialien durch bessere Sammlung, Sortierung und Trennung von Kunststoffen, die gefährliche Chemikalien enthalten, sowie deren Rückverfolgung und Beseitigung in Recyclingströmen umfasst.

Vor diesem Hintergrund ist klar, dass bei der Verwendung von Rezyklaten der möglichst weitgehenden Schadstofffreiheit – auch über bestehende Grenzwerte hinaus und für möglicherweise zukünftig beschränkte Stoffe – höchste Priorität eingeräumt werden muss.

6.5.3 Mögliche Einsatzzwecke und Verwertungswege für die in den Recyclingstrategien identifizierten Sekundärkunststoffe

Aus den in den Kapiteln 6.2.4 und 6.3.4 betrachteten Recyclingszenarien zu den besonders vielversprechenden Kunststoffteilen (neben Status quo) aus der frühzeitigen Separation bzw. aus dem PST-Prozess resultieren bestimmte werkstofflich recycelbare Kunststoffoutputfraktionen. In den oben gezeigten Tabellen werden die aus den Szenarien resultierenden werkstofflich recycelbaren Kunststoffoutputfraktionen, deren Potential für den Ersatz von Primärmaterial und deren potentielle Einsatzzwecke tabellarisch dargestellt.

Tabelle 62: Werkstofflich recycelbare Kunststoffoutputfraktionen (wrK), die aus den betrachteten Separations- und Recyclingstrategien für Altfahrzeuge resultieren

Szenario	WrK / Potenzial	Markt/ Potenzieller Einsatzzweck	Einschränkungen bzgl. Ersatz Primärware, Einsatzzweck, Eigenschaftsprofil, wiederholtem Recycling, Stabilität der Versorgung
Altfahrzeuge: Separation Stoßfänger	PP, (ABS)		▶ Closed-Loop-Recycling wird aktuell bereits angewandt. ▶ Bauteile sorgen mit Gewicht und Größe für zuverlässig hohe Mengen an PP
Altfahrzeuge: Separation Armaturenbretter	PP, ABS	▶ PP gefragter Standardkunststoff; Einsatz: z.B. Armaturenbretter, Bremsflüssigkeitsbehälter, Innenverkleidungen, Kabelisolierungen, Kühlergrills, Radhausschalen, Scheinwerfer und Heckleuchtegehäuse, Stoßfänger sowie für EEG ▶ ABS: Wetterresistenz und Wärmeformbeständigkeit; Einsatz: z.B. Armaturenbretter, Außenverkleidungen, Innenverkleidungen, Kühlergrill, Lüftungsanlagen, Mittelkonsolen, Spiegelgehäuse, Stoßfänger, Türgriffe	▶ Umso mehr Verwertungsschritte durchgeführt werden, umso mehr Feinkorn entsteht, was für die Verwertung verloren geht -> Frühzeitige Separation wirkt dem entgegen ▶ Kunststoffvielfalt erschwert Aufbereitung für Recycling (z.B. Hart-Schaum-Trägerverbunde; teils geklebt) ▶ Ggf. auch Einsatz von DecaBDE
Altfahrzeuge: Separation Kühlergrill	PP, ABS, ASA	▶ PE gefragter Standardkunststoff: mit steigender Dichte ansteigende Chemikalienbeständigkeit; stoßfest, robust, Feuchtigkeitsbeständigkeit; Einsatz: z.B. Bremsflüssigkeitsbehälter, Kraftstofftanks, Wasserbehälter. ▶ ASA: Wetterresistenz, Wärmeformbeständigkeit sowie Lichtstabilität; Einsatz: z.B. Außenverkleidungen, Kühlergrill, Lufteinlass	▶ Umso mehr Verwertungsschritte durchgeführt werden, umso mehr Feinkorn entsteht, was für die Verwertung verloren geht -> Frühzeitige Separation wirkt dem entgegen ▶ Aufgrund der Galvanisierung muss man ggf. durch Beschichtungsrückstände mit Qualitätseinbußen der gewonnen Fraktionen rechnen
Altfahrzeuge: Separation Kunststoffkraftstofftanks	PE und PP	▶ SAN: hohe Steifigkeit sowie gute chemische und thermische Beständigkeit	▶ Umso mehr Verwertungsschritte durchgeführt werden, umso mehr Feinkorn entsteht, was für die Verwertung verloren geht -> Frühzeitige Separation wirkt dem entgegen ▶ Eindiffundierte Schadstoffe (MKWs) können das Recycling stören (z.B. durch Aufschäumen und VOCs).

Szenario	WrK / Potenzial	Markt/ Potenzieller Einsatzzweck	Einschränkungen bzgl. Ersatz Primärware, Einsatzzweck, Eigenschaftsprofil, wiederholtem Recycling, Stabilität der Versorgung
Altfahrzeuge: Separation Flüssigkeitsbehälter	PE und PP		▶ Ein Closed-Loop-Recycling durch PE-Rezyklateinsatz in neue Kraftstofftanks erscheint realistisch; ggf. vielleicht mit Neuware-EVOH-Sperrschicht ▶ Mögliche Synergieeffekte mit Heizöltanks denkbar ▶ Rezyklatgehalte bis zu 100 % sind technisch möglich ▶ ▶ Umso mehr Verwertungsschritte durchgeführt werden, umso mehr Feinkorn entsteht, was für die Verwertung verloren geht -> Frühzeitige Separation wirkt dem entgegen ▶ Es wird eine gute Qualität und reines PE Rezyklat erwartet. ▶ Sammlung zusammen mit Kraftstofftanks vereinfacht Sammlung für Demontagebetriebe, allerdings geht dabei der Vorteil der „hellen“ Farbe des Rezyklats verloren und die Gefahr der Querkontamination steigt;
Altfahrzeuge PST (SLF + SSF)	ABS/ASA/SAN		▶ Synergien mit angereicherter Kunststoffgranulatfraktion aus SLF und SSF ▶ Es wird erwartet, dass gewonnenes ABS/ASA/SAN im Compounding aufgewertet werden muss. ▶ Bei Dichtentrennung ist zu beachten, dass PP, da es häufig gefüllt ist, vermehrt auch in der ABS/ASA/SAN-Fraktion landet. ▶ Um eine vergleichbare Qualität zu Rezyklat gewonnen aus frühzeitig separierten Kunststoffbauteilen zu erreichen, sind hier mehrere Sortierzyklen und damit mehr Aufwand nötig.
Altfahrzeuge PST (SLF + SSF)	Polyolefine		▶ Reinheiten von 80 – 90 % können je nach Inputzusammensetzung erreicht werden

Szenario	WrK / Potenzial	Markt/ Potenzieller Einsatzzweck	Einschränkungen bzgl. Ersatz Primärware, Einsatzzweck, Eigenschaftsprofil, wiederholtem Recycling, Stabilität der Versorgung
			▶ Es wird erwartet, dass gewonnene Polyolefine im Compounding aufgewertet werden müssen. ▶ Synergien mit angereicherter Kunststoffgranulatfraktion aus SLF und SSF ▶ Nur ein Teil der Polyolefin lässt sich über Dichtentrennung zurückgewinnen, da viele Polyolefine mit Talkum gefüllt und einige auch glasfaserverstärkt sind ▶ Um eine vergleichbare Qualität zu Rezyklat gewonnen aus frühzeitig separierten Kunststoffbauteilen zu erreichen, sind hier mehrere Sortierzyklen und damit mehr Aufwand nötig.

Grundsätzliche Überlegungen Altfahrzeuge/Fahrzeuge:

- ▶ Für „under the hood“-Anwendungen bei Fahrzeugen sind Farbgebung und Oberflächenerscheinung nicht sehr relevant;
- ▶ Rezyklat geringerer Qualität einsetzbar im Fahrzeugbereich mit geringen technischen Anforderungen an Bauteile: z.B.: Abdeckungen oder Radkappen;
- ▶ Rezyklatqualität steht immer auch im Verhältnis mit dem ökonomischen Aufwand (nicht immer ist die wirtschaftlichste Option die beste Qualität zu erzeugen) und dem ökologischen Nutzen (mit dem Aufbereitungsaufwand steigt auch der Bedarf an Ressourcen).

Tabelle 63 Werkstofflich recycelbare Kunststoffoutputfraktionen (wrK), die aus den betrachteten Separations- und Recyclingstrategien für EAG resultieren

Szenario	WrK/Potenzial	Markt/Potenzieller Einsatzzweck	Einschränkungen bzgl. Ersatz Primärware, Einsatzzweck, Eigenschaftsprofil, wiederholtem Recycling, Stabilität der Versorgung
EAG SG 1: Separation von losen Kunststoffteilen	▶ PS ▶ Schaffung von Monofractionen möglich ▶ Schaffung von Fraktionen mit sehr geringem Anteil an Störstoffen möglich ▶	▶ Z.B. Gehäuse für Elektrokleingeräte	▶ Bauteile machen nur einen geringen Anteil am Gesamtgewicht von Kühlgeräten aus ▶ Einsatz von Sekundärkunststoff für neue Kühlgeräte-Innenteile bedeutet den Einsatz als Lebensmittelkontaktmaterial, wodurch besonders hohe Anforderungen an den Schadstoffgehalt gestellt werden (siehe hierzu u.a. Verordnung (EG) Nr. 1935/2004) ▶ PS wird in Kühlgeräten oftmals eher als Extrusionsware eingesetzt, rezykliertes PS findet dahingegen wegen Verkürzung von Polymerketten eher Anwendung als Spritzgussware ▶ Je nach erreichter Qualität Einschränkungen bei Farbe und Oberflächenbeschaffenheit → daher eher Einsatz im nicht sichtbaren Bereich, wenn gewisse Farben gewünscht sind
EAG SG 2: PST Schwerfraktion	▶ PC/ABS ▶ Anstieg des PC/ABS-Anteils in modernen Bildschirmgeräten	▶ Z.B. Gehäuse für Elektrokleingeräte ▶ Anwendung auch im Automotive-Bereich möglich (z.B. Mittelkonsole oder galvanisierte Bauteile)	▶ Je nach erreichter Qualität Einschränkungen bei Farbe und Oberflächenbeschaffenheit → daher eher Einsatz im nicht sichtbaren Bereich, wenn gewisse Farben gewünscht sind
EAG SG 2: PST bromhaltige Kunststoffe	▶ ABS, PS, (HIPS) ▶ Möglichkeit, ein bisher unangetastetes Potenzial fürs Kunststoffrecycling sicher zu erschließen und damit die Wirtschaftlichkeit der PST zu erhöhen	▶ Z.B. Gehäuse für Druckerkartuschen ▶ Normale Spritzgussanwendungen (im EEE und Automotive-Bereich) ▶ Einsatz auch im sichtbaren Bereich möglich	▶ Großindustrielle Anlagen sind im Moment noch nicht verfügbar

Szenario	WrK/Potenzial	Markt/Potenzieller Einsatzzweck	Einschränkungen bzgl. Ersatz Primärware, Einsatzzweck, Eigenschaftsprofil, wiederholtem Recycling, Stabilität der Versorgung
EAG SG 4: Separation Weiße Ware	▶ PP	▶ Normale Spritzgussanwendungen (im EEE und Automotive-Bereich) ▶ Attraktive Ideen könnte faserverstärktes PP sein	▶ Recyceltes PP enthält noch Füllstoffe und besitzt dadurch nur einen begrenzten Einsatzbereich und weisen einen vergleichsweise geringen Marktwert auf. Die Erschließung von Einsatzbereichen hängt aber auch von einem maßgeschneiderten Compounding ab ▶ Je nach erreichter Qualität Einschränkungen bei Farbe und Oberflächenbeschaffenheit → daher eher Einsatz im nicht sichtbaren Bereich, wenn gewisse Farben gewünscht sind
EAG SG 4: PST gefüllte und schadstoffbelastete Kunststoffe	▶ Potenzial eines reinen, ungefülltes PP ▶ Möglichkeit, ein bisher unangetastetes Potenzial fürs Kunststoffrecycling sicher zu erschließen und damit die Wirtschaftlichkeit der PST zu erhöhen (s. kostenpflichtige Entsorgung)	▶ Normale Spritzgussanwendungen (im EEE und Automotive-Bereich)	▶ Großindustrielle Anlagen sind im Moment noch nicht verfügbar
EAG SG 5: Frühzeitige Separation	▶ PP-reiche Fraktionen: z.B. Kaffeemaschinen, Wasserkocher ▶ ABS und PP-reiche Fraktionen: Staubsauger ▶ PA und PC/ABS-reiche Fraktion: Werkzeuggehäuse und Akkus ▶ Kunststofffraktionen mit eingegengtem Typenspektrum ▶ Close-Loop-Anwendungen durch hohe Qualitäten möglich	▶ Zum Teil in Close-Loop-Anwendung möglich ▶ Typische Spritzgussanwendungen (im EEE und Automotive-Bereich) ▶	▶ Herausforderung, selbst bei der Separation bestimmter Gerätetypen einen Inputstrom mit relativ konstanter Zusammensetzung zu schaffen ▶ Ein maßgeschneiderten Compounding ist hilfreich für den Wiedereinsatz ▶ Je nach erreichter Qualität Einschränkungen bei Farbe und Oberflächenbeschaffenheit → daher eher Einsatz im nicht sichtbaren Bereich, wenn gewisse Farben gewünscht sind
EAG SG 5: PST Schwerfraktion	▶ PC/ABS ▶ Anstieg des PC/ABS-Anteils in modernen Elektrokleingeräten	▶ Z.B. Gehäuse für Elektrokleingeräte ▶ Anwendung auch im Automotive-Bereich möglich	▶ Erzielen hochwertiger Qualitäten möglich, aber anspruchsvoll ▶ Je nach erreichter Qualität Einschränkungen bei Farbe und Oberflächenbeschaffenheit → daher eher Einsatz

Szenario	WrK/Potenzial	Markt/Potenzieller Einsatzzweck	Einschränkungen bzgl. Ersatz Primärware, Einsatzzweck, Eigenschaftsprofil, wiederholtem Recycling, Stabilität der Versorgung
EAG SG 5: PST bromhaltige Kunststoffe	▶ ABS, PS, (HIPS) ▶ Möglichkeit, ein bisher unangetastetes Potenzial fürs Kunststoffrecycling sicher zu erschließen und damit die Wirtschaftlichkeit der PST zu erhöhen	(z.B. Mittelkonsole oder galvanisierte Bauteile) ▶ Z.B. Gehäuse für Druckerkartuschen ▶ Normale Spritzgussanwendungen (im EEE und Automotive-Bereich) ▶ Einsatz auch im sichtbaren Bereich möglich	im nicht sichtbaren Bereich, wenn gewisse Farben gewünscht sind ▶ Großindustrielle Anlagen sind im Moment noch nicht verfügbar

6.5.4 Mögliche Märkte für Kunststoffrezyklate aus EAG und Altfahrzeugen

Abbildung 12 und Abbildung 18 zeigen, welche Polymere im Wesentlichen im EEG-Bereich und im Fahrzeugbereich eingesetzt werden und somit ein grundsätzliches Potenzial für das Kunststoffrecycling aus diesen beiden Bereichen darstellen. Die wichtigsten für das werkstoffliche Recycling relevanten Kunststoffe sind die Standardkunststoffe PP, PE LD/LLD, PE HD/MD, PVC und PET sowie die technischen Kunststoffe PA, PC, ABS/ASA/SAN und PMMA.

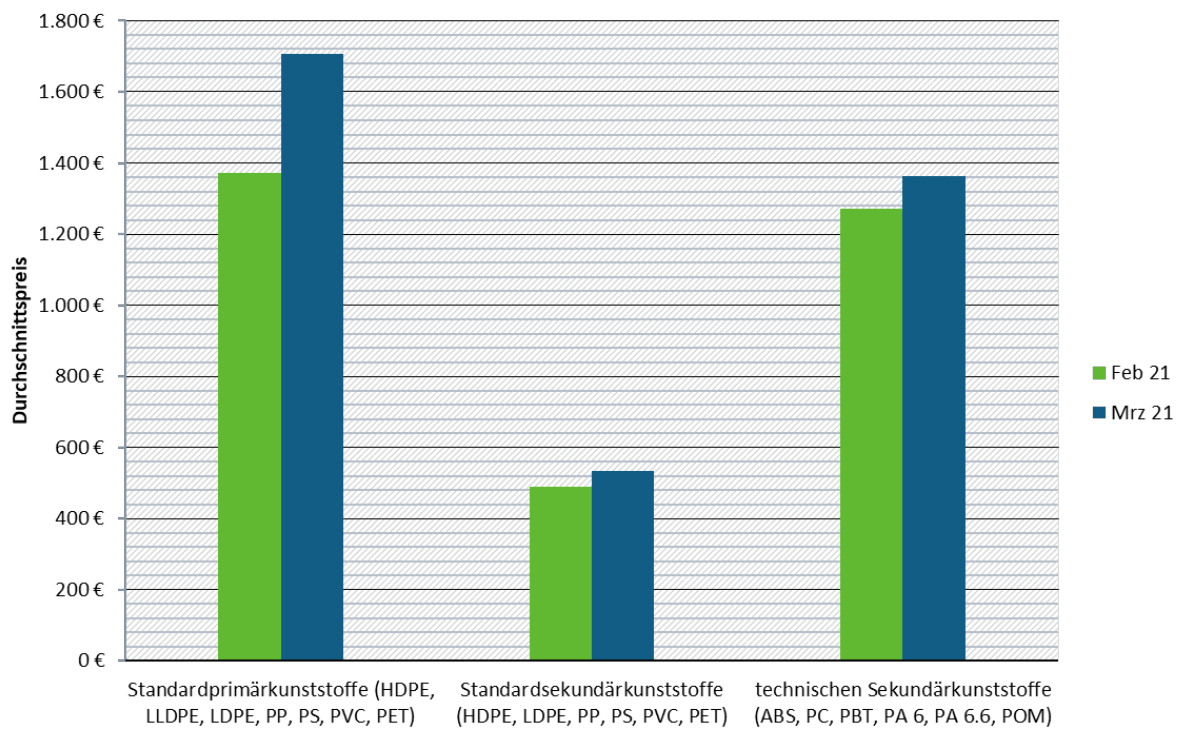
Ein weiterer in der Verwendung relevanter Kunststoff ist PUR. Hierbei handelt es sich jedoch nicht um einen Thermoplast, welcher durch Aufschmelzen in einer Extrusion einfach werkstofflich wieder zu verarbeiten wäre. Durch seine Eigenschaften ist PUR nicht für dieses gängige Aufbereitungsverfahren der werkstofflichen Verwertung geeignet und wird im Vorhabenzusammenhang als nicht werkstofflich verwertbarer Kunststoff betrachtet.

Im April 2021 befanden sich die Hersteller von Kunststoffprodukten in einer Krise mit Rohstoffengpässen und starken Preissteigerungen. Die europäischen Kunststoffverarbeiter kamen in dieser Zeit immer schwerer an Material. Entsprechend stiegen die Preise für Polymere auf immer neue Rekordhöhen (Probst, 2021).

Das Angebot an Primärkunststoffen war aus verschiedenen Gründen im Import und im Export knapp. Eine Änderung der Verknappungen wurde für die folgenden Monate nicht erwartet. Die Preise für Standardprimärkunststoffe stiegen stark an. Im März 2021 lag der Durchschnittspreis mit 1.706 €/t um durchschnittlich 333 €/t höher als im Vormonat (1.373 €/t). Der Jahresvergleich zeigte, dass der Durchschnittspreis von März 2021 (1.706 €/t) um 679 €/t höher lag als derjenige des Vorjahres (1.027 €/t) (Probst, 2021).

Der Durchschnittspreis für Standardsekundärkunststoffe (HDPE, LDPE, PP, PS, PVC, PET) für März 2021 lag bei 535 €/t und damit um 45 €/t höher als der des Vormonats (490 €/t) und um 62 €/t höher als der des Vorjahres (473 €/t). Signifikante Preisänderungen (± 40 €/t) waren für HDPE-Mahlgut mit +60 €/t, HDPE-Granulat mit +80 €/t, PP-Granulat mit +110 €/t und PS-Mahlgut mit +60 €/t zu verzeichnen. Im Fall der technischen Sekundärkunststoffe (ABS, PC, PBT, PA 6, PA 6.6, POM) lag der Durchschnittspreis im März 2021 bei 1.365 €/t und damit um 95 €/t höher als der des Vormonats (1.270 €/t) und um 157 €/t höher als der des Vorjahres (1.208 €/t). Preisveränderungen um mehr als ± 70 €/t waren bei ABS-Granulat +330 €/t, PC-Granulat +120 €/t, PBT-Granulat +110 €/t und PA 6.6-Granulat +430 €/t zu verzeichnen. Granulate notierten deutlich höher, während Mahlgüter nur geringe Preisveränderungen aufwiesen (Probst, 2021).

Abbildung 64: Durchschnittspreise Primär- und Sekundärkunststoffe Februar und März 2021



Quelle: Eigene Abbildung nach (Probst, 2021)

Diese Informationen zu den Märkten von Primär- und Sekundärkunststoffen zeigen, dass in Zeiten, in denen das Angebot an Primärkunststoffen knapp ist, die Nachfrage nach Sekundärkunststoffen groß ist. Daraus lässt sich schließen, dass ein Markt, und damit auch geeignete Einsatzzwecke, für die in dem Marktbericht des bvse betrachteten Sekundärkunststoffe (HDPE, LDPE, PP, PS, PVC, PET, ABS, PC, PBT, PA 6, PA 6.6, POM) vorhanden sind. Folglich sind auch für die Sekundärkunststoffe, welche aus den vorgeschlagenen Separations- und Recyclingstrategien resultieren (siehe Kapitel 6.2 und 6.3) Märkte und Einsatzzwecke vorhanden.

In Zeiten, in denen das Angebot an Primärkunststoffen groß und deren Preise günstig sind, ist die Nachfrage nach Sekundärkunststoffen dagegen verhalten. So berichtete der bvse in seinem Marktbericht zum Juli 2020 von einer Krise beim Kunststoffrecycling. Bei niedrigen Ölpreisen erreichten die Preise für Primärkunststoffe Tiefststände. Der Preisvorteil von Sekundärkunststoffen fiel weg oder kehrte sich sogar ins Gegenteil um. Gleichzeitig ging die Produktion der kunststoffverarbeitenden Industrie, die Rezyklate einsetzte, zurück. Die Industrie setzte deutlich weniger Rezyklate ein als zuvor (Probst, 2020)

Ein weiterer wichtiger Punkt ist, dass die Durchschnittspreise, für die im o.g. bvse Marktbericht betrachteten, technischen Sekundärkunststoffe um 255 % höher als für Standardsekundärkunststoffe. Es kann also wirtschaftlicher sinnvoll sein, Recyclingprozesse durchzuführen, aus denen technische Sekundärkunststoffe resultieren. Im Bereich der EAG und Altfahrzeuge also Kunststoffe wie PA, ABS/ASA/SAN und PMMA⁸⁰.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Marktdaten belegen, dass für Kunststoffrezyklate aus EAG und Altfahrzeugen grundsätzlich geeignete Verwendungszwecke

⁸⁰ Ausgewählte Durchschnittspreise für ABS im April 2021 (PA-Granulat 2,13 €/kg, Mahlgut 0,87 €/kg; PA 6.6 Granulat 2,56 €/kg, Mahlgut 0,97 €/kg; ABS-Granulat 2,30 €/kg, Mahlgut 0,64 €/kg); Quelle plasticker.de, Zugriff am 18.5.2021.

vorhanden sind. Da Recyclingkunststoffe in direkter Konkurrenz zu Primärkunststoffen stehen, unterliegt der Absatz allerdings erheblichen Schwankungen, die insbesondere von der Schwankung des Rohölpreises und von Preisen der Primärkunststoffe abhängen. In Zeiten niedriger Preise für Primärkunststoffe verschlechtert sich der Absatzmarkt für Sekundärkunststoffe und die Situation wird für Recycler schwieriger. Es wäre wünschenswert, die Abhängigkeit in der Plastikherstellung von Rohstoffen wie Rohöl zu verringern. Die gesteigerte Verwendung von Sekundärkunststoffen könnte genau dazu beitragen. Ein stabiler Absatzmarkt für Sekundärkunststoffe würde Recyclern (Investitions-)Sicherheit und Verwendern eine stabile Versorgung mit Sekundärkunststoffen bieten.

Von daher sollten geeignete Maßnahmen zur Stabilisierung des Marktes für Sekundärkunststoffe angestrebt werden. Feste Abnahmevereinbarungen zwischen Recyclern und Verwendern und Anreize für den Einsatz von Rezyklaten (z.B. über das öffentliche Beschaffungswesen oder durch einen Mechanismus, der eine ausreichende und stabile Preisdifferenz zwischen Primär- und Sekundärkunststoffen gewährleistet) oder andere geeignete Maßnahmen könnten das Recycling technischer Kunststoffe stabilisieren und auch zu einer stabilen Versorgung mit werkstofflich recycelten Sekundärkunststoffen beitragen.

7 Ableitung von Maßnahmen zur Verbesserung des werkstofflichen Kunststoffrecyclings aus Elektroaltgeräten und Altfahrzeugen

Auf Basis der im Vorhaben gewonnenen Erkenntnisse, insbesondere der Auswertung des rechtlichen Rahmens, sowie der abgeleiteten Strategien werden Maßnahmen und Handlungsempfehlungen entwickelt. Damit soll eine Verwirklichung der technisch erforderlichen Maßnahmen im Sinne der Verbesserung der Kunststoffverwertung aus EAG und Altfahrzeugen erreicht werden und Rahmenbedingungen und Anreize für die Separation „werkstofflich recycelbarer“ von „nicht werkstofflich recycelbaren“ Kunststoffen, weiteren Materialien, Schad- und Störstoffen geschaffen werden.

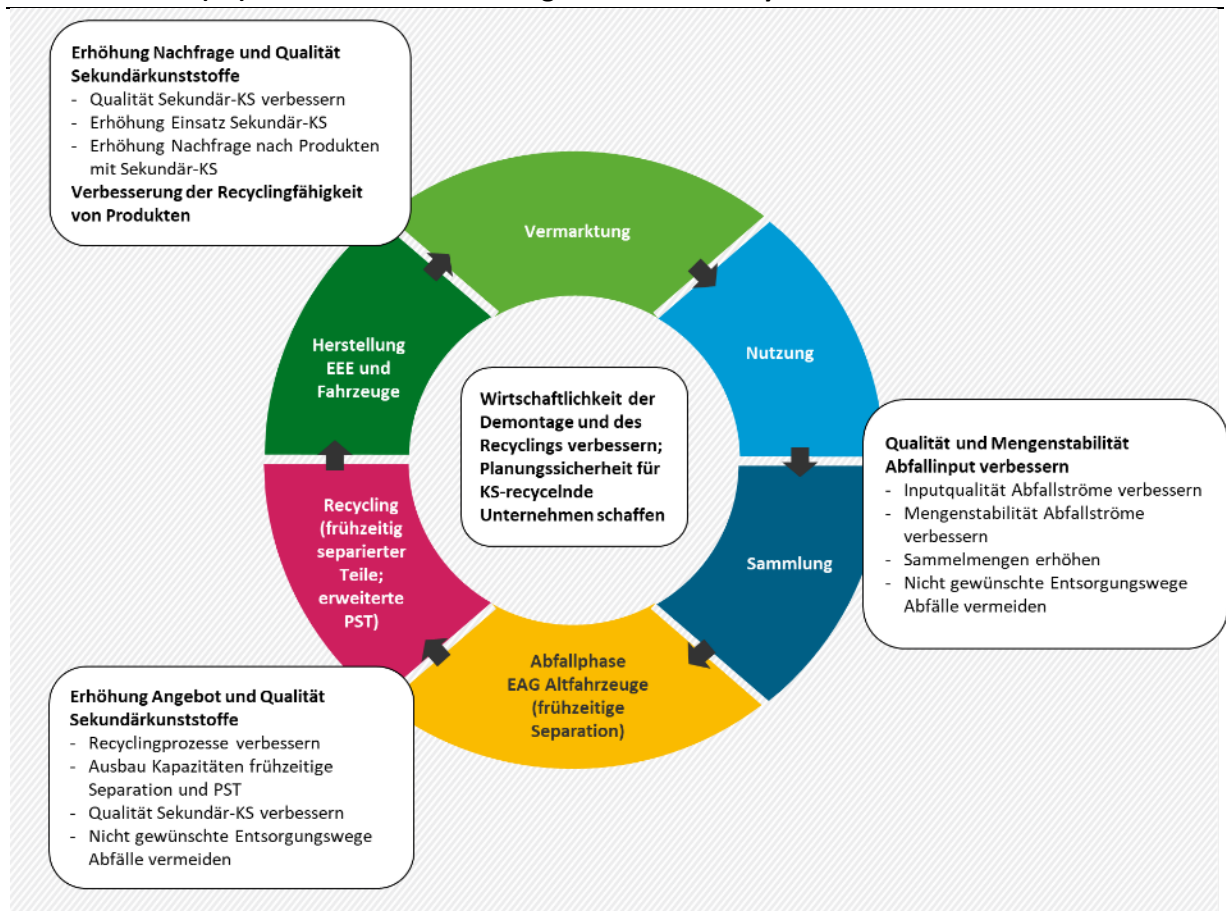
Die in Kapitel 6 entwickelten Separations- und Recyclingstrategien für EAGs und Altfahrzeuge sollen dem Ziel dienen, das werkstoffliche Recycling zu erhöhen. Zur konkreten Umsetzung sollten entsprechende Maßnahmen eingeführt werden. Diese können regulatorischer, ökonomischer, administrativer, informativer oder auch planerischer/organisatorischer Art sein. Wichtig ist die Frage, wie bzw. ob diese Maßnahmen vor dem Hintergrund des rechtlichen Rahmens regulatorisch umgesetzt werden können.

Aufbauend auf dem Status quo der Prozessketten für EAG sowie Altfahrzeuge und der Frage, an welchen Stellen Kunststoffe im Status Quo für ein werkstoffliches Recycling verloren gehen, wurden übergeordnete Separations- und Recyclingstrategien für das werkstoffliche Recycling von Kunststoffen aus EAG und Altfahrzeugen abgeleitet. Eine Strategie, welche die Kombination aus frühzeitiger Separation und erweiterter PST zum werkstofflichen Recycling vereint, ist am besten geeignet, das Ziel der Verbesserung des werkstofflichen Kunststoffrecyclings aus EAG und Altfahrzeugen zu erreichen (siehe Kapitel 6.4).

Primärer Fokus sind daher Maßnahmen, die spezifisch sowohl die frühzeitige Separation als auch erweiterte PST im Rahmen der dargestellten technischen Optionen und Strategien für EAG und Altfahrzeuge unterstützen sollen.

Ein Kernproblem ist, dass ökonomische Unsicherheiten und unsichere rechtliche Rahmenbedingungen eine fehlende Investitionsbereitschaft in die erforderliche Infrastruktur bedingen, wie z.B. fortschrittliche Recyclinganlagen zur Behandlung von EAG und Altfahrzeugkunststoffen. Die Maßnahmen sollen daher nicht zuletzt zu sicheren rechtlichen Rahmenbedingungen und höherer Investitionssicherheit beitragen. Die Ziele sind in Abbildung 65 dargestellt.

Abbildung 65: Ziele zur Steigerung des hochwertigen werkstofflichen Recyclings von Kunststoffen (KS) aus EAG und Altfahrzeugen sowie des Rezyklateinsatzes



KS: Kunststoffe

Quelle: eigene Darstellung, Ramboll und Fraunhofer IVV

Vor diesem Hintergrund ist es sinnvoll, die Maßnahmen nach Zielen und ihrem Ansatzpunkt im Lebenszyklus zu strukturieren. Dabei werden die Lebenszyklusphasen Herstellung und Vermarktung, Nutzung und Abfallsammlung und -transport sowie die Abfallphase (inkl. Recycling) betrachtet. Einzelne Ziele und Maßnahmen können verschiedenen Phasen des Lebenszyklus zugeordnet werden oder sie sind als übergeordnete Ziele und Maßnahmen keiner bestimmten Lebenszyklusphase zuzuordnen, diese finden sich unter den „übergeordneten Maßnahmen“ wieder. Eine Illustration zu den Zielen, die mit den Maßnahmen verfolgt werden sollen, findet sich in Abbildung 65.

Im Fokus des Vorhabens stehen Maßnahmen, die eine Verwirklichung der technisch erforderlichen Maßnahmen im Sinne der Verbesserung der Kunststoffverwertung aus EAG und Altfahrzeugen erreichen und Rahmenbedingungen und Anreize für die Separation „werkstofflich recycelbarer“ von „nicht werkstofflich recycelbaren“ Kunststoffen, weiteren Materialien sowie Schad- und Störstoffen schaffen.

Vor diesem Hintergrund wurden einige Maßnahmen identifiziert, die für die Verwirklichung der technisch erforderlichen Maßnahmen für die Separation in der Phase des Recyclings sowie der Herstellung und Vermarktung wichtig sind, weil sie unmittelbar die Separations- und Recyclingstrategien unterstützen (strategiespezifische Maßnahmen):

- Zielvorgabe für das Kunststoffrecycling
- Frühzeitige Separation von (großen) Kunststoffteile aus EAG

- ▶ Frühzeitige Separation und Recycling von Kunststoffkraftstofftanks
- ▶ Förderung fortschrittlicher Verfahren
- ▶ Zielvorgabe für den Kunststoffrezyklateinsatz
- ▶ Vorgaben für Design für Zirkularität

Es liegt in der Natur der Kreislaufwirtschaft, dass Veränderung an einer Stelle des Kreislaufs auch Veränderung an anderen Stellen im Kreislauf erfordern oder bedingen. Maßnahmen sind nur zielführend, wenn auch in anderen Phasen des Kreislaufs geeignete komplementäre Maßnahmen ergriffen werden. Konkret müssen gezielte Maßnahmen in der Phase des Recyclings (mit dem Ziel der Erhöhung von Angebot und Qualität von Sekundärkunststoffen) durch Maßnahmen in der Phase der Herstellung und Vermarktung (mit den Zielen Nachfrage und Qualität der Sekundärkunststoffe zu erhöhen und die Recyclingfähigkeit von Produkten zu verbessern) und ebenso durch Maßnahmen in der Phase der Nutzung und Abfallsammlung (mit dem Ziel die Qualität und Mengenstabilität des Abfallinputs zu verbessern) komplementiert werden. Nur wenn die Umsetzung dieser Maßnahmen zeitlich abgestimmt erfolgt, können Kreisläufe effektiv geschlossen werden, indem auf der einen Seite das Angebot an qualitativ hochwertigen Rezyklaten angekurbelt und auf der anderen Seite die Nachfrage nach solchen Rezyklaten sichergestellt werden.

Das verdeutlicht, dass neben den o.g. strategiespezifischen Maßnahmen auch weitere Maßnahmen sinnvoll sein können, die jedoch nur mehr oder weniger unmittelbar aus der Analyse der Ergebnisse des vorliegenden Vorhabens abgeleitet und begründet werden können, aber geeignete Rahmenbedingungen und Anreize schaffen können, die Voraussetzung zur Realisierung der verfolgten Ziele sind. Solche „komplementären Maßnahmen“ werden in den folgenden Unterkapiteln ebenfalls dargestellt. Es geht über den Rahmen dieses Forschungsvorhabens hinaus, auch die komplementären Maßnahmen in großer Detailtiefe zu erläutern, zu bewerten und eine abschließende Empfehlung auszusprechen. Dennoch ist es sinnvoll, mögliche komplementäre Maßnahmen im Rahmen dieses Vorhabens in groben Zügen darzustellen. Deren kritische Betrachtung, weitere Entwicklung, Beurteilung und gegebenenfalls konkrete Empfehlungen zu deren Umsetzung können im Einzelnen in weiteren Forschungsvorhaben in Angriff genommen werden.

Diese komplementären Maßnahmen stammen zum einen Teil aus den Ergebnissen des Vorhabens (Analyse der Ergebnisse und Beiträge von Expert*innen) und zum anderen Teil beruhen sie auf der Grundlage einer ergänzenden Literaturrecherche zur Identifikation potenziell relevanter Maßnahmen. Die Auswahl der Maßnahmen wurde auf diejenigen begrenzt, welche das spezifische Ziel der Erhöhung des Recyclings der Kunststoffe im Bereich EAG und Altfahrzeuge betreffen und aktuellen Hindernissen und Herausforderungen (dargestellt in Kapitel 3.7.5) für höhere Recyclingquoten von Kunststoffen im Bereich der EAG und Altfahrzeuge begegnen können, aber auch das Potenzial haben, den Rezyklateinsatz in EEG und Fahrzeugen zu erhöhen.

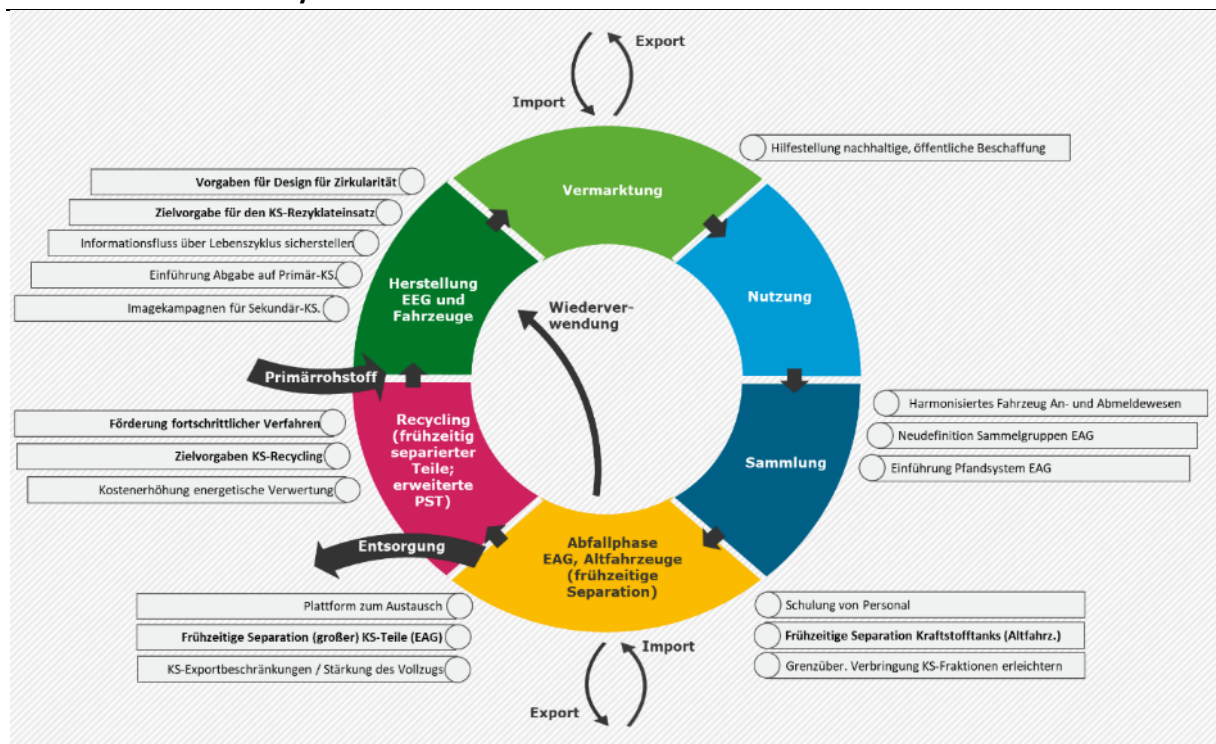
In den folgenden Unterkapiteln werden die strategiespezifischen Maßnahmen anhand folgender Informationen kurz dargestellt:

- ▶ Ziel der Maßnahme
- ▶ Erläuterung der Maßnahme
- ▶ Art der Maßnahme
- ▶ Bezug EAG und/oder Altfahrzeuge

- ▶ Lebenszyklusphase, auf die die Maßnahme abzielt
- ▶ Adressat der Umsetzung
- ▶ Aufwand und Kosten zur Umsetzung
- ▶ Umsetzungshorizont (kurz-, mittel- langfristig)
- ▶ Ebene der rechtlichen Umsetzung (bei rechtlichen Maßnahmen) und Prüfung der rechtlichen Umsetzbarkeit (sofern relevant)
- ▶ Praktische Umsetzbarkeit und Möglichkeit zum Vollzug (inkl. Erwartete Hindernisse)
- ▶ Erwartete ökologische Effekte:
 - Effektivität: Abschätzung des Mengenpotenzials zur Steigerung der (hochwertigen) Kunststoffverwertung;
 - Ausschleusung von Schadstoffen;
 - Entlastung durch Substitution von Primärrohstoffen; und
 - Aufwand für die Aufbereitung und das Recycling.

Die Erläuterung der „komplementären Maßnahmen“ findet in einer weniger ausführlichen Form statt.

Abbildung 66: Darstellung der strategiespezifischen und komplementäre Maßnahmen anhand des Lebenszyklus



S = Kunststoff; EAG = Elektroaltgeräte; EEG = Elektrogeräte; PST = Post-Schredder-Technologie

Quelle: Eigene Darstellung, Ramboll und Fraunhofer IVV

7.1 Abfallphase und Recycling

7.1.1 Ziele Abfallphase und Recycling

Die folgenden Ziele für die Abfallphase und das Recycling von Kunststoffen können festgelegt werden:

- ▶ Erhöhung von Angebot und Qualität von Sekundärkunststoffen
 - Recyclingprozesse verbessern;
 - Ausbau Kapazitäten frühzeitige Separation und PST;
 - Qualität Sekundärkunststoffe verbessern; und
 - Nicht gewünschte Entsorgungswege Abfälle vermeiden.
- ▶ Planungssicherheit für kunststoffrecycelnde Unternehmen schaffen
- ▶ Wirtschaftlichkeit der Demontage und des Recyclings verbessern

7.1.2 Strategiespezifische Maßnahmen

7.1.2.1 Zielvorgabe für das Kunststoffrecycling

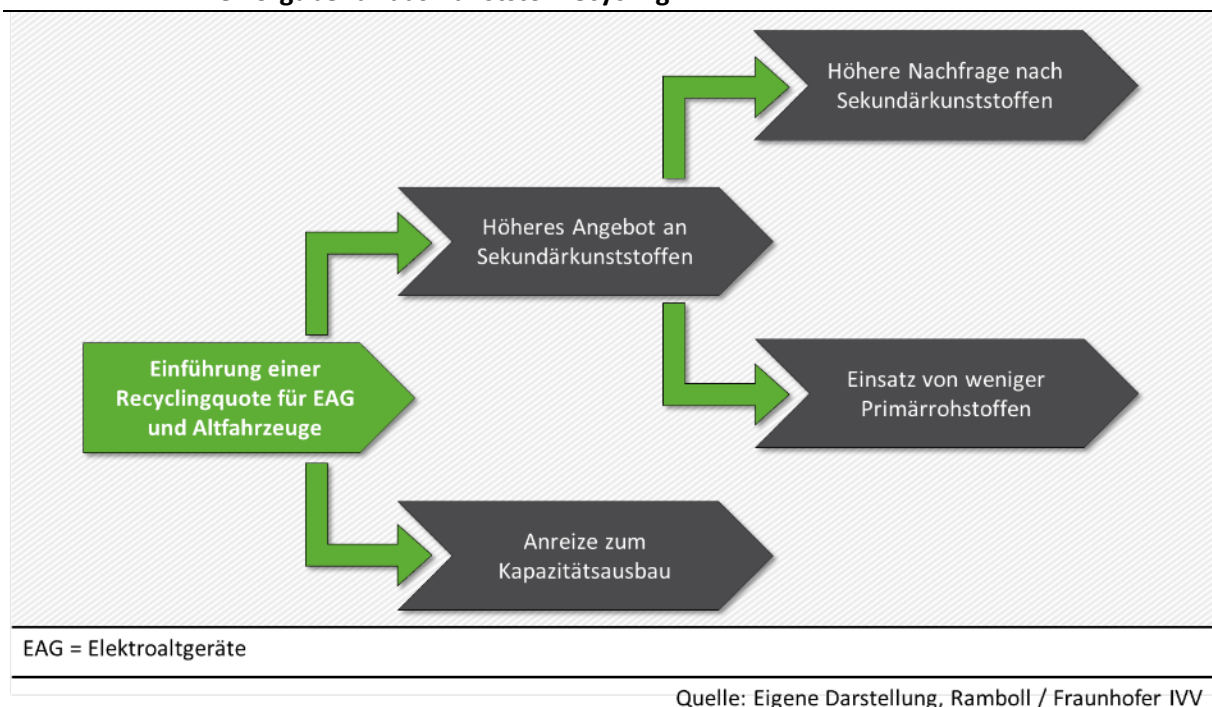
Tabelle 64: Zielvorgabe für das Kunststoffrecycling

Maßnahme	Zielvorgabe für das Kunststoffrecycling
Ziel	Ziel: Planungssicherheit für kunststoffrecycelnde Unternehmen schaffen Ziel: Erhöhung Angebot Sekundärkunststoffe Unterziel: Ausbau der Kapazitäten für frühzeitige Separation und PST
Erläuterung	Das Recycling von Kunststoffen soll durch ein gesetzlich vorgegebenes, gewichtsbezogenes Recyclingziel gefördert werden. Das Recyclingziel kann mittels Sekundärkunststoffen erreicht werden, die vorrangig aus hochwertigem werkstofflichem Recycling oder aber auch aus chemischem Recycling stammen. Wesentlich ist, dass mit den resultierenden Sekundärkunststoffen Primärkunststoffe ersetzt werden. Hierzu werden Recyclingziele für EAG-Kategorien und Altfahrzeuge vorgeschlagen. Zielkorridore mit klaren zeitlichen Vorgaben und Recyclingzielen sollen Planungssicherheit bieten. Ziel der europäischen Kunststoffstrategie ist es, bis 2030 50 % aller Kunststoffabfälle zu recyceln. Vor diesem Hintergrund werden folgende mögliche Zielkorridore vorgeschlagen (Prozentangaben bezogen auf die Gesamtmasse der EAG bzw. Altfahrzeuge): EAG: SG 1 (Wärmeüberträger): 2024: 5 %, 2027: 10 %, 2030: 15 % SG 2 (Bildschirmgeräte): 2024: 5 %, 2027: 7 %, 2030: 10 % SG 4 (Großgeräte): 2024: 5 %, 2027: 7 %, 2030: 10 % SG 5 (Kleingeräte): 2024: 5 %, 2027: 9 %, 2030: 13 % Altfahrzeuge: 2024: 0,7 %, 2027: 2,0 %, 2030: 3,3 %
Zuordnung zu Strategie	Kombination aus frühzeitiger Separation und erweiterten PST und Recycling von Kunststoffen; „Push-Faktor“ für ein gesteigertes Angebot an PCR-Kunststoffen

Maßnahme	Zielvorgabe für das Kunststoffrecycling
Art	Regulatorisch
Bezug EAG / Altfahrzeug	EAG und Altfahrzeuge
Lebenszyklusphase	Recycling
Anknüpfungspunkt zu Herausforderung	Unzureichende Verfügbarkeit von Post-Consumer-Rezyklaten in gleichbleibender Menge und Qualität
Adressat der Umsetzung	Gesetzgeber/Vollzug (Einführung der Quote; Kontrolle der Umsetzung), Umsetzung durch Recycler (Erfüllung der Quote) idealerweise in Abstimmung mit Hersteller
Aufwand zur Umsetzung	Die Umsetzung erfordert die Verfügbarkeit ausreichender Recyclingkapazitäten. Hierfür ist der Aufwand erheblich und entsprechende Investitionen erforderlich. Auf der anderen Seite sind durch die möglichen Einsparungen an Primärrohstoffen und damit in Verbindung stehende Folgekosten volkswirtschaftlich betrachtet erhebliche Einsparungen möglich und die Maßnahme trägt essentiell zum Erreichen einer Kreislaufwirtschaft bei. Die konkrete Umsetzung eines solchen Ziels erfordert einen erheblichen regulatorischen Aufwand und die Zielerreichung müsste nach der Einführung überprüft werden. Bestehende Berichtspflichten für die abfallstatistische Erhebung von Erst- und Folgebehandlungsanlagen sollten genutzt und ggfs. angepasst werden, um den Anteil recycelter Kunststoffe je EAG-Kategorie bzw. für Altfahrzeuge im Jahresmittel zu ermitteln. Für Erst- und Folgebehandlungsanlagen im Bereich der EAG und Altfahrzeuge sollte ein horizontaler Nachweis für die Erfüllung des Recyclingziels pro Berichtsjahr etabliert werden. Kunststoffrecyclingziele sollten unter der Prämisse eines hochwertigen werkstofflichen Recyclings künftig regelmäßig an die Abfallzusammensetzung und den Stand der Technik des Recyclings angepasst werden.
Umsetzungshorizont	Mittel- bis langfristig
Ebene der rechtlichen Umsetzung	Europäisch und national
Erwartete ökologische Effekte	<i>Effektivität</i> Durch die Etablierung einer Recyclingquote würde ein größerer Anteil an Kunststoffen dem Recycling zugeführt werden, was zu einer Steigerung der Sekundärkunststoffmenge führt. Gleichzeitig bringt das Ziel in Verbindung mit einem klaren Zielkorridor Planungs- und Investitionssicherheit für die Recyclingbranche, weil dadurch die Pflicht für ein fortgesetztes und ansteigendes Recycling von Kunststoffen aus EAG und Altfahrzeugen verbindlich wäre und dafür geeignete Anlagen erforderlich sind. <i>Ausschleusen von Schadstoffen</i> Durch das erhöhte Kunststoffrecycling und dem damit einhergehenden Einsatz von Separationstechnologien würden schadstoffbelastete Kunststofffraktionen ebenfalls gezielt ausgeschleust werden. <i>Entlastung durch Substitution von Primärrohstoffen</i> Durch die Recyclingquote würden mehr Sekundärkunststoffe auf den Markt gebracht werden, welche Primärrohstoffe substituieren können. <i>Aufwand für die Aufbereitung und Recycling</i>

Maßnahme	Zielvorgabe für das Kunststoffrecycling
	Generell bedeutet eine Recyclingquote einen Mehraufwand für die Abfallbranche. Die Technologien und Prozessketten existieren jedoch schon und durch die Recyclingquote würde die Investitionssicherheit verbessert werden, was die Umstellung fördern kann.
Wirkgefüge	Voraussetzungen: ▶ Absatzmarkt für die Sekundärkunststoffe ▶ Ausreichend hohe Qualitäten der Rezyklate Einfluss auf andere Maßnahmen: ▶ Durch ein Recyclingziel kann ein Kunststoffrezyklateinsatzziel ebenfalls gefördert werden ▶ Wirkkette der Ziele siehe Abbildung unter Tabelle.

