

TEXTE

31/2018

Behandlung von Elektroaltgeräten (EAG) unter Ressourcen- und Schadstoffaspekten

Abschlussbericht

TEXTE 31/2018

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3716 333 22
UBA-FB 002627

Behandlung von Elektroaltgeräten (EAG) unter Ressourcen- und Schadstoffaspekten

von

Knut Sander, Sarah Julie Otto, Lisa Rödiger, Lukas Wagner
Ökopol GmbH, Hamburg

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber:

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt

Durchführung der Studie:

Ökopol GmbH
Nernstweg 32-34
22765 Hamburg

Abschlussdatum:

Januar 2018

Redaktion:

Fachgebiet III 1.6 – Produktverantwortung
Dr. Sina Kummer, Axel Strobelt, Regina Kohlmeyer, Christian Kitazume

Publikationen als pdf:

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

ISSN 1862-4359

Dessau-Roßlau, April 2018

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

Kurzbeschreibung

Aufgrund neuer Entwicklungen im Bereich der Behandlungstechnologien für Elektroaltgeräte, der Entwicklungstrends neuartiger Gerätearten sowie der umweltpolitischen Ziele der Schadstoffentfrachtung und Ressourcenschonung besteht ein Konkretisierungs- und Weiterentwicklungsbedarf der bestehenden Behandlungsanforderungen für Elektroaltgeräte. Nach § 24 Nr. 2 ElektroG hat die Bundesregierung die Ermächtigung, durch Rechtsverordnung weitergehende Anforderungen unter anderem an die Behandlung von Altgeräten festzulegen. Vor diesem Hintergrund wurden in dem Projekt offene Fragestellungen für definierte Gerätekategorien, Komponenten oder Bauteile von Elektro- und Elektronikaltgeräten identifiziert und bearbeitet und nach einer eingehenden Bewertung eine Ableitung spezifischer konkreter Behandlungsempfehlungen in den Themenbereichen „Leiterplatten und ressourcenrelevante Bauteile“, „Bildschirmgeräte“, „Photovoltaikmodule“, „Kunststoffe“ und „Schadstoffentfrachtung“ vorgenommen.

Abstract

Due to new developments in the field of treatment technologies for WEEE, the development trends of novel types of equipment as well as the environmental objectives of depollution and resource conservation there is a need for concretization and further development of the existing treatment requirements for WEEE of the ElektroG. According to article 24 no. 2 ElektroG, the Federal Government has the authorization to lay down further requirements by ordinance for the treatment of WEEE. Against this background, open questions for defined equipment categories or components of WEEE were identified and worked on in the project and, after a thorough evaluation, a derivation of specific concrete treatment recommendations was made in the thematic fields of 'Printed Wiring Boards and Resource Relevant Components', 'Screens', 'Photovoltaic Panels', 'Plastics' and 'Depollution'.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	18
Tabellenverzeichnis	22
Abkürzungsverzeichnis	25
Zusammenfassung	30
Summary	51
1 Einleitung	71
2 Behandlungsanforderungen in ausgewählten EU-Mitgliedstaaten	73
3 AG 1 – Leiterplatten und ressourcenrelevante Bauteile	82
3.1 Ressourcenrelevante Rohstoffe in Leiterplatten	82
3.1.1 Zusammensetzungen und Prioritäten	82
3.1.2 Leiterplatten in Flachbildschirmen	90
3.1.3 Stand der Rückgewinnungsverfahren	91
3.1.4 Smart appliances	92
3.1.5 Geräteliste mit hochwertigen Leiterplatten	93
3.2 Minimierung der Verluste ressourcenrelevanter Rohstoffe	94
3.2.1 Mechanische und manuelle Behandlung von Leiterplatten	94
3.2.1.1 Vergleich von Behandlungsverlusten bei PC	95
3.2.1.2 Behandlungsversuch der TU Berlin 2010	96
3.2.1.3 RePro	97
3.2.1.4 UPgrade	98
3.2.1.5 Sonstige Studien und aktuelle Entwicklungen	99
3.2.1.6 Fazit	99
3.2.2 Verfahrensaspekte der Kupferroute	100
3.2.3 Antimonrückgewinnung	101
3.2.4 Rückgewinnung sonstiger Rohstoffe	101
3.2.5 Behandlung von Leiterplattenfraktionen nach dem Stand der Technik	102
3.2.5.1 Industrie-Emissions-Richtlinie	102
3.2.5.2 BVT-Merkblatt für die Nichteisenmetallindustrie (NFM BREF)	103
3.2.5.3 BVT-Schlussfolgerungen der Kommission	104
3.2.5.4 „Equivalent conditions“, gleichwertige Bedingungen nach Elektroaltgeräte-Richtlinie	105
3.2.5.5 Schlussfolgerungen zur gleichwertigen Behandlung von Leiterplattenfraktionen	105