Abbildung 67: Vereinfachte Darstellung der Wirkkette zur Maßnahme Festlegung einer Zielvorgabe für das Kunststoffrecycling



7.1.2.1.1 Erläuterung der Maßnahme

Aktuell stellen sowohl das ElektroG als auch die AltfahrzeugV Vorschriften an das Recycling und geben gesamtmassenbezogene Recyclingziele vor. Diese Ziele sind je nach Gerätekategorie zwischen 55 und 85 % festgelegt und beziehen sich auf das Gesamtgewicht der Altgeräte. Das Recyclingziel für Altfahrzeuge beträgt 85 %. Die Recyclingziele werden aufgrund der höheren Massenteile zum größten Teil bereits durch das Recycling der Metallanteile erfüllt und fördern somit nicht gezielt das Kunststoffrecycling.

Es wäre daher sinnvoll, ein gewichtsbezogenes werkstoffliches Recyclingziel spezifisch für das Recycling von Kunststoffen einzuführen. Hierbei muss beachtet werden, dass sich die eingesetzten Kunststoffe und Kunststoffanteile in den Produkten stark unterscheiden können. Bauteile bestehen oftmals aus mehreren Kunststofftypen und/oder variieren sehr stark in Bezug auf die Modelle/Hersteller.

Die Recyclingziele sollte(n) daher differenziert ausgestaltet werden. Ansätze dazu sind im Folgenden dargestellt.

EAG:

Der Massenanteil von Kunststoffen in EAG dürfte analog zum Anteil in EEG durchschnittlich etwa 20 % betragen. Zudem werden EEG oftmals mit gefährlichen Additiven wie z.B. bromierten Flammenschutzmitteln versetzt (Wilts et al., 2016). Je nachdem wie hoch der Kunststoffgehalt in den EAG-Abfallströmen der jeweiligen Kategorien ist und wie hoch der Anteil aufgrund von Stör- und Schadstoffbelastung abzutrennender Fraktionen ist lassen sich unterschiedliche Ausbeuten und damit Recyclingquoten erzielen. Um die Nachweisführung und Berichterstattung zu vereinfachen, sollte sich das Recyclingziel auf das Gesamtgewicht der EAG beziehen. Zwischen den Gerätekategorien bestehen erhebliche Unterschiede in den durchschnittlichen Kunststoffanteilen und dem Gehalt an zu separierenden Schad- und Störstoffen. Es wird daher empfohlen, das Recyclingziel für die Gerätekategorien zu differenzieren und, auf der Grundlage des Kunststoffanteils am Gesamtgewicht und möglichen Ausbeuten, spezifische Recyclingziele für die Kategorien 1, 2, 4 und 5 zu etablieren. Die Kategorien 3 und 6 sind nur von nachrangiger Bedeutung, denn sie haben nur einen geringen Anteil am Gesamtkunststoffaufkommen in EAG.

Altfahrzeuge:

Bei den Altfahrzeugen handelt es sich um einen homogenen Abfallstrom und es gibt bereits rechtliche Verpflichtungen zur Entfernung von großen Kunststoffbauteilen, die jedoch nur gelten, wenn die entsprechenden Materialien beim Schreddern nicht in einer Weise getrennt werden, die eine stoffliche Verwertung ermöglicht. Von dieser Ausnahme wird in der aktuellen Praxis üblicherweise Gebrauch gemacht, obwohl die Kunststoffe nach dem Schreddern nur zu sehr geringen Anteilen tatsächlich werkstofflich recycelt werden. Daher fördert diese Demontagepflicht das Kunststoffrecycling nicht ausreichend. Hier wäre ein generelles Kunststoffrecyclingziel für Kunststoffe vorstellbar, welche im Zuge der Überarbeitung der Altfahrzeug-Richtlinie in diese integriert werden könnte.

Im Durchschnitt haben verkaufte Neufahrzeuge aktuell einen Kunststoffgehalt von ca. 20 %. Im Jahr 2000/2001 lag dieser bei ca. 12 %. Dies entspricht in etwa dem Kunststoffgehalt aktuell anfallender Altfahrzeuge.

EAG und Altfahrzeuge:

Definition von „Recycling“ für die Zielgröße

Generell sollte das Recycling für eine solche Quote eindeutig definiert sein und Anwendungsgebiete wie z.B. die Verfüllung ausschließen. Ziel ist es, Sekundärkunststoffe zu gewinnen und dadurch den Einsatz von Primärkunststoffen zu ersetzen. Hierfür könnte beispielsweise die Definition des Kreislaufwirtschaftsgesetzes bzw. der Abfallrahmenrichtlinie verwendet werden (siehe §3(25) KrWG und Artikel 3 Abs. 17 AbfRRL).

Das Recyclingziel sollte in einer Quote darstellen, welcher Anteil des Kunststoffs aus EAG bzw. Altfahrzeugen in einem Recyclingprozess zu Sekundärkunststoff verarbeitet wurde und dadurch Primärkunststoff ersetzen kann. Das Ziel sollte outputbezogen definiert werden.

Das Recyclingziel kann mittels Sekundärkunststoffen erreicht werden, die aus hochwertigem werkstofflichem Recycling oder aber auch aus chemischem Recycling stammen. Wesentlich ist, dass mit den resultierenden Sekundärkunststoffen Primärkunststoffe ersetzt werden.

Ein Vorschlag für eine Definition für recycelte Kunststoffe, die von EAG stammen, findet sich im Durchführungsbeschluss (EU) 2019/2193 der Kommission vom 17. Dezember 2019 „Nach Polymeren getrennte Kunststoffe, die vor dem Einbringen in einen Pelletier-, Extrusions- oder Formvorgang keiner weiteren Verarbeitung unterzogen werden“ oder „Kunststoffflakes, die vor ihrer Verwendung in einem Enderzeugnis keiner weiteren Verarbeitung unterzogen werden.“

Zwar gilt diese Definition nur für EAG, jedoch kann sie auch für Kunststoffe, welche aus Altfahrzeugen stammen, angewendet werden.

Der Input für die EAG kann dabei an den Durchführungsbeschluss (EU) 2019/2193 angelehnt werden welcher lautet: „Das Gewicht der einer Recyclinganlage zugeführten Elektro- und Elektronik-Altgeräte ist das Gewicht der Materialien, die von Elektro- und Elektronik-Altgeräten stammen, die nach ordnungsgemäßer Behandlung gemäß Artikel 8 Absatz 2 der Richtlinie 2012/19/EU⁸¹ einem Recyclingverfahren zugeführt werden, bei dem Abfallmaterialien zu Produkten, Materialien oder Stoffen weiterverarbeitet werden, die nicht als Abfall anzusehen sind.“ Diese Definition kann analog für Altfahrzeuge angewendet werden, für welche die Behandlungsvorschriften in der Richtlinie 2000/53/EG⁸² in Artikel 6 Absatz 3 festgelegt sind. Auf dieser Grundlage bezieht sich ein Kunststoffrecyclingziel auf die Gesamtmasse der EAG bzw. der Altfahrzeuge, die einem Recyclingverfahren zugeführt werden.

7.1.2.1.2 Praktische Umsetzbarkeit und Möglichkeiten zum Vollzug

Die Recyclingziele könnten in den jeweiligen nationalen (ElektroG und AltfahrzeugV) beziehungsweise europäischen Gesetzen (WEEE-Richtlinie und Altfahrzeug-Richtlinie) implementiert werden. Das Festlegen eines spezifischen Ziels stellt aus verschiedenen Gründen eine Herausforderung dar. So werden z.B. viele verschiedene Kunststoffe mit verschiedenen Additiven (z.B. Flamschutzmittel) eingesetzt und die Kunststoffanteile und Zusammensetzungen können sich je nach Produkt und sogar Bauteil massiv unterscheiden. Zudem werden Polymerblends bzw. Verbundwerkstoffe eingesetzt. Solche und andere Gründe verhindern oder erschweren das Recycling zumindest teilweise. Außerdem werden die Produkte, die jetzt auf den Markt kommen erst in der Zukunft zu Abfall. Die jetzt in EEG und Fahrzeugen eingesetzten Kunststoffe fallen typischerweise erst in ~5-20 Jahren als Abfall an.

Generell fehlt es in Deutschland/Europa auch an ausreichenden Recyclingkapazitäten, sodass bei der Einführung von Kunststoffrecyclingzielen das bestehende System zunächst überlastet wird. Eine Recyclingziel sollte daher zunächst niedrig angesetzt werden und sich zunächst am Status-Quo des Recyclings (technischer Fortschritt und Recyclingkapazität) in Deutschland orientieren. Nach Einführung des Recyclingziels sollte das Ziel nicht mehr an den verfügbaren Kapazitäten, sondern an der Menge der recycelbaren Kunststoffe und dem technischen Fortschritt ausgerichtet und entsprechend angepasst werden. Die erforderlichen Kapazitäten müssten dann geschaffen werden um die Erreichung des Ziels zu ermöglichen. Um den Ausbau anzuregen und gleichzeitig jedoch das System nicht zu überlasten, sollten die Anpassungen schrittweise erfolgen, zum Beispiel durch eine regelmäßige Anpassung nach 3-5 Jahren. Ein konkreter Zielpfad mit bestimmten Zeithorizonten würde Planungs- und Investitionssicherheit schaffen. Generell ist es das Ziel der europäischen Kunststoffstrategie, bis 2030 50 % aller Kunststoffabfälle zu recyceln. An diesem Ziel sollte sich auch das Ziel für das Recycling aus EAG und Altfahrzeugen orientieren.

Die wesentliche Herausforderung für die Festlegung einer angemessenen Höhe des Ziels im Bereich der EAG liegen darin das im Bereich der EAG in den Kategorien unterschiedliche Gerätetypen mit (1) unterschiedlich komplexen Polymeranteilen und (2) unterschiedlich komplexen Bauteilen vorhanden sind. Dazu kommt (3) der unterschiedlich hohe Kunststoffanteil, (4) der unterschiedliche Anteil an Kunststoffen mit Schadstoffen und (5) der unterschiedliche Anteil an schwer zu recycelnden Kunststoffverbundstoffen. Auch im Fahrzeugbereich gibt es diesbezüglich eine sehr hohe Komplexität.

⁸¹ Richtlinie 2012/19/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 4. Juli 2012 über Elektro- und Elektronik-Altgeräte

⁸² Richtlinie 2000/53/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. September 2000 über Altfahrzeuge

Ein möglicher Ansatz zur Festlegung der Höhe eines Recyclingziels wird im Folgenden sowohl für die EAG als auch für die Altfahrzeuge erläutert.

EAG:

Im Bereich der EAG gibt es in Europa bereits Kunststoffrecyclingziele. So schreibt beispielsweise der Gesetzgeber in Belgien über alle Gerätekategorien hinweg für Kunststoffe eine Zielquote von 50 % Recycling bezogen auf die Kunststoffmasse vor (Wilts et al., 2016).

Allgemein ist das Recycling im Bereich der EAG bereits weiter fortgeschritten als bei den Altfahrzeugen, weshalb hier höhere Ziele angesetzt werden können. Im Jahr 2019 wurden bei den EAG ca. 4,6 % der Kunststoffe in Bezug auf die Gesamtmasse der EAG recycelt. Bezogen auf den Kunststoffanteil entspricht das einer Quote von 17,6 %.

Bei EAG sollte bei der Ausarbeitung eines Recyclingziels auf die unterschiedlichen Gerätekategorien geachtet werden. Diese unterscheiden sich erheblich in der Zusammensetzung und dem Anteil der Kunststoffe. Da der Kunststoffanteil im EAG-Inputstrom nicht praktikabel zu bestimmen ist, sollte sich das Recyclingziel auf die Gesamtmasse der EAG und erzielbare Ausbeuten beziehen. Deshalb werden für unterschiedliche Gerätekategorien jeweils spezifische Ziele vorgeschlagen.

Kategorie 1, Wärmeüberträger:

Kühlgeräte besitzen durchschnittlich einen Kunststoffanteil von 30 %, wovon bis zu 65 % PS ist, jedoch können auch andere Kunststoffe wie PU, ABS, PMMA und PP gefunden werden. Ein Betrieb hat angegeben, dass bezogen auf den Gesamtkunststoffanteil halogenarmes PS mit einer Ausbeute von 65 % in der LF (Leichtfraktion, Dichte $<1,08 \text{ g/cm}^3$) erreicht werden kann. Für ABS (1 %) und PP (2 %) sind die Ausbeuten wesentlich kleiner. Über die SF (Schwerfraktion, Dichte $>1,08 \text{ g/cm}^3$) werden 14 % abgetrennt. Somit kann insgesamt eine Ausbeute von 68 % der Gesamtkunststoffe erreicht werden. Dies entspricht einer Kunststoffrecyclingquote von ~20 % bezogen auf die EAG-Gesamtmasse und würde jedoch voraussetzen, dass alle Kunststoffe dem Recycling zugeführt werden, wofür die Kapazitäten in Deutschland nicht ausreichen und dass alle Kunststoffe in EAG auch werkstofflich recycelbar sind (was ebenfalls nicht zutrifft). Es wird daher vorgeschlagen das Recyclingziel bei 15 % bezogen auf die EAG-Gesamtmasse anzusetzen. Als Zielkorridor könnte bei einem Startwert von 5 % begonnen werden. Das Ziel sollte, angesichts des Ziels der europäischen Kunststoffstrategie bis 2030 50 % aller Kunststoffabfälle zu recyceln, in regelmäßigen Abständen bis 2030 auf 15 % erhöht werden (2024: 5 %, 2027: 10 %, 2030: 15 %). Bezogen auf den Kunststoffanteil entspricht dieses Ziel einer Recyclingquote von 50%. Bei der Anpassung sollte der technische Fortschritt berücksichtigt (z.B. in der Recyclingtechnik oder in der Zusammensetzung der Geräte) und die Marktsituation berücksichtigt werden.

Kategorie 2, Bildschirmgeräte:

Der Kunststoffanteil bei den Bildschirmgeräten beträgt ungefähr 20 % und ist umso höher, je weniger alte CRT-Bildschirm im Abfallstrom vorhanden sind (siehe Kapitel 4.2.1).

Ein Betrieb hat angegeben, dass bezogen auf den Gesamtkunststoffanteil eine halogenfreie PS-Ausbeute von 72 % in der LF (Dichte $<1,08 \text{ g/cm}^3$) erreicht werden kann. Für ABS (3 %) und PP (2 %) sind die Ausbeuten wesentlich kleiner. Über die SF (Dichte $>1,08 \text{ g/cm}^3$) werden ca. 10 % aussortiert. Somit kann insgesamt eine Ausbeute von 77 % der Gesamtkunststoffe erreicht werden. Dies entspricht einer Kunststoffrecyclingquote von ~15 % bezogen auf die EAG-Gesamtmasse und würde jedoch voraussetzen, dass alle Kunststoffe dem Recycling zugeführt werden, wofür die Kapazitäten in Deutschland nicht ausreichen. Es wird daher vorgeschlagen das Recyclingziel bei 10 % bezogen auf die EAG-Gesamtmasse anzusetzen. Als Zielkorridor

könnte bei einem Startwert von 5 % begonnen werden. Das Ziel sollte, angesichts des Ziels der europäischen Kunststoffstrategie bis 2030 50 % aller Kunststoffabfälle zu recyceln, in regelmäßigen Abständen bis 2030 auf 10 % erhöht werden sollte (2024: 5 %, 2027: 7 %, 2030: 10 %). Bezogen auf den Kunststoffanteil entspricht dieses Ziel einer Recyclingquote von 50%. Bei der Anpassung sollten der technische Fortschritt (z.B. in der Recyclingtechnik oder in der Zusammensetzung der Geräte) und die Marktsituation berücksichtigt werden.

Kategorie 5, Kleingeräte:

Bei der SG 5 beträgt der Kunststoffanteil ca. 25 %, wobei geschätzt wird, dass die Zielkunststoffe ABS, PS, PE und PP ca. 45 % davon ausmachen können (vergleiche Abbildung 6). Die SG 5 beinhaltet jedoch eine Vielzahl an unterschiedlichen Geräten, weshalb eine generelle Aussage nur schwer getroffen werden kann. Insgesamt können beim Recycling ca. 50 % der Kunststoffe zurückgewonnen werden (ca. 10 % PP und jeweils 20 % ABS und PS, siehe Kapitel 4.2.2).

Handke et al., (2019) geht von einer leicht höheren Ausbeute von 50-70 % aus, jedoch geben Knappe et al., (2021) ebenfalls eine Ausbeute von 50 % an.

Bei einer angenommenen Ausbeute von 50 % entspricht dies einer Kunststoffrecyclingquote von ~13 % bezogen auf die EAG-Gesamtmasse, setzt jedoch voraus, dass alle Kunststoffe dem Recycling zugeführt werden, wofür die Kapazitäten in Deutschland derzeit nicht ausreichen. Ebenfalls variiert der Kunststoffanteil und die Kunststoffzusammensetzung in der SG 5 stark, weshalb daher vorgeschlagen wird das Recyclingziel bei 10 % bezogen auf die EAG-Gesamtmasse anzusetzen.

Als Zielkorridor könnte bei einem Startwert von 5 % begonnen werden. Das Ziel sollte, angesichts des Ziels der europäischen Kunststoffstrategie bis 2030 50 % aller Kunststoffabfälle zu recyceln, in regelmäßigen Abständen bis 2030 auf 13 % erhöht werden (2024: 5 %, 2027: 9 %, 2030: 13 %). Bezogen auf den Kunststoffanteil entspricht dieses Ziel einer Recyclingquote von 50%. Bei der Anpassung sollten der technische Fortschritt (z.B. in der Recyclingtechnik oder in der Zusammensetzung der Geräte) und die Marktsituation berücksichtigt werden.

Kategorie 4, Großgeräte:

Die Geräte der Kategorie 4 haben einen durchschnittlichen Kunststoffanteil von 20 % (vgl. Abbildung 11), wobei hier besonders PP und ABS eingesetzt werden (vgl. Abbildung 13). Bei dieser Kategorie fehlen jedoch Daten zu den Ausbeuten, weshalb sich hierbei an den anderen Kategorien orientiert werden kann. Es kann daher zunächst ein Kunststoffrecyclingziel von 10 % bezogen auf die EAG-Gesamtmasse angesetzt werden.

Als Zielkorridor könnte bei einem Startwert von 5 % begonnen werden. Das Ziel sollte, angesichts des Ziels der europäischen Kunststoffstrategie bis 2030 50 % aller Kunststoffabfälle zu recyceln, in regelmäßigen Abständen bis 2030 auf 10 % erhöht werden sollte (2024: 5 %, 2027: 7 %, 2030: 10 %). Bezogen auf den Kunststoffanteil entspricht dieses Ziel einer Recyclingquote von 50%. Bei der Anpassung sollten der technische Fortschritt (z.B. in der Recyclingtechnik oder in der Zusammensetzung der Geräte) und die Marktsituation berücksichtigt werden.

Bemerkung zu allen Gerätekategorien:

Angesichts der oben genannten Herausforderung für die Festlegung einer angemessenen Höhe des Ziels im Bereich der EAG ist anzumerken, dass die obenstehenden Berechnungen zu den möglichen Recyclingquoten mit erheblichen Unsicherheiten belastet sind. Sie zeigen jedoch, dass die daraus abgeleiteten Vorschläge für die Gerätekategorien im Bereich des Ziels der europäischen Kunststoffstrategie (bis 2030 50 % aller Kunststoffabfälle recyceln) realistisch

möglich sein können. Zur genauen Festlegung der gerätespezifischen Ziele sollten weitere Daten erhoben werden.

Altfahrzeuge

Altfahrzeuge haben im Vergleich zu EAG eine geringere Produkttypenvielfalt, weshalb sich hier eher ein allgemeines Recyclingziel ableiten lässt. Im Jahr 2018 wurden in Deutschland aus den Altfahrzeugen ca. 0,6 bis 0,7 % der Kunststoffe in Bezug auf die Gesamtmasse der Altfahrzeuge recycelt. Bezogen auf den Kunststoffanteil entspricht das einer Quote von 5,0 bis 5,8 % (siehe Abbildung 21).

In einem Fahrzeug, welches aktuell den Abfallstrom erreicht, sind durchschnittlich ca. 12 % Kunststoffe verbaut, von denen nach Berechnungen ~37 % aus den Zielkunststoffen ABS, PS und PP bestehen. Aktuell werden ca. 6% der Kunststoffe aus Altfahrzeugen recycelt. Bezogen auf die Altfahrzeuggesamtmasse entspricht das 0,7%. Im Recyclingprozess können für die Zielkunststoffe Ausbeuten von 40-60 % für die SLF und SSF erzielt werden (Aigner et al., 2020; Knappe et al., 2021). Das entspricht einer möglichen Ausbeute an 15-22 % an recyceltem Zielkunststoff pro Altfahrzeug bezogen auf die Gesamtkunststoffmenge. Bezogen auf die Altfahrzeuggesamtmasse entspricht dies einer Quote von ca. 1,8 bis 2,7 %. Zukünftig wird der Kunststoffanteil in Altfahrzeugen ansteigen. Er wird bei im Jahr 2030 anfallenden Altfahrzeugen bei ca. 15% liegen (siehe Kapitel 3.2.6). Bezogen auf die Altfahrzeuggesamtmasse entspricht dies einer Quote von ca. 2,2 bis 3,3 %.

Dies setzt jedoch voraus, dass alle kunststoffhaltigen Fraktionen des Abfallstroms der Altfahrzeuge einem geeigneten Recyclingprozess zugeführt werden, wofür in Deutschland jedoch aktuell die Kapazitäten nicht ausreichen. Es wird daher vorgeschlagen, zum Jahr 2030 ein Recyclingziel von etwa 22 % des Kunststoffgehalts von Fahrzeugen bzw. 3,3 % bezogen auf die Altfahrzeuggesamtmasse anzustreben (bei einem angenommenen Kunststoffanteil von 15%. Angesichts der möglichen Ausbeuten dürfte ein solches Ziel erreichbar sein. Die Erreichung des Ziels sollte in Zukunft regelmäßig überprüft und an den technischen Fortschritt und die Marktsituation angepasst werden.

Da Fahrzeuge eine relative lange Lebensdauer von 17-18 Jahren besitzen, fallen aktuell Fahrzeuge aus den frühen 2000er Jahren an, welche im Vergleich zu modernen Fahrzeugen einen geringen Kunststoffanteil besitzen. Aktuell hergestellte Fahrzeuge besitzen einen Kunststoffanteil von ca. 20 %, wodurch in Zukunft mehr Kunststoffe im Abfallstrom vorhanden sein werden. Dieser Anteil sollte bei der regelmäßigen Anpassung des Recyclingziels berücksichtigt werden.

Als Zielkorridor könnte bei einem Startwert von 6 % (bezogen auf den Kunststoffmassenanteil) bzw. 0,7 % (bezogen auf die Altfahrzeuggesamtmasse) begonnen werden. Das Ziel sollte, in regelmäßigen Abständen bis 2030 auf mindestens 22 % (bezogen auf den Kunststoffmassenanteil) bzw. 3,3 % (bezogen auf die Altfahrzeuggesamtmasse) erhöht werden (2024: 0,7 %, 2027: 2,0 %, 2030: 3,3 %). Bezogen auf den Kunststoffanteil entspricht dieses Ziel in 2030 einer Recyclingquote von etwa 22% (bei einem angenommenen Kunststoffanteil in Altfahrzeugen von 15 % in 2030). Dieses Ziel bleibt also erheblich hinter dem 50 % Ziel der Europäischen Kunststoffstrategie zurück. Es ist daher wichtig weitere Anstrengungen zu unternehmen (z.B. Design für Zirkularität), um künftig das Recycling von Kunststoffen aus Altfahrzeugen erhöhen und das Ziel in einem längeren Zeithorizont weiter anpassen zu können.

Ein konkretes Beispiel zur Umsetzung eines kunststoffspezifischen Recyclingziels in Deutschland besteht im Verpackungsgesetz. In diesem Bereich sollen mindestens 22,5 % der Kunststoffe in den anfallenden Verpackungen recycelt werden, wobei hier nur Kunststoff berücksichtigt wird, der durch die stoffliche Verwertung wieder zu Kunststoff wird. 2030 sollen

es 55 % sein. Dies entspricht einer jährlichen Erhöhung von 1,7% seit Einführung des Gesetzes in 2017.

Ein klares Ziel und zeitlich absehbare regelmäßige Erhöhungen haben den Vorteil, dass sie der Industrie Planungssicherheit geben und die Investitionsbereitschaft erhöhen. Langfristig könnte dies zu einer höheren Konkurrenz innerhalb der Recyclingbranche führen, wodurch sich ebenfalls ein höherer Anreiz zur Entwicklung neuer Recyclingtechnologien entwickeln würde. Da sich die Technologien permanent weiterentwickeln und die Kunststoffe besser separiert werden können, wäre eine andere Möglichkeit das Ziel als Mindestvorgabe zu definieren, welche dann ihre Gültigkeit verliert, wenn sie im Vorjahr überschritten wurde. In diesem Fall würde dann der Vorjahreswert gelten. Hierdurch würde, zumindest theoretisch, sichergestellt werden, dass es im schlimmsten Fall nur eine Stagnation gibt (Wilts et al., 2016). Wenn das 50% Ziel der EU-Kunststoffstrategie bis 2030 tatsächlich erreicht werden soll, sind allerdings ambitioniertere Ziele erforderlich.

Um die tatsächlich erreichte Recyclingquote der Recyclingunternehmen zu errechnen, kann man sich an den Definitionen des Durchführungsbeschluss (EU) 2019/2193 orientieren. Auf dieser Grundlage bezieht sich das Kunststoffrecyclingziel auf die Gesamtmasse der EAG (je Kategorie) bzw. der Altfahrzeuge, die einem Recyclingverfahren zugeführt werden (Divisor) und auf die Gesamtmasse der hochwertig recycelten Kunststoffe nach Abschluss aller Recyclingprozesse (Dividend), die als PCR- Sekundärkunststoffe Primärmaterial ersetzen können. Sofern den recycelten Kunststoffen im Recyclingprozess Additive hinzugefügt werden, ist deren Masse von der Gesamtmasse der recycelten Kunststoffe im Dividenden zu subtrahieren.

Somit berechnet sich die Recyclingquote für die Altfahrzeuge nach folgender Formel:

$$\frac{\text{Kunststoffmasse aus Altfahrzeugen nach Abschluss aller Recyclingprozesse}}{\text{Gesamtmasse der Altfahrzeuge}} \cdot 100$$

Für die EAG wird die Recyclingquote folgendermaßen berechnet:

$$\frac{\text{Kunststoffmasse aus Elektroaltgeräten nach Abschluss aller Recyclingprozesse}}{\text{Gesamtmasse der Elektroaltgeräte}} \cdot 100$$

Die Einhaltung der Quote kann z.B. je nach Zusammensetzung des Inputstroms für den einzelnen Anlagenbetreiber schwierig sein. Das Risiko der ordnungsgemäßen Umsetzung liegt sowohl bei den Erstbehandlern und Demontagebetrieben sowie den Recyclingunternehmen. Die EBAs können dabei den Inputstrom nicht steuern (entweder Rosinenpicken gut recyclingfähiger Gerätekategorien, öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger müssen dann aber auch die anderen Fraktionen handeln) und tragen somit das größte Risiko. Laut Aussagen von Expert*innen unterliegen die Outputströme jedoch nur geringen Schwankungen, sodass die Folgebehandlungsanlagen einen relativ zuverlässigen Inputstrom besitzen (siehe auch Kapitel 4.2.2).

Da sich die Zusammensetzung des Inputs von Standort zu Standort und zwischen den Betrieben unterscheidet, ist ein Zusammenschluss von mehreren Behandlungsanlagen zur Erfüllung des Recyclingziels sinnvoll. Damit kann überprüft werden, ob das Recyclingziel insgesamt erreicht wird. Es muss nicht unbedingt auf der Ebene einzelner Behandlungsanlagen erreicht werden, sondern für Deutschland insgesamt. Eine entsprechende Kooperation ist bereits für Demontagebetriebe und Schredderanlagen im Bereich der Altfahrzeuge etabliert. Im Anhang der AltfahrzeugV unter Punkt 3.2.4.1 heißt es, dass der Nachweis von allen beteiligten Betrieben gemeinsam zu erbringen und durch einen Sachverständigen zu überprüfen ist. Für Erst- und Folgebehandlungsanlagen im Bereich der EAG und Altfahrzeuge könnte ein analoger horizontaler Nachweis für die Erfüllung des Recyclingziels im Jahresmittel etabliert werden.

Bestehende Berichtspflichten für die abfallstatistische Erhebung für Erst- und Folgebehandlungsanlagen sollten genutzt und ggfs. angepasst werden, um den Anteil recycelter Kunststoffe je EAG-Kategorie bzw. für Altfahrzeuge je Berichtszeitraum zu ermitteln.

Es sollte jährlich an eine zentrale Stelle berichtet werden, wie viele EAG bzw. Altfahrzeuge behandelt und welcher Gewichtsanteil davon zu Sekundärkunststoffen recycelt wurden.

Wichtig sind in diesem Zusammenhang Zertifizierungen für die Qualität der Kunststoffe (entweder für die Kunststoffe selbst, oder für den Recyclingbetrieb), da sonst möglicherweise große Mengen an Sekundärkunststoffen mit nur minderwertiger Qualität hergestellt und auf den Markt gebracht werden. Hierfür kann auf bereits bestehende Zertifizierungssysteme zurückgegriffen werden. Ein Beispiel dafür ist EU CertPlast, welches auf europäischer Ebene Recyclinganlagen zertifiziert, wenn diese bestimmte Qualitäts- und Nachverfolgungskriterien ihrer Rezyklate erfüllen können. Angewendet wird dabei die Norm EN 15343:2007 und bei erfolgreicher Zertifizierung kann für die Abnehmer sichergestellt werden, dass sie die Rezyklate nachverfolgen können und dass diese eine ausreichend hohe Qualität besitzen (EuCertPlast, 2021).

Besonders effektiv könnte eine solches Recyclingziel (die als „Push-Faktor“ für ein gesteigertes Angebot an PCR-Kunststoffen sorgt) mit der Einführung eines Rezyklateinsatzziels in neuen Produkten (die als „Pull Faktor“ für eine gesteigerte Nachfrage sorgt) sein, da hierdurch erreicht werden kann, dass für die Rezyklate auch ein gesicherter Absatzmarkt vorhanden ist (siehe hierzu auch Kapitel 7.2.2.1).

7.1.2.2 Frühzeitige Separation von (großen) Kunststoffteilen aus EAG

Maßnahme	Frühzeitige Separation von (großen) Kunststoffteilen aus EAG
Ziel	Ziel: Erhöhung von Angebot und Qualität von Sekundärkunststoffen Unterziel: Recyclingprozesse verbessern Unterziel: Qualität Sekundärkunststoffe verbessern
Erläuterung	Frühzeitige Separation von (großen) Kunststoffteilen mit anschließendem, werkstofflichem Recycling, wenn die entsprechenden Materialien nicht beim oder nach dem Schreddern separiert und werkstofflich verwertet werden.

Die Aufnahme der frühzeitigen Separation von großen Kunststoffteilen, wie Schubladen und Fächern in Kühlgeräten, in die EAG-BehandV oder WEEE-Richtlinie ist eine regulatorische Maßnahme mit dem vorrangigen Ziel das Angebot und die Qualität von Sekundärrohstoffen zu erhöhen. Die Maßnahme steht im Zusammenhang mit der Strategie zur frühzeitigen Separation von losen Kunststoffteilen (siehe Kapitel 6.2.2.1.1).

Durch die frühzeitige Separation großer Kunststoffteile lassen sich Fraktionen höherer Reinheit oder teilweise Monofraktion schaffen. Besonders bei Geräten, die aktuell bereits einer manuellen oder teilmechanischen Demontage durchlaufen, können Betriebe dies mit geringem, zusätzlichem Aufwand bei der Demontage durchführen. So durchlaufen Kühlgeräte aktuell mehrere Schritte der Vorbehandlung und Demontage:

- Manuelle Vorbehandlung (u.a. Entnahme von Glühbirnen);
- Schadstoffentfrachtung; und
- Manuelle Demontage (u.a. von Kompressoren, Kabeln).

Die Entnahme von losen Kunststoffinnenteilen wie Schubfächer, Gemüsefächer, oder Halterungen lässt sich zeitsparend und ohne zusätzliches Werkzeug durchführen. Die Separation

muss vor der mechanischen Zerkleinerung durchgeführt werden. Bei Anlagen mit geringem Durchsatz kann die Lagerung und der Transport zu Mehraufwand führen. Separieren Anlagen Kunststoffteile aus anderen Altgeräten, so können Synergien zwischen den Behandlungsschritten geschaffen werden.

Bei anderen Großgeräten, wie bei großen Bildschirmgeräten, gibt es ebenfalls Vorbehandlungsschritte (z.B. die Entnahme von PMMA-Scheiben) in die eine Entnahme von bestimmten Kunststoffteilen aufgenommen werden kann. Dazu zählen u.a. Bildschirmgehäuse aus Kunststoff oder Kunststoff(steh-)füße.

So sollen Betreiber von EBAs vor einer mechanischen Zerkleinerung große Kunststoffbauteile, wie lose Innenteile bei Kühlgeräten und Kunststoffgehäuse und -füße bei Bildschirmgeräten, entfernen und vorrangig der Wiederverwendung oder Recycling zuführen, wenn die entsprechenden Materialien beim oder nach dem Schreddern nicht in einer Weise getrennt werden, die eine werkstoffliche Verwertung ermöglicht. Eine entsprechende Ergänzung der EAG-BehandV wird empfohlen.

7.1.2.3 Aufnahme der frühzeitigen Separation und des Recyclings von Kunststoffkraftstofftanks in EG-Altfahrzeugrichtlinie

Maßnahme	Aufnahme der frühzeitigen Separation und des Recyclings von Kunststoffkraftstofftanks in EG-Altfahrzeugrichtlinie
Ziel	Ziel: Erhöhung von Angebot und Qualität von Sekundärkunststoffen Unterziel: Recyclingprozesse verbessern Unterziel: Qualität Sekundärkunststoffe verbessern Unterziel: Nicht gewünschte Entsorgungswege Abfälle vermeiden Ziel: Planungssicherheit für kunststoffrecycelnde Unternehmen schaffen
Erläuterung	Die frühzeitige Separation mit anschließendem werkstofflichem Recycling von Kunststoffkraftstofftanks aus PE soll in Anhang I, Punkt 4, EG-Altfahrzeugrichtlinie unter einem neuen Spiegelstrich mitaufgenommen werden, sodass es heißt: <i>„Entfernen von Kunststoffkraftstofftanks vor dem Schredderprozess und Zuführung dieser vorrangig der Wiederverwendung oder dem Recycling.“</i> Ebenso soll dies in die AltfahrzeugV unter der Nummer 3.2.3.3 des Anhangs aufgenommen werden.

Die Aufnahme der frühzeitigen Separation und des Recyclings von Kunststoffkraftstofftanks in die EG-Altfahrzeugrichtlinie ist eine regulatorische Maßnahme mit dem vorrangigen Ziel das Angebot und die Qualität von Sekundärkunststoffen zu erhöhen. Die Maßnahme steht in direktem Zusammenhang mit den praktischen Versuchen zum werkstofflichen Recycling von Kunststoffen aus Kraftstofftanks (siehe Kapitel 5.2.1) sowie der Strategie zur Förderung der frühzeitigen Separation und dem Recycling von Kunststoffen aus Altfahrzeugen. Hier wurde erkannt, dass ein erheblicher Vorteil der frühzeitigen Separation und getrennten Sammlung von Kraftstofftanks darin liegt, dass eine Geruchsverunreinigung der gesamten Schredderfraktion sowie eine Störung des Schredderprozesses (durch potentielle Funkenbildung) verhindert werden kann.

Die Ergebnisse des praktischen Versuchs zeigen, dass bei einer Zerkleinerung der HDPE-Tanks⁸³ von <8 mm und einer anschließenden Deodorisierung im IRD sowie einer Vakuumextrusion wie

⁸³ Vorangegangene Schritte: Demontage der Tanks, Entfernung von bauteilfremden Bauteilen sowie Trockenlegung.

auch bei einer Zerkleinerung⁸⁴ von <3 mm und einer anschließenden Deodorisierung im IRD deutliche Abreicherungen flüchtiger Bestandteile möglich sind. Da die Abreicherungen bei der Korngröße <3mm bereits sehr hoch waren, wurde hier keine Vakuumextrusion durchgeführt. Jedoch lässt sich annehmen, dass mit einer Vakuumextrusion nach der IRD-Behandlung kleiner Korngrößen die Emissionsanforderungen für PE der Automobilindustrie erreicht werden könnten.

Konkret waren die gemessene Werte von Naphthalin der Alttanks in den Rezyklaten nicht mehr nachweisbar. Die vorhandenen BTEX-Aromaten (Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylol) in den Alttanks haben sich durch die Deodorisierung, sowie anschließender Re-extrusion bzw. Vakuumextrusion unter oder an die Bestimmungsgrenze signifikant reduziert (konkrete Messwerte sind in Kapitel 5.2.1 enthalten).

Aufgrund der vielversprechenden Ergebnisse des praktischen Versuchs sollte eine frühzeitige Demontage von Kunststoffkraftstofftanks gefördert werden.

Dies kann durch eine Aufnahme in die EG-Altfahrzeugrichtlinie zu einem bestimmten Stichtag in ein paar Jahren erzielt werden. Da die Deodorisierung von Alttanks (per IRD und Vakuumextrusion, siehe 5.2.1, oder mit kryogenen Verfahren (Fraunhofer UMSICHT, 2018)) bisher nicht Stand der Technik ist, ist ein zeitlicher Vorlauf von mehreren Jahren für die Entwicklung von Verfahren bis zur Marktreife und Schaffung von Behandlungskapazitäten und Absatzmärkten zu berücksichtigen. Konkret würde dies bedeuten, einen neuen Spiegelstrich unter Anhang I, Punkt 4 EG-Altfahrzeugrichtlinie hinzufügen mit der Vorgabe „Entfernen von Kunststoffkraftstofftanks vor dem Schredderprozess und Zuführung dieser vorrangig der Wiederverwendung oder dem Recycling“.

Parallel soll dies als separater Spiegelstrich in die AltfahrzeugV unter der Nummer 3.2.3.3 des Anhangs aufgenommen werden. Dies würde bedeuten, dass Betreiber von Demontagebetrieben Kunststoffkraftstofftanks vor der Überlassung der Restkarosse an eine Schredderanlage oder eine sonstige Anlage zur weiteren Behandlung entfernen und vorrangig der Wiederverwendung oder dem Recycling zuführen muss.

Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass dies Ergebnisse eines praktischen Versuchs mit einer geringen Inputmenge an Kunststoffkraftstofftanks darstellen. In diesem Versuch wurde beispielsweise der Umgang mit möglichen PA-Anteilen nicht weiter berücksichtigt, weshalb hier weitere Untersuchungen nötig wären.

7.1.2.4 Investitionshilfen und steuerliche Maßnahmen zur Förderung fortschrittlicher Verfahren

Tabelle 65: Investitionshilfen und steuerliche Maßnahmen zur Förderung fortschrittlicher Verfahren

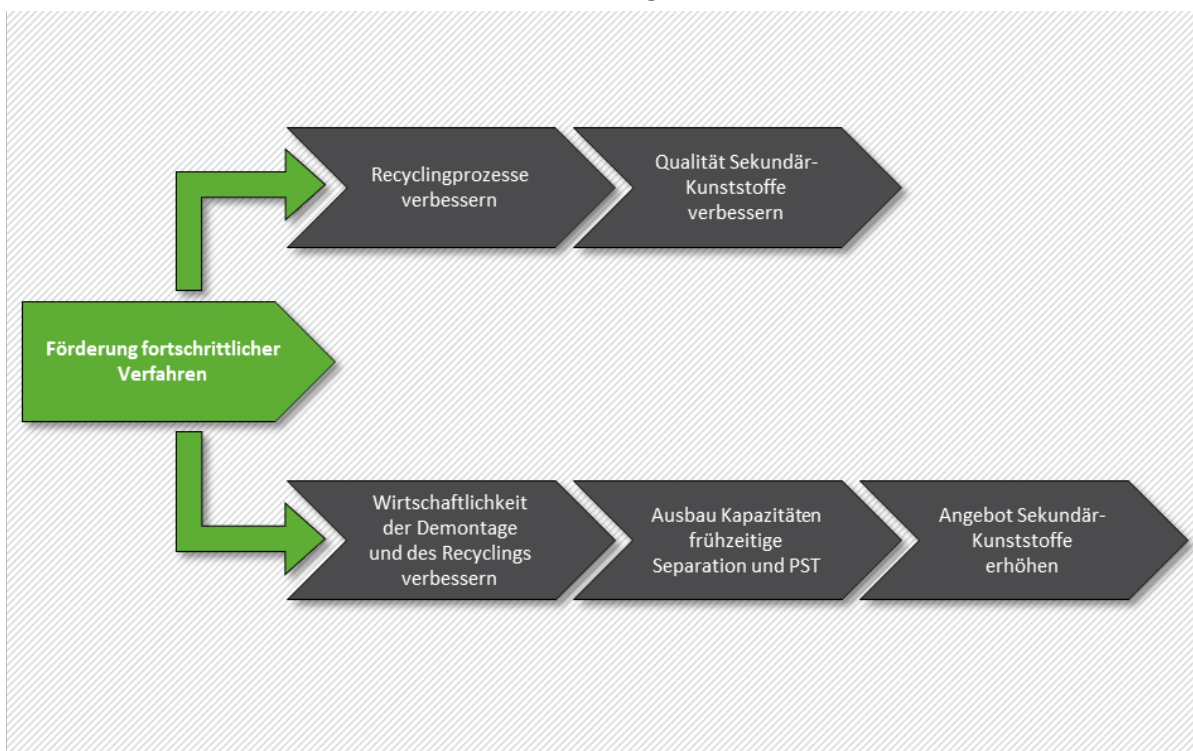
Maßnahme	Investitionshilfen und steuerliche Maßnahmen zur Förderung fortschrittlicher Verfahren
Ziel	Erhöhung von Angebot und Qualität von Sekundärkunststoffen Unterziel: Recyclingprozesse verbessern; Unterziel: Ausbau Kapazitäten frühzeitige Separation und PST; Unterziel: Qualität Sekundärkunststoffe verbessern;
Erläuterung	Diese Maßnahme soll den Auf- und Ausbau fortschrittlicher Recyclingverfahren fördern, indem Firmen durch Investitionshilfen und steuerlichen Maßnahmen das Investitionsrisiko verringert wird, und so

⁸⁴ Vorangegangene Schritte: Demontage der Tanks, Entfernung von bauteilfremden Bauteilen sowie Trockenlegung.