3.3	Herausforderungen bei der Formulierung von Behandlungsanforderungen für Leiterplatten	106
3.3.1	Analyse/Monitoring	106
3.3.2	Datenverfügbarkeit	106
3.4	Nd-Magnete	107
3.4.1	Magnetarten in Festplatten und optischen Laufwerken	108
3.4.2	Separation und Verwertung.....	110
3.4.3	Ökologische Bewertung des Nd Recyclings.....	111
3.5	Datenschutz, Vernichtung von Datenträgern	113
3.5.1	DIN 66399 – Vernichten von Datenträgern	113
3.5.1.1	Allgemeines zur Norm	113
3.5.1.2	Datenvernichtung von Festplatten	114
3.5.1.3	Sicherheitsmaßnahmen	115
3.5.1.4	Verfahren der Datenvernichtung auf Festplatten	115
3.5.2	Behandlungspraxis für Festplatten mit und ohne Datenschutzanforderungen	116
3.6	CENELEC-Anforderungen an die Endbehandlung kupfer- und edelmetallhaltiger Fraktionen.....	117
3.7	Empfehlung für Behandlungsanforderungen	118
4	AG 2 – Bildschirmgeräte	119
4.1	Ressourcenrelevante Rohstoffe in Bildschirmgeräten	119
4.1.1	Schirmglas aus CRT-Bildschirmen.....	119
4.1.2	Kunststoffe in Flachbildschirmen	120
4.1.3	Leiterplatten in Bildschirmgeräten	120
4.1.4	Indium	120
4.2	Schadstoffrelevanz von Bildschirmgeräten	121
4.2.1	Emissionen während der Behandlung	121
4.2.1.1	Vorbemerkung	121
4.2.1.2	Cadmium	121
4.2.1.3	Quecksilber	122
4.2.2	Blei.....	122
4.2.3	Flammschutzmittel.....	124
4.3	Weitere Normenanforderungen.....	124
4.4	Empfehlungen für Behandlungsanforderungen	124
5	AG 3 – Photovoltaikmodule.....	126
5.1	Ressourcenrelevante Rohstoffe in Photovoltaikmodulen	126

5.1.1	Ressourcenrelevante Rohstoffe in PV-Modulen	126
5.1.2	Glasverwertung	131
5.2	Schadstoffe in PV-Modulen	134
5.2.1	Beryllium	135
5.2.2	Cadmium	135
5.2.3	Antimon.....	135
5.2.4	Blei.....	136
5.2.5	Sonstige Schadstoffe	137
5.3	Weitere normative Anforderungen	137
5.4	Empfehlungen für Behandlungsanforderungen	137
6	AG 4 – Kunststoffe	139
6.1	Kunststoffanteile in EAG	139
6.1.1	Großgeräte	141
6.1.2	Wärmeüberträger	142
6.1.3	Bildschirmgeräte	143
6.1.4	Kleingeräte	143
6.2	Bromierte Flammschutzmittel in Kunststoffen aus EAG	144
6.2.1	Rechtlicher Rahmen zu bromierten Flammschutzmitteln	144
6.2.2	Art und Menge	147
6.2.2.1	Flammschutzmittel in Bildschirmgeräten	150
6.2.2.2	Flammschutzmittel in Haushaltskleingeräten	151
6.3	Kunststoffrecyclingpotenzial	152
6.4	Manuelle vs. mechanische Separation von Kunststoffen.....	154
6.5	Dynamisierung von Recyclingquoten	155
6.6	Empfehlungen für Behandlungsanforderungen	155
7	AG 5 – Schadstoffentfrachtung.....	156
7.1	Systematisierung der Zerkleinerungs- und Sortierschritte	156
7.2	Selektive Behandlung und Mengenrelevanz aus Anhang 4 ElektroG.....	157
7.2.1	Batterien.....	157
7.2.1.1	Mengenrelevanz	157
7.2.1.2	Stand der Behandlung	158
7.2.1.3	Altgerätebatterieentsorgung	158
7.2.1.4	Manuelle vs. mechanische Separation der Gerätealtbatterien	159
7.2.1.5	Empfehlungen und Hinweise aus Literatur	159

7.2.2	Toner	160
7.2.2.1	Schadstoffrelevanz von Tonern	160
7.2.2.2	Mengenrelevanz	162
7.2.2.3	Stand der Behandlung	162
7.2.2.4	Empfehlungen und Hinweise aus Literatur	162
7.2.3	Feuerfeste Keramikfasern	163
7.2.4	Cd- und Se-haltige Fotoleitertrommeln	164
7.2.4.1	Empfehlungen und Hinweise aus Literatur	164
7.2.5	(Elektrolyt-) Kondensatoren	165
7.2.5.1	Empfehlungen und Hinweise aus Literatur	165
7.2.5.2	Weitere normative Anforderungen	166
7.2.6	Dentalmedizinische Geräte	167
7.2.7	Staubsaugerbeutel	167
7.3	Weitere Schadstoffe	167
7.3.1	Beryllium(oxid)	167
7.3.1.1	Verbrauch und Anwendungsbereich	167
7.3.1.2	Vorbehandlung	169
7.3.1.3	Rückgewinnung	169
7.3.2	PCB	169
7.4	Empfehlungen für Behandlungsanforderungen	173
8	AG 6 Kühlgeräte	174
8.1	Rechtlicher Rahmen	174
8.2	Normung	175
8.3	Statistik	175
8.4	Interviewergebnisse	177
9	Ökologische Aspekte	178
9.1	Ökologische Relevanz	178
9.2	Ökologischer Vorteil Sekundärproduktion	181
9.2.1	Massenmetalle	181
9.2.2	Indium	183
9.2.3	Neodym	184
9.3	Leiterplatten	184
9.4	Kunststoffe	186
9.5	Schadstoffaspekte	186