Maßnahme	Investitionshilfen und steuerliche Maßnahmen zur Förderung fortschrittlicher Verfahren
	zum Kapazitätsausbau und Aufbau einer flächendeckenden Recyclinginfrastruktur beitragen. Zudem soll durch den Einsatz der Verfahren der recycelbare KS-Anteil erhöht und die Rezyklatqualität verbessert werden.
Zuordnung zu Strategie	Kombination aus frühzeitiger Separation und erweiterten PST und Recycling von Kunststoffen
Art	Ökonomisch, administrativ
Bezug EAG / Altfahrzeug	EAG und Altfahrzeuge
Lebenszyklusphase	Recycling
Anknüpfungspunkt zu Herausforderung	Unzureichende Qualität (z.B. bezüglich Materialeigenschaften, Schadstoffgehalt, Störstoffgehalt, ...) Unzureichende Verfügbarkeit von PCR-Kunststoffen in gleichbleibender Menge und Qualität Mangelnde Verfügbarkeit von Daten zu Rezyklaten
Adressat der Umsetzung	Öffentliche und private Adressaten; Schaffen der Rahmenbedingungen (Investitionshilfen zur Verfügung stellen, steuerliche Anreize setzen) durch den Staat; Investitionen tätigen durch Investoren und Staat.
Aufwand zur Umsetzung	Die Umsetzung erfordert erhebliche Investition in den Ausbau von Kapazitäten und fortschrittliche Verfahren zur Bereitstellung von Sekundärkunststoffen in ausreichender Menge und Qualität. Auf der anderen Seite sind durch die möglichen Einsparungen an Primärrohstoffen und den Beitrag zum Klimaschutz und damit in Verbindung stehenden Folgekosten gesamtwirtschaftlich betrachtet erhebliche Einsparungen möglich.
Umsetzungshorizont	Kurz- bis langfristig
Ebene der rechtlichen Umsetzung	National, unter Berücksichtigung europäischer Gesetzgebung
Erwartete ökologische Effekte	<i>Effektivität</i> (Abschätzung des Mengenpotenzials zur Steigerung der (hochwertigen) Kunststoffverwertung) Investitionen in fortschrittliche Verfahren fördern sowohl höhere Ausbeuten als auch höhere Rezyklatqualitäten als bisher über den Stand der Technik erreicht werden. <i>Ausschleusen von Schadstoffen</i> Eine Voraussetzung für die Förderung von Recyclinganlagen bzw. -projekten muss eine Ausschleusung von Schadstoffen sein. Indem man dies als Rahmenbedingung setzt, kann dies durch entsprechende Förderprogramme, Kredite etc. stark beeinflusst werden. <i>Entlastung durch Substitution von Primärrohstoffen</i> Je mehr Recyclinganlagen in Deutschland existieren und je effektiver die eingesetzten Technologien sind, desto mehr Sekundärkunststoffe können auf den Markt gebracht werden, welche den Einsatz von Primärrohstoffen verringern. <i>Aufwand für die Aufbereitung und Recycling</i> Selbst durch staatliche oder private Förderung besteht für die Recyclingindustrie noch ein hoher Aufwand. Die neuen Anlagen und Prozessketten/Technologien müssen erst eingestellt und etabliert werden, wozu es geschultes Personal benötigt. Ebenfalls deckt die

Maßnahme	Investitionshilfen und steuerliche Maßnahmen zur Förderung fortschrittlicher Verfahren
Wirkgefüge	staatliche Förderung nicht die gesamten Investitionskosten, weshalb die Industrie selbst weitere Investitionen tätigen müssen. Generell sind solche Investitionen zurzeit mit einem Risiko behaftet, da es keinen stabilen Absatzmarkt für Rezyklate gibt. Voraussetzungen: ► konkrete Rahmenbedingungen der Förderprogramme, Kredite etc. um z.B. spezifische Verfahren zu fördern, welche eine Kreislaufwirtschaft unter Ausschluss von Schadstoffen fördern. Einfluss auf andere Maßnahmen: ► Verringerung des Exports von Kunststoffabfällen ► Wettbewerbsfähigkeit von Sekundärkunststoffe wird gefördert ► Kunststoffrecycling- sowie Kunststoffrezyklateinsatzquoten können so leichter erreicht werden. Wirkkette der Ziele siehe Abbildung unter Tabelle.

Abbildung 68: Vereinfachte Darstellung der Wirkkette zur Maßnahme „Investitionshilfen und steuerliche Maßnahmen zur Förderung fortschrittlicher Verfahren“



PST = Post-Schredder-Technologie

Quelle: eigene Darstellung, Ramboll/Fraunhofer IVV

7.1.2.4.1 Erläuterung der Maßnahme

Aktuell sind die Kapazitäten für das EAG- und Altfahrzeugkunststoffrecycling auf Grundlage fortschrittlicher Verfahren in Deutschland begrenzt. Es scheint in den vergangenen Jahren nur ein geringes Investitionsvolumen in diesem Bereich gegeben zu haben, sodass der Ausbau als stagniert angesehen werden kann. Eine Ursache kann die Unsicherheit von Kreditnehmern und Kreditgebern sein, die bei der Risikobeurteilung geplanter Investitionen vor dem Hintergrund schwankender Nachfrage (z.B. aufgrund von Preisschwanken bei Neuware) und der

Weiterentwicklung des Stoffrechts entstehen kann. Aufgrund des unsicheren Marktumfeldes fehlt die notwendige Investitionsbereitschaft zur Weiterentwicklung der Kreislaufwirtschaft für Kunststoffe aus EAG und Altfahrzeugen. Ein spezifisches Hemmnis besteht in Schwierigkeiten der Kunststoffverwerter, Zugang zu geeigneten Finanzierungsmöglichkeiten zu finden (Wilts et al., 2016). Generell reichen die Marktanreize aktuell nicht für die privatwirtschaftliche Investition aus.

Dabei existieren geeignete technische Verfahren und Aggregate, die in Kombination das qualitativ hochwertige werkstoffliche Recycling von Kunststoffen ermöglichen. Dennoch gibt es ein erhebliches Innovationspotential zur Kombination und Optimierung der Anwendung der Verfahren. Um besonders den Ausbau von Kapazitäten fortschrittlicher Verfahren voranzubringen, sollten geeignete Maßnahmen zu deren Stärkung getroffen werden. Mögliche Maßnahmen z.B. maßgeschneiderte Förderprogramme sollten entweder das Risiko der Investitionen verringern (Investitionshilfen z.B. durch zinsgünstige Darlehen, staatliche Beteiligung oder Kreditgarantien) oder die tatsächlichen Investitionskosten reduzieren (etwa durch steuerliche Maßnahmen z.B. verbesserte Abschreibungsmöglichkeiten). Dies soll private wie auch öffentliche Investoren dazu motivieren, in den Ausbau der Kapazitäten fortschrittlicher Verfahren für das Kunststoffrecycling aus EAG und Altfahrzeugen zu investieren. Hierdurch würde die Kapazität entsprechender Anlagen in Deutschland und das Angebot qualitativ hochwertiger Rezyklate steigen und zu einer Stabilisierung des Marktes beitragen. Die Förderung schließt dahingehen den eigentlichen Betrieb der Anlagen aus.

Voraussetzung für die Förderung des Ausbaus ist

- ▶ die ökologische Vorteilhaftigkeit, insbesondere eine bessere CO₂-Bilanz des Kunststoffrecyclings;
- ▶ die wirtschaftliche Tragfähigkeit des Betriebs (insbesondere auch in Kombination mit den weiteren hier vorgestellten Maßnahmen und im Rahmen der Herstellerverantwortung), und
- ▶ Aufzeigen des volkswirtschaftlichen Nutzens der angefragten Förderung.

So fördert man Zukunftsinvestitionen für eine bessere Kreislaufwirtschaft und für den Klimaschutz⁸⁵. Zudem stützen diese Maßnahmen die globalen Nachhaltigkeitsziele 12 und 13 (Nachhaltige/r Konsum und Verbrauch; Maßnahmen zum Klimaschutz) sowie die europäische Strategie für Kunststoffe in der Kreislaufwirtschaft.

Insgesamt sollte bei der Förderung eine gesamtheitliche Betrachtungsweise angesetzt werden und die gesamte Verwertungskette einbezogen werden. Jedoch hat die Darstellung der existierenden Prozessketten für EAG (Kapitel 4.2) und Altfahrzeuge (Kapitel 4.3), sowie die Entwicklung von Separations- und Recyclingstrategien (Kapitel 6) gezeigt, dass bestimmte Bereiche weniger oder noch gar nicht etabliert sind und daher einer gezielten Förderung bedürfen. Dazu zählen besonders:

Bei EAG, die Verfahrensketten zur Aufbereitung von Kunststoffen, die

- ▶ zerkleinern und nach Kunststofftyp sortieren,

⁸⁵ Das passt laut Koalitionsvertrag (SPD, BÜNDNIS 90 / DIE GRÜNEN, 2021) auch zu Zielen der Bundesregierung. Zu den Koalitionsverhandlungen war im Oktober 2021 zu lesen: „Die staatliche Förderbank KfW soll stärker als Innovations- und Investitionsagentur sowie als Co-Wagniskapitalgeber wirken, insbesondere für... ...Kreislaufwirtschaft.“, und „Wir wollen mehr privates Kapital für Transformationsprojekte aktivieren. Dazu prüfen wir auch, welche Beiträge öffentliche Förderbanken kapitalmarktnah zur Risikoabsicherung leisten können. Die KfW soll stärker als Innovations- und Investitionsagentur wirken. ... Finanzierungsmodelle öffentlicher Infrastrukturinvestitionen sind gute Beispiele dafür.“ Den Ausbau der Kapazitäten für das Recycling kann man durchaus als Transformationsprojekt für die Kreislaufwirtschaft und den Klima- und Ressourcenschutz betrachten.

- ▶ störstoffbelastete Kunststoffe von unbelasteten separieren,
- ▶ füllstoffreiche von füllstoffarmen Kunststoffen trennen,
- ▶ eine adäquate Readditivierung und ggfs. Schmelzefiltration garantieren und damit
- ▶ hochwertige qualitätsgesicherte Sekundärkunststoffe produzieren.

Bei Altfahrzeugen, die Verfahrensketten zur Aufbereitung von Kunststoffen, die

- ▶ störstoffbelastete Kunststoffe von unbelasteten separieren,
- ▶ füllstoffreiche von füllstoffarmen Kunststoffen trennen,
- ▶ eine adäquate Readditivierung und ggfs. Schmelzefiltration garantieren und damit
- ▶ hochwertige qualitätsgesicherte Sekundärkunststoffe produzieren.

Aktuell wird nur unzureichend in die Recyclingbranche investiert. In der EU existieren nur ca. 1.000 Kunststoffrecycler im Vergleich zu den 50.000 Kunststoffverarbeitern. Die meisten der Recyclingunternehmen sind kleine bis mittelständische Unternehmen mit Kapazitäten von bis zu 20.000 t/a, wodurch es an Kapazitäten und technologischen Fortschritt fehlt, welche durch eine solche Investitionshilfe aufgebaut werden könnten (Amrhein et al., 2020). Neue Verfahren müssen sich gegen die etablierte Neuwareproduktion in optimierten Großanlagen behaupten.

Auch durch die Umsetzung anderer in diesem Kapitel dargestellter Maßnahmen kann die Investitionsbereitschaft der Industrie gesteigert werden, sodass die staatliche Unterstützung nicht zwingend notwendig ist. Sie senkt aber das Investitionsrisiko und erleichtert eine Optimierung der industriellen Prozesse in der Startphase. Der Übergang von der linearen in eine Kreislaufwirtschaft ist eine dringende globale Aufgabe, bedarf aber einer effektiven Infrastruktur. Für die lineare Wirtschaft wurden Rohstoffquellen in den vergangenen Jahren ebenso staatlich gefördert, wie z.B. Nord Stream II, transalpine Ölpipeline, u.ä.

7.1.2.4.2 Praktische Umsetzbarkeit und Möglichkeiten des Vollzugs

Förderprogramm zum Ausbau von Kunststoffrecyclingkapazitäten

Förderprogramme sind besonders in wirtschaftlich unsicheren Zeiten ein beliebtes Mittel, um bestimmte Wirtschaftsbereiche zu stützen und zu Investitionen zu ermutigen. Es lassen sich technologische Entwicklungen fördern und den Ausbau von Infrastruktur und Kapazitäten beschleunigen (Füßer, Wolfrum, 2012). So kann der Bund spezielle Förderprogramme auch für den angesprochenen Ausbau an Kapazitäten für ein hochwertiges werkstoffliches Kunststoffrecycling aus EAG und Altfahrzeugen in Deutschland einsetzen.

Wenngleich auch eine Vielzahl von Förderprogrammen bestehen, deren Fördersumme sich aus europäischen, bundes- und/oder landesbezogenen Mitteln zusammenstellt, so scheinen diese bisher dem Ausbau der Kunststoffrecyclingkapazität für EAG und Altfahrzeuge nicht in dem Maße genützt zu haben, wie es für eine flächendeckende Recyclinginfrastruktur in Deutschland notwendig wäre.

Bei Betrachtung von Förderprogrammen der Bundesländer, des Bundes wie auch der EU fällt auf, dass die Themenschwerpunkte in den vergangenen Jahren stark in den Bereichen Klimaschutz, Naturschutz und Energie(effizienz) angesiedelt waren und oftmals eine eher breite Ausrichtung hatten. Dies erschwert einerseits die Bewerbung von Firmen auf Fördersummen, da diese ihr jeweiliges Thema in einen größeren Rahmen verpacken müssen, und andererseits erhöht es die Anzahl an förderfähigen Vorhaben, die untereinander um die zur Verfügung stehenden Mittel konkurrieren. Beispielhaft lässt sich hier der Europäischen Fonds für

Regionale Entwicklung (EFRE) nennen, unter dem u.a. Vorhaben zu grünem Wasserstoff, Ressourceneffizienz in Unternehmen aber auch Zukunftsinvestitionen in Bildung 2.0 Finanzierung fanden (BMW, 2017). Ein weiteres Beispiel ist das Programm zur Förderung von Investitionen mit Demonstrationscharakter zur Verminderung von Umweltbelastungen – Pilotprojekte Inland. Diese Fonds sind in ihrem Förderungsziel sehr weit gefasst und die Antragstellung gestaltet sich hierdurch aufwendig und gerade für kleinere und mittelständige Unternehmen schwer zugänglich. Nichtsdestotrotz, können diese Fonds sicherlich als Grundlage für die Etablierung neuer Fonds verwendet werden (BMU, 2021c). Alternativ können weitere Fonds in die bereits existierenden eingegliedert werden, wodurch der administrative Aufwand verringert werden kann.

Die rechtliche Verankerung solcher Förderungen verläuft in Deutschland entlang verschiedener Haushaltsordnungen (Bundeshaushaltsordnung (BHO), Landeshaushaltsordnungen (LHO) der jeweiligen Bundesländer sowie den Gemeindehaushaltsverordnungen (GemHVO)), wobei ein großer Teil der Haushaltsausgaben über Leistungsgesetze auf Bundes- bzw. Landesebene festgelegt ist (siehe z.B. Erneuerbare-Energien-Gesetz). Für die Entwicklung neuer Fonds scheint eine Änderung der Gesetzgebung unzweckmäßig. Vielmehr ist die Gestaltung der Fördervoraussetzungen, der -art und -höhe, sowie die klare Formulierung eines Förderungsziels maßgebend.

Insgesamt ist es für die zielgerichtete Förderung wichtig, dass die Vergabe an klare und ausreichend enggefasste Kriterien geknüpft ist. Bei der Etablierung neuer Fonds können der Bund und die Länder so die Fördermittelvergabe regeln und lenken. So kann ein Kriterium die explizite Förderung fortschrittlicher Recyclingverfahren für Kunststoffe mit Schwerpunkt auf einem hochwertigen, werkstofflichen Recycling umfassen. Ein weiteres Kriterium sollte eine Eingrenzung der Branchen umfassen, die mit der Maßnahme angesprochen werden sollen – im Falle dieses Vorhabens aus EAG und Altfahrzeugen. Im Bereich der Recyclingtechnologien wird empfohlen auf eine zu strikte Eingrenzung der förderfähigen Technologien zu verzichten und die Förderung entlang der Verwertungskette, sowie die Kombination mehrerer Technologien zu ermöglichen. So können sowohl Verbesserung von Sortiertechniken wie auch der Einsatz erweiterter PST zu einer Steigerung des Kunststoffrecyclings beitragen (siehe hierzu Kapitel 6). Dabei müssen nicht zwangsläufig neue, noch nicht etablierte Verfahren gefördert werden, sondern auch der Einsatz am Markt verfügbarer Techniken. Die Kriterien zur Fördersumme sollten eine Abschätzung der Investitionssummen für den Einsatz neuer Technologien bedenken. Je nach Fördersumme kann das Investitionsrisiko für Recycler reduziert werden.

Als fachliche Begleitung könnten das UBA oder Fachverbände (wie z.B. Plastics Recyclers Europe) herangezogen werden. Eine Orientierung für weitere Förderprogramme kann die Förderung von Forschungs- und Entwicklungsvorhaben zum Thema „Ressourceneffiziente Kreislaufwirtschaft – Kunststoffrecyclingtechnologien (KuRT)“ im Rahmenprogramm „Forschung für Nachhaltige Entwicklung – FONA3“ bieten. Die Einreichungsfrist für Projektvorschläge ist 2020 abgelaufen. Eine Auswertung der geförderten Projekte liegt zum Zeitpunkt der Berichtserstellung nicht vor.

Bei der Einrichtung von Förderprogrammen ist europäisches Recht zu berücksichtigen. Das EU-Beihilfeverbot schreibt vor, dass alle beihilferelevante Maßnahmen bei der Europäischen Kommission angezeigt bzw. angemeldet und von ihr anschließend auch genehmigt werden müssen. Falls die auszahlenden Fonds nur sehr gering sind (<200.000 €), könnten sie unter die sogenannte „De-Minimis-Regeln“ fallen und von der Melde- und Genehmigungspflicht ausgeschlossen sein (Wilts et al., 2016). Zuständig für Grundsatzfragen in Deutschland ist das Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz (BMWK), welches Hilfe bei den Genehmigungsverfahren leisten kann (Bundesministerium für Wirtschaft und Energie, 2021a). Hinsichtlich der Umsetzung der Maßnahmen zur Bereitstellung von Investitionshilfen und

steuerlichen Maßnahmen ist die Zuständigkeit des BMWK und der Länder zu bedenken und es sollten europäische und internationale handelsrechtliche Einschränkungen geprüft werden, die die Umsetzbarkeit entsprechender Maßnahmen erschweren könnten.

Förderprogramm für Innovationen und Techniken, die eine Umweltentlastung bewirken, können ebenfalls Treiber für eine Stärkung fortschrittlicher Verfahren darstellen. Das Umweltinnovationsprogramm des BMUV fördert beispielsweise „herausragende Projekte, die den Stand der Technik in einer Branche weiterentwickeln und anderen Unternehmen der gleichen Branche oder branchenübergreifend aufzeigen, wie innovative Technik zu einer Umweltentlastung führen kann (BMU, 2021a)“. Dabei wird entweder ein Investitionszuschuss oder ein Zinszuschuss zur Verbilligung eines Darlehens der KfW gewährt (BMU, 2021a). Somit gilt dies auch als eine Investitionshilfe (siehe unten).

Um Interessenten über unterschiedliche Möglichkeiten einer Förderung bzw. Forschungsprogrammen zu informieren, wäre ein Branchendialog oder Ähnliches hilfreich (Moser et al., 2016).

Investitionshilfen (z.B. staatliche Beteiligung oder Kreditgarantien)

Investitionshilfen können zum einen direkte Fördergelder sein, können sich jedoch auch in Form von Kreditgarantien, bei denen der Staat oder andere Institutionen für den Kreditnehmer bürgt, umgesetzt werden.

Ein Beispiel für Investitionszuschüsse ist das Umweltinnovationsprogramm (siehe oben), jedoch gibt es auch andere Investitionshilfen, wie das ERP-Innovationsprogramm. Dabei werden Vorhaben im Bereich der Digitalisierung und Innovation mit Krediten von bis zu 25 Mio. € und niedrigen Zinsen gefördert (KfW, 2021a). Weiterhin fördert die KfW Bank im Rahmen des KfW-Umweltprogramms Investitionen in Umweltschutz und Nachhaltigkeit. Dabei werden auch explizit Maßnahmen für eine effiziente Kreislaufwirtschaft erwähnt, wodurch auch Kunststoffrecyclingtechnologien gefördert werden können. Die Kredite belaufen sich dabei auf bis zu 25 Mio. € und können auch im Ausland bezogen werden (KfW, 2021b).

Steuerliche Maßnahmen (z.B. verbesserte Abschreibungsmöglichkeiten)

Durch verbesserte Abschreibungsmöglichkeiten für Kunststoffsor-tier- und Kunststoffrecyclinganlagen kann ebenfalls die Investitionsbereitschaft gestärkt werden. Dies kann z.B. durch Sonderabschreibungen oder Investitionsabzugsbeträge für diese spezifischen Anlagen erreicht werden. Mit diesen Instrumenten kann durch Steuererleichterungen in den ersten Jahren der Investition die Liquidität und Eigenkapitalbildung unterstützt werden und so die Investitions- und Innovationskraft gestärkt werden (IHK, 2016).

Die Voraussetzungen müssten dabei so gestaltet sein, dass diese für die potentiellen Investoren einer Kunststoffsor-tier- und Kunststoffrecyclinganlagen leicht zu erfüllen sind.

7.1.3 Komplementäre Maßnahmen

7.1.3.1 Kostenerhöhung für energetische Verwertung von Kunststoffen

Maßnahme	Kostenerhöhung für energetische Verwertung von Kunststoffen
Ziel	Ziel: Wirtschaftlichkeit des Recyclings verbessern Ziel: Planungssicherheit für Kunststoffrecyclende Unternehmen schaffen Ziel: Erhöhung Angebot und Qualität Sekundärkunststoffe Unterziel: Nicht gewünschte Entsorgungswege Abfälle vermeiden

Maßnahme	Kostenerhöhung für energetische Verwertung von Kunststoffen
Erläuterung	Wirtschaftlichkeit des Kunststoffrecyclings gegenüber der energetischen Verwertung verbessern durch die Einführung einer Besteuerung der Verbrennung von Kunststoffabfällen.

Die Erhöhung der Kosten für die energetische Verwertung von Kunststoffen ist eine Maßnahme regulatorischer bzw. ökonomischer Art. Zum einen wird dadurch die Wirtschaftlichkeit des Recyclings gefördert, diesem jedoch auch Rechtsicherheit gegeben, wodurch mehr Kunststoffe dem Recycling zugeführt werden und sich das Angebot der Sekundärkunststoffe erhöht. Hierbei soll insbesondere die mangelnde Wirtschaftlichkeit des Recyclings angegangen und sollte wenn möglich auf europäischer Ebene umgesetzt werden.

Aktuell wird ein Großteil des anfallenden Kunststoffabfalls der EAG und Altfahrzeuge energetisch verwertet (vergleiche Kapitel 3.7). 2018 wurden 841.064 t EAG innerhalb Deutschlands behandelt, was bei einem durchschnittlichen Kunststoffanteil von 25 % einem Kunststoffpotential von ca. 210.000 t entspricht (vergleiche Tabelle 9 und Tabelle 11). Bei den Altfahrzeugen liegen bessere Daten vor. 2018 fielen insgesamt ca. 71.000 t Kunststoffe in Altfahrzeugen an. Davon wurden insgesamt ca. 65.000 t energetisch verwertet, was einem Anteil von ~91 % entspricht. Insgesamt wurden nur ca. 4.100 t recycelt was einer Recyclingquote von ca. 5,8 % entspricht (vergleiche Abbildung 21). Ein Grund für die geringen Recyclingquoten sind die verfügbaren Abfallverbrennungskapazitäten in Deutschland und die daraus resultierenden niedrigen Entsorgungskosten für die energetische Verwertung im Vergleich zum Recycling der Kunststoffe. Um eine Tonne an Altkunststoffen energetisch zu verwerten können im besten Fall Kosten von nur ca. 30 €/t anfallen, während beim werkstofflichen Recycling Kosten von durchschnittlich 90€/t anfallen (Wilts et al., 2016). Dadurch ist das Recycling im Vergleich zur energetischen Verwertung nicht konkurrenzfähig und wird somit eher verhindert als gefördert. Generell sind die Anlagen zur energetischen Verwertung in Deutschland nicht ausgelastet, was dazu führt, dass aufgrund der Konkurrenzsituation hochwertige verwertbare Materialien häufig energetisch verwertet und nicht recycelt werden.

Durch eine Verteuerung der energetischen Verwertung könnte die Attraktivität des werkstofflichen Recyclings gesteigert werden. Dadurch würde mehr Material in die Recyclingbranche fließen, wodurch auch mehr Sekundärkunststoffe auf den Markt gebracht werden können. Da die meisten Kunststoffe der EAG und Altfahrzeuge aktuell der energetischen Verwertung zugeführt werden, gibt es ein hohes Mengenpotential an recycelbaren Kunststoffabfällen (siehe oben).

Generell sollte bei dieser Maßnahme darauf geachtet werden, dass sehr viele Verbrennungsanlagen in Deutschland existieren und eine Preiserhöhung einen signifikanten Einfluss auf diesen Markt haben wird. Es sollte deshalb auf die Verhältnismäßigkeit der Abgabe geachtet werden (Lenkungswirkung im Vergleich zum Einfluss auf den Verbrennungsmarkt).

Da der Preis für die Abfallverbrennung nicht stabil ist, sollte die Verteuerung sich auf die Masse an Abfall beziehen und nicht auf den aktuellen Preis. In Dänemark wurde eine entsprechende Steuer bereits umgesetzt und beträgt dort 44€/t, was als erster Anhaltspunkt dienen kann. Der Preis könnte vom UBA definiert werden, sollte jedoch in regelmäßigen Abständen reevaluiert werden (Wilts et al., 2016).

Eine Steuer/Abgabe bei der energetischen Verwertung sollte an den Kunststoffanteil im Abfallinput gekoppelt sein. Da die Outputfraktionen der EBAs nicht nur Kunststoffe, sondern auch Metall, Glas und andere Materialien enthalten, ist es wichtig eine solche Abgabe nur auf die darin enthaltenen Kunststoffe zu beziehen. Im besten Fall wird auch zwischen den einzelnen Kunststofftypen differenziert, da bestimmte Kunststoffe besser für das Recycling geeignet sind

als andere, jedoch fehlt es zu diesen Fakten oft an aussagekräftigen Daten. Beispielsweise werden Polyolefine bevorzugt für die energetische Verwertung genutzt, da diese sehr sauber und mit einem hohen Brennwert verbrennen. Sie können jedoch auch werkstofflich und chemisch gut recycelt werden, weshalb es Konkurrenz um die Verwertung polyolefinreicher Fraktionen gibt. Da werkstoffliches Recycling in der Abfallhierarchie höher bewertet wird, ist hier eine steuerliche Lenkungswirkung gerechtfertigt.

Eine solche Steuer kann entweder auf europäischer oder auf nationaler Ebene implementiert werden. Generell muss bei einer nationalen Umsetzung darauf geachtet werden, dass das europäische Diskriminierungsverbot eingehalten wird. Demnach dürfen Waren aus dem Ausland keine höheren inländischen Abgaben als inländische Waren haben.

Die dargestellte Besteuerung bei den Müllverbrennungsanlagen wäre ein Ansatz ganz am Ende der Verwertungskette von Kunststoffabfällen. Es kann davon ausgegangen werden, dass Abfälle sich i.d.R. den Weg der günstigen Entsorgung suchen und folglich der Export attraktiver als eine Behandlung im Inland wäre. Ein Abfluss der Kunststoffabfälle aus Deutschland heraus hätte jedoch die entgegengesetzte Wirkung zur angestrebten Förderung des Recyclings. Zusätzlich wurde bereits darauf hingewiesen, dass aktuelle Recyclingkapazitäten nicht für die anfallenden Kunststoffabfälle aus EAG und Altfahrzeugen ausreichen. Bei der Einführung einer solchen Steuer muss der Entscheidungsprozess daher mehrere Effekte bedenken und einbeziehen. Die Steuer sollte nicht alleinstehend betrachtet werden, sondern im Zusammenspiel mit anderen Maßnahmen, wie die Einführung einer Recyclingquote. Bei geschickter Staffelung und zeitlicher Verzögerung kann so ein zusätzlicher Impuls für den Ausbau der Recyclinginfrastruktur gegeben werden. Zur konkreten Ausformulierung auf Anwendungsgebiete und Bezugsgrößen bedarf es weiterer Untersuchungen.

7.1.3.2 Grenzüberschreitende Verbringung kunststoffhaltiger Fraktionen zum Zweck des hochwertigen werkstofflichen Recyclings im EU-Ausland erleichtern bzw. ermöglichen

Maßnahme	Grenzüberschreitende Verbringung kunststoffhaltiger Fraktionen zum Zweck des hochwertigen werkstofflichen Recyclings im EU-Ausland erleichtern bzw. ermöglichen
Ziel	Ziel: Erhöhung Angebot und Qualität Sekundärkunststoffe
Erläuterung	Diese Maßnahme zielt auf die Vereinfachung der innereuropäischen Verbringung kunststoffhaltiger Fraktionen aus EAG und Altfahrzeuge ab, indem bürokratische Hürden weiter abgebaut werden, sofern das Ziel der Verbringung das werkstoffliche Recycling ist.

Die grenzüberschreitende Abfallverbringung ist in der EG-VVA bzw. dem Abfallverbringungsgesetz (AbfVerbrG) geregelt. Bei Abfallverbringungen zwischen EU-Staaten gilt aktuell

- bei „grün gelisteten Abfällen“⁸⁶ zur Verwertung das Verfahren der allgemeinen Informationspflichten (sog. Artikel-18-Verfahren); und
- bei allen anderen Abfälle (z.B. Abfälle zur Beseitigung, gefährliche Abfälle) das Notifizierungsverfahren (Umweltbundesamt, 2022).

⁸⁶ Bestimmte ungefährliche Kunststoffabfälle, die nahezu frei von Verunreinigungen und anderen Arten von Abfällen sind (SAM, 2020)

Eine innereuropäische Verbringung kunststoffhaltiger Fraktionen ist grundsätzlich einem Export in Nicht-EU Staaten vorzuziehen, sofern diese zum Zwecke eines hochwertigen Recyclings exportiert werden.

Expert*innen beklagen einen hohen bürokratischen Aufwand, weshalb die innereuropäische Verbringung oftmals erschwert sei. Dies könne zu Verzögerungen, Planungsschwierigkeiten und Kostenerhöhung führen. Diese Probleme werden so auch in Zotz et al. (2020) „Beiträge zur Weiterentwicklung der EG-Abfallverbringungsverordnung“ genannt. Hier wird insbesondere auf Verzögerungen aufgrund der Durchführstaaten (welche ebenfalls über Verbringungen informiert werden müssen und Einwände erheben können) wie auch ein fehlendes einheitliches digitales System.

Übergeordnetes Ziel sollte der Ausbau von Recyclingkapazitäten für Kunststoffe aus Altfahrzeugen und EAG in Deutschland sein, um hier anfallende Kunststoffabfälle auch in Deutschland aufzubereiten und zu verwerten. Bis genügend Kapazitäten im Land geschaffen werden, sollte parallel die innereuropäische Abfallverbringungen von Kunststoffen (auch von mit Flammenschutzmittel behandelten Kunststoffen) erleichtert (Abbau bürokratischer Hürden) werden. Voraussetzung ist dabei, dass auch tatsächlich ein hochwertiges Recycling stattfindet. Möglichkeiten zur Erleichterung finden sich in Zotz et al. (2020) bzw. müssten in einem weiteren Forschungsvorhaben detailliert geprüft werden. Illegale Verbringung muss dabei unbedingt verhindert werden.

7.1.3.3 Exportbeschränkungen bzw. Stärkung des Vollzugs zum Export von kunststoffhaltigen Abfällen ins außereuropäische Ausland

Maßnahme	Exportbeschränkungen bzw. Stärkung des Vollzugs zum Export von kunststoffhaltigen Abfällen ins außereuropäische Ausland
Ziel	Ziel: Erhöhung Angebot und Qualität Sekundärkunststoffe Unterziel: Nicht gewünschte Entsorgungswege Abfälle vermeiden
Erläuterung	Aktuell werden noch große Mengen an Kunststoffabfällen aus Deutschland in Nicht-EU-Länder exportiert. Um diese exportierten Mengen sowie auch den illegalen Export zu verringern, gilt es zu diskutieren ob konkrete, weitere Exportbeschränkungen eingeführt werden könnten, oder es ausreicht das Monitoring zu verbessern.

Als Hindernis für das Recycling von Kunststoffen aus EAG und Altfahrzeugen werden von Expert*innen die großen Exportmengen kunststoffhaltiger Abfälle genannt (Expert*innenmeinung Workshop). Beschränkungen des Exports in Nicht-EU-Länder würde zu stabileren Mengen an Input für nationale Recyclinganlagen führen, zu besserer Planbarkeit und das Material durch Recycling im Kreislauf halten (Baxter et al.; Handke et al. 2019) (Expert*innenmeinung Workshop). Um diese Mengen auch verarbeiten zu können, ist der Ausbau an Kapazitäten eine Voraussetzung.

Auf Ebene des Basler Übereinkommens wurde 2019 beschlossen, die Verbringung von gemischten Plastikabfällen zu beschränken. In der Verordnung EG/1013/2006 über die Verbringung von Abfällen (EG-VVA) wurden diese Beschlüsse 2020 umgesetzt und die entsprechenden Änderungen an der EG-VVA sind am Januar 2021 wirksam geworden. Die Europäische Kommission arbeitet derzeit an einer (weiteren) umfassenden Beschränkung von Abfallexporten (EUWID, 2021b). Dies zeigt, dass sich diesem Thema bereits angenommen wurde.

Destatis (2021) berichtet, dass 2020 ca. 1 Mio. t an Kunststoffabfällen aus Deutschland exportiert werden. Malaysia ist dabei mit 17 % der größte Abnehmer. Zwar sind die Exporte zum Vorjahr um 8 % gesunken, dennoch ist Deutschland im EU-Vergleich der größte Exporteur von Kunststoffabfällen und oftmals ist nicht klar, was mit den Kunststoffabfällen im Importland passiert. Daher existiert weiterer Handlungsbedarf. Ob nun konkrete, weitere Exportbeschränkungen eingeführt werden sollten, oder es ausreicht das Monitoring zu verbessern, bleibt zu diskutieren.

Vor allem der illegale Export im Bereich EAG und Altfahrzeuge und damit kunststoffhaltiger Abfälle soll verringert werden. Laut Handke et al. (2019) bestehen speziell für EAG eine Maßnahme darin, „das Monitoring zu verbessern und die Vernetzung zwischen nationalen und internationalen Behörden zu stärken sowie den preislichen Wettbewerb zwischen Behandlungsanlagen über ökonomische Instrumente zu entschärfen“ (Handke et al., 2019). Das Umweltbundesamt sieht für den illegalen Export von Altfahrzeugen vor allem ein verbessertes Fahrzeugregistrierungssystem mit lückenloser Nachverfolgung des Fahrzeugbesitzers (siehe Maßnahme Kapitel 7.3.2.1), eine strengere Strafverfolgung sowie monetäre Anreize für zugelassene Altfahrzeugbehandler (Kitazume et al., 2020).

7.1.3.4 Schulung von Personal in Demontagebetrieben

Maßnahme	Schulung von Personal in Demontagebetrieben
Ziel	Ziel: Wirtschaftlichkeit der Demontage und des Recyclings verbessern Ziel: Erhöhung Angebot und Qualität Sekundärkunststoffe Unterziel: Recyclingprozesse verbessern
Erläuterung	Diese Maßnahme nimmt Inhaber*innen von Demontagebetrieben in die Pflicht das Personal in Bezug auf die (zerstörungsfreie) Demontage zu schulen und das Thema Nachhaltigkeit bzw. Circular Economy in die Unternehmenskultur zu etablieren.

Sofern Prozessketten für Demontagefraktionen einsatzbereit sind, müssen einfache Sortierentscheidungen für Demontagebetriebe definiert werden, um Störstoffe für die automatisierte Prozesskette bereits in der frühzeitigen Demontage zu separieren. Die Sortierentscheidungen hängen dabei sowohl vom Bauteil als auch von Inputanforderungen der automatisierten Prozesskette ab. Für spektroskopische Sortierungen könnten beispielsweise lackierte und beschichtete Teile Störstoffe darstellen.

Das Personal muss entsprechend geschult werden. Hier ist es hilfreich, wenn die Hersteller bereits die einzelnen Schritte für einen (zerstörungsfreie) Demontage dokumentieren zusätzlich mit Empfehlungen zur verwendeten Technik für Demontage und Aufbereitung (wie auch unter der Maßnahme „Design für Zirkularität“ (Kapitel 7.2.2.2) gefordert). Schlussendlich muss aber der Demontagebetrieb, basierend auf den verfügbaren Werkzeugen und Methoden, seine Mitarbeiter*innen schulen. Dazu gehört im Falle der Altfahrzeuge z.B. auch die Nutzung der IDIS-Datenbank.

Wichtig ist dabei ebenfalls, dass sich der Nachhaltigkeits- bzw. Circular Economy-Gedanke in der Unternehmenskultur etabliert und das Personal auch die Notwendigkeit ihrer Arbeiten erkennt. Eine Aufklärung über die übergeordneten Nachhaltigkeits- bzw. Circular Economy-Ziele sollten dabei bei den Schulungen berücksichtigt werden.

7.1.3.5 Schaffung einer Plattform für den Austausch von Akteur*innen entlang der Wertschöpfungskette

Maßnahme	Schaffung einer Plattform für den Austausch von Akteur*innen entlang der Wertschöpfungskette
Ziel	Ziel: Erhöhung Angebot und Qualität Sekundärkunststoffe Ziel: Wirtschaftlichkeit der Demontage und des Recyclings verbessern Ziel: Planungssicherheit für kunststoffrecyclende Unternehmen schaffen
Erläuterung	Um neue Kooperationen zwischen Demontage-, Schredder-, und Recyclingunternehmen zu erhöhen und zu verbessern, soll eine Plattform für einen besseren Austausch geschaffen werden. Diese soll spezifische Informationen zu den konkreten Möglichkeiten der Demontage, dem Schreddern oder des Recyclings enthalten. Neben einer Netzwerkbildung soll somit auch der Wissensaustausch gefördert werden.

Um die Umsetzung der Strategie 4 der Altfahrzeuge („Kombination aus frühzeitiger Separation und erweiterte Post-Shredder-Technologie und Recycling von Kunststoffen“ Kapitel 6.3.4.4) zu unterstützen und die frühzeitige Separation wie auch die Anwendung erweiterter PST-Prozesse mit anschließendem hochwertigem Recycling zu fördern, bedarf es einen Austausch der Akteure entlang der Wertschöpfungskette. Die Projektergebnisse machen deutlich, dass eine Zusammenführung von Demontagefraktionen verschiedener Demontagebetriebe, um ausreichende Sammelmengen für industrielle Recyclingprozesse bereitstellen zu können, deutlich ausgebaut werden sollte, um auch die Rentabilität zu erhöhen. Die Demontagefraktionen werden idealerweise vor dem Transport zum Recycler zerkleinert, um Schüttdichten zu erhöhen und Logistikkosten zu optimieren. Erzeugt ein Demontagebetrieb verschiedene Demontagefraktionen, so müssen u.U. verschiedene Recyclingunternehmen bedient werden. Dafür, und auch um die richtigen Abnehmer zu finden, bzw. die Anforderungen der Abnehmer zu kennen, sollten auf der Plattform folgende Informationen hinterlegt werden:

► Informationen der Demontagebetriebe:

- Kontakt, Standort,
- durchschnittliche Anzahl an Fahrzeugen pro Jahr,
- Kunststoffbauteile die bereits separiert werden,
- Möglichkeiten von Kunststoffbauteilen, welche separiert werden können, sofern Abnehmer gefunden werden.

► Informationen der Schredderbetriebe:

- Kontakt
- Standort,
- durchschnittliche Anzahl an Fahrzeugen pro Jahr,
- Kunststoffbauteile die bereits separiert werden,
- Möglichkeiten von Kunststoffbauteilen, welche separiert werden können, sofern Abnehmer gefunden werden.
- Besondere Aufbereitungs- und Sortierverfahren.

► Informationen der Recyclingunternehmen technischer Kunststoffe:

- Kontakt Standort,
- Kapazitäten,
- Annahme welcher frühzeitig separierten Kunststoffbauteile mit weiteren Spezifikationen (z.B. Kunststoffart, ganzes Bauteil oder Zerkleinerung erlaubt),
- falls erweiterte PST zur Separation und Recycling von Kunststoffen durchgeführt wird, Informationen für Demontage- oder Schredderbetriebe welche Bauteile bereits vor dem PST-Prozess separiert werden sollten, damit der Prozess so effektiv wie möglich durchgeführt werden soll (siehe Strategie 4, Kapitel 6.3.4.4).
- Separation und Aufbereitung welcher Kunststofftypen.

Neben der Netzworkebildung kann die Plattform auch zum Wissensaustausch beitragen und auch herstellende Unternehmen mit einbinden. Diese Plattform muss nicht nur deutschen Akteuren vorbehalten sein, sondern kann vor allem auch von Recyclingunternehmen der EU genutzt werden. Die Erstellung einer solchen Plattform kann von Seiten des Umweltbundesamtes vorgenommen werden oder es kann gesetzlich in der AltfahrzeugV festgelegt werden, dass sich die relevanten Akteure selbst um diesen Austausch z.B. in Form einer Internetplattform kümmern.

7.2 Herstellung und Vermarktung

7.2.1 Ziele der Herstellung und Vermarktung

Die folgenden Ziele für die Herstellung und Vermarktung von Sekundärkunststoffen können festgelegt werden:

- Erhöhung Nachfrage und Qualität Sekundärkunststoffe
 - Qualität Sekundärkunststoffe verbessern
 - Erhöhung Einsatz Sekundärkunststoffe
 - Erhöhung Nachfrage nach Produkten mit Sekundärkunststoffe
- Verbesserung der Recyclingfähigkeit von Produkten
- Planungssicherheit für kunststoffrecyclende Unternehmen schaffen
- Wirtschaftlichkeit der Demontage und des Recyclings verbessern

7.2.2 Strategiespezifische Maßnahmen

7.2.2.1 Zielvorgabe für den Kunststoffzyklateinsatz

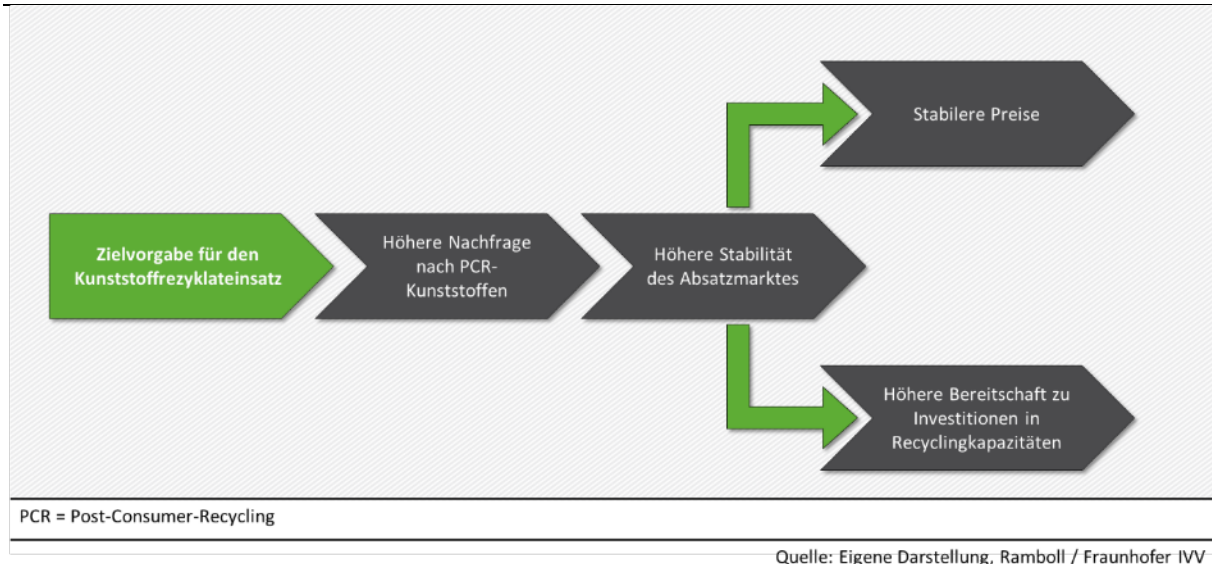
Tabelle 66: Zielvorgabe für den Kunststoffzyklateinsatz

Maßnahme	Zielvorgabe für den Kunststoffzyklateinsatz
Ziel	Ziel: Erhöhung Nachfrage und Qualität Sekundärkunststoffe Unterziel: Erhöhung Einsatz Sekundärkunststoffe

Maßnahme	Zielvorgabe für den Kunststoffrezyklateinsatz
Kurze Erläuterung	Aktuell gibt es für die Recyclingbetriebe keinen stabilen Absatzmarkt für die recycelten Kunststoffe. Um die Hersteller dazu zu verpflichten recycelte Kunststoffe einzusetzen, könnte eine Zielvorgabe für den Einsatz von Sekundärkunststoffen eingeführt werden. Hierdurch würde die Nachfrage nach Sekundärkunststoffen ansteigen und den Recyclingbetrieben stünde ein stabiler Absatzmarkt zur Verfügung. Das Ziel bezieht sich auf PCR-Kunststoffe. Die PC-Rezyklateinsatzquote (PC-KREQ) wird über den Massenanteil des PCR-Kunststoffs am Gesamtkunststoffanteil des Produkts ermittelt. Für EEG könnte zunächst eine allgemeine PC-KREQ von 5 %-10 % des Gesamtkunststoffeinsatzes angestrebt werden (Startwert von 2% in 2024 und einem Zielkorridor bis 2030), mit dem Ziel diesen Anteil in der weiteren Zukunft zu erhöhen. Die vorgeschlagene Quote bezieht sich auf EEG über alle Produktgruppen hinweg. In bestimmten Produktgruppen sind bereits vergleichsweise hohe Rezyklateinsatzquoten möglich. In der Ausgestaltung der PC-KREQ unter der EG-Ökodesign-Richtlinie sollten für einzelne Produktgruppen spezifische PC-KREQ etabliert werden. Für Fahrzeuge könnte zunächst eine PC-KREQ von 10 % - 15 % des Gesamtkunststoffeinsatzes angestrebt werden (Startwert 2%, Zielkorridor bis 2035, Anpassung auf ca. 10% in 2030 und 15% in 2035). Es wird empfohlen, die Rezyklateinsatzquote auf den Massenanteil des PCR-Kunststoffs am Gesamtkunststoffanteil der Fahrzeugflotten zu beziehen.
Zuordnung zu Strategie	Übergeordnet; „Pull Faktor“ für eine gesteigerte Nachfrage nach PCR-Sekundärkunststoffen durch einen gesicherten Absatzmarkt
Art	Regulatorisch
Bezug EAG / Altfahrzeug	EAG und Altfahrzeuge
Lebenszyklusphase	Herstellung
Anknüpfungspunkt zu Herausforderung	Fehlende Nachfrage nach Sekundärkunststoffen
Adressat der Umsetzung	Einführung durch den Gesetzgeber (Einführung der Quote), Umsetzung durch Hersteller und Importeure (nachweisliche Beachtung der Quote für Inverkehrbringung von Produkten), Recycler (Bereitstellung der nachweislich PCR-haltigen Rezyklate) und zuständige Behörden (Kontrolle der Umsetzung)
Aufwand zur Umsetzung	Die Umsetzung erfordert die Verfügbarkeit ausreichender Kapazitäten zur Bereitstellung von Sekundärkunststoffen in ausreichender Menge und Qualität. Die Verfügbarkeit von Sekundärkunststoffen kann durch eine Zielvorgabe für das Kunststoffrecycling aus EAG und Altfahrzeugen unterstützt werden (siehe Kapitel 7.1.2.1). Hierfür ist der Aufwand erheblich und entsprechende Investitionen erforderlich. Auf der anderen Seite sind durch die möglichen Einsparungen an Primärrohstoffen und damit in Verbindung stehende Folgekosten gesamtwirtschaftlich betrachtet erhebliche Einsparungen möglich.

Maßnahme	Zielvorgabe für den Kunststoffrezyklateinsatz
	Der PCR-Anteil eines Kunststoffes kann nicht analytisch bestimmt werden. Zur Umsetzung einer KREQ ist es daher erforderlich, dass die PCR-Rezyklatmasse vom Recycler bis zum fertigen Produkt zuverlässig bilanziert und nachgewiesen wird. Ansätze für ein entsprechendes System bestehen bereits (Schischke et al., 2021) und können als Anknüpfungspunkte für die Ausgestaltung eines Nachweissystems von der Rezyklatherstellung bis hin zum Einsatz in Produkten genützt werden. Die Information über den PCR-Rezyklatgehalt könnte langfristig für die Verwirklichung des digitalen Produktpasses von aus diesen Rezyklaten hergestellten Produkten verwendet werden. Zur Überprüfung der Zielerreichung und als Grundlage für die Anpassung der KREQ an den Stand der Technik wären entsprechende Berichtspflichten vorzuschreiben und umzusetzen. Die Etablierung eines Systems zum Nachweis und Monitoring erfordert erheblichen Aufwand und Zeit.
Umsetzungshorizont	Mittel- bis langfristig
Ebene der rechtlichen Umsetzung	Europäisch
Erwartete ökologische Effekte	<i>Effektivität</i> Eine Quote zum Einsatz von recycelten Produkten ist eine direkte Methode, um die Nachfrage zu erhöhen. Wie hoch der Einfluss der Quote ist, kann über die Höhe der Quote reguliert werden. <i>Ausschleusen von Schadstoffen</i> Damit die recycelten Kunststoffe von den Herstellern verwendet werden können, müssen sie eine gewisse Reinheit und Qualität aufweisen. Durch geeignete Separationstechnologien werden schadstoffbelastete Kunststofffraktionen gezielt ausgeschleust. <i>Entlastung durch Substitution von Primärrohstoffen</i> Die Höhe der Quote drückt die Entlastung direkt aus. Eine Quote von 20 % bedeutet, dass 20 % weniger Primärkunststoffe verwendet werden. <i>Aufwand für die Aufbereitung und Recycling</i> Die Recyclingbetriebe müssen ein qualitativ hochwertiges Rezyklat herstellen, damit es in neuen Produkten angewendet werden kann. Technologisch ist dies aktuell möglich, jedoch fehlen in Deutschland die Kapazitäten. Eine solche Einsatzquote würde eine Investitionssicherheit schaffen, wodurch die Kapazitäten in Deutschland ausgebaut werden würden.
Wirkgefüge	Voraussetzungen: ► Einsatzmöglichkeit für PCR-Kunststoffe in EEG und Fahrzeugen ► Geeignete Qualität der Rezyklate Einfluss auf andere Maßnahmen: ► Durch eine Kunststoffrezyklateinsatzquote kann eine Recyclingquote ebenfalls gefördert werden (pull Mechanismus) Wirkkette der Ziele siehe Abbildung unter Tabelle. Eine Zielvorgabe für den Kunststoffrezyklateinsatz und damit ein erhöhter Einsatz von PCR-Kunststoffen kann zur Stabilität des Absatzmarktes für PCR-Kunststoffen beitragen und auch zur Stabilität der Preise dieser Kunststoffe. Ein stabiler Absatzmarkt in Verbindung mit erhöhter Nachfrage kann die Bereitschaft für Investitionen in den Ausbau der Recyclingkapazitäten steigern.

Abbildung 69: Zielvorgabe für den Kunststoffrezzyklateinsatz



7.2.2.1.1 Erläuterung der Maßnahme:

Aktuell gibt es für die Recyclingbetriebe keinen stabilen Absatzmarkt für die recycelten Kunststoffe. Um die Hersteller dazu zu verpflichten recycelte Kunststoffe einzusetzen, könnte eine Zielvorgabe für den Einsatz von Sekundärkunststoffen eingeführt werden. Hierdurch würde die Nachfrage nach Sekundärkunststoffen ansteigen und den Recyclingbetrieben stünde ein stabiler Absatzmarkt zur Verfügung.

Grundsätzlich kann eine solche Zielvorgabe sowohl Sekundärkunststoffe aus Post-Consumer-Abfällen als auch aus Post-Industrial-Abfällen betreffen. Um einen echten Effekt auf das werkstoffliche Recycling aus EAG und Altfahrzeugen zu erreichen, sollte das Ziel spezifisch Sekundärkunststoffe aus Post-Consumer-Abfällen betreffen (Post-Consumer-Rezyklate = PCR). Andernfalls lässt sich das Ziel alleine durch das Recycling von Produktions- und Verarbeitungsabfällen erfüllen. Das hier vorgeschlagene Ziel bezieht sich auf PCR-Kunststoffe, die entsprechende Quote ist eine Post-Consumer-Kunststoffrezzyklateinsatzquote (PC-KREQ).

Die PC-KREQ wird über den Massenanteil des PCR-Kunststoffs am Gesamtkunststoffanteil des Produkts ermittelt und berechnet sich nach folgender Formel:

$$\frac{\text{PCR Kunststoffmasse des Produkts}}{\text{Gesamtmasse des Kunststoffs des Produkts}} \cdot 100$$

Die PCR -Kunststoffmasse beinhaltet nicht neue Additive und sonstige Anteile, die im Rahmen des Herstellungsprozesses des Sekundärkunststoffs hinzugefügt wurden.

Die Zielvorgabe für den Einsatz von Sekundärkunststoffen sollte auf die spezifischen Gegebenheiten unterschiedlicher Sektoren (Fahrzeuge und EEG) abgestimmt sein.

Das Ziel trägt direkt zur Umsetzung des „Circular Economy Action Plan“ der EU bei „Erhöhung des Recyclinganteils in Produkten bei gleichzeitiger Gewährleistung ihrer Leistung und Sicherheit“ und ebenso zur Absicht der Europäischen Kommission, bei der Novellierung der Altfahrzeugrichtlinie verpflichtende Regelungen zum Rezyklatgehalt für bestimmte Materialien zu erwägen (Europäische Kommission, 2020b)

Eine PC-KREQ ist zudem im Sinne von Vorschlägen für Minimum-Anforderungen an den PCR-Gehalt unter der EG-Ökodesign-Richtlinie im Bereich der EEG, wie sie in einer Publikation des UBA gemacht wurden (Computer je nach Produkttyp minimaler PCR-Kunststoffanteil am

eingesetzten Gesamtkunststoff 3 bis 15 %) (Schischke et al., 2021). Zur EG-Ökodesign-Richtlinie und möglichen Vorgaben zum Rezyklateinsatz siehe auch Maßnahme „Vorgaben für Design für Zirkularität im Bereich EEG und Fahrzeuge“ (Kapitel 7.2.2.2).

7.2.2.1.2 Praktische Umsetzbarkeit und Möglichkeiten zum Vollzug

Im Rahmen des Vorhabens stehen EAG und Altfahrzeuge im Vordergrund.

Eine Rezyklateinsatzquote für EEG oder Fahrzeuge könnte als rechtliches Instrument im Rahmen der Ökodesignrichtlinie, oder für EEG in der WEEE-Richtlinie bzw. für Fahrzeuge in der Altfahrzeug-Richtlinie verankert werden. Grundsätzlich ist ein harmonisierter europäischer Ansatz, mit regelmäßiger Anpassung an den technischen Fortschritt sinnvoll.

Als milderes Mittel wäre eine solche Quote auch im Rahmen einer Selbstverpflichtung der Hersteller in Kooperation mit Recyclern möglich. Damit würde man allerdings hinter die Ziele zur Anpassung der Altfahrzeugrichtlinie zurückfallen, die die Einführung von Quoten erwägt (s.o.) und es zeigt sich, dass Versuche auf europäischer Ebene im Rahmen der Kunststoffstrategie mit einer freiwilligen Selbstverpflichtung zur Produktion und Verwendung von rezyklierten Kunststoffen nicht sonderlich erfolgreich waren. Ziel waren Zusagen zur Herstellung und dem Verbrauch von 10 Mio. Tonnen PCR-Kunststoffen im Jahr 2025. Die Nachfrageseite sagte jedoch lediglich den Einsatz von 6,4 Mio Tonnen zu, während 11 Mio. Tonnen auf der Produktionsseite zugesagt wurden. Zur Überbrückung dieser Diskrepanz müssen weitere Maßnahmen getroffen werden (Europäische Kommission, 2019a). Ein verpflichtendes Ziel für den PCR-Kunststoffrezyklateinsatz könnte eine geeignete Maßnahme zur Erhöhung des Rezyklateinsatzes darstellen.

Ökonomische Instrumente zur Verteuerung des Einsatzes von Primärkunststoffen (siehe z.B. Kapitel 7.2.3.2) bzw. zur Vergünstigung des Einsatzes von PCR- Kunststoffen oder zur Förderung des Absatzes PCR-haltiger Produkte (z.B. in Form steuerlicher Anreize) könnten die Umsetzung der Maßnahme unterstützen. Dadurch würde der Einsatz von PCR-Kunststoffen im Vergleich zur Primärkunststoffen ökonomisch vorteilhafter. Als Folge würden mehr Rezyklate eingesetzt und dadurch die Zielerreichung unterstützt.

Die lange Lebensdauer bestimmter Kunststoffprodukte und die Vielzahl eingesetzter Qualitäten eines Kunststofftyps, die im Rezyklat vereint werden, eine mögliche Belastung mit Stör- und Schadstoffen sowie die erneute thermische Verarbeitung im werkstofflichen Recycling können zu Qualitätseinbußen bei Sekundärkunststoffen im Vergleich zu Primärkunststoffen führen. So wird zum Beispiel bei der Mehrfachverarbeitung von Polymeren wie etwa in der Rückführung von Produktionsabfällen beobachtet, dass der Schmelzindex steigt, Schlagzähigkeit und Bruchdehnung sinken und die Elastizität auf hohem Niveau bleibt. Bei der Wiederverarbeitung kommen insbesondere Kettenabbau und Vernetzungsreaktionen als konkurrierende Effekte in den Polymeren zum Tragen. Durch solche und andere Effekte (auch bei der Alterung) können die Einsatzzwecke von Sekundärkunststoffen im Einzelnen, in Abhängigkeit von den technischen Spezifikationen für bestimmte Anwendungen, eingeschränkt sein.

Kunststoffrezyklate, die aufgrund ihrer Qualitätsmerkmale bestimmten Einschränkungen in der Verwendung unterliegen, können dennoch in hochwertigen Anwendungen eingesetzt werden. Voraussetzung ist, dass die Qualitätsmerkmale der Sekundärkunststoffe mit den technischen Spezifikationen der vorgesehenen Anwendungen übereinstimmen. Je weiter die technischen Anforderungen und die Eigenschaften des Rezyklats auseinander liegen, desto höher muss der Anteil an Neumaterialien liegen, um die technischen Anforderungen erfüllen zu können. In den Bereichen der Fahrzeuge und EEG kann ein Rezyklateinsatz, zumindest in Anteilen, grundsätzlich in denjenigen Bauteilen erfolgen, in denen dies nicht aufgrund bestimmter technischer Anforderungen an Sicherheit und Qualität ausgeschlossen ist. Dies ist technisch

möglich und sinnvoll. Hersteller setzen bereits vermehrt Rezyklate in bestimmten Bauteilen ein. Der Europäischen Kunststoffstrategie zufolge besteht z.B. im Automobilbereich ein hohes Potential dafür, den Rezyklatgehalt der verwendeten Kunststoffe zu steigern.

Der Rezyklateinsatz im EEG-Bereich betrug im Jahr 2017 3,2 % der verwendeten Kunststoffmenge. Aus Post-Consumer-Rezyklaten stammte hiervon etwa ein Drittel, also etwa 1,1 % (siehe Kapitel 3.7.3). Es gibt jedoch bereits einzelne Produkte mit wesentlich höheren Rezyklatanteilen von bis zu 90 % (siehe Tabelle 68). Das zeigt, dass in bestimmten Produkten hohe Rezyklateinsatzquoten möglich sind. In bestehenden Produktzertifikaten für bestimmte EEG werden bereits PC-Kunststoffrezyklatanteile zwischen 5 und 30 % (bis hin zu 85 %) der Gesamtkunststoffmasse gefordert (siehe Tabelle 8 in Kapitel 3.2.2). Das zeigt, dass in bestimmten Produktgruppen hohe Rezyklateinsatzquoten möglich sind.

Grundsätzlich ist es – abhängig vom Anwendungsfall und dem Polymer – technisch möglich einen erheblichen Anteil an Primärkunststoffen durch PCR-Kunststoffe zu ersetzen (Schischke et al., 2021). Wie hoch eine geeignete Post-Consumer-Rezyklateinsatzquote für EEG und einzelne Produktgruppen liegen sollte lässt sich aus den Projektergebnissen nicht spezifisch ableiten. Die unten vorgeschlagene Quote ist daher mit erheblicher Unsicherheit belastet. Sie sollte jedenfalls über alle Produktgruppen hinweg über dem Stand von 2017 von 1,1 % liegen, realistisch erreichbar sein und künftig entsprechend den verfügbaren Kapazitäten und dem technischen Fortschritt angepasst werden. Hersteller von EEG verwenden zunehmend steigende Mengen an PC-Rezyklaten (Schischke et al., 2021). Grundsätzlich kann ein Rezyklateinsatz, zumindest in Anteilen, in denjenigen Bauteilen erfolgen, in denen dies nicht aufgrund bestimmter technischer Anforderungen an Sicherheit und Qualität ausgeschlossen ist. Dies ist technisch möglich und ökologisch sinnvoll. Durch eine PC-KREQ könnte der Markt in diese Richtung bewegt werden. Vor diesem Hintergrund und angesichts bestehender PC-Rezyklatquoten für bestimmte Produktzertifikate könnte für EEG zunächst eine allgemeine PC-KREQ von 5 %-10 % des Gesamtkunststoffeinsatzes angestrebt werden (z.B. mit einem Startwert von 2% in 2024 und einem Zielkorridor bis 2030), mit dem Ziel diesen Anteil in der weiteren Zukunft zu erhöhen.

Die Möglichkeiten zum Rezyklateinsatz unterscheiden sich zwischen den Produktgruppen. Die vorgeschlagene Quote bezieht sich auf EEG über alle Produktgruppen hinweg. In bestimmten Produktgruppen sind bereits vergleichsweise hohe Rezyklateinsatzquoten möglich. In der Ausgestaltung der PC-KREQ unter der EG-Ökodesign-Richtlinie sollten für einzelne Produktgruppen spezifische Quoten etabliert werden. Dabei sollte das Potential zum Einsatz von PCR-Kunststoffen in den jeweiligen Produktgruppen berücksichtigt werden. Gegebenenfalls könnten produktgruppenspezifische PC-KREQ zunächst auf der Grundlage einer freiwilligen Selbstverpflichtung angelegt werden und in Abhängigkeit von der Wirksamkeit in produktspezifischen Verordnungen der EG-Ökodesign-Richtlinie verpflichtend gemacht werden.

Die PC-KREQ kann z.B. über den Massenanteil des PCR-Kunststoffs am Gesamtkunststoffanteil der Produktgruppen ermittelt und nachgewiesen werden.

Die vorgeschlagene Höhe der PC-KREQ von 5 %-10 % liegt in einem ähnlichen Bereich wie Vorschläge für Mindestanforderungen an den PCR-Gehalt unter der EG-Ökodesign-Richtlinie im Bereich der EEG, wie sie in einer Publikation des UBA für Computer gemacht wurden: differenziert je nach Produkttyp minimaler PCR-Kunststoffanteil am eingesetzten Gesamtkunststoff 3 bis 15 % (Schischke et al., 2021). Mit der geplanten Erweiterung des Anwendungsbereichs der Ökodesign-Regelungen durch die geplante Ecodesign for Sustainable Products Regulation (ESPR) könnte die PC-KREQ auch auf weitere EEG angewendet werden.

Im Fahrzeugbereich ist es laut Herstelleraussagen schwierig, recycelte Kunststoffe einzusetzen, da es hohe, teils gesetzliche Anforderungen an Sicherheit und Qualität gibt, die mit recycelten Kunststoffen nicht zu erreichen wären. In geeigneten Bauteilen wie z.B. bei Radkappen oder

Stoßfängern könnten jedoch recycelte Kunststoffe ohne Probleme eingesetzt werden. 2017 wurden insgesamt etwa 1,6 Mio. t Kunststoffe in Fahrzeugen verarbeitet, davon etwa 1,5 Mio. t als Neuware und 0,077 Mio. t als Rezyklate. Bei den Rezyklaten stammen 51.000 t aus Produktions- und Verarbeitungsresten und 26.000 t aus Post-Consumer-Abfällen. Das bedeutet, dass nur ein Anteil von 4,8 % aus Rezyklaten stammt und 1,6 % aus Post-Consumer-Rezyklaten. Wie hoch eine geeignete Post-Consumer-Rezyklateinsatzquote für Fahrzeuge spezifisch liegen sollte lässt sich aus den Projektergebnissen nicht konkret ableiten. Die unten vorgeschlagene Quote ist daher mit erheblicher Unsicherheit belastet. Sie sollte jedenfalls über dem Stand von 2017 von 1,6 % liegen, realistisch erreichbar sein und künftig entsprechend den verfügbaren Kapazitäten und dem technischen Fortschritt angepasst werden. Hersteller von Fahrzeugen verwenden zunehmend steigende Mengen an PC-Rezyklaten in bestimmten Bauteilen. Grundsätzlich kann ein Rezyklateinsatz, zumindest in Anteilen, in denjenigen Bauteilen erfolgen, in denen dies nicht aufgrund bestimmter technischer Anforderungen an Sicherheit und Qualität ausgeschlossen ist. Dies ist technisch möglich und ökologisch sinnvoll. Durch eine PC-KREQ könnten Hersteller zu einem verstärkten PC-Rezyklateinsatz bewegt werden. Vor diesem Hintergrund könnte für Fahrzeuge zunächst eine PC-KREQ von 10 %-15 % des Gesamtkunststoffeinsatzes angestrebt werden (Zielkorridor bis 2035, mit einem Startwert von 2% in 2024, Anpassung auf ca. 10% in 2030 und 15% bis 2035). Die vorgeschlagene Quote könnte sich auf individuelle Fahrzeugtypen beziehen (dann wäre sie für einzelne Fahrzeugtypen unter Umständen nur schwer zu erreichen) oder auf die Fahrzeugflotte eines Herstellers oder über mehrere Hersteller hinweg. Diese Option erfordert mehr Aufwand bei der Nachweisführung, lässt aber den Herstellern mehr Freiheit beim Einsatz der Rezyklate. Es wird daher empfohlen, die Rezyklateinsatzquote über den Massenanteil des PCR-Kunststoffs am Gesamtkunststoffanteil der Fahrzeugflotten zu ermitteln.

Mit Verordnung (EU) 2018/858 über die Genehmigung und die Marktüberwachung von Kraftfahrzeugen und Kraftfahrzeuganhängern sowie von Systemen, Bauteilen und selbstständigen technischen Einheiten für diese Fahrzeuge werden die Verwaltungsvorschriften und technischen Anforderungen für die Typgenehmigung und das Inverkehrbringen neuer Fahrzeuge, Systeme, Bauteile und selbstständigen technischen Einheiten festgelegt. Da sich das Typgenehmigungsverfahren auf die Umwelteigenschaften der in der EU in Verkehr gebrachten Fahrzeuge bezieht und Aspekte der Kreislaufwirtschaft bereits durch die Bestimmungen zur Recyclingfähigkeit (Richtlinie 2005/64/EG) berücksichtigt wurden, könnten die Zielvorgaben für den Kunststoffrezyklateinsatz wahrscheinlich sehr gut durch das bestehende Instrument der Typgenehmigung umgesetzt und überprüft werden (Maury et al., 2022). Für die Zwecke der Typgenehmigung legt der Hersteller einen ordnungsgemäß ausgefüllten Datenbogen nach Anhang A der ISO-Norm 22628: 2002 vor. Dieser enthält Angaben zu den Werkstoffen (Anhang I Punkt 2 Richtlinie 2005/64/EG). Nach dieser Norm müssen Automobilhersteller aufgeschlüsselte Massendaten zu Metallen, Polymeren (außer Elastomeren), Elastomeren, Glas und andere Arten von Werkstoffen melden. Nach der Anpassung der Normen wären die Hersteller im Prinzip in der Lage, Daten über die Masse von Teilen aus Polymeren im Rahmen der vorgeschlagenen Zielvorgaben "einfach" zu melden (Maury et al., 2022). Durch die Anpassung und Erweiterung der Gesetzgebung zur Typgenehmigung um eine neue Verordnung zum Rezyklatgehalt könnte die Berichtspflicht und Nachweisführung für Fahrzeughersteller mit vergleichsweise wenig Aufwand umgesetzt werden. Dies wäre zu prüfen (siehe (Maury et al., 2022)). Wichtig wäre dabei sicherzustellen, dass die neue Verordnung zum Rezyklatgehalt und die Anpassungen so ausgestaltet werden, dass die Berichtspflicht und Nachweisführung spezifisch den PC-Kunststoffrezyklatgehalt und den Gesamtgehalt an Kunststoffen darstellen.

Von Fahrzeugherstellern wird eine verpflichtende Quote von 5 bis 10 %, bezogen auf die gesamte Kunststoffeinsatzmenge, derzeit als nicht realistisch angesehen. Dies u.a. mit der

Begründung, dass auch nicht recycelbare Kunststoffe Verwendung finden. Dem kann entgegengehalten werden, dass aktuell hergestellte Fahrzeuge einen erheblichen Anteil an werkstofflich recycelbaren Polymeren enthalten. Die verfügbaren Daten ergeben für aktuell hergestellte Fahrzeuge einen durchschnittlichen Polymeranteil von 20 %. Der Anteil an Thermoplasten (die theoretisch werkstofflich recycelbar wären) liegt aktuell (2020) bei ca. 16 % (siehe Kapitel 3.7.4). Außerdem zeigen die Angaben und Ziele einzelner Fahrzeughersteller, dass ein hoher Kunststoffzyklatanteil grundsätzlich möglich ist (siehe Tabelle 69).

Die Verwendung von Sekundärkunststoffen kann in geschlossenen Produktkreisläufen (closed-loop) oder auch anderen geeigneten Produkten/Bereichen (open-loop) erfolgen. Dennoch sind bestimmte Aspekte zu bedenken, die im Einzelnen eher für ein Closed-Loop-Recycling sprechen können bzw. dafür, Polymere aus bestimmten Quellen nur nachrangig zu verwenden.

Aus den im Vorhaben betrachteten Recyclingszenarien zu den besonders vielversprechenden Kunststoffteilen aus der frühzeitigen Separation bzw. aus dem PST-Prozess resultieren bestimmte werkstofflich recycelte Kunststoffoutputfraktionen in hoher Qualität. Die wichtigsten für das werkstoffliche Recycling relevanten Kunststoffe sind die Standardkunststoffe PP, PE LD/LLD, PE HD/MD, PVC und PET sowie die technischen Kunststoffe PA, ABS/ASA/SAN und PMMA. Hierbei handelt es sich um Polymere, die üblicherweise in den Bereichen Fahrzeuge und EEG eingesetzt werden. Eine Umsetzung der im Vorhaben identifizierten Strategien kann zu einem gesteigerten Angebot an Sekundärkunststoffen für diese Bereiche beitragen und damit die Erreichung einer KREQ aus diesen Bereichen heraus unterstützen sowie zu einer Stabilisierung des Marktes beitragen.

Der PCR-Anteil eines Kunststoffes kann nicht analytisch bestimmt werden. Zur Kontrolle der Umsetzung einer KREQ ist es daher erforderlich, dass die PCR-Rezyklatmasse vom Recycler (Anteil an PCR-Material im Sekundärkunststoff) bis zum fertigen Produkt (Gesamtmasse Kunststoff im Produkt, Anteil PCR-Kunststoff im Produkt) zuverlässig bilanziert und nachgewiesen wird.

Um eine verlässliche Informationsgrundlage zu gewährleisten, bieten sich Zertifizierungssysteme an, die den Gehalt an PCR-Anteilen von Sekundärkunststoffen (des Recyclers) und von Kunststoffen in Produkten (des Herstellers) ermitteln. Bestehende Zertifizierungssysteme für Recyclinganlagen könnten auf Grundlage bestehender Normen oder Umweltzeichen weiterentwickelt werden, um den Gehalt an PCR-Kunststoffen in Produkten darzustellen (z.B. EuCertPlast, DIN EN 15434, DIN EN 45557, der blaue Engel, EPEAT). Auf dieser Grundlage könnten Recycler den Herstellern die erforderlichen Informationen zu den PCR-Kunststoffen zur Verfügung stellen und Hersteller den PCR-Anteil der Kunststoffe der Produkte darstellen. Eine Nachweisführung des Rezyklatanteils auf der Basis von EuCertPlast erscheint derzeit am geeignetsten. Es ist ein EU-weit gültiges Zertifizierungssystem für Hersteller von Rezyklatkunststoffen und bietet die Möglichkeit, den PCR-Anteil spezifisch darzustellen und könnte erweitert werden, um auch den PCR-Einsatz nachweisen zu können (Schischke et al., 2021). Weitere Details zu relevanten Zertifizierungs- und Nachweissystemen sind in Kapitel 3 der Publikation (Schischke et al., 2021) des Umweltbundesamtes nachzulesen. Dort heißt es u.a. „Eine Pflicht zum PCR-Einsatz kann zudem eine faktische Handelsbeschränkung darstellen, wenn die Zertifizierungsvoraussetzungen von außereuropäischen Herstellern nicht gleichermaßen erfüllt werden können. EuCertPlast ist insbesondere in der EU verbreitet und außerhalb der EU sind keine vergleichbaren Zertifizierungen bekannt. Entsprechend wäre zu prüfen, ob eine solche Maßnahme eine gerechtfertigte Ausnahme im Kontext des Welthandelsrechts darstellt. Zu berechnen ist der Rezyklatgehalt auf der Basis von DIN EN 45557“ (Schischke et al., 2021). Eine in der EU verbindliche Rezyklateinsatzquote und die damit folgende Notwendigkeit zur Zertifizierung des PCR-Anteils könnte jedoch einen Anreiz schaffen, dass sich weitere Zertifizierungssanbieter

etablieren, auch außereuropäisch. Zudem bestehen bereits zahlreiche Anforderungen an in die EU eingeführte Produkte in Bezug auf Sicherheit, Kennzeichnung, Verpackung und Vermarktung, technische Normung und Konformität sowie EU-Umweltzeichen, die auch mit dem Welthandelsrecht vereinbar sind.

Grundsätzlich gibt es auch die Möglichkeit, den Rezyklatgehalt mithilfe von molekular markierten Rezyklaten nachzuweisen⁸⁷. Inwieweit solche Methoden praktisch anwendbar sind und sich in Zertifizierungs- und Nachweissystemen durchsetzen werden ist fraglich. Bestehende Forschungsansätze fokussieren auf den Verpackungsbereich (BMBF, 2018). Ob eine Anwendung im Bereich langlebiger Produkte wie bei Fahrzeugen oder EEG sinnvoll sein könnte ist fraglich.

Auf der Grundlage von Berichtspflichten könnte der Grad der Erreichung der PC-KREQ überprüft werden und die Höhe der Quote regelmäßig an den Stand der Technik angepasst werden. Die Berichtspflicht sollte den Inverkehrbringer der Produkte betreffen. Die Nachweisführung und Informationsbereitstellung sollte auf der Grundlage einer geeigneten Zertifizierung (z.B. EuCertPlast) über den Recycler (Information über den PCR-Gehalt des Sekundärkunststoff) und den Hersteller (PCR-Kunststoffmasse des Produkts und Gesamtmasse des Kunststoffs des Produkts) an den Inverkehrbringer erfolgen. Der Inverkehrbringer müsste die Daten und die PC-KREQ an eine zuständige Behörde berichten. Die Standardisierung von Rezyklatqualitäten und -eigenschaften ist ein wesentlicher Zwischenschritt, um eine ökonomische und technische Sicherheit hinsichtlich der verarbeiteten Materialien zu erreichen. Die DIN SPEC 91446 verfolgt den Zweck, verlässliche und nachprüfbare Standards zu setzen (Schischke et al., 2021). Sie soll als Basis für den Rezyklathandel und den Rezyklateinsatz dienen und trat im Oktober 2021 in Kraft (EUWID, 2021a).

Bei Rezyklaten aus langlebigen Produkten kann es schwierig sein zu ermitteln, welche Stoffe der aktuellen REACH-Kandidatenliste im Rezyklat enthalten sind. Eine bereits etablierte Möglichkeit sind entsprechende Analysen, die schon heute von Recyclern einige Male im Jahr durchgeführt werden. Ohne ein solches Zertifikat werden in der Regel die Sekundärkunststoffe von den Herstellern nicht angenommen. Der Hersteller benötigt die Informationen zu den Stoffen der aktuellen REACH-Kandidatenliste, um seine Verpflichtung zur SCIP-Datenbank nachkommen zu können.

Ein großer Teil der in Europa verkauften Produkte werden nicht in der EU gefertigt. Da auch importierte Produkte eine PC-KREQ erfüllen müssten ist die Frage ob auch außerhalb der EU ausreichend PCR-Kunststoffe zur Erfüllung der Quote zur Verfügung stehen und wie die Quote bei importierten Produkten kontrolliert werden könnte. Importe von Produkten, die nicht die PC-KREQ erfüllen könnten mit Importzöllen belegt werden, wodurch die Einfuhr von nicht-PCR-haltigen Produkten beeinflusst werden könnte. Dadurch entsteht ein Anreiz, auch außerhalb der EU PCR-Material einzusetzen. Alternativ könnte die Einhaltung der PC-KREQ gefördert werden, indem eine Abgabe auf Produkte erhoben wird, welche die PC-KREQ nicht erfüllen.⁸⁸ Die Höhe der Abgabe müsste eine deutliche Motivation für Einhaltung der Quote darstellen. Sie sollte von der in Verkehr gebrachten Menge Kunststoff abhängen. Der Inverkehrbringer müsste auf der Grundlage geeigneter Zertifizierung verlässliche Informationen über den PCR-Gehalt der in Verkehr gebrachten Produkte bereitstellen. Fehlen solche Informationen, ist davon auszugehen, dass die PC-KREQ nicht eingehalten wird. Die Abgabe müsste der Inverkehrbringer entrichten. Eine solche Abgabe würde für importierte, wie hiesige Produkte gelten wodurch die o.g.

⁸⁷ siehe z.B. <https://www.polysecure.eu/identifizieren/>: „...der Recyclinganteil in einem Endprodukt kann überwacht werden.“ (Zugriff am 25.10.2021)

⁸⁸ Wie z.B: Großbritannien für Kunststoffverpackungen seit April 2022 eingeführt hat: 0,20 €/kg Kunststoffverpackung mit Ausnahme von Verpackungen mit über 30 % Sekundärkunststoffeinsatz (KPMG, 2021).

Importzölle überflüssig wären. Es wäre trotzdem möglich Produkte, welche die PC-KREQ nicht einhalten auf den Markt zu bringen.

Wenn nicht ausreichend PCR-Kunststoffe zur Verfügung stehen, so dass die Produktion von Fahrzeugen oder EEG mit dem nach PC-KREQ erforderlichen Rezyklatgehalt nicht mehr möglich ist, wäre dies dann einerseits kein absolutes Hindernis zum Inverkehrbringen (die Abgabe müsste entrichtet werden) und würde andererseits zur Produktion von PCR-Kunststoffen motivieren und gegebenenfalls die Investitionsbereitschaft für entsprechende Recyclingkapazitäten fördern. Zudem würde eine entsprechende Abgabe über Europas Grenzen hinaus auf die Verwendung von PCR-Kunststoffen hinwirken.

Bei der Ausgestaltung der PC-KREQ sollte auf eine Balance zwischen den verschiedenen Kunststoff verarbeitenden Branchen geachtet werden. Es sollte vermieden werden, dass PCR mit Lebensmittelqualität (z.B. PET aus Flaschen) im EEG oder Fahrzeugbereich eingesetzt werden, um hier die Quote zu erfüllen, und infolgedessen im Lebensmittelbereich negative Effekte entstehen, weil dort fehlende Rezyklate mit Lebensmittelqualität als Konsequenz des Einsatzes in anderen Bereichen durch Neuware ersetzt werden müssen. Grundsätzlich könnte bei der Festlegung der Quote darauf hingewiesen werden, dass Kunststoffpolymertypen aus anderen Bereichen, für die gesetzlich vorgegebene Rezyklateinsatzziele verankert sind, vorrangig in dem originären Bereich (im closed-loop) zu verwenden sind (z.B. PET in PET-Flaschen um das Ziel gemäß Artikel 6(5) Einwegkunststoffprodukte Richtlinie (EU) 2019/904 erfüllen zu können).

Produktspezifische Rezyklateinsatzquoten wie die oben vorgeschlagenen werden auch für weniger komplexe Produkte (als EEG und Fahrzeuge) wie z.B. für Müllsäcke und -tüten, Blumentöpfe, Paletten und Transportkisten, bestimmte Verpackungen und Abfall- und Wertstoffbehälter aus Kunststoff diskutiert (UBA 2022, Parallelvorhaben). In dem Parallelvorhaben wird auch eine produktunabhängige polymerspezifische Rezyklateinsatzquote diskutiert (Details und mögliche Vor- und Nachteile: siehe (UBA 2022, Parallelvorhaben).

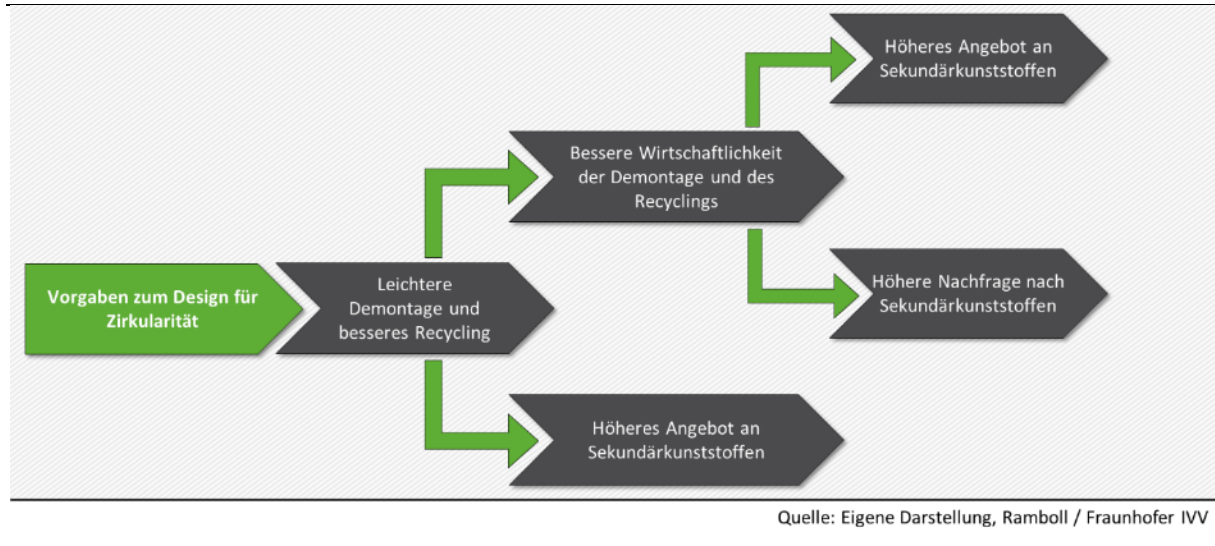
7.2.2.2 Vorgaben für Design für Zirkularität im Bereich EEG und Fahrzeuge

Tabelle 67: Vorgaben für Design für Zirkularität im Bereich EEG und Fahrzeuge

Maßnahme	Vorgaben für Design für Zirkularität im Bereich EEG und Fahrzeuge
Ziel	Ziel: Wirtschaftlichkeit der Demontage und des Recyclings verbessern Ziel: Verbesserung der Recyclingfähigkeit von Produkten
Kurze Erläuterung	Diese Maßnahme zielt auf die Entwicklung von Vorgaben für Design für Zirkularität für EEG und Fahrzeuge, bereits während des Herstellungsprozesses ab.
Zuordnung zu Strategie	Frühzeitige Separation Zum Teil auch erweiterte PST
Art	Regulatorisch, administrativ
Bezug EAG / Altfahrzeug	EEG (zum Teil bereits vorhanden), Fahrzeuge
Lebenszyklusphase	Herstellung Mit Berücksichtigung der Abfallphase und der Phase des Recyclings
Anknüpfungspunkt zu Herausforderung	► Unzureichende Qualität (z.B. bezüglich Materialeigenschaften, Schadstoffgehalt, Störstoffgehalt, ...); ► Fehlendes Know-How zur Identifizierung der Polymertypen; ► Vielfalt von Polymeren in Altfahrzeugen und EAG;

Maßnahme	Vorgaben für Design für Zirkularität im Bereich EEG und Fahrzeuge
	▶ Fehlende Separierbarkeit von schadstoffhaltigen Fraktionen, Verbundstoffen, beschichteten Kunststoffen, ungewöhnlichen Polymermischungen, Verstärkungsstoffen;
Adressat der Umsetzung	Festlegung Gesetzgeber oder durch Selbstregulierungsmaßnahmen der Industrie Umsetzung: Hersteller
Aufwand zur Umsetzung	▶ Dialog zwischen unterschiedlichen Stakeholdergruppen; bzw. Berücksichtigung Ergebnisse Circular Plastics Alliance ▶ Aufwand bei herstellenden Unternehmen: Änderung der Produkte/Bauteile und Produktion; ggf. Innovationen nötig; ▶ Prozess zur Aufnahme in Richtlinien: zeitintensiver Prozess (für EG-Ökodesign Richtlinie Beschreibung unten);
Umsetzungshorizont	Mittelfristig bis langfristig
Ebene der rechtlichen Umsetzung	Europäisches Recht oder mittels Selbstregulierungsmaßnahmen
Erwartete ökologische Effekte	▶ Effektivität (Abschätzung des Mengenpotenzials zur Steigerung der (hochwertigen) Kunststoffverwertung) ● Hoch, da Herausforderungen der Recyclingfähigkeit konkret angegangen werden können ● Erste Effekte aufgrund der Lebensdauer der Produkte bereits in 4,5 Jahren (z.B. Handys, Laptops) oder erst in 15-20 Jahren (z.B. Fahrzeuge, Waschmaschinen) spürbar (Norwegian Environment Agency, 2021). ▶ Ausschleusen von Schadstoffen ● Es wird davon ausgegangen, dass in neuen Produkten keine Schadstoffe eingesetzt werden (Substanzen, die zu dem Zeitpunkt der Produktion als Schadstoffe gelten würden). ▶ Aufwand für die Aufbereitung und Recycling ● Sollte durch die entsprechenden Vorgaben deutlich verringert werden.
Wirkgefüge	Voraussetzungen: ▶ Austausch zwischen unterschiedlichen Stakeholdergruppen (Herstellende Unternehmen, Demontagebetriebe, Sortieranlagenbetreiber und recycelnde Unternehmen) Einfluss auf andere Maßnahmen: ▶ Unter Designaspekten kann auch eine Zielvorgabe für den Kunststoffrezyklateinsatz gefordert werden. ▶ Informationsfluss über Lebenszyklus sicherstellen. Wirkkette siehe Abbildung unter Tabelle.

Abbildung 70: Vereinfachte Darstellung der Wirkkette zur Maßnahme Design für Zirkularität



7.2.2.2.1 Erläuterung der Maßnahme

Um die Demontage sowie die Sortier- und Recyclingprozesse zu vereinfachen, sollte bereits mit einem entsprechenden Design für Zirkularität in der Herstellungsphase angesetzt werden. In einem ersten Schritt werden dazu bereits bestehende Regelungen im Bereich EEG und Fahrzeuge geprüft und deren Effektivität abgeschätzt. Aspekte, die im Rahmen des Vorhabens erarbeitet wurden, werden als zusätzliche Aspekte für ein Design für Zirkularität vorgeschlagen.

- a) Bestehende rechtliche Vorgaben zum Design im Hinblick auf Demontage, Reparatur und Recycling:

EG-Ökodesign Richtlinie:

Die EG-Ökodesign Richtlinie (2009/125/EG zur Schaffung eines Rahmens für die Festlegung von Anforderungen an die umweltgerechte Gestaltung energieverbrauchsrelevanter Produkte) hat zum Ziel die Energie- und Ressourceneffizienz von Produkten zu verbessern und wurde mit dem Gesetz über die umweltgerechte Gestaltung energieverbrauchsrelevanter Produkte (Energieverbrauchsrelevante-Produkte-Gesetz - EVPG) in deutsches Recht umgesetzt. Die Richtlinie betrifft energiebetriebene und energieverbrauchsrelevante Produkte. Durch produktspezifische Durchführungsmaßnahmen (Verordnungen) oder Selbstregulierungsinitiativen können für bestimmte Produkten spezifische Vorgaben festgelegt werden (Umweltbundesamt, 2021b).

29 Produktgruppen unterliegen bereits Durchführungsverordnungen. Relevant im Zusammenhang mit diesem Vorhaben (Verordnung), z.B. (Bundesministerium für Wirtschaft und Energie, 2021b):

- ▶ PCs (Desktop/Laptop) und Computermonitore;
- ▶ Fernsehgeräte / Displays;
- ▶ Kühl- und Tiefkühlgeräte im Haushalt;
- ▶ Geschirrspüler im Haushalt;
- ▶ Waschmaschinen und Wäschetrockner im Haushalt;
- ▶ Wäschetrockner;

- ▶ Staubsauger;
- ▶ Selbstregulierungsmaßnahmen; und
- ▶ Bildgebende Geräte (Drucker, Scanner, Kopierer...).

Im Rahmen der EG-Ökodesign-Richtlinie gibt es zwei Möglichkeiten für Vorgaben, um die Recyclingfähigkeit zu verbessern bzw. den Rezyklateinsatz zu erhöhen (Anhang I, Teil 1, 1.3 EG-Ökodesign Richtlinie):

- ▶ Indikatoren der Wiederverwendbarkeit und Rezyklierbarkeit; und
- ▶ Mindestanteil für die Verwendung von Recyclingmaterial.

Aber auch Vorgaben zum Einsatz von Rohmaterialien sind möglich (Anhang I, Teil 1, 1.1: EG-Ökodesign Richtlinie).

Für Produkte, die in Durchführungsmaßnahmen reguliert werden, gibt es bislang v.a. Vorgaben zu folgenden Aspekten (über (Bundesministerium für Wirtschaft und Energie, 2021b) Zugriff zu einzelnen Durchführungsmaßnahmen und Selbstregulierungsmaßnahmen) die in Bezug auf Design für Zirkularität relevant sind:

- ▶ Demontage
 - Teile müssen mit allgemein verfügbaren Werkzeugen entfernt werden können;
 - Informationen zur (zerstörungsfreien) Demontage müssen zur Verfügung gestellt werden;
- ▶ Bestimmte Bauteile müssen gekennzeichnet werden.

Seit März 2021 gelten strengere Anforderungen für die Reparierbarkeit spezifischer Produktgruppen. Vermisst werden konkrete Vorgaben zum Produktdesign oder Materialeinsatz.

Die Selbstregulierung für bildgebende Geräte geht hier einen Schritt weiter und macht z.B. folgende Vorgaben:

- ▶ Kunststoffgehäuseteile mit einer Masse von mehr als 100 g müssen aus einem einzigen Polymer oder einer Polymermischung bestehen.
- ▶ Alle Kunststoffgehäuseteile dürfen nur aus bis zu vier trennbaren Polymeren oder Polymermischungen bestehen.
- ▶ Der Einsatz von Beschichtungen für Sonderteile ist auf ein Minimum zu reduzieren.

Mit dem Durchführungsbeschluss der Kommission M/543 fordert diese das European Committee for Standardisation (CEN), European Telecommunications Standards Institute (ETSI) und European Committee for Electrotechnical Standardisation (CENELEC) dazu auf, neue europäischen Normen zu Aspekten der Materialeffizienz zu entwerfen (Europäische Kommission, 2015).

Daraus entstand zum einen die Norm EN 45552:2020 Allgemeines Verfahren zur Bewertung der Funktionsbeständigkeit energieverbrauchsrelevanter Produkte sowie EN 45557:2020 Allgemeines Verfahren zur Bewertung des Anteils an recyceltem Material von energieverbrauchsrelevanten Produkten.

ElektroG

Im Hinblick auf Design für Zirkularität enthält das ElektroG die allgemeine Regelung, die Geräte so zu gestalten, dass die Wiederverwendung, die Demontage und die Verwertung von Altgeräten, ihren Bauteilen und Werkstoffen berücksichtigt und erleichtert werden sollen (§4 ElektroG). Weiter müssen Angaben zu den verschiedenen Bauteilen und Werkstoffen der Geräte hinterlegt werden (§28 ElektroG). Auch hier werden konkrete Vorgaben zum Produktdesign oder Materialeinsatz vermisst.

EAG-BehandV

Die Verordnung über Anforderungen an die Behandlung von EAG (Elektro- und Elektronik-Altgeräte Behandlungsverordnung – (EAG-BehandV)) wird im Januar 2022 in Kraft treten und enthält grundsätzlich keine konkreten Vorgaben im Hinblick auf Design für Zirkularität für EEG.

AltfahrzeugV

Im Hinblick auf Design für Zirkularität enthält die AltfahrzeugV die folgenden Regelungen:

- ▶ Verwendung von gefährlichen Stoffen begrenzen und vermeiden (§ 8 Abs. 1. Nr. 1 AltfahrzeugV);
- ▶ Bei Konstruktion müssen auch Demontage, Wiederverwendung und (stoffliche) Verwertung umfassend Rechnung tragen (§ 8 Abs. 1 Nr. 2 AltfahrzeugV);
- ▶ Es soll verstärkt Recyclingmaterial verwendet werden (§ 8 Abs. 1. Nr. 3 AltfahrzeugV);
- ▶ Kennzeichnungspflicht für Bauteile und Werkstoffe (§ 9 Abs. 1 AltfahrzeugV);
- ▶ Bereitstellung von Demontageinformationen (§ 9 Abs. 2 und 3 AltfahrzeugV);

Auch hier werden konkrete Vorgaben zum Produktdesign oder Materialeinsatz vermisst.

EG-Fahrzeug-Typgenehmigung

Die Richtlinie 2005/64/EG über die Typgenehmigung für Kraftfahrzeuge (EG-RRR-Richtlinie) hinsichtlich ihrer Wiederverwendbarkeit, Recyclingfähigkeit und Verwertbarkeit soll sicherstellen, dass die Wiederverwendungs-, Verwertungs- und Recyclingziele der EG-Altfahrzeugrichtlinie erreicht werden. Erfüllen die Fahrzeuge die Anforderungen an Wiederverwendbarkeit, Recyclingfähigkeit und Verwertbarkeit werden Typgenehmigungen erteilt. Die Richtlinie enthält jedoch keine spezifischeren Angaben, um diese Anforderungen konkret zu überprüfen, noch enthält sie Anforderungen an Kunststoffe in Kraftfahrzeuge.

b) Bestehende Guidelines und Normen für „Design für Zirkularität“

Arbeiten der Circular Plastics Alliance

Ein Kommittent der Circular Plastics Alliance (Initiative unter der europäischen Strategie für Kunststoffe in der Kreislaufwirtschaft) ist die Entwicklung von Guidelines und Normen für „Design for Recycling“.

Im Bereich EEE wird dabei auf „priority plastic materials“ fokussiert, namentlich ABS, PS und PP (Circular Plastics Alliance, 2020); im Bereich Fahrzeuge wird nach Angaben der CPA noch über die „priority plastic materials“ diskutiert, nach Angaben der Circular Plastics Alliance (Circular Plastics Alliance, 2021) wird dies PP sein.

Die Ziele sind dabei Aspekte in Bezug auf das Design zu entwickeln, um die Recyclingfähigkeit von Kunststoffmaterialien in Shredder und PST sicherzustellen sowie Qualitätsanforderungen

für die Verwendung von Kunststoffrezyklaten in Produkten zu entwickeln (Circular Plastics Alliance, 2020, 2021).

Sofern die Circular Plastics Alliance Design-for-Recycling Guidelines und Normen festlegt, sollen sie in EN-Normen (CEN-CENELEC) übersetzt werden. Die Arbeiten dazu laufen (Circular Plastics Alliance, 2020).

c) Vorschläge für Vorgaben zum Design im Hinblick auf Demontage, Reparatur und Recycling

Da die gesetzlichen Vorgaben keine konkreten Vorgaben zum Produktdesign oder Materialeinsatz (mit Bezug auf Kunststoffe) beinhaltet, sollten konkrete Ergänzungen vorgenommen werden.

Für EEG sollten alle Produktgruppen von einer Durchführungsmaßnahme oder Selbstregulierungsmaßnahme betroffen sein und diese sollten konkretere Vorgaben enthalten als bisherige Durchführungsmaßnahmen. Im Bereich der Fahrzeuge können einige Aspekte für alle Bauteile im Fahrzeug getätigt werden, wirklich konkrete Vorgaben sollten sich auf Bauteilebene abspielen.

Die folgenden Anforderungen wurden basierend auf Projektergebnissen, Betrachtung bereits existierender (freiwilliger,) produktspezifischen Anforderungen im Rahmen von Standards/Normen/ Zertifizierungsprogrammen (siehe Kapitel 3.2.2) und einzelnen produktspezifischen Durchführungsmaßnahmen/ Selbstregulierungsmaßnahmen im Rahmen der EG-Ökodesign Richtlinie) abgeleitet:

Aspekte zum Design:

- ▶ Keinen Einsatz potentiell zukünftiger Schadstoffe
 - Prüfung von Additiven und Zuschlagsstoffen auf SVHC-Status
 - Prüfung, ob und welche (harmonisierte) Einstufung für verwendete Gemische, Additive und Zuschlagsstoffe vorliegt (EG-CLP-Verordnung)
 - Prüfung, ob Additive und Zuschlagsstoffe im Public Activities Coordination Tool (PACT)⁸⁹ der ECHA gelistete sind.
- ▶ Im gesamten Produkt sollte die Vielfalt der Polymere auf ein Minimum beschränkt werden;
- ▶ Bauteile mit Kunststoffen sollten aus nur einem Polymer oder einer Polymermischung (Blends) bestehen;
- ▶ Verwendung möglichst recyclingfreundlicher Polymere, sofern die Funktionalität gewährleistet wird;
 - Für EEG z.B. Polyolefine, ABS, PS und PC/ABS unter Einschränkungen⁹⁰

⁸⁹ PACT bietet einen Überblick über die stoffspezifischen Aktivitäten, an denen Behörden im Rahmen von REACH und der CLP-Verordnung arbeiten (ECHA, o. J.-a)

⁹⁰ der am häufigsten eingesetzte P-basierte Flammenschutz ist TPP. Bei Abspaltung eines Phenylrestes entsteht eine Säure, die die PC-Matrix angreifen und zur Degradation führen kann. Daher sind PC oder PC/ABS Typen besonders vorsichtig zu verarbeiten. Außerdem seien die verschiedenen P-basierten FSM nicht gut miteinander verträglich. Hier könnte durch besondere Kennzeichnung der P-basierte Flammschutztypen Abhilfe geschaffen werden, insbesondere bei großen demontierbaren Bauteilen (wie Gehäuserückwänden).

- Für Fahrzeuge z.B. Polyolefine und ABS/ASA/SAN sowie PA, sofern die Funktionalität gewährleistet wird⁹¹
- ▶ Sofern Polymermischungen eingesetzt werden, sollten gut verträgliche bzw. leicht trennbare Polymere gewählt werden
 - Z.B. PE + PP; PC + ABS, geringe Anteile PS in ABS bzw. ABS in PS
- ▶ Vermeidung von miteinander unverträglichen oder schwer trennbaren Polymermischungen:
 - Z.B. POM + PC/ABS; Styrol(co)polymere + Polyolefine
- ▶ Das Vorhandensein von Beschichtungen auf Kunststoffen soll das Recycling sowie die Widerstandsfähigkeit von durch Recycling aus diesen Komponenten gewonnenen Kunststoffzyklen nicht wesentlich beeinträchtigen;
- ▶ Verbundstoffe, Faserverbundwerkstoffe und Blends (mit Ausnahme recyclefähiger Blends) vermeiden;
- ▶ Aspekte zur Demontage:
 - Vorlage einer Recyclingstrategie der Hersteller
 - z.B. Eine Probezerlegung wurde vom Hersteller vorgenommen und schwachstellenorientiert protokolliert;
 - z.B. Abfolge der (zerstörungsfreien) Demontageschritte aufzeigen;
 - z.B. mit Empfehlungen zur verwendeten Technik für Demontage und Aufbereitung.
- ▶ Demontagefreundliche Konstruktion
 - z.B. Bauteile aus miteinander unverträglichen Polymeren sind lösbar (über mechanischen Verbundaufschluss) oder über Trennhilfen verbunden (z.B. Clips)
 - bzw. untrennbare Verbindungen (z. B. geklebt, geschweißt) zwischen unterschiedlichen Materialien sind zu vermeiden (verbundfreundlicher Aufschluss).
- ▶ Weitere:
 - Kennzeichnungspflicht für Kunststoffe nach Kunststofftyp im Bereich EEG wird als weniger relevant erachtet, Informationen müssen aber zugänglich sein.

Bei Vorgaben zum Design für Zirkularität muss darauf geachtet werden, dass der Fokus der Vorgaben nicht nur auf das Recycling ausgerichtet wird, sondern vorrangig ebenso auf Schadstofffreiheit, Langlebigkeit, Reparaturmöglichkeit (Sachverständigenrat für Umweltfragen, 2020b) und Nachhaltigkeit im Allgemeinen sowie Sicherheit der Nutzung (Expert*innenmeinung Workshop). Für die Entwicklung detaillierterer produktspezifischer (EEG) oder bauteilspezifischer Vorgaben (Fahrzeuge) muss sichergestellt werden, dass Zielkonflikte technischer Art vermieden werden. Aus diesem Grund ist vor allem der Dialog zwischen Herstellern, Demontagebetrieben, Sortieranlagenbetreibern und Recyclern unverzichtbar.

⁹¹ Mit den gängigen Technologien ist PA schwer aufzubereiten, jedoch wird daran geforscht. Daher ist der Einsatz von PA aktuell nur zu empfehlen, wenn es aufgrund der spezifischen Funktionalität nicht durch andere Kunststofftypen ersetzt werden kann.

Wichtig wären für EAG detailliertere produktspezifische oder im Bereich Altfahrzeuge bauteilspezifische Aspekte zu entwickeln. Der Dialog zwischen Herstellern und Recyclern ist hier essentiell, um Zielkonflikte technischer Art zu vermeiden.

7.2.2.2.2 Praktische Umsetzbarkeit und Möglichkeiten zum Vollzug

Anforderungen zu EEG können über die EG-Ökodesign Richtlinie (um deutschen Alleingang zu vermeiden) umgesetzt werden. Eine Aufnahme von weiteren Produkten in die EG-Ökodesign Richtlinie erfolgt dabei mit bestimmter Vorgehensweise:

- ▶ Entsprechende Produkte definieren, welche aktuell noch nicht von der EG-Ökodesign Richtlinie betroffen sind;
- ▶ Diese Produkte müssen ins Arbeitsprogramm aufgenommen werden;
- ▶ Vorstudien zu den entsprechenden Produkten werden durchgeführt;
- ▶ Entwurf für Durchführungsmaßnahme;
- ▶ Ggf. Reaktion der Industrie mit Selbstregulierungsmaßnahmen;
- ▶ Verschiedene Beratungsrunden (Vertreter von deutscher Seite: Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung, Umweltbundesamt, Bundesministerium für Wirtschaft und Energie, BMUV sowie ggf. weiteren betroffenen Ressorts); und
- ▶ Beschluss durch Kommission.

(Sachverständigenrat für Umweltfragen, 2020b; Umweltbundesamt, 2021b).

Die EG-Ökodesign Richtlinie wird aktuell (2022) überarbeitet. Mit dem Entwurf „Ökodesign-Verordnung für nachhaltige Produkte ist zentraler Bestandteil des Kommissionsansatzes für umweltfreundlichere und kreislauforientierte Produkte“ soll der Produktfokus erweitern werden sowie zusätzliche Anforderungen hinzukommen.

Altfahrzeuge sind aktuell nicht von der EG-Ökodesign Richtlinie betroffen. Vorgaben für Design für Zirkularität für Fahrzeuge sollten folglich entweder in die neu erarbeiteten „Ökodesign-Verordnung“, in die novellierte EU-AltfahrzeugRL oder die EG-RRR-Richtlinie (EU-Ebene, um Deutschen Alleingang zu vermeiden) aufgenommen werden. Zusätzlich könnte in Anhang II der EG-RRR-Richtlinie spezifischere Anleitungen hinzugefügt werden, wie man konkret die neuen Anforderungen bzgl. des Designs für Zirkularität prüfen kann. Dabei ist auch eine klare Definition von Wiederverwendbarkeit, Recyclingfähigkeit und Verwertbarkeit notwendig.

Klare Anforderungen an das Design für Zirkularität für EEG sowie für Altfahrzeuge könnten auch in Form eines Mindeststandards wie bei systembeteiligten Verpackungen ausgestaltet werden („Mindeststandard für die Bemessung der Recyclingfähigkeit von systembeteiligungspflichtigen Verpackungen“).

7.2.3 Komplementäre Maßnahmen

7.2.3.1 Informationsfluss über den gesamten Lebenszyklus sicherstellen

Maßnahme	Informationsfluss über den gesamten Lebenszyklus sicherstellen
Ziel	Ziel: Verbesserung der Recyclingfähigkeit von Produkten Ziel: Erhöhung Nachfrage und Qualität Sekundärkunststoffe Unterziel: Qualität Sekundärkunststoffe verbessern
Erläuterung	Um den Informationsfluss über den gesamten Lebenszyklus sicherstellen zu können gibt es mehrere Möglichkeiten: ► Für Fahrzeuge: lebende IDIS-Datenbank bzw. Vereinfachung der IDIS-Datenbank für Demontagebetriebe; ► Für EEG: Plattform für EEG mit Herstellerinformationen zu Materialeinsätzen und Demontage etablieren; ► Einführung eines digitalen Produktpass für EEG und Fahrzeuge; ► Anwendung innovativer Technologien, um Informationen auf dem Produkt selbst zu hinterlegen.

Diese Maßnahme kann entweder rechtlich festgelegt werden (regulatorischer Art) oder auf freiwilliger Basis und damit organisatorischer Art sein. Vor allem ist dies für die frühzeitige Separation relevant, aber auch für das Recycling nach Anwendung erweiterter PST und betrifft EEG/EAG sowie (Alt)Fahrzeuge gleichermaßen.

Vor allem für Produkte mit langer Lebensdauer ist es essentiell, Produktinformationsweitergabe über den gesamten Lebenszyklus sicherzustellen. Dies betrifft zum einen die Materialzusammensetzung und Additive aber zum anderen auch die Konstruktion und die Zusammensetzung einzelner Bauteile im Produkt. Ersteres ist vor allem für den Recyclingprozess relevant. Zum Zeitpunkt der Herstellung langlebiger Produkte wurden ggf. Stoffe in bestimmten Mengen eingesetzt, die so heute nicht zurück in den Produktlebenszyklus dürfen. Diese Informationen sollten hinterlegt sein.

Im Bereich Altfahrzeuge wird die IDIS-Datenbank dafür genutzt. Durch Gespräche mit Expert*innen wurde deutlich, dass die IDIS-Datenbank für die Demontage ein relevantes Tool ist, um Informationen zu bestimmten Bauteilen zu erhalten. Dennoch wird auch hier Verbesserungspotenzial gesehen, da nicht für jedes Modell alle relevanten Informationen zum Kunststoffbauteil hinterlegt seien (Expert*innenmeinung Workshop). So sind zwar für Kunststoffbauteile, für die eine manuelle Zerlegung als wirtschaftlich angesehen wird, Informationen zur Demontage (z.B. Werkzeug) sowie der Werkstoff hinterlegt, weitere Informationen zu Additiven etc. fehlen.

Eine „lebende“ Datenbank wird daher als hilfreich empfunden. Gegebenenfalls gelten zum Zeitpunkt der Entsorgung bestimmte Additive als gefährlich oder schädlich, welche bei der Herstellung und damit dem Zeitpunkt des Eintrags in die Datenbank noch als nicht-gefährlich galten. Ein laufendes Update der Datenbank in Bezug auf Schadstoffe etc. kann die Demontage sehr erleichtern. Damit diese Daten über zukünftig regulierte Stoffe verfügbar sind, ist eine Speicherung von Informationen über die vollständige Materialzusammensetzung notwendig.

Weiter wäre eine Vereinfachung der Informationen für den Demontagebetrieb denkbar. Für den Demontagebetrieb wäre es eine Arbeitserleichterung, sofern die Datenbank nach Eingabe des zu demontierenden Fahrzeugmodells bereits selbstständig Bauteile zur Separation vorschlägt; basierend auf bestimmten und individuellen Voreinstellungen des Demontagebetriebs. Informationen, welche Bauteile Zielkunststoffe enthalten, welche Bauteile leicht zu demontieren sind oder welche Bauteile mit Schadstoffen belastet sind, könnten so dem Nutzer leicht zugänglich gemacht werden.

Für EEG gibt es eine solche Plattform mit Informationen zu Materialeinsätzen und zur Demontage bislang nicht. Das ElektroG verpflichtet Hersteller „Wiederverwendungseinrichtungen und den Anlagen zur Verwertung Informationen über die Wiederverwendung, die Vorbereitung zur Wiederverwendung und die Behandlung für jeden in Verkehr gebrachten Typ neuer Elektro- und Elektronikgeräte kostenlos zur Verfügung zu stellen“ (§28 ElektroG), dies kann jedoch in Form von Handbüchern oder elektronisch passieren. Eine einheitliche Plattform für Wiederverwendungseinrichtungen und Anlagen zur Verwertung relevante Informationen einfacher und schneller zugänglich machen. Zur Umsetzung wäre hier eine weitere Konkretisierung der Anforderung im ElektroG bzw. der EU-WEEE-Richtlinie erforderlich.

Die SCIP-Datenbank soll Informationen zu Produkten mit SVHCs in Konzentrationen über 0,1 Gewichtsprozent enthalten (ECHA, o. J.-b). Da dies erst seit Januar 2021 verpflichtend ist, sind diese Informationen für EAG und Altfahrzeuge die heute als Abfall anfallen noch nicht relevant. So ist es für Hersteller, welche Sekundärrohstoffe einsetzen wollen schwer diese Angaben für die Produkte zu tätigen, da auch hier die Informationen zu den Primärrohstoffen und den damals eingesetzten Additiven fehlen (Expert*innenmeinung Workshop).

In diesem Zusammenhang ist auch die Möglichkeit eines elektronischen Produktpasses zu nennen, welcher im Green Deal der Europäischen Kommission vorgeschlagen wird. Hier ist es relevant, dass die Pässe konkrete Informationen zu den eingesetzten Materialien und Additiven enthalten (Sachverständigenrat für Umweltfragen, 2020b). Für Gebäude gibt es bereits den Materialpass, welcher dazu dient, „alle verbauten Stoffe elektronisch zu dokumentieren, sodass sie in Building Information Modelling Systeme integriert und verwaltet werden können. Dabei wird festgehalten, ob diese frei von Schadstoffen sind und welcher Art von Verwertung diese nach der Nutzungszeit zugeführt werden können“ (Potrykus et al., 2020).

Eine weitere Möglichkeit, um den Informationsfluss über den gesamten Lebenszyklus sicherzustellen ist die Informationen auf dem Produkt selbst zu hinterlegen. Diese Methoden werden zwar im Moment vor allem im Bereich von Verpackungen getestet, sind aber auch für den Bereich der EEG und Fahrzeuge denkbar. Beispiele sind Fluoreszenzmarker (Tracer-Based Methoden) oder digitale Wasserzeichen (Ahrens, 2021; Woidasky et al., 2021).

7.2.3.2 Einführung einer Abgabe auf Primärkunststoffe

Maßnahme	Einführung einer Abgabe auf Primärkunststoffe
Ziel	Ziel: Wirtschaftlichkeit des Recyclings verbessern Ziel: Erhöhung Nachfrage und Qualität Sekundärkunststoffe Unterziel: Erhöhung Einsatz Sekundärkunststoffe Unterziel: Erhöhung Nachfrage nach Produkten mit Sekundärkunststoffen
Erläuterung	Mit der Einführung einer Abgabe auf Primärkunststoffe soll der Einsatz von Sekundärkunststoffen erhöht werden. Eine Abgabe sollte aus Wettbewerbsgründen bevorzugt EU-weit bzw. international umgesetzt werden.

Rezyklate mit geeigneter Qualität werden unter Anderem dann eingesetzt, wenn die Preise unter denen für Primärkunststoffe liegen. Der Aufwand, der für die Aufbereitung von Kunststoffabfällen betrieben wird, orientiert sich daher sehr stark an den Preisen, die für die Rezyklate erzielt werden können. Investitionen in höhere Recyclingkapazitäten sowie in Sortier- und Aufbereitungsverfahren, mit denen bessere Rezyklatqualitäten generiert werden können, erfolgen unter der Voraussetzung, dass ein stabiler Nachfragemarkt existiert und die Wirtschaftlichkeit gegeben ist. Durch eine Kunststoffabgabe die, unabhängig von der Volatilität

der Preise für Primärkunststoffe, für eine ausreichende und stabile Preisdifferenz sorgt, kann Investitionssicherheit geboten werden.

Dadurch kann insbesondere die Herausforderung der unzureichenden Verfügbarkeit von Sekundärrohstoffen in gleichbleibender Menge und Qualität sowie eine fehlende Nachfrage überwunden werden.

Dazu müssen Primärrohstoffe „einen „ehrlichen Preis“ erhalten, der die externen Umweltkosten internalisiert“ (Sachverständigenrat für Umweltfragen, 2020a)

Grundsätzlich gibt es seit 2021 eine sog. „Kunststoffsteuer“ in der EU auf nicht recycelte Kunststoffverpackungen (de facto handelt es sich hierbei darum, dass Beiträge der Mitgliedstaaten zum EU-Haushalt an den Anteil nicht-recycelter Kunststoffverpackungen geknüpft sind; 80 Cent/kg müssen an die EU überführt werden). Der entsprechende Beitrag Deutschlands an den EU-Haushalt wird aus allgemeinen Steuermitteln finanziert und hat somit keine Lenkungswirkung auf die Recyclingquoten von Kunststoffverpackungen (EUWID, 2021c) und auch keine auf den Einsatz von Sekundärkunststoffen in EEG und Fahrzeuge.

Von einer Kunststoffabgabe auf Primärkunststoffe wird eine höhere Lenkungswirkung erwartet, um den Einsatz von Sekundärkunststoffen zu fördern. Diese Abgabe sollte bei Inverkehrbringung von Primärkunststoffen erhoben werden (für Verpackungen gibt es beispielsweise den Vorschlag von Umweltverbänden von 2 €/kg auf das Neumaterial). Primärkunststoffe oder Produkte die Anteile an Sekundärkunststoffen enthalten, werden zu den entsprechenden Anteilen von der Kunststoffsteuer befreit. Eine Entlastung von Biokunststoffen wird dabei nicht befürwortet (EUWID, 2021c).

Einige Länder Europas haben bereits eine solche Steuern auf Primärkunststoffe für Verpackungen eingeführt bzw. die Einführung wird diskutiert (z.B. Großbritannien⁹² und Spanien⁹³). Jedoch zielen auch diese nicht auf den Einsatz von Sekundärkunststoffen in EEG und Fahrzeuge ab.

In den Niederlanden gibt es hingegen Diskussionen über die Einführung einer nationalen Steuer auf Primärkunststoffe (ohne Fokus auf Verpackungen). Die Steuer soll auf verkaufte Kunststoffgranulate bzw. -pulver angerechnet werden (Warringa et al., 2021); Granulate bzw. Pulver aus Sekundärkunststoffen sind dabei ausgeschlossen. Dies erscheint auch für das Ziel, den Einsatz von Sekundärkunststoffe in Deutschland in EEG und Fahrzeugen zu erhöhen als guten Ansatzpunkt. Dennoch, um die Wettbewerbsfähigkeit durch eine nationale Steuer nicht einzuschränken (da Kunststoffe auch vermehrt aus dem Ausland importiert werden), sollte eine solche Steuer EU-weit bzw. im besten Falle international eingeführt werden, was wiederum die Umsetzbarkeit erschwert.

Im Bericht der Röchling Stiftung (Amrhein et al., 2020) gibt es den Vorschlag, die zusätzlichen Einnahmen der Abgaben in einen zweckgebundenen Fonds fließen zu lassen. Dieser könnte zur finanziellen Unterstützung von Verwendern von Rezyklat genutzt werden.

Die Abgabe auf Primärkunststoffe müsste vom Gesetzgeber eingeführt werden und ist damit regulatorischer bzw. ökonomischer Art. Grundsätzlich lässt sich durch einen finanziellen Anreiz eine gute Lenkungswirkung erreichen. Dies hängt aber stark von der Höhe der Abgabe ab. Die Abgabe müsste der Inverkehrbringer entrichten. Eine solche Abgabe würde für importierte, wie hiesige Produkte gelten (siehe dazu auch Kapitel 7.2.2.1 Zielvorgabe für den

⁹² Steuer für Kunststoffverpackungen seit April 2022: 0,20 €/kg Kunststoffverpackung mit Ausnahme von Verpackungen mit über 30 % Sekundärkunststoffeinsatz (KPMG, 2021).

⁹³ Verbrauchersteuer auf Einwegverpackungen aus Kunststoff seit 2022: 0,45 €/kg (KPMG, 2021)

Kunststoffrezyklateinsatz). Um die Lenkungswirkung zu verstärken, ist eine Kombination mit einer Festlegung einer Zielvorgabe für den Kunststoffrezyklateinsatz denkbar.

7.2.3.3 Hilfestellung zur Umsetzung der Bevorzugungspflicht für die öffentliche Beschaffung

Maßnahme	Hilfestellung zur Umsetzung der Bevorzugungspflicht für die öffentliche Beschaffung
Ziel	Ziel: Erhöhung der Nachfrage nach Produkten mit Sekundärkunststoffen Unterziel: Erhöhung Nachfrage und Qualität Sekundärkunststoffe Unterziel: Erhöhung des Sekundärkunststoffeinsatzes
Erläuterung	Die Bevorzugungspflicht einer nachhaltigen Beschaffung ist in § 45 KrWG verankert. Da bisher wenig Erfahrung vorherrscht, sollten konkrete Hilfestellungen für eine nachhaltige, öffentliche Beschaffung entwickelt werden. Beispielsweise in Form einer Liste mit „quick wins-Produkten“, welche Produktengruppen, mit einem typischerweise hohen Anteil an Sekundärkunststoffen enthält.

Bei den Vorgaben für den PCR-Rezyklatanteil bei der öffentlichen Beschaffung handelt es sich um eine regulatorisch administrative Maßnahme, wodurch gezielt die Nachfrage an Produkten mit hohem Sekundärkunststoffanteil erhöht wird. Durch die erhöhte Nachfrage an Produkten, erhöht sich ebenfalls die Nachfrage an Sekundärkunststoffen, wodurch ebenfalls der Einsatz an Sekundärkunststoffen gefördert wird. Dies kann zunächst jedoch nur auf nationaler Ebene durchgeführt werden, könnte jedoch auch ein Beispiel für andere Länder sein.

Die Nachfrage nach recycelten Kunststoffen könnte deutlich durch Vorgaben für die öffentliche Beschaffung gesteigert werden. Die öffentliche Beschaffung umfasst jährlich ein Volumen von rund 500 Milliarden Euro und hat dadurch einen erheblichen Einfluss (BMU, 2021b).

Eine ausdrückliche Bevorzugungspflicht für die öffentliche Beschaffung des Bundes ist seit 2020 in § 45 Abs. 2 KrWG verankert. Mit dieser neuen Regelung sollen Schwächen der bisherigen Berücksichtigungspflicht verbessert werden, Erfahrungen mit der Anwendung von § 45 KrWG liegen noch nicht vor. Wichtig ist, dass § 45 KrWG ausdrücklich nur für den Bereich der Beschaffung des Bundes gilt; in den Bundesländern gibt es zum Thema nachhaltige Beschaffung sehr unterschiedliche Ansätze; nach wie vor halten einige Ländern an dem Konzept der Berücksichtigungspflicht fest.

Dies erlaubt in jedem Fall in Leistungsbeschreibungen die Aufnahme technischer Spezifikationen aus Umweltzeichen. Dazu gehören Umweltlabel wie der Blaue Engel und andere nationale und internationale Umweltzeichen. Verbindlich ist die Berücksichtigung von Umweltzeichen jedoch nur in wenigen Bereichen (z.B. Energieeffizienz) und könnte somit noch ausgeweitet werden. Oftmals wird bei der Beschaffung nur auf den Kaufpreis und nicht auf die laufenden Kosten geachtet, weshalb Produkte aus nachhaltigen Quellen aufgrund ihres höheren Einkaufspreises oftmals benachteiligt werden. Laut einer Umfrage aus dem Jahr 2009 wurden nur 46 % der öffentlichen Auftragsvergabe umweltfreundlich gestaltet, wodurch hier ein Steigerungspotential besteht (Wilts et al., 2016).

Benötigt wird hierfür jedoch der Nachweis, dass das Produkt aus einem signifikanten Anteil an recyceltem Material besteht. Hierfür können Umweltzeichen eingeführt werden, jedoch auch Zertifizierungen anderer Art (siehe auch Kapitel 7.2.2.1).

Unterstützend zum bereits bestehenden rechtlichen Rahmen gilt es Hilfestellungen für die Umsetzung der Bevorzugungspflicht zu entwickeln. Für die öffentliche Beschaffung könnte zunächst eine Liste mit „quick wins“-Produkten eingeführt werden. Dabei handelt es sich um eine Liste mit Produktengruppen, welche einen hohen Anteil an Sekundärkunststoffen enthalten

können (evtl. auch mit Beispielen). EAG-Produkte, welche bereits jetzt hohe Rezyklatquoten enthalten sind z.B.: Staubsauger, Kaffeemaschinen, Laptops und Drucker (siehe Tabelle 68). Bei den Fahrzeugen haben einige Hersteller angekündigt bestimmte Rezyklatquoten in allen neu zugelassenen Fahrzeugen einzusetzen. (z.B. Volvo, Renault). In anderen Fahrzeugen werden bereits jetzt Kunststoffrezyklate eingesetzt (vergleiche Tabelle 69).

Es könnten weiterhin ökologische Merkmale wie Energieeffizienz oder Reparaturfähigkeit/Garantie als Auswahlparameter mit eingebracht werden. Eine solche Liste kann ein effektives Instrument für öffentliche Einrichtungen bei der Beschaffung von neuen Produkten sein. Ebenfalls könnte sie laufend aktualisiert werden und bleibt somit immer aktuell (Wilts et al., 2016).

Im Allgemeinen ist hier der deutsche Föderalismus mit ca. 30.000 Beschaffungsstellen und die generelle Skepsis gegenüber verbindlichen Regelungen als Hürde anzusehen.

Die Thematik der öffentlichen Beschaffung wurde in größerer Tiefe ebenfalls in einem anderen Forschungsvorhaben diskutiert („Prüfung konkreter Maßnahmen zur Steigerung der Nachfrage nach Kunststoffrezyklaten und rezyklathaltigen Kunststoffprodukten“ (FKZ 3719 31 306 0)).

7.2.3.4 Imagekampagne für Einsatz von Sekundärkunststoffen

Maßnahme	Imagekampagne für Einsatz von Sekundärkunststoffen
Ziel	Ziel: Erhöhung Nachfrage und Qualität Sekundärkunststoffe Unterziel: Erhöhung Nachfrage nach Produkten mit Sekundärkunststoffen
Erläuterung	Ziel dieser Maßnahme ist es das Image von Sekundärkunststoffen bzw. Produkten aus Sekundärkunststoffen mit dem Einsatz von Labels oder der Bereitstellung entsprechender Informationen zu erhöhen, indem die Konsumenten aufgeklärt werden.

Imagekampagnen für den Einsatz von Sekundärkunststoffen sind eine organisatorische Maßnahme zur Erhöhung der Nachfrage an Sekundärkunststoffen und Produkten mit Sekundärkunststoffanteil. Eine solche Kampagne kann auf deutschlandweiter Ebene, jedoch auch auf europäischer Ebene durchgeführt werden.

Aktuell besitzen recycelte Kunststoffe noch ein eher schlechtes Ansehen bei Konsumenten. Oftmals werden recycelte Kunststoffe mit minderer Qualität assoziiert, obwohl dies nicht immer der Fall ist. Als Konsequenz kommunizierten Hersteller in der Vergangenheit oftmals nicht, dass sich Sekundärkunststoffe in ihren Produkten befinden, auch da damit häufig Preissenkungen einhergehen. Generell fehlt es bei den Verbrauchern an einem Verständnis des Recyclings sowie des Wertes und des Nutzens von Sekundärkunststoffen (Wilts et al., 2016). Meist ist Verbrauchern nicht bewusst, dass sie bereits Produkte mit Kunststoffrezyklaten besitzen, ohne dabei Qualitätsverluste zu erleiden.

Einige Umfragen mögen ein Umdenken bei Konsumenten und Herstellern andeuten. Die Studienlage zu dem Thema ist aktuell jedoch noch sehr lückenhaft. Zwar gibt es immer wieder Befragungen von Konsumenten, jedoch sind diese oftmals nicht repräsentativ und/oder beziehen sich nur auf eine stark eingegrenzte Branche (z.B. Rezyklateinsatz bei Plastikflaschen). Vereinzelt werben Firmen aktiv mit dem Einsatz von Rezyklaten. Dies findet man vor allen Dingen im Bereich von Kosmetikverpackungen. Von einem flächendeckenden Umdenken kann aktuell noch keine Rede sein.

Durch Imagekampagnen könnte der Verbraucher auf die ökologischen Vorteile von Sekundärkunststoffen aufmerksam gemacht werden. Solche Kampagnen würden insbesondere

durch das aktuell hohe Umweltbewusstsein der Gesellschaft gefördert werden. Dabei sollte eine klare und präzise Sprache verwendet und die Vorteile des Einsatzes solcher Kunststoffe aufgezeigt werden, sodass sich das Kaufverhalten der Verbraucher nachhaltig ändert und die Nachfrage an Sekundärkunststoffen gesteigert werden kann.

Initiatoren solcher Kampagnen sollten die herstellenden Firmen selbst sein, da diese gezielt ihre Kundschaft ansprechen können. Eine firmenübergreifende Zusammenarbeit kann empfohlen werden, da sich so größere Kundengruppen erreichen lassen. Als Beispiel für so eine Kooperation kann das Forum Rezyklat dienen, dem neben Industrievertretern auch Vertreter der Recyclingindustrie sowie NGOs beiwohnen. Darüber hinaus kann das Thema in einem größeren Kontext, wie der Kreislaufwirtschaft allgemein, eingebettet werden.

Eine Umsetzung kann beispielsweise durch Label oder zusätzliche Informationen beim Kauf eines Produktes geschehen. So ist die Akzeptanz von Recyclingpapier in den letzten Jahren stark angestiegen, vor allem weil es für den Verbraucher einfacher geworden ist beim Kauf zu erkennen, welches Produkt aus recyceltem Papier besteht. Hierzu gehört jedoch auch, dass sich die Qualität dabei nicht oder nur unwesentlich zum Produkt aus Primärrohstoffen unterscheidet.

Für den Verbraucher ist jedoch nicht nur die Information wichtig, ob in diesem Produkt Sekundärkunststoff enthalten sind, sondern auch weitere Informationen wie z.B. die sachgerechte Behandlung nach Lebensende und der ökologische Fußabdruck des Produktes.

Als wichtigstes Indiz ist dabei der Weg der Informationsübermittlung. Dieser sollte einfach und klar gestaltet sein, sodass die wichtigen Informationen direkt eingesehen werden können (Wilts et al., 2016). Es sollte für den Käufer möglich sein eine ökologisch bevorzugte Wahl beim Kauf eines Produktes treffen zu können, ohne sich vorher damit beschäftigt zu haben. Dies könnte beispielsweise durch die Einführung eines Farbschemas bzw. Rankingsystems ähnlich wie bei der Energieeffizienz geschehen.

Zusätzlich zu solchen Labels können auch Werbekampagnen durchgeführt werden, um die Problematik näher an den Verbraucher zu bringen und diesen darauf aufmerksam zu machen.

7.3 Nutzung und Abfallsammlung

7.3.1 Ziele der Nutzung und Abfallsammlung

Die folgenden Ziele für die Nutzung und die Abfallsammlung können festgelegt werden:

- ▶ Qualität und Mengestabilität Abfallinput verbessern;
 - Inputqualität Abfallströme verbessern;
 - Mengestabilität Abfallströme verbessern;
 - Sammelmengen erhöhen; und
 - Nicht gewünschte Entsorgungswege Abfälle vermeiden.
- ▶ Planungssicherheit für kunststoffrecycelnde Unternehmen schaffen; und
- ▶ Wirtschaftlichkeit der Demontage und des Recyclings verbessern.

7.3.2 Komplementäre Maßnahmen

7.3.2.1 Harmonisiertes Fahrzeugan- und -abmeldewesen innerhalb der EU

Maßnahme	Harmonisiertes Fahrzeugan- und -abmeldewesen innerhalb der EU
Ziel	Ziel: Qualität und Mengenstabilität Abfallinput verbessern Unterziel: Sammelmengen erhöhen Unterziel: Nicht gewünschte Entsorgungswege von Altprodukten vermeiden
Erläuterung	Durch einen gemeinsamen, verbesserten Rahmen in der An- und Abmeldung von Fahrzeugen innerhalb der EU soll einer illegalen Entsorgung von Fahrzeugen entgegengewirkt werden. Konkret wird eine Unterscheidung nach temporären und permanenten Abmeldungen empfohlen.

Die Harmonisierung des Fahrzeugan- und -abmeldewesens innerhalb der EU ist eine regulatorische und administrative Maßnahme, die das Ziel hat, illegale Entsorgung von Fahrzeugen zu reduzieren, die Sammelmengen zu erhöhen und damit auch die Mengenstabilität im Abfallinput zu verbessern. Dadurch würden ebenfalls unerwünschte Entsorgungswege der Altfahrzeuge vermieden werden. Damit eine solche Maßnahme die nötige Wirkung erzielen kann, muss sie auf europäischer Ebene umgesetzt werden.

Mittels der Fahrzeugmelderegister können statistische Daten zu den abgemeldeten (Alt)Fahrzeugen erhoben werden. Durch Verwertungsnachweise (wie in der EG-Altfahrzeugrichtlinie festgelegt) kann die ordnungsgemäße Verwertung der abgemeldeten Fahrzeuge erfasst werden. Für 36% (3,8 Mio. Fahrzeuge von insgesamt 10,5 Mio. abgemeldeten Fahrzeugen) der in 2017 abgemeldeten Fahrzeuge innerhalb der EU ist der Weg nach der Abmeldung nicht mehr nachzuverfolgen. Abgemeldet werden auch Fahrzeuge, die noch weiter genutzt werden und noch keine Altfahrzeuge darstellen. Trotzdem kann angenommen werden, dass ein Großteil dieser Fahrzeuge als Altfahrzeuge abgemeldet wurden und nicht fachgerecht entsorgt und somit dem europäischen Verwertungsmarkt entzogen wurden. Durch ein konsequenteres und harmonisiertes An- und Abmeldewesen in der EU, können die Fahrzeuge besser nachverfolgt und auch innerhalb der EU verwertet werden (EUWID, 2019; Kitazume et al., 2020). Eine legale Verwertung in der EU stellt auch sicher, dass gefährlicher Schadstoffe fachgerecht entsorgt werden, was im nicht-europäischen Ausland nicht immer der Fall ist. Hinzu kommt, dass durch den Export schätzungsweise ein jährlicher Umsatz von 147.000 € pro Verwertungseinrichtung verloren geht (Kitazume et al., 2020).

In Deutschland können aktuell Fahrzeuge abgemeldet werden, jedoch ist dabei nicht festzulegen, ob es dabei nur temporär (z.B. Verkauf als Gebrauchtwagen) oder dauerhaft (z.B. Export, Verschrottung) abgemeldet wird. Ebenfalls sind temporäre Abmeldungen zeitlich nicht begrenzt.

Für 2018 wurden die Zahlen der endgültig stillgelegten Fahrzeuge in Deutschland, basierend auf Zahlen von 2003 und weiteren Annahmen geschätzt. Nach Abzug von Exportzahlen bleibt für 310.000 endgültig stillgelegte Fahrzeuge der Verbleib ungeklärt (BMU und UBA, 2020).

Um die Fahrzeuge besser nachverfolgen zu können, sollte zunächst zwischen einer temporären und permanenten Abmeldung bei der Behörde unterschieden werden. Ebenfalls sollten die temporären Abmeldungen zeitlich begrenzt sein, um Schlupflöcher zu vermeiden. Letztlich sollte eine Nachweispflicht bei der permanenten Abmeldung (z.B. Nachweis von Export, Verkauf, Diebstahl etc.) eingeführt werden, um sicher zu stellen, dass das Fahrzeug gesetzeskonform entsorgt/verwertet wurde. Dies ist nicht nur für Deutschland, sondern die gesamte EU anzuwenden und entsprechend im europäischen Rechtsrahmen einzubetten. Eine

entsprechende Strafverfolgung oder monetäre Anreize sind als ergänzende Maßnahmen möglich (Kitazume et al., 2020). Das Problem des Fahrzeugan- und abmeldewesens wird in Kitazume et al. (2020) „Effectively tackling the issue of millions of vehicles with unknown whereabouts“ genauer beschrieben.

7.3.2.2 Einführung eines Pfandsystems für verschiedene EEG/EAG

Maßnahme	Einführung eines Pfandsystems für verschiedene EEG/EAG
Ziel	Ziel: Qualität und Mengenstabilität Abfallinputs verbessern Unterziel: Sammelmengen erhöhen
Erläuterung	Diese Maßnahme sieht die Einführung eines Pfandsystems für spezifische EEG vor, um damit die Sammelmengen zu erhöhen und folglich auch eine Mengenstabilität für Kunststoffe durch EAG schaffen bzw. die Mengen erhöhen. Eine anschließend hochwertige Verwertung muss Voraussetzung sein.

Deutschland kann die von der EU vorgegebene Sammelquote für EAG von 65% nicht erreichen (Umweltbundesamt, 2021a). Dies bedeutet auch, dass wertvolle Rohstoffe wie seltene Erden, Metalle und auch Kunststoffe verloren gehen. Zwar besteht für EAG bereits eine Produktverantwortung der Hersteller für Rücknahme und Entsorgung, dennoch ist diese nicht ausreichend, um die Sammelmengen zu erhöhen. Eine Erweiterung der Rücknahmemöglichkeiten wurde im Rahmen der Novellierung des ElektroG ab 2022 eingeführt. Die Effektivität dieser Änderungen bleibt abzuwarten.

Zusätzlich kann über das Instrument eines Pfandsystems für bestimmte EEG nachgedacht werden. So können durch designierte Systeme die Sammelmengen erhöht werden, da es für den Verbraucher dann einfacher ist seine Altprodukte/Abfälle fachgerecht zu entsorgen. Zudem können Produkte nach ihrer Nutzphase in ein kontrolliertes System geführt werden, in dem sie getrennt erfasst und somit auch dem werkstofflichen Recycling zugeführt werden können (Wilts et al., 2016). Das Pfand wird dabei beim Kauf auf den Kaufpreis aufgerechnet und wird bei der fachgerechten Entsorgung wieder ausgezahlt, wodurch sich ein finanzieller Anreiz für die Nutzer ergibt, das Produkt zurückzugeben.

Bei der Umsetzung sollte bei den EAG zunächst eine sorgfältige Auswahl an Produkten getroffen werden. Dabei sollte geprüft werden, bei welchen Produkten ein solches System seine größte Wirkung zeigen kann. Beispielsweise können Fraktionen mit nur geringen Sammelmengen in Betracht gezogen werden, jedoch auch Produkte, bei denen eine solche Sammlung einen großen ökologischen Vorteil mit sich ziehen würde. Dazu zählt die Lebensdauer als wichtiges Kriterium (umso kürzer, umso effektiver die Wirkung eines Pfands), der Einsatz wertvoller Materialien und die Menge an inverkehrgebrachten Geräten.

Geeignet wären daher zum Beispiel Produkte der IT- und Telekommunikationstechnik, welche eine Sammelquote von weniger als 50 % besitzen. Zusätzlich werden in diesen Produkten oftmals seltene Erden und andere wertvolle Metalle verwendet, deren Abbau mit hohen Umweltbeeinträchtigungen verbunden ist. In dieser Produktgruppe würden sich besonders die Mobiltelefone⁹⁴ eignen, da sie eine nur kurze Lebensdauer und geringe Sammelmengen besitzen. Aktuell liegen in den deutschen Haushalten ca. 124 Mio. ungenutzte Mobiltelefone, welche durch eine organisierte Sammlung erfasst werden könnten (Bitkom, 2018). Ebenfalls würden dadurch mehr Kunststoffe in guter Sortenreinheit in das Recycling geleitet werden. Da Mobiltelefone in der Debatte um wertvolle Ressourcen auch in der Öffentlichkeit auftauchen, sollte die

⁹⁴ Eine Pfandpflicht auf Mobiltelefone, Tablets und energieintensive Akkus schlagen so auch die Grünen in ihrem Bundestagswahlprogramm vor (Die Grünen, 2021)

Einführung einer Pfandpflicht für viele nachvollziehbar und verständlich sein. Zudem ist eine Rückgabe der Mobiltelefone für den Konsumenten, unter anderem aufgrund der geringen Größe und des geringen Gewichts, als relativ leicht einzustufen.

Ebenfalls denkbar wäre die Pfandpflicht bei den Haushaltsgroßgeräten, welche aktuell eine Sammelquote von ca. 40 % besitzen aber enorme Mengen auf den Markt gebracht wurden/werden (für beide Produktgruppen siehe Abbildung 10). Bei der Auswahl der Produkte sollte jedoch darauf geachtet werden, dass das Pfandbewusstsein der Verbraucher mit der Zeit abnimmt. Das heißt, dass für Produkte mit langen Lebensdauern der Verbraucher am Ende der Lebenszeit sich nicht mehr zwingend bewusst ist, dass er beim Kauf ein Pfand bezahlt hat.

Zur konkreten Umsetzung gibt es zwei Möglichkeiten:

1. Orientierung an dem bestehenden Pfandsystem für PET-Getränkeflaschen

Die konkrete Umsetzung könnte sich anhand bereits bestehender Pfandsysteme orientieren (siehe PET-Flaschen). Der Pfandbetrag sollte dabei an den Käufer gerichtet werden, wobei geprüft werden sollte, ob der Pfandbetrag nur beim Neuwareneinkauf oder auch bei Gebrauchtwareneinkäufen anfallen soll. Die Rückgabe sollte bei jeder Verkaufsstelle unabhängig davon, wo das Produkt gekauft wurde, möglich sein. Die Höhe des Pfandes spielt dabei ebenfalls eine große Rolle und sollte soziale (Aufwand für den Käufer), ökologische (Ressourcenverbrauch) und ökonomische (Preisentwicklung der Rohstoffe) Aspekte mit in Betracht ziehen. In Italien wird beispielsweise ein Pfand von 10 % des Verkaufspreises erhoben, jedoch wären auch pauschale Beträge (z.B. als Pauschale mit 50 € pro Mobiltelefon) möglich (Wilts et al., 2016). Der genaue Betrag und seine Auswirkungen sollten jedoch geprüft werden. Dabei sollten Überlegungen zur gewünschten Lenkungswirkung und zum Einfluss auf das nachgelagerte Recycling angestellt werden. Der dadurch gesammelte Pfandbetrag kann bei einer zentralen Verwaltung gesammelt werden und diese durch die erwirtschafteten Zinsen finanziert werden.

Ein solches Pfandsystem kann daher ein gutes Instrument sein, um die Sammelmengen zu erhöhen. Bei den PET-Flaschen gibt es bereits eine Rücklaufquote von 98 %, was die Effektivität der Maßnahme belegt (Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung, 2020).

Nichtsdestotrotz ist die Einführung eines solchen nationalen Pfandsystem mit erheblichem Aufwand und finanziellen Kosten (z.B. auch für die Clearingstelle) verbunden. Doch da bereits eine sehr umfassende Rücknahmepflicht bei den Händlern besteht, ist zumindest das Grundgerüst der Rücknahmestellen bereits geschaffen.

2. Orientierung an dem bestehenden Pfandsystem für Fahrzeugbatterien

Laut § 10 des BattG muss ein Vertreiber von Fahrzeugbatterien auf die Batterien ein Pfand in Höhe von 7,50 € verlangen, sofern der Endkonsument zum Zeitpunkt des Kaufs keine Fahrzeug-Altatterie zurückgibt. Der Vertreiber kann dies mit einer Pfandmarke bestätigen (§ 10 Abs. 1 BattG). Man geht also grundsätzlich davon aus, dass ein Neukauf auch mit einer Rückgabe verbunden ist. Dies könnte so auch für EEG angenommen werden, die zur Grundausstattung eines Haushalts bzw. einer Privatperson gezählt werden: darunter z.B. Waschmaschinen, Spülmaschinen, Fernseher etc. Wird bei einem Neuerwerb das Altgerät abgegeben, ist somit kein Pfand zu errichten. Für den Fall, dass kein Altgerät zurückgebraucht wird, wird eine Pfandmarke ausgestellt. Um den Clearing-Mechanismus zu umgehen, würde dies bedeuten, dass man das neu erworbene Gerät zur Rückerstattung des Pfands nur bei dem Vertreiber zurückgeben kann, welcher auch die Pfandmarke ausgegeben hat. Doch in vielen Fällen erwirbt der Endkonsument nicht zwingend seine EEG immer beim gleichen Händler oder behält eine Pfandmarke über die lange Nutzungsphase z.B. einer Waschmaschine auf. Hier müssten also auf den Konsumenten ausgerichtete Prozesse etabliert werden.

7.3.2.3 Neudefinition der Sammelgruppen

Maßnahme	Neudefinition der Sammelgruppen
Ziel	Ziel: Wirtschaftlichkeit des Recyclings verbessern Ziel: Qualität und Mengenstabilität Abfallinput verbessern Unterziel: Inputqualität Abfallströme verbessern Unterziel: Mengenstabilität der Abfallströme verbessern
Erläuterung	Einteilung von EAG in Sammelgruppen basierend auf Materialarten anstatt basierend auf Größe des Geräts.

Im Workshop haben einige Expert*innen festgestellt, dass die derzeitige Definition der Sammelgruppen für die EAG nicht schlüssig sei. Insbesondere die Auftrennung der Erfassung nach Kantenlänge hat die Materialvielfalt und somit auch die Kunststoffvielfalt in den jeweiligen Sammelgruppen erhöht – dies trifft besonders für SG 4 und SG 5 zu. Für eine qualitätsorientierte Behandlung wäre es sinnvoller eine Einteilung nach Materialart bzw.

Kunststofftypen/Innenleben vorzunehmen, damit sich ähnliche Kunststofftypen in den einzelnen Sammelgruppen finden lassen und sich diese dann auch im Abfallstrom anreichern. Dies würde die Heterogenität des Inputstroms verringern und somit das nachgelagerte Recycling vereinfachen. Dadurch würde sich ebenfalls die Wirtschaftlichkeit des Recyclings verbessern.

Die Umsetzung der Maßnahme könnte entweder durch die Nutzung von Unterkategorien innerhalb der bestehenden Sammelgruppen des ElektroG erfolgen, wobei dadurch die übergeordnete Einteilung nach Kantenlänge bestehen bleibt. Dies könnte einen erheblichen Mehraufwand bei der Erfassung bedeuten und Annahmestellen überlasten. Zielführender und im Sinne der Harmonisierung wäre die Umsetzung auf EU-Ebene und somit in der Novellierung der Richtlinie 2012/19/EU (WEEE-Direktive).

Da eine Umstellung der Gerätekategorien mit erheblichem Aufwand verbunden ist, sollte ein entsprechender Vorschlag zwingend in Zusammenarbeit mit Expert*innen von Wertstoffhöfen, Demontage- und Recyclingbetrieben erarbeitet werden. Die zu beantwortende Fragestellung ist, wie viel (Mehr-)Aufwand den Parteien zugemutet werden kann, die von einer solchen Änderung betroffen wären, um ein hochwertiges Recycling von EAG zu fördern.

8 Quellenverzeichnis

- ACEA-CLEPA. (2018). ACEA-CLEPA Position Paper- EU Plastics Strategy. https://www.acea.auto/files/ACEA-CLEPA_position_paper_EU_plastics_strategy.pdf (14.07.2023)
- ADEME. (2014). Etude du contenu non métallique des pièces de reutilisation extraites des véhicules hors d'usage; Excel Datei zu „Catalog non metallic content spare parts“.
- ADEME. (2015). Évaluation économique de la filière de traitement des véhicules hors d'usage - Synthèse d'étude. <https://bibliothèque.ademe.fr/dechets-economie-circulaire/2677-evaluation-economique-de-la-filiere-des-traitements-des-vehicules-hors-d-usage-vhu.html> (14.07.2023)
- AFRY. (2019). Auf dem Weg zu einer echten Kreislaufwirtschaft von Kunststoffen - das Projekt der APK AG. <https://afry.com/de-de/projekt/auf-dem-weg-zu-einer-echten-kreislaufwirtschaft-von-kunststoffen-das-projekt-der-apk-ag> (14.07.2023)
- Ahrens, A. (2021). Sortierung von Post-Consumer-Verpackungen für hochwertiges Recycling. Ist mit der HolyGrail 2.0 Initiative der Heilige Gral gefunden? Müll und Abfall, 07, 379–384. <https://www.baufachinformation.de/sortierung-von-post-consumer-verpackungen-fuer-hochwertiges-recycling/mobil/zeitschrift/2021079014442>
- Aigner, J. F., Broneder, C., Weißenbacher, J., Kühnl, M., & Pätz, C. (2020). Study: Plastic Parts from ELVs. <https://www.bkv-gmbh.de/produkt-details-2/study-plastic-parts-from-elvs-ramboll.html>. (14.07.2023)
- Aldrian, A., Ledersteger, A., & Pomberger, R. (2015). Monitoring of WEEE plastics in regards to brominated flame retardants using handheld XRF. Waste Management, 36, 297–304. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.10.025>
- Amadeo, R. (2014). Samsung decides 56 smartphones a year is too many, will cut lineup by 30%. <https://arstechnica.com/gadgets/2014/11/samsung-decides-56-smartphones-a-year-is-too-many-will-cut-lineup-by-30/> (05.05.2020)
- Amrhein, U., Ehrlinspiel, M., Jacob, A. M., & Schiller, C. (2020). Polyproblemreport Wertsachen. <https://widersense.org/content/uploads/2020/12/polyproblem-report-2-wertsachen.pdf?x74604> (14.07.2023)
- Andersson, M., Oxfall, H., & Nilsson, C. (2019). Mapping and Evaluation of some Restricted Chemical Substances in Recycled Plastics Originating from ELV and WEEE Collected in Europe. RISE IVF AB. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ri:diva-38176> (15.07.2023)
- Apple. (2019). Apple erweitert weltweite Recyclingprogramme. <https://www.apple.com/at/newsroom/2019/04/apple-expands-global-recycling-programs/> (15.07.2023)
- APPLiA. (2019). The Home Appliance Industry in Europe. Statistical Report – 2018-2019. <https://applia-europe.eu/statistical-report-2018-2019/pillar-1/index.html#&panel1-5> (08.06.2020)
- Arends, D., Schlummer, M., & Mäurer, A. (2012). Removal of inorganic colour pigments from acrylonitrile butadiene styrene by dissolution-based recycling. Journal of Material Cycles and Waste Management, 14(2). <https://doi.org/10.1007/s10163-012-0041-5>
- Arends, D., Schlummer, M., Mäurer, A., Markowski, J., & Wagenknecht, U. (2015). Characterisation and materials flow management for waste electrical and electronic equipment plastics from German dismantling centres. Waste Management and Research, 33(9). <https://doi.org/10.1177/0734242X15588585>
- Baur, E., Brinkmann, S., Osswald, T. A., Rudolph, N., & Schmachtenberg, E. (2007). Saechtling Kunststoff Taschenbuch (30. Aufl.). Carl Hanser Verlag GmbH & Co. KG. ISBN: 978-3446403529
- Baxter, J., Wahlstrom, M., & Castell-Rüdenhausen, M. Z. (2014). Case: WEEE (Waste Electric and electronic equipment) in the Nordic region (Nummer June). Nordic Council of Ministers. <http://dx.doi.org/10.6027/TN2014-542>
- Baxter, J., Wahlstrom, M., Castell-Rüdenhausen, M. Z., & Fråne, A. (2015). Plastic value chains: Case: WEEE (Waste Electrical and Electronic Equipment). Part 2 Report. Nordic Council of Ministers. <https://doi.org/10.6027/TN2015-510>

- BDSV. (2012). BREF für Großschredderanlagen - Standpunkt der deutschen Schredderwirtschaft.
https://www.bdsv.org/fileadmin/branche/BREF_Grossschredder.pdf. (15.07.2023)
- Beccagutti, B., Cafiero, L., Pietrantonio, M., Pucciarmati, S., Tuffi, R., & Vecchio Cipriotti, S. (2016). Characterization of some real mixed plastics from weee: A focus on chlorine and bromine determination by different analytical methods. *Sustainability (Switzerland)*, 8(11), 1–17.
<https://doi.org/10.3390/su8111107>
- Bennett, M., Edwards, L., Goyos-Ball, L., Hilder, R., Hall, P., Morrish, L., Morton, R., & Myles, N. (2008). Separation of mixed WEEE plastics A series of demonstration trials on novel techniques for the separation of mixed WEEE plastics. *Separation of mixed WEEE plastics* 1. May.
[http://www.wrap.org.uk/sites/files/wrap/Separation of mixed WEEE plastics - Final report.pdf](http://www.wrap.org.uk/sites/files/wrap/Separation%20of%20mixed%20WEEE%20plastics%20-%20Final%20report.pdf)
- Bilitewski, B., Wagner, J., & Reichenbach, J. (2018). Best Practice Municipal Waste Management. UBA, 40/2018, 310. <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/best-practice-municipal-waste-management%0A>
- BiPRO. (2011). Study on waste related issues of newly listed POPs and candidate POPs. Final report.
http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/POP_Waste_2011.pdf (04.03.2020)
- BiPRO. (2015). Literature Study – DecaBDE in waste streams.
<http://www.basel.int/Portals/4/download.aspx?d=UNEP-CHW-SUBM-COM-POPsWastes-DecaBDE-Norway-20160914.English.pdf> (15.07.2023)
- Bitkom. (2018). 124 Millionen Alt-Handys liegen ungenutzt herum.
<https://www.bitkom.org/Presse/Presseinformation/124-Millionen-Alt-Handys-liegen-ungenutzt-herum.html> (15.07.2023)
- Blauer Engel. (2016). Blauer Engel - Produkte aus Recycling-Kunststoffen DE UZ 30a. [https://produktinfo.blauer-engel.de/uploads/criteriafile/de/DE-UZ 30a-201603-de Kriterien.pdf](https://produktinfo.blauer-engel.de/uploads/criteriafile/de/DE-UZ%2030a-201603-de%20Kriterien.pdf)
- Blauer Engel. (2021). Blauer Engel - Bürogeräte mit Druckfunktion (Drucker und Multifunktionsgeräte) DE-UZ 219. https://produktinfo.blauer-engel.de/uploads/attachment/de/BE_Factsheet_Buerogeraete-Drucker_DE_web.pdf (15.07.2023)
- BMBF. (2018). MaReK – Improving Plastic Recycling with Fluorescent Markers. https://bmbf-plastik.de/sites/default/files/2018-12/12_Projektblatt_MaReK_ENG_2018.pdf (15.07.2023)
- BMU. (2021a). Über Uns. <https://www.umweltinnovationsprogramm.de/ueber-uns> (15.07.2023)
- BMU. (2021b). Umweltfreundliche öffentliche Beschaffung. <https://www.bmu.de/themen/nachhaltigkeit-digitalisierung/konsum-und-produkte/umweltfreundliche-beschaffung> (15.07.2023)
- BMU. (2021c). Umweltinnovationsprogramm. <https://www.bmu.de/programm/umweltinnovationsprogramm> (15.07.2023)
- BMU und UBA. (2020). Jahresbericht über die Altfahrzeug-Verwertungsquoten in Deutschland im Jahr 2018 Deutschland.
https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Abfallwirtschaft/jahresbericht_alfahrzeug_2018_bf.pdf (15.07.2023)
- BMUV. (2018). Daten zu Elektro- und Elektronikgeräten in Deutschland 2018.
https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Abfallwirtschaft/elektrogeraete_daten_2018_bf.pdf (14.07.2023)
- BMW Group. (2020). Sustainable Value Report 2019.
https://www.bmwgroup.com/content/dam/grpw/websites/bmwgroup_com/responsibility/downloads/en/2020/2020-BMW-Group-SVR-2019-Englisch.pdf (15.07.2023)
- BMW i. (2017). Die Europäischen Struktur- und Investitionsfonds in Deutschland.
https://www.bmwk.de/Redaktion/DE/Publikationen/Europa/europaeische-struktur-und-investitionsfonds-in-deutschland.pdf?__blob=publicationFile&v=1 (15.07.2023)
- Bohling, C., John, A., & Cordts, L. (2010). Sensoren auf Basis der Laserinduzierten Breakdown-Spektroskopie (LIBS) für industrielle Anwendungen. Konferenz: Sensoren und Messsysteme 2010 - 15. ITG/GMA-Fachtagung. <https://www.secopta.de/content/documents/content/1140811180134.pdf> (15.07.2023)

- Bokelmann, K., Grieger, S., Schlummer, M., Buchen, J., & Schulte, E. (2020). Upscale of material recovery from display applications and printed circuit boards. <https://www.iwks.fraunhofer.de/en/press-and-media/EIT-RawMaterials.html> (14.07.2023)
- Braess, H.-H., & Seiffert, U. (2012). Vieweg Handbuch Kraftfahrzeugtechnik (6. Auflage). ATZ - Vieweg+Teubner. <https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-8348-8298-1>
- Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA). (2018). Mitteilung der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 31 B - Umsetzung des Elektro- und Elektronikgerätegesetzes. https://www.laga-online.de/documents/m-31b-18-04-2018-neu_1527151713.pdf (15.07.2023)
- Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin. (2009). European Union Risk Assessment Report - TRIS (2-CHLOROETHYL) PHOSPHATE, TCEP. <https://echa.europa.eu/documents/10162/2663989d-1795-44a1-8f50-153a81133258> (15.07.2023)
- Bundesministerium für Umwelt und Naturschutz in Deutschland. (2018). Warum überhaupt Elektromobilität? <https://www.bmuv.de/themen/luft-laerm-mobilitaet/verkehr/elektromobilitaet#:~:text=Elektrofahrzeuge fahren emissionsfrei und leiser, ab als Benziner und Dieselfahrzeuge.>
- Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur. (2019). Verkehr in Zahlen 2019/2020. 78–79. https://doi.org/10.1007/978-3-642-59063-4_10
- Bundesministerium für Wirtschaft und Energie. (2021a). Beihilfenkontrollpolitik. <https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Artikel/Europa/beihilfenkontrollpolitik.html> (14.07.2023)
- Bundesministerium für Wirtschaft und Energie. (2021b). EU-Ökodesign-Richtlinie für eine umweltgerechte Gestaltung von Produkten. <https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Artikel/Industrie/eu-oekodesign-richtlinie.html> (14.07.2023)
- Carbon Composites, & Inovev. (2015). Carbon Fiber (CFRP) Benchmark Study 2015 – Deutsche Automobilhersteller. <https://composites-united.com/media/2243/cfrp-studie-pressemitteilungv1.pdf> (15.07.2023)
- Chancerel, P., & Rotter, S. (2009). Recycling-oriented characterization of small waste electrical and electronic equipment. *Waste Management*, 29(8), 2336–2352. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.04.003>
- Chen, Y., Li, J., Chen, L., Chen, S., & Diao, W. (2012). Brominated Flame Retardants (BFRs) in Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE) Plastics and Printed Circuit Boards (PCBs). *Procedia Environmental Sciences*, 16, 552–559. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2012.10.076>
- Circular Plastics Alliance. (2020). Design for recycling work plan. <https://ec.europa.eu/docsroom/documents/43688/attachments/1/translations/en/renditions/native> (15.07.2023)
- Circular Plastics Alliance. (2021). Umfrage CEN/TC301 Call for interest on plastics recycling.
- Consultic. (2006). Produktions- und Verbrauchsdaten für Kunststoffe in Deutschland unter Einbeziehung der Verwertung 2005. Frankfurt 2005.
- Consultic. (2012). Produktion, Verarbeitung und Verwertung von Kunststoffen in Deutschland 2011 - Kurzfassung. https://legacy.plasticseurope.org/download_file/force/1141/319 (15.07.2023)
- Conversio Market & Strategy GmbH. (2018). Stoffstrombild Kunststoffe in Deutschland. https://www.bvse.de/images/news/Kunststoff/2018/181011_Kurzfassung_Stoffstrombild_2017.pdf
- Conversio Market & Strategy GmbH. (2020). Stoffstrombild Kunststoffe in Deutschland. https://www.bvse.de/images/news/Kunststoff/2018/181011_Kurzfassung_Stoffstrombild_2017.pdf
- Conversio Market & Strategy GmbH. (2022). Stoffstrombild Kunststoffe in Deutschland 2021. https://www.bvse.de/dateien2020/2-PDF/01-Nachrichten/03-Kunststoff/2022/Kurzfassung_Stoffstrombild_2021_13102022_1_.pdf
- Cossu, R., & Lai, T. (2015). Automotive shredder residue (ASR) management: An overview. *Waste Management*, 45, 143–151. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.042>

- Destatis. (2021). Export von Plastikmüll 2020: 33 % weniger Kunststoffabfälle ausgeführt als vor zehn Jahren. https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2021/03/PD21_N016_51.html (15.07.2023)
- Deutscher Bundestag. (2018). Benzolgehalt von Kraftstoffen - Sachstand. <https://www.bundestag.de/resource/blob/567346/e935071d43fbca074a15fda714747ba7/WD-8-059-18-pdf-data.pdf> (15.07.2023)
- Die Grünen. (2021). Deutschland. Alles ist drin. Bundestagswahlprogramm 2021. https://cms.gruene.de/uploads/documents/Wahlprogramm-DIE-GRUENEN-Bundestagswahl-2021_barrierefrei.pdf (15.07.2023)
- Dimitrakakis, E., Janz, A., Bilitewski, B., & Gidakos, E. (2009). Small WEEE: Determining recyclables and hazardous substances in plastics. *Journal of Hazardous Materials*, 161(2–3), 913–919. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.04.054>
- DIN CERTCO. (2021). Plastikrezyklate - Flustix Recycled. <https://www.dincertco.de/din-certco/de/main-navigation/products-and-services/certification-of-products/verpackungswesen/recycled-materials-flustix-recycled/> (14.07.2023)
- Dobmaier, A. (2004). Produktherstellung mit Rezyklat. Abschlusspräsentation des BMBF-Vorhabens „Kreislaufführung flüssigkeitstragender Polymerbauteile“, Ottendorf-Okrilla.
- Dorrance, L. R., Kellogg, S., & Love, A. H. (2017). What you should know about per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) for environmental claims. *Environmental Claims Journal*, 29(4), 290–304. <https://doi.org/10.1080/10406026.2017.1377015>
- ECHA. (o. J.-a). PACT - Public Activities Coordination Tool. <https://echa.europa.eu/de/pact> (14.07.2023)
- ECHA. (o. J.-b). SCIP. <https://echa.europa.eu/de/scip> (14.07.2023)
- ECHA. (2021). Perfluoralkylchemikalien (PFAS). <https://echa.europa.eu/de/hot-topics/perfluoroalkyl-chemicals-pfas> (14.07.2023)
- EFRA. (2013). Recycling of Plastics from LCD Television Sets (Nummer 1). https://rohs.exemptions.oeko.info/fileadmin/user_upload/RoHS_Substance_Review/Substance_Profiles/20140404__Antimony_EFRA_2013.pdf (15.07.2023)
- EFSA. (2011). Scientific Opinion on Tetrabromobisphenol A (TBBPA) and its derivatives in food. *EFSA Journal*, 9(12). <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2011.2477>
- EFSA. (2012). Scientific Opinion on Emerging and Novel Brominated Flame Retardants (BFRs) in Food. *EFSA Journal*, 10(10), 1–133. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2012.2908>
- Egebäck, A. L., Sellström, U., & McLachlan, M. S. (2012). Decabromodiphenyl ethane and decabromodiphenyl ether in Swedish background air. *Chemosphere*, 86(3), 264–269. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.09.041>
- Elsner, P., Eyerer, P., Hirth, T., & Dominghaus, H. (2008). *Kunststoffe - Eigenschaften und Anwendungen* (7. Aufl.). Springer. <https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-540-72401-8>
- ELVES. (2016). Analysis of Automotive Shredder Residue from the Composition, Recycling and Recovery Trial for End of Life Vehicles in the Republic of Ireland (Report. February 2016).
- Emilsson, E., Dahllöf, L., & Södermann, M. (2019). Plastics in passenger cars - A comparison over types and time (Nummer November). <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.16313.93280>
- EPEAT. (o. J.). About EPEAT. <https://www.epeat.net/about-epeat> (14.07.2023)
- EuCertPlast. (2021). What drives us? <https://www.eucertplast.eu/about> (14.07.2023)
- Europäische Kommission. (2015). COMMISSION IMPLEMENTING DECISION of 17.12.2015 on a standardisation request to the European standardisation organisations as regards ecodesign requirements on material efficiency aspects for energy-related products in support of the implementation of Dire. [https://ec.europa.eu/transparency/documents-register/api/files/C\(2015\)9096_0/de00000001036664?rendition=false](https://ec.europa.eu/transparency/documents-register/api/files/C(2015)9096_0/de00000001036664?rendition=false) (15.07.2023)

- Europäische Kommission. (2018). Eine europäische Strategie für Kunststoffe in der Kreislaufwirtschaft. 1–21. https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:2df5d1d2-fac7-11e7-b8f5-01aa75ed71a1.0002.02/DOC_2&format=PDF PDF (15.07.2023)
- Europäische Kommission. (2019a). Assessment report of the voluntary pledges under Annex III of the European Strategy for Plastics in a Circular Economy. <https://ec.europa.eu/docsroom/documents/34267> (15.07.2023)
- Europäische Kommission. (2019b). The European Green Deal. <https://doi.org/10.2307/j.ctvd1c6zh.7> (15.07.2023)
- Europäische Kommission. (2020a). Chemikalienstrategie für Nachhaltigkeit - Für eine schadstofffreie Umwelt. Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen, COM/2020/6. https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:f815479a-0f01-11eb-bc07-01aa75ed71a1.0002.02/DOC_1&format=PDF (15.07.2023)
- Europäische Kommission. (2020b). Ein neuer Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft Für ein saubereres und wettbewerbsfähigeres Europa. In Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen: Bd. COM/2020/9. https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:9903b325-6388-11ea-b735-01aa75ed71a1.0016.02/DOC_1&format=PDF (15.07.2023)
- Europäische Kommission. (2021). Auf dem Weg zu einem gesunden Planeten für alle EU-Aktionsplan: „Schadstofffreiheit von Luft, Wasser und Boden“. Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen, COM/2021/4. https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:a1c34a56-b314-11eb-8aca-01aa75ed71a1.0003.02/DOC_1&format=PDF (15.07.2023)
- Eurostat. (2020a). Elektro- und Elektronikgeräte-Abfall (WEEE) nach Abfallbewirtschaftungsmaßnahmen (die neuesten Daten: 2017). https://ec.europa.eu/eurostat/de/web/products-datasets/product?code=ENV_WASELEE (04.06.2020)
- Eurostat. (2020b). New registrations of passenger cars. <https://appsso.eurostat.ac.europa.eu/nui/show.do> (23.04.2020)
- Eurostat. (2020c). Passenger cars in the EU. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Passenger_cars_in_the_EU (15.07.2023)
- EUWID. (2019, September). EuRIC fordert Mindestrezyklateinsatz auch für Kunststoffe im Automobilsektor - Vollzug der EU-Richtlinie über Altfahrzeuge stärken. Recycling und Entsorgung, 9.
- EUWID. (2021a). Neuer DIN-Standard für Kunststoff-Rezyklate tritt in Oktober in Kraft. EUWID Recycling und Entsorgung, 38, 11.
- EUWID. (2021b). Umweltverbände: Plastiksteuer bei Inverkehrbringern eintreiben. EUWID Recycling und Entsorgung, 28.
- EUWID. (2021c). Sinkevičius kündigt Beschränkungen für grenzüberschreitende Abfallverbringung an. EUWID Recycling und Entsorgung, 40. <https://www.euwid-recycling.de/news/politik/einzelansicht/Artikel/sinkevicius-kuendigt-beschaenkungen-fuer-grenzueberschreitende-abfallverbringung-an.html>
- Faulstich, M., & Kienzler, H.-P. (2018). Studie zur Verwertung von Altfahrzeugen. https://www.tsr.eu/fileadmin/user_upload/tsr_2018/bilder/forschung_entwicklung/Management_summary_o%0Aut_Prognos_4.pdf (15.07.2023)
- FAZ. (2018). Heiß auf Klimageräte. Frankfurter Allgemeine Zeitung. <https://www.faz.net/aktuell/wirtschaft/rekordsommer-fuer-klimageraete-hersteller-15731477.html> (05.05.2020)
- Federico MAGALINI, KUEHR, R., HUISMAN, J., DEUBZER, O., & KHETRIWAL, D. S. (2017). Material Flows of the Home Appliance Industry. <http://www.materialflows.eu/#p=1> (15.07.2023)

- Fraunhofer IVV. (2019). Circular Packaging: Bau einer industriellen Demonstrationsanlage für das Recycling von Kunststoffverpackungen. <https://www.ivv.fraunhofer.de/de/presseinformationen/circular-packaging.html> (15.07.2023)
- Fraunhofer UMSICHT. (2018). Kryogene Zerkleinerung. <https://www.umsicht.fraunhofer.de/content/dam/umsicht/de/dokumente/kompetenz/produkte/kryogene-zerkleinerung.pdf> (15.07.2023)
- Freegard, K., & Claes, M. (2009). Compositional Analysis of Kerbside Collected Small WEEE. Final Report.
- Fujitsu. (2021). Green IT Label. <https://www.fujitsu.com/at/about/local/social-responsibility/environment-care/green-label/> (01.07.2022)
- Füßer, K., & Wolfrum, N. (2012). Rechtliche Maßstäbe für die Fördermittelvergabe und den gerichtlichen Rechtsschutz in der Praxis. In *Sächsische Verwaltungsblätter Zeitschrift für öffentliches Recht und öffentliche Verwaltung* (Bd. 8). http://formularservice-online.de/sixcms/media.php/1069/12-08_VBlSa-online.pdf (15.07.2023)
- Gallen, C., Banks, A., Brandsma, S., Baduel, C., Thai, P., Eaglesham, G., Heffernan, A., Leonards, P., Bainton, P., & Mueller, J. F. (2014). Towards development of a rapid and effective non-destructive testing strategy to identify brominated flame retardants in the plastics of consumer products. *Science of the Total Environment*, 491–492, 255–265. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.074>
- Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung. (2020). Aufkommen und Verwertung von PET-Getränkeflaschen in Deutschland 2019. <https://newsroom.kunststoffverpackungen.de/wp-content/uploads/2020/10/2020-10-19-Kurzfassung-Verwertung-PET-Getraenkeflaschen-2019.pdf> (15.07.2023)
- GKV, & PlasticsEurope. (2016). Kunststoff kann's - Wie Kunststoffe zur Schonung von Ressourcen, zum Energiesparen und zum Klimaschutz beitragen. https://www.gkv.de/assets/uploads/Kunststoff_kann_s.pdf (15.07.2023)
- Gnann, T., & Plötz, P. (2011). Status Quo und Perspektiven der Elektromobilität in Deutschland. In *Working Paper Sustainability and Innovation*, (S14/2011; <https://www.econstor.eu/bitstream/10419/54753/1/682986402.pdf>).
- Grigorescu, R. M., Grigore, M. E., Iancu, L., Ghioca, P., & Ion, R. M. (2019). Waste electrical and electronic equipment: A review on the identification methods for polymeric materials. *Recycling*, 4(3). <https://doi.org/10.3390/recycling4030032>
- Gundupalli, S. P., Hait, S., & Thakur, A. (2017). A review on automated sorting of source-separated municipal solid waste for recycling. *Waste Management*, 60, 56–74. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.09.015>
- Hahladakis, J. N., Velis, C. A., Weber, R., Iacovidou, E., & Purnell, P. (2018). An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. *Journal of Hazardous Materials*, 344, 179–199. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.10.014>
- Handke, V., Hross, M., Bliklen, R., Jepsen, D., & Rödig, L. (2019a). Recycling im Zeitalter der Digitalisierung - Spezifische Recyclingziele für Metalle und Kunststoffe aus Elektrokleingeräten im ElektroG: Regulatorische Ansätze. https://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/konsumressourcenmuell/190702_recycling_im_zeit_alter_der_digitalisierung_endbericht.pdf (15.07.2023)
- Handke, V., Hross, M., Bliklen, R., Jepsen, D., & Rödig, L. (2019b). Recycling im Zeitalter der Digitalisierung - Spezifische Recyclingziele für Metalle und Kunststoffe aus Elektrokleingeräten im ElektroG: Regulatorische Ansätze. https://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/konsumressourcenmuell/190702_recycling_im_zeit_alter_der_digitalisierung_endbericht.pdf
- Hartman, D. (2018). The Type of Plastic Used in a Refrigerator. <https://www.hunker.com/12614976/the-type-of-plastic-used-in-a-refrigerator> (05.05.2020)

- Hennebert, P. (2020). Concentrations of brominated flame retardants in plastics of electrical and electronic equipment, vehicles, construction, textiles and non-food packaging: a review of occurrence and management. *Detritus*, 12, 1–17.
- Hennebert, P., & Filella, M. (2018). WEEE plastic sorting for bromine essential to enforce EU regulation. *Waste Management*, 71, 390–399. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.031>
- Holzhauser, R. (2015). Altauto-Demontage – Bisherige Entwicklungen und Realität. In T.-K. Karl J. & D. Goldmann (Hrsg.), *Recycling und Rohstoffe* (8. Aufl., S. 151–171). TK Verlag - Fachverlag für Kreislaufwirtschaft.
- Hou, M., Wang, Y., Zhao, H., Zhang, Q., Xie, Q., Zhang, X., Chen, R., & Chen, J. (2018). Halogenated flame retardants in building and decoration materials in China: Implications for human exposure via inhalation and dust ingestion. *Chemosphere*, 203, 291–299. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.182>
- Huisman, J., Botezatu, I., Herreras, L., Liddane, M., Hintsa, J., Cortemiglia Luda di, V., Leroy, P., Vermeersch, E., Mohanty, S., van den Brink, S., Ghenciu, B., Dimitrova, D., Nash, E., Shryane, T., Wieting, M., Kehoe, J., Baldé, C. P., Magalini, F., Zanasi, A., ... Bonzio, A. (2015). Countering WEEE Illegal Trade Summary Report. In Unu. <https://doi.org/978-92-808-4560-0>
- ICCT. (2019). European Vehicle Market Statistics. Pocketbook 2019/20. https://theicct.org/sites/default/files/publications/European_vehicle_market_statistics_20192020_20191216.pdf (15.07.2023)
- IHK. (2016). Investitionsabzugsbeträge und Sonderabschreibungen. https://www.ihk-bonn.de/fileadmin/dokumente/Downloads/Recht_und_Steuern/Lohn_und_Einkommensteuer/InvestitionsabzugsbeträgeSonderabschreibungen.pdf (15.07.2023)
- Jandric, A., Part, F., Fink, N., Cocco, V., Mouillard, F., Huber-Humer, M., Salhofer, S., & Zafiu, C. (2020). Investigation of the heterogeneity of bromine in plastic components as an indicator for brominated flame retardants in waste electrical and electronic equipment with regard to recyclability. *Journal of Hazardous Materials*, 390(May 2019). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121899>
- Jandric, A., Part, F., Fink, N., Huber-Humer, M., Salhofer, S., & Zafiu, C. (2019). Bromierte Flammschutzmittel in Elektroaltgeräten: Untersuchung der Brom-Konzentration nach Kunststofftypen und Gerätekategorien mittels Röntgenfluoreszenzanalyse Brominated flame retardants in WEEE: examination of the bromine concentration by plastic types. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, 72(1–2), 68–76. <https://doi.org/10.1007/s00506-019-00639-7>
- Jenseit, W., Stahl, H., Wollny, V., & Wittlinger, R. (2003). Recovery Options for Plastic Parts from End-of-Life Vehicles: an Eco-Efficiency Assessment. <https://www.oeko.de/oekodoc/151/2003-039-en.pdf> (15.07.2023)
- Jetzke, T., & Richter, S. (2020). Hochwertiges Recycling für eine Kunststoffkreislaufwirtschaft. Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag, 35(35), 1–8. <https://publikationen.bibliothek.kit.edu/1000133939>
- Käufer, H., & Winter, H. H. (2015). Basisstudie zum Materialstromfluß von Altkunststoffen in Berlin (Schriftenr). Kunststoff-Recycling-Zentrum Verband Berlin eV Eigenverlag.
- Kern GmbH. (2021). Polypropylen Homopolymer. https://www.kern.de/de/technisches-datenblatt/polypropylen-pp-h?n=1502_1 (01.07.2020)
- KfW. (2021a). ERP-Digitalisierungs- und Innovations-kredit. [https://www.kfw.de/inlandsfoerderung/Unternehmen/Innovation/Förderprodukte/ERP-Digitalisierungs-und-Innovationskredit-\(380-390-391\)/?kfwmc=vt.sea.google.%7BKampagne%7D.%7BAnzeigengruppe%7D.%7BAnzeige%7D&wt_cc1=digi-inno&wt_cc2=unt%7Cinnovation&wt_cc3=127582041530_kwd-902006580457_575854505668&wt_kw=e_127582041530_kfw_erp_digitalisierungs_und_innovationskredit](https://www.kfw.de/inlandsfoerderung/Unternehmen/Innovation/Förderprodukte/ERP-Digitalisierungs-und-Innovationskredit-(380-390-391)/?kfwmc=vt.sea.google.%7BKampagne%7D.%7BAnzeigengruppe%7D.%7BAnzeige%7D&wt_cc1=digi-inno&wt_cc2=unt%7Cinnovation&wt_cc3=127582041530_kwd-902006580457_575854505668&wt_kw=e_127582041530_kfw_erp_digitalisierungs_und_innovationskredit) (15.07.2023)
- KfW. (2021b). KfW-Umwelt-programm. [https://www.kfw.de/inlandsfoerderung/Unternehmen/Energie-und-Umwelt/Förderprodukte/Umweltprogramm-\(240-241\)/](https://www.kfw.de/inlandsfoerderung/Unternehmen/Energie-und-Umwelt/Förderprodukte/Umweltprogramm-(240-241)/)

- Khodier, A., Williams, K., & Dallison, N. (2018). Challenges around automotive shredder residue production and disposal. *Waste Management*, 73, 566–573. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.008>
- Kindelan, M. (2021). LIFE CIR-ELV Project in Automobile Recycling Congress. SIGRAUTO, LIFE CIRC ELV. [https://lifecircelv.eu/news.php#:~:text=The LIFE CIRC-ELV project will enable development of a,must be reached by 2020. \(15.07.2023\)](https://lifecircelv.eu/news.php#:~:text=The LIFE CIRC-ELV project will enable development of a,must be reached by 2020. (15.07.2023))
- Kitazume, C., Kohlmeyer, R., & Oehme, I. (2020). Effectively tackling the issue of millions of vehicles with unknown whereabouts (Nummer July). https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/sciopap_uba_elv_measures_to_combat_illegal_dismantling_2020_06_29.pdf
- Knappe, F., Reinhardt, J., Kauertz, B., Oetjen-dehne, R., Buschow, N., Ritthoff, M., Wilts, H., & Lehmann, M. (2021). Technische Potenzialanalyse zur Steigerung des Kunststoffrecyclings und des Rezyklateinsatzes. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2021-12-10_texte_92-2021_potenzialanalyse-kunststoffrecycling.pdf (15.07.2023)
- Köhnlechner, R. (2019). Erzeugung sauberer PS- und ABS-Fractionen aus gemischtem Elektronikschrott. In *Recycling und Rohstoffe* (9. Aufl., S. 379–400). TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky. <https://books.vivis.de/document/erzeugung-sauberer-ps-und-abs-fraktionen-aus-gemischtem-elektronikschrott/>
- Kousaiti, A., Hahladakis, J. N., Savvilotidou, V., Pivnenko, K., Tyrovola, K., Xekoukoulotakis, N., Astrup, T. F., & Gidarakos, E. (2020). Assessment of tetrabromobisphenol-A (TBBPA) content in plastic waste recovered from WEEE. *Journal of Hazardous Materials*, 390(November), 121641. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121641>
- KPMG. (2021). Plastic Tax. Reduce, Reuse, Recycle. <https://assets.kpmg/content/dam/kpmg/xx/pdf/2021/09/plastic-tax.pdf> (15.07.2023)
- Kraftfahr-Bundesamt. (2021a). Bestandsüberblick am 1. Januar 2021. [https://www.kba.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/Fahrzeugbestand/2021/pm08_fz_bestand_pm_komplett.html#:~:text=Um 1%2C1 Millionen Fahrzeuge,%2C9 Millionen Kfz-Anhänger. \(15.07.2023\)](https://www.kba.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/Fahrzeugbestand/2021/pm08_fz_bestand_pm_komplett.html#:~:text=Um 1%2C1 Millionen Fahrzeuge,%2C9 Millionen Kfz-Anhänger. (15.07.2023))
- Kraftfahr-Bundesamt. (2021b). Pressemitteilung Nr. 01/2021 - Elektromobilität in Deutschland auf der Überholspur. https://www.kba.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/Allgemein/2021/pm01_2021_E_Antrieb.html (15.07.2023)
- Kummer, B. (2008). Großversuch bestätigt Wirksamkeit der Scholz-Post-Shredder-Technik. *Plasticker Fachartikel* vom 28.08.2008. [https://plasticker.de/Kunststoff_Fachartikel_70_Großversuch_besttigt_Wirksamkeit_der_Scholz_Post_Shredder_Technik#:~:text=In einem Shredder-Großversuch der,nur hohe Recyclingquoten erreicht werden. \(15.07.2023\)](https://plasticker.de/Kunststoff_Fachartikel_70_Großversuch_besttigt_Wirksamkeit_der_Scholz_Post_Shredder_Technik#:~:text=In einem Shredder-Großversuch der,nur hohe Recyclingquoten erreicht werden. (15.07.2023))
- LANUV. (2011). Schadstoffe und gefährliche Eigenschaften. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. https://www.abfallbewertung.org/ipa/repagen.php?report=ipa&char_id=1910_SHRED&lang_id=de&avv=&synon=&kapitel=3&gtactive= (15.07.2023)
- Lassen, C., Jensen, A. A., Crookes, M., Christensen, F., Jeppesen, C. N., Clausen, A. J., & Mikkelsen, S. H. (2014). Survey of brominated flame retardants. The Danish Environmental Protection Agency. <https://www2.mst.dk/udgiv/publications/2014/01/978-87-93026-90-2.pdf> (15.07.2023)
- Lechner, M. D., Gehrke, K., & Nordmeier, E. H. (2014). *Makromolekulare Chemie* (S. Spektrum (Hrsg.); 5. Aufl.). Springer Verlag Berlin.
- Li, N., Chen, X. W., Deng, W. J., Giesy, J. P., & Zheng, H. L. (2018). PBDEs and Dechlorane Plus in the environment of Guiyu, Southeast China: A historical location for E-waste recycling (2004, 2014). *Chemosphere*, 199, 603–611. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.041>
- Löh, D. (2017). Das Auto der Zukunft besteht aus Kunststoff. *Plastverarbeiter*. <https://www.plastverarbeiter.de/roh-und-zusatzstoffe/das-auto-der-zukunft-besteht-aus-kunststoff.html> (15.07.2023)

- Löhle, S., Schmiedel, U., & Bartnik, S. (2020). Analyse der Datenerhebungen nach ElektroG und UStatG über das Berichtsjahr 2018.
- Lucas, R., & Schwartz, D. (2001). End-of-life vehicle regulation in Germany and Europe — problems and perspectives. In Wuppertal Papers (Bd. 113, Nummer 113).
- Ma, C., Yu, J., Wang, B., Song, Z., Xiang, J., Hu, S., Su, S., & Sun, L. (2016). Chemical recycling of brominated flame retarded plastics from e-waste for clean fuels production: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 61, 433–450. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.04.020>
- Maag Germany GmbH. (2021). Hochleistungsschmelzefilter. <https://maag.com/wp-content/uploads/Ettlinger-2021-A4-12S-DE-150dpi.pdf> (15.07.2023)
- Maccario, F., Thorel, L., Benhallam, R., Deprouw, A., & Lecointre, E. (2020). Rapport Annuel de l'Observatoire des Véhicules Hors d'Usage – Données 2018. <https://www.ademe.fr/rapport-annuel-lobservatoire-vehicules-hors-dusage-donnees-2018>
- Maier, R. D., & Schiller, M. (2016). *Handbuch Kunststoff-Additive* (4. Aufl.). Carl Hanser Verlag GmbH & Co. KG. <https://www.hanser-elibrary.com/isbn/9783446223523?mobileUi=0>
- Maisel, F., Chancerel, P., Dimitrova, G., Emmerich, J., Nissen, N. F., & Schneider-Ramelow, M. (2020). Preparing WEEE plastics for recycling – How optimal particle sizes in pre-processing can improve the separation efficiency of high quality plastics. *Resources, Conservation and Recycling*, 154(March 2019), 104619. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104619>
- Manhart, A., Blepp, M., Fischer, C., Graulich, K., Prakash, S., Priess, R., Schleicher, T., & Tür, M. (2016). Resource efficiency in the ICT sector. https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/Resource_Efficiency_ICT_LV.pdf (15.07.2023)
- Maris, E., Botané, P., Wavrer, P., & Froelich, D. (2015). Characterizing plastics originating from WEEE: A case study in France. *Minerals Engineering*, 76, 28–37. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2014.12.034>
- Martens, H., & Goldmann, D. (2016b). *Recyclingtechnik - Fachbuch für Lehre und Praxis* (2. Aufl.). Springer Vieweg Wiesbaden. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-658-02786-5>
- Matsukami, H., Suzuki, G., Someya, M., Uchida, N., Tue, N. M., Tuyen, L. H., Viet, P. H., Takahashi, S., Tanabe, S., & Takigami, H. (2017). Concentrations of polybrominated diphenyl ethers and alternative flame retardants in surface soils and river sediments from an electronic waste-processing area in northern Vietnam, 2012–2014. *Chemosphere*, 167, 291–299. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.147>
- Maury, T., Tazi, N., Torres de Matos, C., Nessi, S., Antonopoulos, I., Pierri, E., Baldassarre, B., Garbarino, E., Gaudillat, P., & Mathieux, F. (2022). Towards recycled plastic content targets in new passenger cars. <https://doi.org/10.2838/834615>
- Mehlhart, G., Möck, A., & Goldmann, D. (2019). Auswirkungen neuer Anwendungsverbote für Flammenschutzmittel in Kunststoffen auf das Recycling von Altfahrzeugen. In S. Thiel, O. Holm, E. Thomé-Kozmiansky, D. Goldmann, & B. Friedrich (Hrsg.), *Recycling und Rohstoffe* (12. Aufl., S. 630). Thomé-Kozmiansky Verlag GmbH.
- Mehlhart, G., Möck, A., & Goldmann, P. D. D. (2018). Effects on ELV waste management as a consequence of the decisions from the Stockholm Convention on decaBDE. <https://www.oeko.de/en/publications/p-details/effects-on-elv-waste-management-as-a-consequence-of-the-decisions-from-the-stockholm-convention-on-d/>
- Merkisz-Guranowska, A. (2018). Waste recovery of end-of-life vehicles. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 421(3). <https://doi.org/10.1088/1757-899X/421/3/032019>
- Meyer, J. (2017). The Revolution in Sorting - Laser-Spectroscopy for polymer sorting. In Vortrag in Amsterdam am 30.03.2017. <https://cdn.uc.assets.prezly.com/0f2e33b7-8ac6-449f-92ba-c75e1e1657d1/-/inline/no/> (15.07.2023)
- Meyer, J., Fey, D., & Krieg, S. (2017). Kunststoff-Sortierung aus Schredderrückständen mit Hochleistungs-Laserspektroskopie. In K. J. Thomé-Kozmiansky & D. Goldman (Hrsg.), *Recycling und Rohstoffe - Band 10* (10. Aufl., S. 193–198).

- Monier, V., Benhallam, R., Maccario, F., Basciano, R., & Leointre, E. (2019). Annual report the End-of-Life Vehicle observatory – 2017 data.
<https://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/automotive-end-life-vehicles-data-2017-report.pdf>
- Morin, N. A. O., Andersson, P. L., Hale, S. E., & Arp, H. P. H. (2017). The presence and partitioning behavior of flame retardants in waste, leachate, and air particles from Norwegian waste-handling facilities. *Journal of Environmental Sciences*, 62, 115–132. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.09.005>
- Moser, H., Fabian, M., Jung, M., Heutling, S., Körber, G., Oehme, I., Wurbs, J., Krause, S., Kovacs, D., Krüger, F., & Weiss, V. (2016). Steigerung des Kunststoffrecyclings und des Rezyklateinsatzes.
https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/377/publikationen/170601_uba_pos_kunststoffrecycling_dt_bf.pdf (15.07.2023)
- Mosselaar Autorecycling en Autodemontage b.v. (o. J.). Demontage van auto's en andere voertuigen.
<https://www.mosselaar-carparts.com/> (29.09.2020)
- Mudgal, S., Lyons, L., Bain, J., Dias, D., Faninger, T., Johansson, L., Dolley, P., Shields, L., & Bowyer, C. (2011). Plastic Waste in the Environment - Final Report (European Commission DG ENV).
- Müller-Guttenbrunn Group. (2019). PC/ABS: A new recycled plastic thanks to research and development.
- Munford, L., & Sykes, T. (2018). Plastic waste is shared responsibility. Packaging Europe.
<https://packagingeurope.com/plastic-waste-is-a-shared-responsibility/5269.article> (15.07.2023)
- Nemry, F., Leduc, G., Mongelli, I., & Uihlein, A. (2008). Environmental Improvement of Passenger Cars (IMPRO-car). JRC European Comission. <https://doi.org/0.2791/63451>
- Nič, M., Košata, B., Jenkinds, A., & NcNaught, A. (2012). IUPAC Compendium of Chemical Terminology. In *Gold Book*. <https://doi.org/10.1351/goldbook>
- Norwegian Environment Agency. (2021). Environmental Pollutants in Post-Consumer Plastics.
<https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2021/juni-2021/environmental-pollutants-in-post-consumer-plastics/> (15.07.2023)
- OECD. (2021). Portal on per- and polyfluorinated Alkylsubstances.
<https://www.oecd.org/chemicalsafety/portal-perfluorinated-chemicals/> (15.07.2023)
- Peacock, J., Turrell, J., Lewin, K., & Glennie, E. (2012). Analysis of Poly-Brominated Biphenyl Ethers (PBDEs) in Selected UK Waste Streams: PBDEs in waste electrical and electronic equipment (WEEE) and end of life vehicles (ELV). Final Report (WRc Ref: UC8720.05).
- Plasticker. (2020). BASF: Neues, chemisches Recyclingverfahren für gebrauchte Matratzen.
https://plasticker.de/Kunststoff_News_37776_BASF_Neues_chemisches_Recyclingverfahren_fuer_gebrauchte_Matratzen?begriff=chemisches%2BRecycling&div=n (15.07.2023)
- Plasticker. (2021). Covestro: Chemisches Recycling von PU-Weichschaum aus Matratzen - Neue Pilotanlage in Betrieb genommen.
https://plasticker.de/Kunststoff_News_38902_Covestro_Chemisches_Recycling_von_PU_Weichschaum_aus_Matratzen___Neue_Pilotanlage_in_Betrieb_genommen?begriff=chemisches%2BRecycling&div=n (15.07.2023)
- PlasticsEurope. (2010). Plastics - the facts 2010. PlasticsEurope, 1–30.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.01.015>
- PlasticsEurope. (2013). Automotive: The world moves with plastics. <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/automotive-the-world-moves-with-plastics-brochure/> (15.07.2023)
- PlasticsEurope. (2019a). Eco-profiles program and methodology PlasticsEurope. https://plasticseurope.org/wp-content/uploads/2021/12/PlasticsEurope-Ecoprofiles-program-and-methodology_V3.0.pdf (15.07.2023)
- PlasticsEurope. (2019b). Plastics - the Facts 2019. <https://www.plasticseurope.org/en/resources/market-data> (15.07.2023)
- PlasticsEurope. (2019c). The Circular Economy for Plastics - A European Overview.
<https://plasticseurope.org/knowledge-hub/the-circular-economy-for-plastics-a-european-overview-2/> (15.07.2023)

- Plastverarbeiter. (2021). IKT und Almaak International forschen gemeinsam.
<https://www.plastverarbeiter.de/113084/ikt-und-almaak-international-forschen-gemeinsam/>
(15.07.2023)
- Polcher, A., Potrykus, A., Schöpel, M., Weißenbacher, J., & Zotz, F. (2020). Sachstand über die Schadstoffe in Kunststoffen und ihre Auswirkungen auf die Entsorgung.
https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Forschungsdatenbank/fkz_um19_34_5080_schadstoffe_kunststoffe_bf.pdf
- Potrykus, A., Milunov, M., & Weißenbacher, J. (2015). Ermittlung von potentiell POP-haltigen Abfällen und Recyclingstoffen - Ableitung von Grenzwerten.
<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/ermittlung-von-potentiell-pop-haltigen-abfaellen>
(15.07.2023)
- Potrykus, A., Milunov, M., Zotz, F., de Brujine, E., Weißenbacher, J., Kühnl, M., Broneder, C., & Schöpel, M. (2019). Study to support the review of waste related issues in annexes IV and V of Regulation (EC) 850/2004. 392. https://ec.europa.eu/environment/waste/pdf/Study_POPS_Waste_final.pdf
- Potrykus, A., Schöpel, M., Broneder, C., Kühnl, M., Burgstaller, M., Schlummer, D. M., Gruber, L., & Bauer, D. (2020). Untersuchung von Abfällen auf das Vorkommen nicht-technischer PCB-Kongenere und DecaBDE.
https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/texte_111-2020_endbericht_nt-pcb-decabde.pdf
- Potrykus, A., Zotz, F., Aigner, J. F., Weißenbacher, J., Burgstaller, M., Abraham, V., Merzoug, L., Thome, D. V., Dittrich, D. S., & Leiss, N. (2020). Prüfung möglicher Ansätze zur Stärkung des Recyclings, zur Schaffung von Anreizen zur Verwendung recycelbarer Materialien und zur verursachergerechten Zuordnung von Entsorgungskosten im Bereich der Bauprodukte.
<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/pruefung-moeglicher-ansaeetze-zur-staerkung-des>
(15.07.2023)
- Pretz, T., & Julius, J. (2008). Stand der Technik und Entwicklung bei der berührungslosen Sortierung von Abfällen. In: Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft. 60(7-8), S. 105-112. Hrsg. BMLRT, Österr. Wasser- und Abfallwirtschaftsverb. <https://doi.org/10.1007/s00506-008-0005-0>
- Probst, T. (2020). bvse-Marktbericht : Kunststoffe Juli 2020.
https://plasticker.de/docs/preise/bvse_Marktbericht_Kunststoff_2020_09.pdf (15.07.2023)
- Probst, T. (2021). BVSE-Marktbericht Kunststoffe - April 2021 (Nummer April).
https://plasticker.de/docs/preise/bvse_Marktbericht_Kunststoff_2021_04.pdf (15.07.2023)
- Probst, T., & Fischer, T. (2019). Kunststoffrecycling lohnt sich doch – eine Replik auf KuRVe. In Recycling und Rohstoffe - Band 12 (S. 259–267).
- PURSmart. (2020). PURSmart progress after 18 months. <https://www.puresmart.eu/puresmart-progress-after-18-months/> (15.07.2023)
- Ramboll, & Fraunhofer IVV. (2021). Environmental Pollutants in Post-Consumer Plastics.
<https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2021/juni-2021/environmental-pollutants-in-post-consumer-plastics/> (15.07.2023)
- Recycling Magazine. (2020). Chemical recycling of polyurethane waste. <https://www.recycling-magazine.com/2020/07/31/chemical-recycling-of-polyurethane-waste/> (15.07.2023)
- Reinhardt, T., & Richard, U. (2004). Entsorgung von Schredderrückständen - ein aktueller Überblick. In Institut für Technische Chemie (Nummer FZKA 6940).
<https://publikationen.bibliothek.kit.edu/270057211/3814493#:~:text=Die aktuellen Kosten für die,t%5BEUWID 49 2003%5D> (15.07.2023)
- Riches, I. (2019). Marktprognose Elektromobilität 2025 und danach. <https://www.all-electronics.de/automotive-transportation/marktprognose-elektromobilitaet-2025-und-danach.html>
(14.07.2023)
-)
- Sachverständigenrat für Umweltfragen. (2020a). Für eine entschlossene Umweltpolitik in Deutschland und Europa.

- https://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/01_Umweltgutachten/2016_2020/2020_Umweltgutachten_Entschlossene_Umweltpolitik.pdf;jsessionid=306E60DBA1B379ADC31179481B5F8180.intranet222?__blob=publicationFile&v=2 (15.07.2023)
- Sachverständigenrat für Umweltfragen. (2020b). Kreislaufwirtschaft: von der Rhetorik zur Praxis. Umweltgutachten, 50(06–07), 28–29. <https://doi.org/10.37544/0173-363x-2020-06-07-28>
- Sadat-Shojai, M., & Bakhshandeh, G. R. (2011). Recycling of PVC wastes. *Polymer Degradation and Stability*, 96(4), 404–415. <https://doi.org/10.1016/j.polyimdegradstab.2010.12.001>
- Sagunski, H., & Roßkamp, E. (2002). Richtwerte für die Innenraumluft: Tris (2-chlorethyl) phosphat. *Bundesgesundheitsblatt-Gesundheitsforschung-Gesundheitsschutz*, 45(3), 300–306.
- SAM. (2020). Grenzüberschreitende Verbringung von Kunststoffabfällen ab 01.01.2021. Sonderabfall-Management-Gesellschaft Rheinland-Pfalz. <https://sam-rlp.de/download/merkblatt-18-grenzueberschreitende-verbringung-von-kunststoffabfaellen-ab-01-01-2021/> (15.07.2023)
- Sander, K., Kohlmeyer, R., Rödig, L., & Wagner, L. (2017). Altfahrzeuge – Verwertungsquoten 2015 und Hochwertigkeit der Verwertung. *Recycling und Rohstoffe Band 10*, 305–325.
- Sander, K., Otto, S. J., Rödig, L., & Wagner, L. (2018). Behandlung von Elektroaltgeräten (EAG) unter Ressourcen- und Schadstoffaspekten (Bd. 31).
- Sander, K., Rödig, L., Wagner, L., Jepsen, D., Holzhauer, R., Baber, L., Spiecker, T., Zwisele, B., & Winterstein, M. (2020). Evaluierung und Fortschreibung der Methodik zur Ermittlung der Altfahrzeugverwertungsquoten durch Schredderversuche unter der EG-Altfahrzeugrichtlinie 200/53/EG - Abschlussbericht.
- Sander, K., Rödig, L., Wagner, L., Jepsen, D., Holzhauser, R., Baber, L., Spiecker, T., Zwisele, B., & Wintersetin, M. (2020). Evaluierung und Fortschreibung der Methodik zur Ermittlung der Altfahrzeugverwertungsquoten durch Schredderversuche unter der EG-Altfahrzeugrichtlinie 2000/53/EG. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2020-01-20_texte_15-2020_alfahrzeugemonitoring.pdf
- Sander, K., Wagner, L., Wilts, H., & Steger, S. (2016). Verwertung von Altfahrzeugen. https://lfu.rlp.de/fileadmin/lfu/Startseitenbeitraege/OEffentlicher_Abschlussbericht_Verwertung_von_Altfahrzeugen_in_Rheinland-Pfalz.pdf
- Schischke, K., Berwald, A., Dimitrova, G., Clemm, C., Rödig, L., & Jepsen, D. (2021). Einsatz von Post-Consumer-Recycling-Kunststoffen in energieverbrauchsrelevanten Geräten (Teilbericht). https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/5750/publikationen/2021-02-17_texte_24-2021_pcr_kunststoffe.pdf
- Schlummer, M., & Knappich, F. (2016). Abschlussbericht - Recycling von Metall-Kunststoffverbunden und Hybridwerkstoffen. <https://www.stmuv.bayern.de/themen/ressourcenschutz/forcycle/doc/abschlussberichte/tp6.pdf> (15.07.2023)
- Schlummer, M., Mäurera, A., Wagnera, S., Berranga, A., Sieberta, T., & Knappicha, F. (2005). Recycling of flame retarded waste polystyrene foams (EPS and XPS) to PS granules free of hexabromocyclododecane (HBCDD). <https://www.ivv.fraunhofer.de/content/dam/ivv/en/documents/info/CreaSolv-processing-for-recycling-HBCD-containing-EPS.pdf> (15.07.2023)
- Schlummer, M., & Mäurer, A. (2006). Recycling of styrene polymers from shredded screen housings containing brominated flame retardants. *Journal of Applied Polymer Science*, 102(2), 1262–1273. <https://doi.org/10.1002/app.24377>
- Schlummer, M., Wolff, F., & Mäurer, A. (2016). Recovery of PC/ABS from WEEE plastic shred by the CreaSolv(R) process. *2016 Electronics Goes Green 2016+ (EGG)*, 1–6.
- Schmiemann, A. (2017). Möglichkeiten des werkstofflichen Recyclings von Kunststoffen aus Altfahrzeugen. Präsentation im Zuge des UBA-Fachgesprächs
- Scholz Recycling, & SRW metalfloat. (2019). Kurzvorstellung SRG/SRW metalfloat GmbH Espenhain. http://lvrsachsen.de/fileadmin/downloads/dateien/kohlenstoff-kreislaufwirtschaft-netzwerk-nk2/2019-01-21_SRW-Scholz-Recycling-NK2-Espenhain.pdf (15.07.2023)

- Schönmayr, D. (2017). *Automotive Recycling, Plastics, and Sustainability - The Recycling Renaissance* (1. Aufl.). Springer.
- Schubert, G., Grunert, V., Jäckel, H.-G., Weißflog, K., & Gießner, P. (2020). No Title. *Recovery Worldwide*, 03. https://www.recovery-worldwide.com/de/artikel/was-kann-die-aufbereitung-bei-der-altfahrzeugverwertung-leisten_3544346.html
- SICON. (2021). NE-Metallaufbereitung - Produktübersicht. <https://sicontechnology.com/wp-content/uploads/ne-metallaufbereitung-4.pdf#page=08> (15.07.2023)
- Silveira, A. V. M., Cella, M., Tanabe, E. H., & Bertuol, D. A. (2018). Application of tribo-electrostatic separation in the recycling of plastic wastes. *Process Safety and Environmental Protection*, 114, 219–228. <https://doi.org/10.1016/J.PSEP.2017.12.019>
- Sindik, O., Babayemi, J., Osibanjo, O., Schlummer, M., Schluep, M., Watson, A., & Weber, R. (2015). Polybrominated diphenyl ethers listed as Stockholm Convention POPs, other brominated flame retardants and heavy metals in e-waste polymers in Nigeria. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(19), 14489–14501. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3266-0>
- Sparenberg, B. (2021). WIPAG Open and Closed Loop recycling - Präsentation. https://circulareconomy.europa.eu/platform/sites/default/files/bsp_wipag_cl_ol_recycling_1_19en_s.pdf (15.07.2023)
- SPD, BÜNDNIS 90 / DIE GRÜNEN, R. D. (2021). Koalitionsvertrag 2021-2025. Mehr Fortschritt wagen. Bündnis für Freiheit, Gerechtigkeit und Nachhaltigkeit. https://www.spd.de/fileadmin/Dokumente/Koalitionsvertrag/Koalitionsvertrag_2021-2025.pdf (15.07.2023)
- SPI. (2016). Automotive Recycling: Devalued is now Revalued. In SPI: The Plastics Industry Trade Association. <https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=3&cad=rja&uact=8&ved=2ahUK EwiSmf3KldvKAhWBrJ4KHZuMDLkQFjACegQIABAC&url=https%3A%2F%2Fwww.plasticsindustry.org%2Fsites%2Fdefault%2Ffiles%2F2016-03256-SPI-PMW-Auto-Recycle-web.pdf&usg=AOvVaw3fZ5Z> (15.07.2023)
- Spini, E. (2017). Circular Economy : an Example of Collaboration between an Engineering Polymer Producer and a Carmaker RadiciGroup at Glance. RadiciGroup Performance Plastics; IARC 2017 presentation.
- Statistisches Bundesamt. (2006). Statistisches Jahrbuch Deutschland 2006. https://www.statistischebibliothek.de/mir/servlets/MCRFileNodeServlet/DEAusgabe_derivate_00000141/1010110067004.pdf
- Statistisches Bundesamt. (2018). Statistisches Jahrbuch Deutschland und Internationales 2018 (1. Aufl.). Statistisches Bundesamt. ISBN: 978-3-8246-1074-7. https://www.destatis.de/DE/Themen/Querschnitt/Jahrbuch/statistisches-jahrbuch-2018-dl.pdf?__blob=publicationFile
- Statistisches Bundesamt. (2019). Statistisches Jahrbuch Deutschland und Internationales 2019. ISBN: 978-3-8246-1086-0. https://www.destatis.de/DE/Themen/Querschnitt/Jahrbuch/statistisches-jahrbuch-2019-dl.pdf?__blob=publicationFile
- Steinert Elektromagnetbau GmbH. (2017). Feinkorn separieren mit dem STEINERT EddyC FINES. https://steinertglobal.com/fileadmin/user_upload/_steinert/_downloads/_magnete-sensorsortierer/_magnetische-separation/EddyC_FINES/STE_EddyC_FINES__Brochure_DE.pdf (15.07.2023)
- Stenmarck, Å., Belleza, E. L., Fråne, A., Busch, N., Larsen, Å., & Wahlström, M. (2017). Hazardous substances in plastics (Nummer TemaNord 2017:505). Nordisk Ministerråd. <https://doi.org/10.6027/TN2017-505>
- Strategy&PWC. (2020). E-Mobility Sales Review Q3 2020. <https://www.strategyand.pwc.com/de/en/industries/automotive/e-mobility-sales-review-2020-q3/e-mobility-sales-review-q3.pdf> (15.07.2023)
- Sverko, E., Tomy, G. T., Reiner, E. J., Li, Y. F., McCarry, B. E., Arnot, J. A., Law, R. J., & Hites, R. A. (2011). Dechlorane plus and related compounds in the environment: A review. *Environmental Science and Technology*, 45(12), 5088–5098. <https://doi.org/10.1021/es2003028>

- Tabrizi, S., Neil Rollinson, A., Hoffmann, M., & Favoino, E. (2020). Understanding the Environmental Impacts of Chemical Recycling - Ten concerns with existing life cycle assessments (Dezember 2020). https://eeb.org/wp-content/uploads/2020/12/zwe_jointpaper_UnderstandingEnvironmentalImpactsofCR_en_compressed-1.pdf (15.07.2023)
- Taverna, R., Gloor, R., Maier, U., Zennegg, M., Figi, R., & Birchler, E. (2017). Stoffflüsse im Schweizer Elektronikschrott. Bundesamt für Umwelt BAFU. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/chemikalien/publikationen-studien/publikationen/stofffluesse-im-schweizer-elektronikschrott.html> (15.07.2023)
- TCO Certified. (2021). TCO Certified Edge - ein weiterer Schritt zu nachhaltigen IT-Produkten. <https://tcocertified.com/de/tco-certified-edge/> (15.07.2023)
- Tomy, G. T., Pleskach, K., Ismail, N., Whittle, D. M., Helm, P. A., Sverko, E. D., Zaruk, D., & Marvin, C. H. (2007). Isomers of dechlorane plus in Lake Winnipeg and Lake Ontario food webs. *Environmental Science and Technology*, 41(7), 2249–2254. <https://doi.org/10.1021/es062781v>
- TÜV Rheinland. (2021). Umweltzeichen Green Product. <https://www.tuv.com/germany/de/umweltzeichen-green-product.html> (15.07.2023)
- Umweltbundesamt. (2021a). Elektro- und Elektronikaltgeräte. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/ressourcen-abfall/verwertung-entsorgung-ausgewaehlter-abfallarten/elektro-elektronikaltgeraete> (15.07.2023)
- Umweltbundesamt. (2021b). Ökodesign Richtlinie. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wirtschaft-konsum/produkte/oekodesign/oekodesign-richtlinie#umweltfreundliche-gestaltung-von-produkten> (15.07.2023)
- Umweltbundesamt. (2022). Rechtliche Grundlagen der grenzüberschreitenden Abfallverbringung. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/abfall-ressourcen/grenzueberschreitende-abfallverbringung/rechtliche-grundlagen-der-grenzueberschreitenden> (15.07.2023)
- UNEP. (2014). Risk Profile, Decabromodiphenyl Ether (commercial mixture, c-decaBDE). (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2, October 2014). <https://chm.pops.int/default.aspx?tabid=2301> (15.07.2023)
- UNEP. (2016). Risk Profile, Pentadecafluorooctanoic acid (PFOA, Perfluorooctanoic acid), its salts and PFOA-related compounds (UNEP/POPS/POPRC.12/11/Add.2). <https://chm.pops.int/default.aspx?tabid=2301> (15.07.2023)
- UNEP. (2018). Draft technical guidelines on the environmentally sound management of wastes consisting of, containing or contaminated with short-chain chlorinated paraffins - Annex (UNEP/CHW/OEWG.11/INF/10, Draft of 7 May 2018).
- UNEP. (2020a). Draft risk profile, Dechlorane Plus and its syn- and anti-isomers (UNEP/POPS/POPRC.16/2, June 2020). https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/1072008/Dechlorane_Plus_draft_risk_management_evaluation.pdf (15.07.2023)
- UNEP. (2020b). Proposal to list UV-328 in Annex A to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants UNEP/POPS/POPRC.16/4.
- UNEP. (2021). Draft risk profile: Dechlorane Plus (UNEP/POPS/POPRC.17/3).
- VanderHeijden Communications. (o. J.). Sustainability Report 2016. <https://arn.nl/wp-content/uploads/2022/06/ARN-Sustainability-Report-2016.pdf> (15.07.2023)
- Versar Inc, & Syracuse Research Corporation. (2010). Review of exposure and toxicity data fro phthalate substitutes. In Prepared for the U.S. Consumer Product Safety Commission. <https://www.cpsc.gov/s3fs-public/phthalsub.pdf> (15.07.2023)
- Vogel, J., Krueger, F., & Fabian, M. (2020). Chemisches Recycling. In Umweltbundesamt. <https://www.umsicht-suro.fraunhofer.de/de/unsere-loesungen/chemisches-recycling.html> (15.07.2023)

- Wäger, P. A., & Hischier, R. (2015). Life cycle assessment of post-consumer plastics production from waste electrical and electronic equipment (WEEE) treatment residues in a Central European plastics recycling plant. *Science of the Total Environment*, 529, 158–167. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.043>
- Wäger, P. A., Schluep, M., Streicher, M., Morf, L., & Buser, A. (2009). Recycling of Plastics from Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE) – Tentative Results of a Swiss Study. *Waste Management*, 27(Usepa 1997), 310–318. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.10.015>
- Wäger, P., Schluep, M., & Müller, E. (2010). RoHS substances in the mixed plastics from waste electrical and electronic equipment - Final Report. In Swiss Federal Laboratories for Materials Science and Technology (Empa). <https://www.basel.org.ng/index.php/extensions/hotstart-installation/scientific-technical-publications?download=15:rohs-substances-in-mixed-plastics-from-waste-electrical-and-electronic-equipment> (15.07.2023)
- Wäger, P., Schluep, M., Müller, E., & Gloor, R. (2012). RoHS regulated substances in mixed plastics from waste electrical and electronic equipment. *Environmental Science and Technology*, 46(2), 628–635. <https://doi.org/10.1021/es202518n>
- Wagner, S., & Schlummer, M. (2020). Legacy additives in a circular economy of plastics: Current dilemma, policy analysis, and emerging countermeasures. *Resources, Conservation and Recycling*, 158, 104800. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104800](https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104800)
- Warringa, G., Schep, E., Bergsma, G., & Bachaus, A. (2021). National tax on virgin plastics. Opportunities and impacts. CE Delft. <https://cedelft.eu/publications/national-tax-on-virgin-plastics-opportunities-and-impacts/>
- Weil, E. D., & Levchik, S. V. (2009). Flame retardants for plastics and textiles: Practical applications. In *Flame Retardants for Plastics and Textiles: Practical Applications*. <https://doi.org/10.3139/9783446430655>
- Wick, A., Jacobs, B., & Ternes, T. (2016). Phenol-Benzotriazole in Proben der Umweltprobenbank - Screening und Zeitreihen. In Bundesanstalt für Gewässerkunde. [https://www.umweltprobenbank.de/upb_static/fck/download/20160112_Abschlussbericht Phenol-Benzotriazole_final.pdf](https://www.umweltprobenbank.de/upb_static/fck/download/20160112_Abschlussbericht%20Phenol-Benzotriazole_final.pdf) (15.07.2023)
- Williams, R., Keeling, W., Petsinaris, F., Baron, Y., & Mehlhart, G. (2020). Supporting the evaluation of the Directive 2000/53/EC on end-of-life vehicles. 1–193.
- Wilts, H., von Gries, N., Dehne, I., Oetjen-Dehne, R., Buschow, N., & Sanden, J. (2016). Entwicklung von Instrumenten und Maßnahmen zur Steigerung des Einsatzes von Sekundärrohstoffen – mit Schwerpunkt Sekundärkunststoffe. 65, 346. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/entwicklung-von-instrumenten-massnahmen-zur>
- WIPAG. (2017). Closed loop compound - Die Lösung für eine innovative Kreislaufwirtschaft. https://www.albis.com/dam/jcr:a55e2ac9-828f-4cc6-85f8-641728fe7c16/WIPAG_ClosedLoop_DE_0420_WEB.pdf?cb=23.04.202011:47:58 (15.07.2023)
- WIPAG, & ALBIS. (2018). WIPAG a member of the ALBIS Group. https://circulareconomy.europa.eu/platform/sites/default/files/bsp_wipag_cl_ol_recycling_1_19en_s.pdf (15.07.2023)
- Woidasky, J., Auer, M., Schmidt, J., Kusch, A., Gasde, J., Lang-Koetz, C., Wiethoff, S., Sander, I., Schau, A., Richards, B. S., Turshatov, A., Busko, D., Treick, A., Wendler, P., Kirchenbauer, D., Wacker, D., Fuchs, F., & Moesslein, J. (2021). Tracer-Based-Sorting in der Verpackungs-Abfallwirtschaft. *Müll und Abfall*, 07, 371–378.
- Woidasky, J., & Stolzenberg, A. (2003). Verwertungspotenzial für Kunststoffteile aus Altfahrzeugen in Deutschland. . <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2280.pdf> (15.07.2023)
- Wolf, J., Brüning, R., Nellesen, Li., & Schiemann, J. (2017). Anforderungen an die Behandlung spezifischer Elektroaltgeräte unter Ressourcen- und Schadstoffaspekten. Abschlussbericht. Projektnummer 56146. UBA-FB 002547. <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

- Yu, Z., Lu, S., Gao, S., Wang, J., Li, H., Zeng, X., Sheng, G., & Fu, J. (2010). Levels and isomer profiles of Dechlorane Plus in the surface soils from e-waste recycling areas and industrial areas in South China. *Environmental Pollution*, 158(9), 2920–2925. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.06.003>
- Zarogiannis, P., & Nwaogu, T. (2010). Evaluation of Possible Restrictions on Short Chain Chlorinated Paraffins (SCCPs). Final Report prepared for the National Institute for Public Health and the Environment (RIVM) The Netherlands. July 2010.
- Zhang, B., He, Y., Huang, Y., Hong, D., Yao, Y., Wang, L., Sun, W., Yang, B., Huang, X., Song, S., Bai, X., Guo, Y., Zhang, T., & Sun, H. (2020). Novel and legacy poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) in indoor dust from urban, industrial, and e-waste dismantling areas: The emergence of PFAS alternatives in China. *Environmental Pollution*, 263, 114461. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114461>
- Zimmermann, D. T., Sander, K., Memelink, R., Knode, M., Freier, M., Porsch, L., Schomerus, T., Wilkes, S., & Flormann, P. (2022). Auswirkungen illegaler Altfahrzeugverwertung, Abschlussbericht. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/texte_129-2022_auswirkungen_illegaler_altfahrzeugverwertung_0.pdf
- Zotz, F., Bruijne, E. de, Fraunhofer, S., & Oexle, A. (2020). Beiträge zur Weiterentwicklung der EG-Abfallverbringungsverordnung. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/texte_144-2020_beitraege_zur_weiterentwicklung_der_eg-abfallverbringungsverordnung.pdf

A Anhang A – Rezyklateinsatz in EEG

Tabelle 68: Rezyklateinsatz in Neuprodukten (EEG)

Auflistung einiger Firmen die aktuell bereits aktiv mit dem Einsatz von Kunststoffrezyklaten werben. Diese Liste erhebt dabei keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

Hersteller*	Gerätekategorie	Produkt/ Modell	Rezyklat-einsatz [%]	Bauteil (+ Werkstoff)	Quelle
Philips	Haushaltskleingerät	z.B. Staubsauger: Green Performer Vacuum Cleaner	25 – 47 %	Abdeckungen (untere Vorder- und Rückseite, Kabelauslass, Rückwand, Staubschutz) aus rezyklierten PP	Phillips (kein Datum): Our approach to recycling. https://www.philips.com/a-w/about/sustainability/sustainable-planet/circular-economy/recycle.html (29.07.2020)
Philips	Haushaltskleingerät	z.B. Bügeleisen: Steam iron GC 37 series	30 %	Abdeckungen (Einlagen, Rückwand, Auffüllklappe...) und Innenteile (Behälterboden) aus rezyklierten PC, PBT, PP Homopolymer	Phillips (kein Datum): Our approach to recycling. https://www.philips.com/a-w/about/sustainability/sustainable-planet/circular-economy/recycle.html (29.07.2020)
Philips	Haushaltskleingerät	z.B. Kaffeemaschine: SENSEO Up	13 %	Bodenplatte aus 90 % rezyklierten ABS und Rahmen aus 40 % verstärkten PP	Phillips (kein Datum): Our approach to recycling. https://www.philips.com/a-w/about/sustainability/sustainable-planet/circular-economy/recycle.html (29.07.2020)
Philips	Haushaltskleingerät	z.B. Dampferzeuger: PerfectCare ECO Aqua	Keine Angabe	Abdeckungen (Gehäuse, Standboden, Halterung) aus rezyklierten PP, PBT, 90 % rezyklierten PIR, PCR; insgesamt 17 Teile mit recyceltem Kunststoff	Phillips (kein Datum): Our approach to recycling. https://www.philips.com/a-w/about/sustainability/sustainable-planet/circular-economy/recycle.html (29.07.2020)
AEG	Haushaltskleingerät	z.B. Staubsauger: Öko-Staubsauger-Serie z.B. VX9 ÖKO, VX6-9 ÖKO, LX7-9 ÖKO, CX7-8 ÖKO	55 – 70 %	Keine Angaben	AEG (kein Datum): AEG Öko-Staubsauger. https://www.aeg.de/local/promotions/oekosauger/ (29.07.2020)

Hersteller*	Gerätekategorie	Produkt/ Modell	Rezyklat-einsatz [%]	Bauteil (+ Werkstoff)	Quelle
Kärcher	Hochdruckreiniger	-	Keine Angabe	Ein Teil der Kunststoffverarbeitung bezieht sich auf Recycling-Polyamid, das für Stahlrohre eingesetzt wird.	Kärcher (kein Datum): Verantwortung für die Lieferkette und Produkte. https://www.kaercher.com/de/inside-kaercher/nachhaltigkeit/lieferkette-und-produkte.html (29.07.2020)
Grundig	Staubsauger, Waschmaschinen, Öfen	z.B. Bodyguard Staubsauger	90 %	Einsatz von Kunststoffen aus unterschiedlichen Quellen, wie Fischernetzen (für Öfen), Plastikflaschen (für Waschmaschinen).	Grundig (2018): Materialien für nachhaltige Haushaltsgeräte. https://www.grundig.com/de-de/presse-medien/news/plastik-in-neuer-mission-recycelte-materialien-fuer-nachhaltige-haushaltsgeraete (29.07.2020)
HP	IT und Telekommunikation	z.B. Laptop: Elite Dragonfly	50 % (auf Einzelteil bezogen)	Tastatur aus 50 % rezyklierten Plastik aus DVDs	Paben (2020): Recycled plastics used throughout HP's new laptop. https://resource-recycling.com/plastics/2020/01/22/recycled-plastics-used-throughout-hps-new-laptop/ (29.07.2020)
HP	IT und Telekommunikation	Drucker: HP ENVY; HP Tango; HP T1700-, Z6- und Z9 DesignJet-Serien	20- 30 %,	Keine Angaben	
HP	IT und Telekommunikation	HP Business-PCs und -Bildschirme enthalten im Schnitt 24 % recycelten Kunststoff.	24 %	Keine Angaben	
Lenovo	IT und Telekommunikation	z.B. Notebooks, Monitors, Desktops	10 -49 %	Aus PCC (post-consumer recycled content)	
Apple	IT und Telekommunikation	z.B. Smartphone: iPhone 11 Pro	35 % oder mehr	Verschiedene Komponenten aus rezykliertem Plastik	

Hersteller*	Gerätekategorie	Produkt/ Modell	Rezyklat-einsatz [%]	Bauteil (+ Werkstoff)	Quelle
Fairphone	IT und Telekommunikation	z.B. Smartphone: Fairphone 2	Keine Angabe	Keine Angabe	Fairphone (kein Datum): Recycling-Materialien sind bei uns in. https://www.fairphone.com/de/project/recycling-materialien/ (29.07.2020)
Samsung	Haushaltsgroßgerät e, IT und Telekommunikation , Unterhaltungselektronik	z.B. Kühlschränke, Waschmaschinen, Klimaanlage, Fernseher, Bildschirme, Handyladegeräte	Keine Angaben	Keine Angaben	Samsung (kein Datum): Bewahrung, längere Nutzung und Wiederverwendung. https://www.samsung.com/de/aboutsamsung/sustainability/environment/resource-efficiency/ (29.07.2020)

B Anhang B – Rezyklateinsatz in Fahrzeugen

Tabelle 69: Rezyklateinsatz in Fahrzeugen (ausgewählte Beispiele)

Hersteller	Modell	Angaben zum Rezyklateinsatz [%]	Basisjahr	Angaben zum Bauteil	Angaben zum Werkstoff/ Recyclingmaterial
Volvo	Alle neu zugelassenen Fahrzeuge ab 2025	Geplanter Rezyklateinsatz von mind. 25 %	Aussage von 2018	z.B. Lüfterhaube, Motorabdeckung, Gehäuse, Riemenabdeckung, Oberflächentextilien, Lampengehäuse, innere Heckklappe, Luftführung, Stoßfänger, Unterbodenplatte	Post Consumer Recyclates (PCR), PostIndustrial Recyclates (PIR)
Volvo	XC60 T8	Rezyklateinsatz bei über 60 kg der enthaltenen Kunststoffe	Aussage von 2018	v.a. Tunnelkonsole, Sitze, Unterdruckbehälter unter der Motorhaube, Motorhaubenabsorber	Tunnelkonsole v.a. aus erneuerbaren Fasern und Kunststoffen aus weggeworfenen Fischernetzen und Seeseilen Sitze v.a. aus recycelten Kunststoffflaschen Unterdruckbehälter v.a. recycelten Stoffen von Airbags Motorhaubenabsorber: Autositzen
Renault	Espace	ca. 20 %	2017	Gesamtes Fahrzeug	Keine Angabe
Renault	Alle neu zugelassenen Fahrzeuge	Geplanter Rezyklateinsatz von 15-20 %	2017	Gesamtes Fahrzeug	Keine Angabe
VW	Golf, Polo	100 % Kunststoffrezyklat in einigen Unterbodenschalen		Unterbodenschale einiger Fahrzeuge	Bestätigt durch Prüfzeugnisse von TÜV NORD

Hersteller	Modell	Angaben zum Rezyklateinsatz [%]	Basisjahr	Angaben zum Bauteil	Angaben zum Werkstoff/ Recyclingmaterial
VW	ID Sondermodelle	Rezyklateinsatz von bis zu 100% bei bestimmten Bauteilen	2021	z.B. Dachhimmel, Stoffe, Teppiche, Sitze, Türverkleidungen, Dekorflächen	z.B. Rezyklat aus PET-Flaschen (Einsatz im Modell ID.4: 140 PET-Flaschen zu 1,5 l)
BMW	Alle Fahrzeuge	Einsatz vorrangig in Teilen, welche nicht sicherheitsrelevant sind und sich nicht im direkten Sichtfeld befinden (z.B. Radhausschalen). Einsatz von Rezyklat bei 15-20 Gewichtsprozent möglich	2020	z.B. Radhausschalen, Kofferraumventilation, Träger der Mittelkonsole, Isolierungen	Definition von Rezyklat laut BMW: Rezyklat ist Material, das aus Altteilen gewonnen wird
BMW	BMW 7er	90 % recyceltem PUR-Schaum	2020	Isolierungen aus Flockverbundstoff u.a. für die Hutablage	Keine Angaben
Daimler/ Mercedes	A-Klasse / Mercedes Benz CLA	Einsatz des Werkstoffs Dinamica® (hochwertiges Rezyklatmaterial)	2018 / 2019	Einsatz im Fahrzeuginnenraum als Sitzbezug	Einsatz des Werkstoffs Dinamica®. Dinamica® ist ein Mikrofaserwerkstoff aus recyceltem Polyester (z.B. aus PET-Flaschen) und wasserbasiertem Polyurethan.
Daimler/ Mercedes	EQC	100 %	2019	Sitzbezug	Sitzbezug besteht aus recycelten PET-Flaschen

Hersteller	Modell	Angaben zum Rezyklateinsatz [%]	Basisjahr	Angaben zum Bauteil	Angaben zum Werkstoff/ Recyclingmaterial
Daimler/ Mercedes	E-Klasse	Insgesamt werden 72 Bauteile mit einem Gesamtgewicht von 54,4 kg anteilig aus rezyklierten Kunststoffen hergestellt	2016	Typisch: Radlaufverkleidungen, Kabelkanäle, Unterboden-verkleidungen	Überwiegend aus Polypropylen
Daimler/ Mercedes	S-Klasse	Insgesamt werden 51 Bauteile mit einem Gesamtgewicht von 49,7 kg anteilig aus hochwertigen rezyklierten Kunststoffen hergestellt	2020	Typisch: Radlaufverkleidungen, Unterboden-verkleidungen	Überwiegend aus Polypropylen
FCA Group	Fiat 500, Fiat Panda	Einsatz von SEAQUAL®	2020	Sitzbezüge	SEAQUAL® ist ein recyceltes Kunststoffgarn (Land/Meer)
FCA Group	-	39 Gewichtsprozent	2019	Benzintanks	-
Nissan	Bestsellern in Europa	11 %	2018	Gesamtes Fahrzeug	-

Quellen:

Volvo: <https://group.volvocars.com/news/sustainability/2018/volvo-aims-for-25-per-cent-recycled-plastics-in-cars-from-2025>, Zugriff 07.07.2020;

<https://www.volvocars.com/au/about/australia/i-roll-enewsletter/2021/october/model-retrospective-2018-recycled-plastics-volvo-xc60>, Zugriff 15.02.2022

Renault: <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/case-studies/short-loop-recycling-of-plastics-in-vehicle-manufacturing>, Zugriff 07.07.2020

VW: <https://www.volkswagen.de/de/besitzer-und-nutzer/wichtige-kundeninformationen/recycling.html>; Zugriff 07.07.2020

<https://geschaeftsbericht2011.volkswagenag.com/lagebericht/wertsteigerndefaktoren/umweltmanagement/umweltschonendeverfahren.html>;

https://www.volkswagenag.com/presence/nachhaltigkeit/documents/sustainability-report/2021/Nichtfinanzieller_Bericht_2021_d.pdf, Zugriff 25.05.2022

BMW: <https://www.bmw.de/de/topics/service-zubehoer/bmw-service/recycling.html>; Zugriff 07.07.2020

Daimler/Mercedes: <https://www.daimler.com/dokumente/nachhaltigkeit/produkt/daimler-umweltzertifikat-mb-a-klasse.pdf>; Zugriff 07.07.2020;

<https://www.daimler.com/dokumente/nachhaltigkeit/produkt/daimler-umweltcheck-mb-cla.pdf>; Zugriff 07.07.2020; <https://www.daimler.com/dokumente/nachhaltigkeit/produkt/daimler-umweltcheck-mb-egc-klasse-org.pdf>; Zugriff 07.07.2020; <https://www.daimler.com/nachhaltigkeit/umweltzertifikate/s-klasse.html>; Zugriff 07.07.2020

FCA Group: https://www.fcagroup.com/en-US/investors/financial_information_reports/sustainability_reports/sustainability_reports/FCA_2019_Sustainability_Report.pdf. Zugriff 07.07.2020.

Nissan: https://www.nissan-global.com/EN/DOCUMENT/PDF/SR/2019/SR19_E_All.pdf. Zugriff 07.07.2020.

C Anhang C – Glossar

Begriff	Definition
Chemisches Recycling	„Chemisches oder rohstoffliches Recycling bezeichnet die Umwandlung der Kunststoffpolymere in ihre Monomere bzw. chemischen Grundbausteine oder Basischemikalien, also die Depolymerisation mittels thermochemischer bzw. chemischer Prozesse, wobei bisher eine einheitliche, rechtlich bindende Definition fehlt.“ (Vogel et al., 2020, S. 8)
Duroplast	"Engmaschig vernetzter Kunststoff; durch Erwärmung nicht plastisch verformbar." (Wilts et al., 2016, S. 346)
Elastomer	"Weitmaschig vernetzter Kunststoff mit elastischen Eigenschaften." (Wilts et al., 2016, S. 346)
Erweiterte PST	Erweiterte Post-Shredder-Technologie (PST) zielt darauf ab, aus den Schredderfraktionen (SLF und SSF) neben den Metallfraktionen auch Kunststofffraktionen mittels geeigneter Verfahren so aus dem Output abzutrennen, dass ein hoher Anteil Kunststoffe hochwertig werkstofflich recycelt werden kann (Aigner et al., 2020)
Hochwertiges werkstoffliches Recycling	Bezeichnet die Form des Recyclings, bei der Kunststoffe durch mechanische Aufbereitung wiederverwertet werden. Die hohe Qualität der gewonnenen Rezyklate erlaubt die Substitution von Primärkunststoffe und den Einsatz im selben sowie in anderen Anwendungsbereichen. Dabei müssen die Qualitätsmerkmale des rezyklierten Materials (einschließlich des Schadstoffgehalts) den technischen Spezifikationen für die Zielanwendung entsprechen und dürfen das Eigenschaftsprofil in der Zielanwendung nicht wesentlich beeinträchtigen. Die technischen Spezifikationen umfassen sowohl Qualitätsanforderungen als auch rechtliche Anforderungen.
Nicht werkstofflich recycelbare Kunststoffe	„Nicht werkstofflich recycelbar“ sind vor dem Hintergrund dieses Forschungsvorhabens: - Kunststoffe, die entweder durch die Eigenschaften des Polymers, oder durch enthaltene Additive und Zuschlagstoffe nicht für ein gängiges Aufbereitungsverfahren geeignet sind, und - Kunststoffe, die Schadstoffe enthalten und somit aus rechtlichen Gründen nicht verarbeitet oder ihre Rezyklate nicht in Erzeugnissen eingesetzt werden dürfen, und - Mischungen und Verbunde aus (teilweise) werkstofflich recycelbaren Kunststoffen (und anderen Materialien), die nicht durch ein gängiges Sortier- bzw. Aufbereitungsverfahren zu sortenreinen Kunststoffen für ein werkstoffliches Recycling aufbereitet werden können, welche Primärkunststoffe ersetzen.
Post-Consumer-Abfälle	Post-Consumer-Abfälle sind Abfälle, die nach der Nutzungsphase in gewerblichen oder haushaltsnahen Bereichen durch den Endverbraucher erzeugt werden. Statistiken (z.B. von Conversio) zählen zu Post-Consumer-Abfällen auch Abfälle, die bei der Installation, dem Einbau, der Montage oder der Verlegung etc. anfallen (Conversio Market & Strategy GmbH, 2018)
Post-Industrial-Abfälle	Post-Industrial-Abfälle schließen Produktions- und Verarbeitungsabfälle mit ein. Dies sind Abfälle, welche bei Herstellung oder Verarbeitung von Kunststoffen anfallen und zur Aufbereitung den Betrieb oder die Produktionsstelle verlassen (Conversio Market & Strategy GmbH, 2018)
Post-Consumer-Rezyklat (PCR)	Rezyklat, gewonnen aus Post-Consumer-Abfälle.

Begriff	Definition
Post-Industrial-Rezyklat	Rezyklat, gewonnen aus Post-Industrial-Abfälle.
Recycling (Prozess)	„Recycling im Sinne dieses Gesetzes ist jedes Verwertungsverfahren, durch das Abfälle zu Erzeugnissen, Materialien oder Stoffen entweder für den ursprünglichen Zweck oder für andere Zwecke aufbereitet werden; es schließt die Aufbereitung organischer Materialien ein, nicht aber die energetische Verwertung und die Aufbereitung zu Materialien, die für die Verwendung als Brennstoff oder zur Verfüllung bestimmt sind.“ (§ 3 (25) KrWG)
Regranulat	"Im werkstofflichen Recycling werden die Kunststoffabfälle sortenrein getrennt und in einem Extruder zu Regranulaten umgeschmolzen. Das so entstandene körnige Regranulat dient in der Kunststoffverarbeitung zur Herstellung von Fertigprodukten." (Wilts et al., 2016, S. 346)
Rezyklat	"Als Rezyklate bezeichnet man Stoffe und Gegenstände, die ganz oder teilweise aus Materialien bestehen, die einem Recycling entstammen, also aus aufbereitetem Altmaterial hergestellt sind." (Wilts et al., 2016, S. 346)
Rezyklatgehalt	Masseanteil eines Recycelten Materials an einem Material oder einem Produkt
Werkstofflich recycelbare Kunststoffe	Als „werkstofflich recycelbar“ werden im Rahmen dieses Forschungsvorhabens solche Kunststoffe bezeichnet, die rein sortiert durch mechanische und thermoplastische Aufbereitungsverfahren nach dem Stand der Technik (inkl. Der mechanischen/physikalischen Aufbereitung bsp. von Duroplasten) verwertet werden können und deren Inverkehrbringen als Rezyklat nicht aufgrund von geltenden Stoffbeschränkungen ausgeschlossen ist.
Werkstoffliches Recycling	„Hierunter werden Recyclingverfahren gefasst, bei denen die Polymerstruktur nicht wesentlich verändert wird und der Kunststoff als Material erhalten bleibt.“ (Vogel et al., 2020, S. 7) Es bezeichnet somit die stoffliche Wiederverwertung von Kunststoffen durch die Aufbereitung zu Sekundärrohstoffen, die wiederum für die Herstellung neuer Kunststoffprodukte eingesetzt werden können. Kunststoffe, die nicht sortenrein vorliegen, können von Recyclern oftmals nur zu Materialien einer niedrigeren Qualität verarbeitet werden. (Jetzke, Richter, 2020)

D Anhang D – Analytische Methoden der Ergebnistabellen

(A) Probenahme und Durchführung

Recycling hochgefüllter Polyolefine aus separat geschredderter weißer Ware

Sammlung und Aufschluss von 108 t erstbehandelter weißer Ware wurden durch einen Großschredderbetrieb durchgeführt. Die Beprobung erfolgte vor Ort und umfasste 114 kg SSF_{<20mm} und 78 kg SLF_{<12mm}.

Über Siebfraktionierung wurden aus 1,3 kg der SLF_{<12mm} die Fraktionen SLF_{<5mm} und Siebfraktion SLF_{5-12mm} gewonnen. Analog dazu wurden aus 50 kg der SSF_{<20mm} die Siebfraktionen SSF Fein_{<5mm} und SSF_{5-20mm} gewonnen.

Schwere Materialien der SSF_{5-20mm} wurden über einen Dichttrennschnitt von 1,3 g/cm³ in einer Salzlösung über die Schwerfraktion abgetrennt, um hochgefüllte Polyolefine mit einer Dichte $\rho < 1,3 \text{ g/cm}^3$ in der Leichtfraktion für die nachgeschaltete spektroskopische Sortierung anzureichern.

Vom schwereren Sortierrest der Dichttrennung wurden 136 g manuell nachsortiert, um die Partikel nach optischen Kriterien den Sortierfraktionen Kunststoffe, Metalle, Glas & Steine und Kabeln zuzuordnen.

Die spektroskopische Sortierung über laserinduzierte Floreszenzspektroskopie erfolgte für 13 kg durch einen Industriepartner.

Die spektroskopisch sortierten Polyolefine wurden in Wasser dichtefraktioniert, um gefüllte Polyolefine anschließend selektiv im CreaSolv® Prozess herauszulösen und über Sedimentation die Füllstoffe abzureichern. Selektive Extraktion im CreaSolv® Prozess wurde außerdem eingesetzt, um den Polyolefinanteil der SLF Fein_{<5mm} zu ermitteln.

Die Polyolefinfraktion der spektroskopischen Sortierung wurde durch einen Industriepartner (Compounding) bewertet.

Alle Massen wurden bilanziert.

Trockenmechanische Sortierung von EAG-Kunststoffen der Sammelgruppe 5

Die Beprobung der Inputfraktionen erfolgte aufgrund der Partikelgröße (WEEEsense-Input: ganze, manuell erstbehandelte Geräte) erst nach der ersten XRT-Sortierung hinter dem maschinellen Aufschluss, der Siebung und einer spektroskopischen Leiterplattensortierung. Die Inputanalyse erfolgte somit über Rückvermischung der XRT-1-Sortierfraktionen.

Die 79 kg aufgeschlossenen, metallentfrachteten, kunststoffreichen Siebfraktionen > 10 mm wurden vorab aus 104 kg Haushaltskleingeräten und 396 kg Geräten der Unterhaltungselektronik gewonnen und stellen den Input der hier dargestellten Prozesskette dar. Mittels XRT-1-Sortierung wurde in eine bromarme und eine bromreiche Fraktion sortiert. Die Beprobung der XRT-1-Fractionen erfolgte durch zeitversetzte Probenahme während des Betriebs aus einem Input von insgesamt 78 kg. Die bromarmen Sortierfraktionen wurden vereint und es wurden 4 Zielkunststofffraktionen über laserinduzierte Fluoreszenzspektroskopie angereichert: ABS, PS, PC+PC/ABS und eine Recovery-Fraktion. In der Recoveryfraktion wurden die Zielkunststoffe ABS, PS, PC+PC/ABS gesammelt aus dem Sortierrest angereichert, um Ausbeuten zu erhöhen.

Da Polyolefine keinen Zielkunststoff im WEEEsense-Projekt darstellten, wurden sie aus dem Sortierrest der spektroskopischen Kunststofftypensortierung Laser-1 über einen Dichttrennschnitt bei 1,0 g/cm³ in der Leichtfraktion angereichert.

Aus den Laser-1-Sortierfraktionen ABS, PS und Recovery wurden über eine weitere XRT-2-Sortierung nochmals bromierte Partikel abgereichert.

Für den abschließenden Sortierschritt Laser-2 wurden die bromarmen Fraktionen nachzerkleinert, um die Zielkunststoffe ABS, PC+PC/ABS, PS und Polyolefine über laserinduzierte Fluoreszenzspektroskopie nachzureinigen.

Die Mahlgutfraktionen ABS, PS und Polyolefine wurden regranuliert und durch einen Industriepartner bewertet.

Alle Massen wurden bilanziert.

Werkstoffliches Recycling von Kunststoffen aus Kraftstofftanks

Die zufällige Auswahl, Trockenlegung und manuelle Demontage von 10 Kraftstofftanks (insgesamt 77 kg) wurde durch einen zertifizierten Demontagebetrieb durchgeführt.

Mittels Druckluftsäge wurden behälterfremde Bauteile abgetrennt.

Die Behälterkunststoffe wurden von einem Industriepartner auf < 8 mm und eine Teilfraktion wurde am Fraunhofer IVV weiter auf < 3 mm zerkleinert.

Die Fraktion < 8 mm wurde mittels IRD-Technologie in Kombination mit anschließender 2-stündiger thermischer Behandlung durch einen Technologiehersteller deodoriert und anschließend vakuumextrudiert, um die Abreicherung flüchtiger Bestandteile zu erhöhen.

Die Fraktion < 3 mm wurde nur über die IRD-Technologie in Kombination mit thermischer Behandlung aufgereinigt. Eine Probenahme erfolgte nach 20-minütiger Behandlung im Infrarotdrehrohr.

Die Massen wurden auf Partikelebene erfasst.

Werkstoffliches Recycling von Polyolefinen der SSF-Metallrückgewinnung

Durch einen Industriepartner wurde eine Polyolefinreiche Sortierfraktion der Restmetallrückgewinnung zur weiteren Sortierung bereitgestellt. Diese wurde auf < 16 mm nachzerkleinert und zur Polyolefinanreicherung und -aufreinigung mittels laserinduzierter Fluoreszenzspektroskopie zweistufig sortiert.

Die erzeugte Polyolefinfraktion wurde über einen Dichtentrennschnitt bei 1,0 g/cm³ in eine Leicht- und eine Schwerfraktion getrennt, um den Anteil gefüllter und faserverstärkter Polyolefine zu bestimmen.

Die Leichtfraktion < 1,0 g/cm³ wurde durch einen Industriepartner regranuliert und bewertet. Die sortierte Menge der Polyolefine mit einer Dichte von $\rho > 1,0 \text{ g/cm}^3$ reichte für eine Regranulierung nicht aus. Die hier dargestellte Prozesskette wurde daher analog für eine neue Inputfraktion angewendet, um gefüllte Polyolefine für die mechanische Ausprüfung und Regranulierung sowie für die CreaSolv®-Versuchsreihe herzustellen.

Parallel zur trockenmechanischen Sortierung der Polyolefine, wurde überprüft, ob über den CreaSolv®-Prozess eine Abreicherung des Füllstoff- und Fasergehalts erfolgen kann. Die Polyolefine wurden durch die Einstellung selektiver Prozessparameter herausgelöst und nach 30-minütiger Sedimentation wurde der Überstand dekantiert. Das Polyolefinprodukt wurde aus dem Überstand über Fällung und Trocknung zurückgewonnen.

(B) Experimentelle Methoden

Zerkleinerung

Schneidmühle – Modell: Wanner Technik GmbH, Typ C13.20SV

Schneidmühlen werden zur Vorzerkleinerung von mittelharten bis weichen und elastischen Materialien verwendet. Dabei fällt das Material durch einen Trichter in den Mahlraum und wird dort zerkleinert. Im unteren Teil des Mahlraums befindet sich ein ausgewähltes Sieb (15 mm) – nur Material, das die gewünschte Feinheit erreicht hat, fällt dann in den Auffangbehälter. Bei der Zerkleinerung wurde darauf geachtet, dass keine Metallteile in die Schneidmühle gelangen, diese wurden vor der Zerkleinerung händisch entfernt.

Siebanalyse

Vibrationssiebmaschine – Modell: Retsch, AS 200 Basic

Mit Hilfe einer Vibrationssiebmaschine wurde der Feinanteil der Inputmaterialien ausfindig gemacht. Folgende Siebschnitte wurden eingesetzt:

- ▶ 5 mm
- ▶ 10 mm

Dichtentrennung

Für eine Dichtefraktionierung wurden einige Tropfen Spülmittel zu Wasser hinzugegeben, um die Oberflächenspannung der Partikel während der Dichtentrennung zu reduzieren. Folgende Dichten wurden durch Herstellung von salzigen Lösungen eingestellt:

- ▶ $\rho = 1,0 \text{ g/cm}^3$
- ▶ $\rho = 1,1 \text{ g/cm}^3$
- ▶ $\rho = 1,3 \text{ g/cm}^3$

Analysen

Für die Analytik erzeugter Sortierfraktionen wurden Dynamische Differenzkalorimetrie (DSC) und Fourier Transform Infrarotspektroskopie (FTIR) eingesetzt.

DSC – Modell Mettler Toledo – DSC3

DSC ist ein Verfahren der thermischen Analyse zur Messung von abgegebener oder aufgenommener Wärmemenge einer Probe bei Aufheizung, Abkühlung oder einem isothermen Prozess. Sie eignet sich im Besonderen zur Analyse von Polyolefinen, die spezifische Schmelztemperaturen aufweisen und anteilsproportionale Peaks in der DSC erzeugen.

FT-IR – Modell Perkin Elmer – Spectrum One

Ein Perkin Elmer FTIR-Spektrometer mit abgeschwächter Totalreflexion (ATR) wurde zur Einzelkornanalyse eingesetzt.

Analytische Methoden und Ergebnistabellen

Analyten

Insgesamt wurden acht verschiedene Schadstoffgruppen betrachtet, denen jeweils bis zu 18 Einzelsubstanzen zugeordnet. Schadstoffgruppen und Einzelsubstanzen sind in nachfolgender Tabelle gelistet.

Tabelle 70: Analytische Methoden: Schadstoffgruppen und Einzelsubstanzen

Röntgenfluoreszenzanalyse	Bromierte Flammschutzmittel (BFR)	Chlorierte Flammschutzmittel (CFR)	Phosphorisierte Flammschutzmittel (PFR)	Endokrine Substanzen	PFAS	PAK	VOC
Magnesium (Mg)	BDE 47	Anti-Declorane Plus	Tris(2-chlorethyl)phosphat	Bisphenol A	PFBA	Naphthalin	Benzol
Silizium (Si)	BDE 99	Syn-Declorane Plus	Tris(2-chlorpropyl)phosphat (Mixt of Isomers)	DiBP	PFPeA	Acenaphthylen	Toluol
Kalzium (Ca)	BDE 100		Tri(iso)butylphosphat	DBP	PFHxA	Acenaphthen	Xylol
Phosphor (P)	BDE 183		Triphenylphosphat	BBP	PFHpA	Fluoren	Ethylbenzol
Chlor (Cl)	BDE 197		Tris(2-butoxyethyl)phosphat	DEHP	PFOA	Phenanthren	VOC-Toluol-Äquivalente
Chrom (Cr)	BDE 196		Diphenyl(ethylhexyl)phosphat		PFNA	Anthracen	
Brom (Br)	BDE 206		Tris(2-ethylhexyl)phosphat		PFDA	Fluoranthren	
Cadmium (Cd)	BDE 207				PFUDA	Pyren	
Blei (Pb)	BDE 209				PFDoA	Benzo[a]anthracen	
Quecksilber (Hg)	Decabromdihenylethan DBDEthan				PFBS	Chrysen	
	Tetrabrombisphenol A				PFHxS	Benzo[b]fluoranthren	
	1,2-Bis(2,4,6-tribromphenoxy)ethan				PFOS	Benzo[k]fluoranthren	
					PFDS	Benzo[j]fluoranthren	
					Analyse der Substanzen jeweils vor und nach einer chemischen Oxidation	Benzo[e]pyren	
						Benzo[a]pyren	
						Indeno[1,2,3-cd]Pyren	
						Dibenz[a,h]anthracen	
						Benzo[g,h,i]Perylen	

Proben

Polyolefinrecycling aus Schredderrückständen von Haushaltsgroßgeräten

Inputfraktion

- SSF < 20 mm

Nebenfraktionen

- SSF Fein < 5 mm
- Sortierrest Laser
- Sortierrest Dichte

Zielfraktionen

- Styrol(co-)polymere
- Polyolefine

Kunststoffrecycling aus Schredderrückständen der EAG-Sammelgruppe 5

Inputfraktionen

- ▶ Kunststoffe > 10 mm aus Geräten der Unterhaltungselektronik
- ▶ Kunststoffe > 10 mm aus Haushaltskleingeräten

Nebenfraktionen

- ▶ XRT1 – Kunststoffe Br-reich aus Unterhaltungselektronik
- ▶ XRT1 – Kunststoffe Br-reich aus Haushaltskleingeräten
- ▶ XRT2 - Recovery Br-reich
- ▶ XRT2 – ABS Br-reich
- ▶ XRT2 – PS Br-reich

Zielfraktionen

- ▶ PC/ABS
- ▶ ABS
- ▶ PS
- ▶ Polyolefine

Polyethylenrecycling aus Kfz-Tanks

Inputfraktion

- ▶ 10 Kunststoffkraftstoffbehälter

Zwischenfraktionen

- ▶ 8 mm, IRD > 2h + Vakuumextrusion
- ▶ 3 mm, IRD < 30 min

Zielfraktionen

- ▶ 8 mm, IRD > 2h + Vakuumextrusion + Regranulierung
- ▶ 3 mm IRD > 2h + Regranulierung

Polyolefine aus Schredderrückständen

Nebenfraktionen

- ▶ Sortierrest 1
- ▶ Sortierrest 2

Zielfraktionen

- ▶ Polyolefin Mahlgut $\rho < 1,0 \text{ g/cm}^3$

Polyolefin Mahlgut $\rho > 1,0 \text{ g/cm}^3$

Methoden

Die Proben der verschiedenen Versuchsreihen wurden gemäß folgendem Analysenplan verschiedenen Analysenmethoden zugeführt. Die Analysen wurden standardmäßig als Dreifachmessungen durchgeführt.

Röntgenfluoreszenzanalytik

Zur Identifizierung typischer Kunststoff-Additive (bromierte, chlorierte und phosphorbasierte Flammenschutzmittel, Antimontrioxid, Füllstoffe), Kunststoffe (PVC) und Schwermetalle wurde die Röntgenfluoreszenzanalyse als Screening-Schritt eingesetzt.

Für die energiedispersive RFA (EDRFA) wurden drei Teilproben in Kunststoffküvetten gefüllt, die mit einer 12 µm dicken Prolene®-Folie ausgekleidet waren, und einer Messung mit einem Spectro XEPOS desk RFA-Gerät unter Verwendung der Standardmethode für Kunststoffe unterzogen. Die LODs der EDRFA-Methode liegen bei diesem Aufbau unter 5-10 ppm.

Bromierte und chlorierte Flammenschutzmittel

Das Probenmaterial wurde in 50 ml Zentrifugenröhrchen zusammen mit 10 ml Toluol (destillierte Qualität) eingewogen. Die Extraktion wurde 15 Stunden lang auf einem Orbitalschüttler (175 U/min) durchgeführt. Nach 10-minütiger Zentrifugation bei 15.000 U/min wurde ein Aliquot von 1 ml des Überstands entnommen und in einen 10-ml-Messkolben überführt. Der Kolben wurde zuvor mit etwa 8 ml n-Hexan (Pestizidqualität) gefüllt, dem der Toluol-Extrakt tropfenweise zugegeben wurde, um die Ausfällung der gelösten Polymere sicherzustellen. Der Kolben wurde dann vollständig mit n-Hexan bis zur Marke aufgefüllt. Das gesamte Toluol/n-Hexan-Gemisch wurde dann durch Spritzenfilter (PTFE-Membran, 0,45 µm) filtriert. Ein Aliquot des filtrierten Extrakts wurde dann für die HBCDD-Analyse mittels LC-MS (Thermo TSQ Quantum LC-MS-MS, neg mode, ESI, SRM; Säule: EVO C18) entnommen. Der Rest des Toluol-/n-Hexan-Extrakts wurde durch Zugabe von 1 g mit 44 %iger Schwefelsäure imprägniertem Kieselgel gereinigt. Zur Bestimmung von TBBPA und BTBPE wurde ein Aliquot des gereinigten Extrakts für die GC-ECD Analyse separiert.

Für die GC-MS-Analyse wurde nach der Sedimentation des Kieselgels ein Aliquot von 100 µl entnommen, dem die internen Standardsubstanzen (13C-markiertes Anti-Dechloran und 13C-markierte PBDEs) zugesetzt wurden. Die verwendete GC-MS-Methode basierte auf einer vereinfachten GC-MS-Methode für bromierte Flammenschutzmittel, die vom National Institute for Environmental Studies, Japan, vorgeschlagen wurde. Das verwendete Gerät war ein Quadrupol-MS (Shimadzu QP2010 MS) ausgestattet mit einer kurzen Chromatographiesäule (DB-5HT, 5 m x 0,25 mm x 0,1 µm, Agilent J&W). Die Detektion erfolgte im Einzelionenmodus an substanzspezifischen Massenfragmenten. Die Quantifizierung stützte sich sowohl auf isotope markierte interne Standardsubstanzen als auch auf externe Kalibrierstandards.

Für die ECD-Analyse wurde nach der Sedimentation des Kieselgels ein Aliquot von ca. 1 ml entnommen. Einige Proben mussten mit n-Hexan verdünnt werden, um in die Kalibrierung zu passen. Bei der verwendeten GC-ECD-Methode handelte es sich um eine firmeninterne Methode zur Bestimmung einer Reihe von Flammenschutzmitteln. Das verwendete Gerät war ein Shimadzu GC-ECD mit einer 15 m DB-5-Säule. Für die Quantifizierung wurde eine externe Kalibrierung verwendet.

Phosphorbasierte Flammenschutzmittel

Die gelieferten Proben wurden, entsprechend der unten aufgeführten Methode, mittels überkritischer Lösemittel-extraktion extrahiert. Von den Extrakten wurde jeweils ein Aliquot von 500 µl entnommen und mit 500 µl H₂O (< 0.055 µS/cm) gemischt. Die Mischung wurde durch 0.22 µm Nylonfilter filtriert und vor der Messung noch um den Faktor 1:20, 1:200, 1:2000 und 1:20000 verdünnt.

Extraktionsbedingungen (ASE 200):

- ▶ Lösemittel: Methanol (Ultra LCMS grade);
- ▶ Temperatur: 120 °C;
- ▶ Druck: 100 bar;
- ▶ Anzahl Zyklen: 3; und
- ▶ Dauer Zyklus: 15 Minuten.

Die qualitative und quantitative Bestimmung der Phosphor Flammschutzmittel erfolgte, nach chromatographischer Auftrennung über ein HPLC-System (Waters Alliance 2695), durch die Verwendung eines niedrig auflösenden Massenspektrometers (Waters Quattro Ultima Platinum) im beheizten Gasstrom im positiven Elektrospraymodus.

Die Quantifizierung erfolgte über externe Standardlösungen.

Tabelle 71: MRM-Übergänge der Phosphor Flammschutzmittel

Substance	CAS Nr.	Parent ION (m/z)	Daughter ION1 (m/z)	Daughter ION 2 (m/z)
Tri(iso)butylphosphate	126-71-6	267,1	99,1	155,1
Tris(2-chlorethyl)phosphate	115-96-8	284,9	99,1	222,9
Triphenylphosphosphate	115-86-6	326,9	77,3	152,1
Tris(2-chlorpropyl)phosphate (Mixture of Isomers)	13674-84-5	326,9	99,1	250,9
Diphenyl(ethylhexyl)phosphate	1241-94-7	363,0	251,0	-
Tris(2-butoxyethyl)phosphate	78-51-3	399,1	101,3	299,1
Tris(2-ethylhexyl)phosphate	78-42-2	435,0	99,1	210,9

Endokrine Substanzen

Bisphenol A

Es wurden ca. 200 mg der vorliegenden Probe in ein vorgespültes 25 ml-Vial eingewogen und mit 10 µL der internen Standardsubstanz 13C12-Bisphenol A versetzt. Anschließend erfolgte die Zugabe von 20 ml Toluol (dest. Qualität). Die Proben wurden gevortext und verblieben 20 h auf dem Schüttler und weitere 2 h im Ultraschallbad. Aus der Lösung wurden 1000 µL Extrakt entnommen und mit 4 ml Methanol (LC-MS) versetzt. Bei den Proben #22817, #22825, #22830, #22831, #22833 und #22834 wurden abweichend 1000 µL entnommen und mit 19 ml MeOH (LC-MS) gefällt. Die gefällten Proben wurden über einen 0,22 µm PTFE-Filter der Fa. WICOM in ein gespültes Vial überführt und im N₂-Strom bis zur Trockene eingeblasen. Dann erfolgte die Zugabe von 500 µL AcN. Die Proben wurden gevortext und verblieben 5 min im U-Bad. Abschließend erfolgte die Zugabe von 500 µL TKA-H₂O und die Proben wurden nochmals über einen 0,22 µm PTFE-Filter der Fa. WICOM in das Messvial überführt.

Die quantitative Bestimmung von Bisphenol A erfolgte gemäß der akkreditierten Fraunhofer IVV Methode PA_M_1.631. Es erfolgte eine Doppelinjektion pro Probe. Hierbei werden die Extrakte sowohl gegen externe Standardlösungen, als auch gegen den internen Probenaufbereitungsstandard (13C12-Bisphenol A) vermessen. Die Ionisierung erfolgt durch Chemische Ionisation bei Atmosphärendruck (APCI-Quelle). Die chromatographische Trennung

der Probenextrakte erfolgte auf einer Restek Raptor (2.7 µm, 50 x 2 mm; 40 °C) Trennsäule. Zur Identifizierung und Quantifizierung wurde ein LC-Tandem-Massenspektrometer (Thermo TSQ Quantum Ultra AM) im MRM-Modus unter Verwendung der substanzspezifischen Massenübergänge (siehe nachfolgende Tabelle) verwendet.

Tabelle 72: Bestimmung von Bisphenol A

	CAS Nr.	Parent ION (m/z)	Daughter ION (m/z)
Bisphenol A	80-05-7	227,1	212,1* + 133,1

Phthalate

Es wurden ca. 200 mg der vorliegenden Probe in ein vorgespültes 25 ml-Vial eingewogen und mit 8 µL der internen Standardsubstanz (D4-DOP) versetzt. Anschließend erfolgte die Zugabe von 20 ml Toluol (dest. Qualität). Die Proben wurden gevortext und verblieben 20 h auf dem Schüttler und weitere 2 h im Ultraschallbad.

0,5 ml des Extraktes wurden in 9,5 ml einer n-Hexan (dest. Qualität) n-Hexan getropft und über Nacht im Kühlschrank gelagert, um ausgefallenes Polymer sedimentieren zu lassen. 5 ml des Überstandes wurden dann auf 0,5 ml eingengt und mit jeweils 4 µl der internen Standards D4-DEHP und D4-DBP versetzt. 2 µl dieser Lösung wurde dann in ein niedrigauflösendes GC-MS (Shimadzu QP5000) injiziert und dort im Einzelionenmodus auf phthalattypische Fragmentmassen analysiert. Die Quantifizierung erfolgt über die zugesetzten Deuterium-dotierten internen Standards.

Perfluorierte Substanzen (Perfluoralkylsubstanzen PFAS)

Die Proben wurden zweimal aufbereitet, einmal vor und einmal nach einer chemischen Oxidation. Dadurch wird zunächst der in der Originalprobe vorliegende PFAS analysiert. Durch die chemische Oxidation werden dann evtl. noch PFAS aus Vorläufersubstanzen nachgebildet. Diese Analysen weisen demnach bei einem signifikanten Unterschied zur Ursprungsprobe auf polyfluorierte Vorläuferverbindungen mit PFAS-Bildungspotenzial hin.

3 g des Probenmaterials wurden mit 30 ml Methanol 1 Stunde lang im Ultraschallbad extrahiert. Nach 10-minütiger Zentrifugation bei 10000 U/min wurde der Extrakt in zwei gleiche Aliquote aufgeteilt.

Ein Aliquot wurde mit Wasser verdünnt, IS-Standard (isotopisch markierte PFBA, PFHxA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUDA, PFDoA, PFOSA und PFOS) hinzugefügt und der Extrakt mit SPE (Chromabond PFAS 300 mg/6ml) gereinigt und konzentriert. Das Eluat wurde mittels LC-MS analysiert (MS: Waters LC Quattro Ultima Platinum, LC-MS/MS, neg mode, ESI, MRM; Säule: Phenomenex Kinetex F5) auf Perfluoralkylsubstanzen untersucht.

Das zweite Extraktaliquot wurde unter leichtem Stickstoffdampf eingedampft im sogenannten Top Assay chemisch oxidiert. Für den Top-Assay wurden dem Rückstand Wasser, Natriumhydroxid 10 M Lösung und Kaliumpersulfat zugesetzt, gut gemischt und die Lösung 6 Stunden lang bei 85°C oxidiert. Nach Zugabe von Ameisensäure auf einen pH-Wert zwischen 6 und 8 und des internen Standards wurde die Probe gereinigt und mit SPE (Chromabond PFAS 300 mg/6ml) konzentriert. Das Eluat wurde mittels LC-MS auf Perfluoralkylsubstanzen analysiert.

Die qualitative und quantitative Bestimmung der perfluorierten Tenside erfolgte, nach chromatographischer Auftrennung über ein UPLC-System (Waters Acquity UPLC), durch die Verwendung eines niedrig auflösenden Massenspektrometers (Waters Quattro Ultima Platinum).

Die Quantifizierung stützte sich sowohl auf isotonenmarkierte interne Standardsubstanzen als auch auf externe Kalibrierstandards.

Polyaromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Es wurden ca. 200 mg der vorliegenden Proben in vorgespülte 25 ml-Vial eingewogen. Anschließend erfolgte die Zugabe von 20 ml Toluol (dest. Qualität). Die Proben wurden gevortext und verblieben 20 h auf dem Schüttler und weitere 2 h im Ultraschallbad. Aus den Lösungen wurde jeweils ein Volumen von 500 µL entnommen und mit 9,5 ml n-Hexan (dest. Qualität) versetzt. Die Polymermatrix wurde dabei ausgefällt. Ein Teilvolumen von 5 ml dieser Fällungen wurde mit einem isotonenmarkierten PAK-Standard-Mix (interner Standard) dotiert und anschließend mittels Festphasenextraktion (Solid Phase Extraction; SPE) für die Analyse aufbereitet (SPE-Säule: Typ Strata SI-1 Silica; 55 µm, 70 Å; Phenomenex®). Die SPE-Eluate wurden unter einem Stickstoffstrom auf 1 ml Endvolumen eingeeengt und mittels GC-MS gemessen.

Die quantitative Bestimmung der PAK erfolgte gemäß der akkreditierten Fraunhofer IVV Methode PA 1.601 in der überarbeiteten Fassung Version 5.01 (05/19).

Der Gehalt an PAK in den Extraktionslösungen wurde durch Messung mit einem niederauflösenden Massenspektrometer (Shimadzu GC-MS QP 2010 Plus) im Single Ion Monitoring (SIM)-Modus bestimmt. Die Quantifizierung erfolgte über deuterierte Standardsubstanzen als interne Standards gegen eine externe Kalibrierung.

Volatile organische Substanzen (VOC)

BTEX

Die Analyse erfolgte nach der Fraunhofer IVV Methode 1.644 "Bestimmung von Restlösemitteln (DCM, n-Hexan) in Kaugummirohmasse mittels Headspace GC" 2018-10, akkreditiert: DIN EN 13628-1 2003-01).

Eine repräsentative Menge (0,2 g bis 1,0 g) der Probe wurde in kleine Stücke geschnitten und in ein Headspace-Fläschchen eingewogen.

Die Analyse erfolgte mittels Headspace GC-FID (Perkin Elmer TurboMatrix 40)

- ▶ Probentemperatur: 120°C
- ▶ Thermostatisierungszeit: 60 min
- ▶ Transfertemperatur: 140°C
- ▶ Injektionszeit: 0.05 min
- ▶ Säule: Rxi®-624 Sil MS (60 m x 0.32 mm x 1.8 µm)
- ▶ Temperaturprogramm: 35°C (6 min), 5 K/min auf 120°C, 10 K/min auf 260°C (10 min)
- ▶ Trägergas: Helium

Toluoläquivalente

Eine repräsentative Menge (0,2 g bis 1,0 g) der Probe wurde in kleine Stücke geschnitten und in ein Headspace-Fläschchen eingewogen.

Die Analyse erfolgte mittels Headspace GC-FID (Perkin Elmer AutoSystem XL). Das Toluoläquivalent ergibt sich aus dem Verhältnis der Gesamtfläche des Proben-Chromatogramms und des Toluolstandard-Chromatogramms.

- ▶ Probentemperatur: 150°C
- ▶ Thermostatisierungszeit: 60 min
- ▶ Transfertemperatur: 155°C
- ▶ Injektionszeit: 0.02 min
- ▶ Säule: ZB-1HT (30 m x 0.25 mm x 0,25 µm)
- ▶ Temperaturprogramm: 50°C (4 min), 20 K/min auf 320°C (5 min)
- ▶ Trägergas: Helium

4. Ergebnisse

Die Ergebnisdarstellung erfolgt tabellarisch.

„n.a.“ weist auf nicht analysierte Proben. Lagen Probengehalte unterhalb der Bestimmungsgrenze, wird in den Tabellen „nicht bestimmt“ (n.b.) und die Nachweisgrenze (z.B. <10) angegeben. Wurden für einzelne Parameter in keiner Probe Werte oberhalb der Bestimmungsgrenze bestimmt, wurden diese Parameter der Parametergruppen nicht zum Teil nicht in den Tabellen angegeben, Leitparameter sind aber in allen Fällen gelistet. In diesen Fällen lag der Gehalt in allen Proben der Tabelle unter der Bestimmungsgrenze.

Versuchsreihe Polyolefinrecycling aus Schredderrückständen von Haushaltsgroßgeräten

Tabelle 73: Ergebnisse Versuchsreihe Polyolefinrecycling aus Schredderrückständen von Haushaltsgroßgeräten

Beschreibung	Mg [mg/kg]	Si [mg/kg]	Ca [mg/kg]	P [mg/kg]	Cl [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Br [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Hg [mg/kg]	BPA [mg/kg]	DiBP [mg/kg]	DBP [mg/kg]	BBP [mg/kg]	DEHP [mg/kg]
Inputfraktion															
SSF<20mm	1.495	33.280	212.900	53	1.798	1.009	643	n.b. <5	954	n.b. <5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Nebenfraktionen															
Feinfraktion < 5 mm	1.670	30.227	139.200	78	2.061	764	55	n.b. <5	1.054	n.b. <5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Sortierrest Laser	2.063	8.425	13.440	454	635	54	963	n.b. <5	26	n.b. <5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Sortierrest Dichte	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Zielfractionen															
Styroll(co-)polymere	134	1.038	2.995	142	648	79	136	12	8	n.b. <5	16	n.b. <2,5	5	n.b. <5,6	27
Polyolefine	2.252	9.516	29.960	104	16	111	442	n.b. <5	12	n.b. <5	3	n.b. <2,5	n.b. <2,5	n.b. <5,6	48

Beschreibung	HBCD [mg/kg]	TBBPA [mg/kg]	BTBPE [mg/kg]	Deca- BDEthan [mg/kg]	BDE-47 [mg/kg]	BDE-99 [mg/kg]	BDE-100 [mg/kg]	BDE-183 [mg/kg]	BDE-197 [mg/kg]	BDE-196 [mg/kg]	BDE-207 [mg/kg]	BDE-206 [mg/kg]	BDE-209 [mg/kg]	De- chlorane [mg/kg]
Inputfraktion														
SSF<20mm	n.b. < 5	11	n.b. < 5	n.b. < 10	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Nebenfraktionen														
Feinfraktion < 5 mm	n.b. < 5	n.b. < 5	9	n.b. < 10	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.b. < 10	n.a.
Sortierrest Laser	n.b. < 5	222	229	184	n.b. < 5	n.b. < 5	n.b. < 5	n.b. < 20	n.b. < 20	n.b. < 20	n.b. <50	n.b. <50	482	n.b. <20
Sortierrest Dichte	n.b. < 5	n.b. < 5	n.b. < 5	n.b. < 10	n.b. < 5	n.b. < 5	n.b. < 5	n.b. < 20	n.b. < 20	n.b. < 20	n.b. <50	n.b. <50	n.b. < 10	n.a.
Zielfractionen														
Styroll(co-)polymere	8	111	n.b. < 5	n.b. < 10	n.b. < 5	n.b. < 5	n.b. < 5	n.b. < 20	n.b. < 20	n.b. < 20	n.b. <50	n.b. <50	n.b. < 10	n.b. <20
Polyolefine	n.b. < 5	30	49	144	n.b. < 5	n.b. < 5	n.b. < 5	n.b. < 20	n.b. < 20	n.b. < 20	n.b. <50	n.b. <50	46	n.a.

Versuchsreihe Kunststoffrecycling aus Schredderrückständen der EAG-Sammelgruppe 5

Tabelle 74: Ergebnisse Versuchsreihe Kunststoffrecycling aus Schredderrückständen der EAG-Sammelgruppe 5

Beschreibung	P [mg/kg]	Cl [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Br [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Hg [mg/kg]	BPA [mg/kg]	DiBP [mg/kg]	DBP [mg/kg]	BBP [mg/kg]	DEHP [mg/kg]
Inputfraktionen												
Unterhaltungselektronik KS > 10 mm	1.192	227	35	14.550	7	n.b. < 5	n.b. < 5	24,7	4	6	n.a	n.a
Haushaltskleingeräte KS > 10 mm	274	297	66	2.429	n.b. < 5	38	n.b. < 5	9,9	n.b. < 2,4	n.b. < 2,0	62	542
Nebenfraktionen												
XRT1 - Br-reich aus Haushaltskleingeräten	514	702	302	23.440	6	n.b. < 5	n.b. < 5	n.b. < 2	n.a	n.a	n.a	n.a
XRT1 - Br-reich aus Unterhaltungselektronik	226	4.148	n.b. < 10	67.110	12	n.b. < 5	n.b. < 5	n.b. < 2	n.a	n.a	n.a	n.a
XRT2 - Recovery Br-reich	158	1.600	132	54.260	10	n.b. < 5	n.b. < 5	n.b. < 2	n.a	n.a	n.a	n.a
XRT2 - ABS Br-reich	63	2.543	82	56.100	13	n.b. < 5	n.b. < 5	n.b. < 2	n.a	n.a	n.a	n.a
XRT2 - PS Br-reich	19	937	63	55.230	8	n.b. < 5	n.b. < 5	n.b. < 2	n.a	n.a	n.a	n.a
Zelfraktionen												
PC/ABS Mahlgut	3.183	n.b. < 10	13	1.050	n.b. < 5	n.b. < 5	n.b. < 5	49,7	n.b. < 2,4	n.b. < 2,0	n.b. < 5,6	n.b. < 4,0
ABS Regranulat	137	10	n.b. < 10	844	n.b. < 5	n.b. < 5	n.b. < 5	16,2	n.b. < 2,4	n.b. < 2,0	29	24
PS Regranulat	106	n.b. < 10	50	1.545	n.b. < 5	7	n.b. < 5	3,9	n.b. < 2,4	2	n.b. < 5,6	7
Polyolefine Regranulat	30	78	31	254	n.b. < 5	19	n.b. < 5	2,1	3	4	n.b. < 5,6	31

Beschreibung	HBCD [mg/kg]	TBBP A [mg/kg]	BTBPE [mg/kg]	Deca- BDEthian [mg/kg]	BDE-47 [mg/kg]	BDE-99 [mg/kg]	BDE-100 [mg/kg]	BDE-183 [mg/kg]	BDE-197 [mg/kg]	BDE-196 [mg/kg]	BDE-207 [mg/kg]	BDE-206 [mg/kg]	BDE-209 [mg/kg]
Inputfraktionen													
Unterhaltungselektronik KS > 10 mm	n.n. < 5	15.650	13	361	n.b. < 10	n.b. < 10	n.b. < 10	324	192	94	106	n.b. < 50	234
Haushaltskleingeräte KS > 10 mm	n.n. < 5	2.510	5	184	n.b. < 10	n.b. < 10	n.b. < 10	27	n.b. < 20	n.b. < 20	n.b. < 50	n.b. < 50	65
Nebenfraktionen													
XRT1 - Br-reich aus Haushaltskleingeräten	n.n. < 5	19.850	54	112	n.b. < 10	n.b. < 10	n.b. < 10	158	89	54	82	n.b. < 50	632
XRT1 - Br-reich aus Unterhaltungselektronik	n.n. < 5	41.500	89	120	n.b. < 10	n.b. < 10	n.b. < 10	4.367	2.251	1.713	1.483	118	544
XRT2 - Recovery Br-reich	52	30.060	81	102	n.b. < 10	n.b. < 10	n.b. < 10	893	541	294	273	73	2.288
XRT2 - ABS Br-reich	n.n. < 5	40.420	209	554	n.b. < 10	n.b. < 10	n.b. < 10	597	301	222	192	211	1.599
XRT2 - PS Br-reich	n.n. < 5	11.630	17	n.b. < 10	n.b. < 10	n.b. < 10	n.b. < 10	515	339	167	179	n.b. < 50	741
Zelfraktionen													
PC/ABS Mahlgut	n.n. < 5	266	n.n. < 5	10	n.b. < 10	n.b. < 10	n.b. < 10	n.b. < 10	n.b. < 20	n.b. < 20	n.b. < 50	n.b. < 50	n.b. < 10
ABS Regranulat	n.n. < 5	n.n. < 5	n.n. < 5	n.b. < 10	n.b. < 10	n.b. < 10	n.b. < 10	n.b. < 10	n.b. < 20	n.b. < 20	n.b. < 50	n.b. < 50	n.b. < 10
PS Regranulat	n.n. < 5	n.n. < 5	n.n. < 5	n.b. < 10	n.b. < 10	n.b. < 10	n.b. < 10	n.b. < 10	n.b. < 20	n.b. < 20	n.b. < 50	n.b. < 50	n.b. < 10
Polyolefine Regranulat	n.n. < 5	276	n.n. < 5	31	n.b. < 10	n.b. < 10	n.b. < 10	n.b. < 10	n.b. < 20	n.b. < 20	n.b. < 50	n.b. < 50	n.b. < 10

Beschreibung	Dechlorane (syn) [mg/kg]	Dechlorane (anti) [mg/kg]	TCEP [mg/kg]	TCPP [mg/kg]	TIBP [mg/kg]	TPP [mg/kg]	TBEP [mg/kg]	DEHP [mg/kg]	TEHP [mg/kg]
Inputfraktionen									
Unterhaltungselektronik KS > 10 mm	n.a.	n.a.	n.b. < 0,5	1,5	0,9	1.324	n.b. < 0,5	1,4	n.b. < 0,5
Haushaltskleingeräte KS > 10 mm	9	42	n.b. < 0,5	5,7	0,9	250	n.b. < 0,5	1,5	n.b. < 0,5
Nebenfraktionen									
XRT1 - Br-reich aus Haushaltskleingeräten	193	703	0,7	n.b. < 0,5	n.b. < 0,5	381	n.b. < 0,5	3,2	n.b. < 0,5
XRT1 - Br-reich aus Unterhaltungselektronik	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT2 - Recovery Br-reich	35	116	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT2 - ABS Br-reich	112	44	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT2 - PS Br-reich	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Zelfraktionen									
PC/ABS Mahlgut	n.a.	n.a.	n.b. < 0,5	n.b. < 0,5	0,7	2.347	n.b. < 0,5	n.b. < 0,5	0,5
ABS Regranulat	n.a.	n.a.	n.b. < 0,5	1,0	n.b. < 0,5	399	n.b. < 0,5	0,6	n.b. < 0,5
PS Regranulat	n.a.	n.a.	n.b. < 0,5	1,0	n.b. < 0,5	672	n.b. < 0,5	n.b. < 0,5	n.b. < 0,5
Polyolefine Regranulat	n.a.	n.a.	n.b. < 0,5	0,8	n.b. < 0,5	n.n. < 0,4	n.b. < 0,5	n.b. < 0,5	n.b. < 0,5

Beschreibung	Naph-thalen [mg/kg]	Acenaph-thalen [mg/kg]	Acenaph-thalen [mg/kg]	Fluoren [mg/kg]	Phenanthren [mg/kg]	Anthra-cen [mg/kg]	Fluoran-then [mg/kg]	Pyren [mg/kg]	Benzo(a)-pyren [mg/kg]	16 EPA PAK [mg/kg]
Inputfraktionen										
Unterhaltungselektronik KS > 10 mm	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.b. < 10
Haushaltskleingeräte KS > 10 mm	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.b. < 10
Nebenfraktionen										
XRT1 - Br-reich aus Haushaltskleingeräten	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT1 - Br-reich aus Unterhaltungselektronik	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT2 - Recovery Br-reich	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT2 - ABS Br-reich	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT2 - PS Br-reich	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Zelfraktionen										
PC/ABS Mahlgut	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	3,14	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	3,14
ABS Regranulat	0,59	n.n. < 0,5	1,16	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	1,75
PS Regranulat	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	1,6	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	1,6
Polyolefine Regranulat	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.n. < 0,5	n.b. < 10

Abk. KS = Kunststoffe

Beschreibung	PFBA [µg/kg]	PFPeA [µg/kg]	PFHxA [µg/kg]	PFHpA [µg/kg]	PFOA [µg/kg]	PFNA [µg/kg]	PFDA [µg/kg]	PFUDA [µg/kg]	PFBS [µg/kg]	PFHxS [µg/kg]	PFHpS [µg/kg]	PFOS [µg/kg]	iso-PFOS [µg/kg]	PFDS [µg/kg]
Inputfraktionen														
Unterhaltungselektronik KS > 10 mm	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	7	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	606	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1
Haushaltskleingeräte KS > 10 mm	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	2	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	211	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1
Nebenfraktionen														
XRT1 - Br-reich aus Haushaltskleingeräten	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT1 - Br-reich aus Unterhaltungselektronik	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT2 - Recovery Br-reich	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT2 - ABS Br-reich	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT2 - PS Br-reich	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Zielfraktionen														
PC/ABS Mahlgut	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	10	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	868	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1
ABS Regranulat	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
PS Regranulat	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Polyolefine Regranulat	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.

Beschreibung	PFBA nach TOP Assay [µg/kg]	PFPeA nach TOP Assay [µg/kg]	PFHxA nach TOP Assay [µg/kg]	PFHpA nach TOP Assay [µg/kg]	PFOA nach TOP Assay [µg/kg]	PFNA nach TOP Assay [µg/kg]	PFDA nach TOP Assay [µg/kg]	PFUDA nach TOP Assay [µg/kg]	PFBS nach TOP Assay [µg/kg]	PFHxS nach TOP Assay [µg/kg]	PFHpS nach TOP Assay [µg/kg]	PFOS nach TOP Assay [µg/kg]	iso-PFOS nach TOP Assay [µg/kg]	PFDS nach TOP Assay [µg/kg]
Inputfraktionen														
Unterhaltungselektronik KS > 10 mm	n.b. < 1	23	2	1	5	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	514	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	1	n.b. < 1
Haushaltskleingeräte KS > 10 mm	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	4	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	148	n.b. < 1	n.b. < 1	1	2	n.b. < 1
Nebenfraktionen														
XRT1 - Br-reich aus Haushaltskleingeräten	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT1 - Br-reich aus Unterhaltungselektronik	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT2 - Recovery Br-reich	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT2 - ABS Br-reich	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT2 - PS Br-reich	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Zielfraktionen														
PC/ABS Mahlgut	nicht auswertbar										nicht auswertbar			
ABS Regranulat	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
PS Regranulat	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Polyolefine Regranulat	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.

Abk. KS = Kunststoffe

Versuchsreihe Polyethylen-Recycling aus Kfz-Tanks

Tabelle 75: Ergebnisse Versuchsreihe Polyethylen-Recycling aus Kfz-Tanks

Beschreibung	PFBA [µg/kg]	PFPeA [µg/kg]	PFHxA [µg/kg]	PFHpA [µg/kg]	PFOA [µg/kg]	PFNA [µg/kg]	PFDA [µg/kg]	PFUDA [µg/kg]	PFBS [µg/kg]	PFHxS [µg/kg]	PFHpS [µg/kg]	PFOS [µg/kg]	iso-PFOS [µg/kg]	PFDS [µg/kg]
Inputfraktionen														
Unterhaltungselektronik KS > 10 mm	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	7	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	606	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1
Haushaltskleingeräte KS > 10 mm	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	2	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	211	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1
Nebenfraktionen														
XRT1 - Br-reich aus Haushaltskleingeräten	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT1 - Br-reich aus Unterhaltungselektronik	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT2 - Recovery Br-reich	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT2 - ABS Br-reich	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT2 - PS Br-reich	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Zielfraktionen														
PC/ABS Mahlgut	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	10	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	868	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1
ABS Regranulat	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
PS Regranulat	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Polyolefine Regranulat	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.

Beschreibung	PFBA nach TOP Assay [µg/kg]	PFPeA nach TOP Assay [µg/kg]	PFHxA nach TOP Assay [µg/kg]	PFHpA nach TOP Assay [µg/kg]	PFOA nach TOP Assay [µg/kg]	PFNA nach TOP Assay [µg/kg]	PFDA nach TOP Assay [µg/kg]	PFUDA nach TOP Assay [µg/kg]	PFBS nach TOP Assay [µg/kg]	PFHxS nach TOP Assay [µg/kg]	PFHpS nach TOP Assay [µg/kg]	PFOS nach TOP Assay [µg/kg]	iso-PFOS nach TOP Assay [µg/kg]	PFDS nach TOP Assay [µg/kg]
Inputfraktionen														
Unterhaltungselektronik KS > 10 mm	n.b. < 1	23	2	1	5	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	514	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	1	n.b. < 1
Haushaltskleingeräte KS > 10 mm	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	4	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	148	n.b. < 1	n.b. < 1	1	2	n.b. < 1
Nebenfraktionen														
XRT1 - Br-reich aus Haushaltskleingeräten	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT1 - Br-reich aus Unterhaltungselektronik	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT2 - Recovery Br-reich	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT2 - ABS Br-reich	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT2 - PS Br-reich	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Zielfraktionen														
PC/ABS Mahlgut	nicht auswertbar										nicht auswertbar			
ABS Regranulat	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
PS Regranulat	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Polyolefine Regranulat	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.

Abk. KS = Kunststoffe

Versuchsreihe Polyolefinrecycling aus Schredderrückständen

Tabelle 76: Ergebnisse Versuchsreihe Polyolefinrecycling aus Schredderrückständen

Beschreibung	PFBA [µg/kg]	PFPeA [µg/kg]	PFHxA [µg/kg]	PFHpA [µg/kg]	PFOA [µg/kg]	PFNA [µg/kg]	PFDA [µg/kg]	PFUDA [µg/kg]	PFBS [µg/kg]	PFHxS [µg/kg]	PFHpS [µg/kg]	PFOS [µg/kg]	iso-PFOS [µg/kg]	PFDS [µg/kg]
Inputfraktionen														
Unterhaltungselektronik KS > 10 mm	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	7	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	606	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1
Haushaltskleingeräte KS > 10 mm	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	2	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	211	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1
Nebenfraktionen														
XRT1 - Br-reich aus Haushaltskleingeräten	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT1 - Br-reich aus Unterhaltungselektronik	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT2 - Recovery Br-reich	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT2 - ABS Br-reich	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT2 - PS Br-reich	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Zielfractionen														
PC/ABS Mahlgut	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	10	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	868	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1
ABS Regranulat	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
PS Regranulat	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Polyolefine Regranulat	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.

Beschreibung	PFBA nach TOP Assay [µg/kg]	PFPeA nach TOP Assay [µg/kg]	PFHxA nach TOP Assay [µg/kg]	PFHpA nach TOP Assay [µg/kg]	PFOA nach TOP Assay [µg/kg]	PFNA nach TOP Assay [µg/kg]	PFDA nach TOP Assay [µg/kg]	PFUDA nach TOP Assay [µg/kg]	PFBS nach TOP Assay [µg/kg]	PFHxS nach TOP Assay [µg/kg]	PFHpS nach TOP Assay [µg/kg]	PFOS nach TOP Assay [µg/kg]	iso-PFOS nach TOP Assay [µg/kg]	PFDS nach TOP Assay [µg/kg]
Inputfraktionen														
Unterhaltungselektronik KS > 10 mm	n.b. < 1	23	2	1	5	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	514	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	1	n.b. < 1
Haushaltskleingeräte KS > 10 mm	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	4	n.b. < 1	n.b. < 1	n.b. < 1	148	n.b. < 1	n.b. < 1	1	2	n.b. < 1
Nebenfraktionen														
XRT1 - Br-reich aus Haushaltskleingeräten	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT1 - Br-reich aus Unterhaltungselektronik	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT2 - Recovery Br-reich	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT2 - ABS Br-reich	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
XRT2 - PS Br-reich	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Zielfractionen														
PC/ABS Mahlgut	nicht auswertbar										nicht auswertbar			
ABS Regranulat	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
PS Regranulat	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Polyolefine Regranulat	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.

Abk. KS = Kunststoffe