9.6	Fazit.....	187
10	Anlagenbesichtigungen	188
11	Praktischer Versuch	190
11.1	Hintergrund und Vorgehen des Versuchs zu bromierten Flammschutzmitteln.....	190
11.2	Auswertung Primärerhebung	191
11.3	Erarbeitung einer „Verdachtsliste“	193
11.4	Entwicklung Versuchsablauf	197
11.5	Anlagenbeschreibung	197
11.6	Behandlung, Probenahme	198
11.6.1	Drucker, Scanner, etc.	199
11.6.1.1	Material	199
11.6.1.2	Aufschluss- und Separationsverfahren	199
11.6.1.3	Probenahme	200
11.6.2	Werkzeuge	202
11.6.2.1	Material	202
11.6.2.2	Aufschluss- und Separationsverfahren:	203
11.6.2.3	Probenahme	203
11.6.3	Haushaltskleingeräte, die heiß werden	206
11.6.3.1	Material	206
11.6.3.2	Aufschluss- und Separationsverfahren:	209
11.6.3.3	Probenahme	209
11.6.4	Telekommunikation	211
11.6.4.1	Material	211
11.6.4.2	Aufschluss- und Separationsverfahren:	212
11.6.4.3	Probenahme	212
11.6.5	Computer	215
11.6.5.1	Material	215
11.6.5.2	Aufschluss- und Separationsverfahren:	216
11.6.5.3	Probenahme	216
11.6.6	Unterhaltungselektronik	217
11.6.6.1	Material	217
11.6.6.2	Aufschluss- und Separationsverfahren:	219
11.6.6.3	Probenahme	219
11.7	Ergebnisse der chemischen Analysen der Kunststoffproben	222
11.7.1	Einzelne Flammschutzmittel	226

11.7.2	Brom gesamt	226
11.7.3	Wiederfindungsraten	227
11.7.4	Vergleich der Ergebnisse mit den Ergebnissen verschiedener EBA	227
11.7.5	Fazit	227
11.8	Konzipierung weiterer Untersuchungen mit Blick auf Behandlungsempfehlungen für EAG	228
11.8.1	Grobkonzept Untersuchung 1: Massenbilanzierung BFSM-Kunststoffe.....	228
11.8.2	Grobkonzept Untersuchung 2: Normung von Techniken zum Grobaufschluss.....	230
11.8.3	Untersuchungsvorschlag 3: Status quo Erstbehandlung	232
11.8.4	Untersuchungsvorschlag 4: EAG mit kanzerogenen Keramikfasern.....	232
12	Ökologische und ökonomische Einschätzung der Behandlungsempfehlungen	233
12.1	AG 1 – Leiterplatten und rr-Bauteile	233
12.1.1	Separation von Geräten vor der mechanischen (Grob-)Zerkleinerung	233
12.1.1.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	233
12.1.1.2	Adressat	234
12.1.1.3	Ausgangslage	234
12.1.1.4	Soll-Behandlung	235
12.1.2	Separation von Leiterplatten aus separierten Geräten	238
12.1.2.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	238
12.1.2.2	Adressat	238
12.1.2.3	Ausgangslage	238
12.1.2.4	Soll-Behandlung	238
12.1.3	Separation der Leiterplatte von den Festplatten.....	239
12.1.3.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	239
12.1.3.2	Adressat	239
12.1.3.3	Ausgangslage	239
12.1.3.4	Soll-Behandlung	239
12.1.4	Separationsquote für Leiterplatten aus FBS	240
12.1.4.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	240
12.1.4.2	Adressat	240
12.1.4.3	Ausgangslage	240
12.1.4.4	Soll-Behandlung	241
12.1.5	Kontinuierliche Verfahrensverbesserung.....	242
12.1.5.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	242
12.1.5.2	Adressat	242

12.1.5.3	Ausgangslage	242
12.1.5.4	Soll-Behandlung	243
12.1.6	Verwertung separierter Leiterplatten.....	244
12.1.6.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	244
12.1.6.2	Adressat	244
12.1.6.3	Ausgangslage	244
12.1.6.4	Soll-Behandlung	244
12.1.7	Separation von Aluminiumkühlkörper von Leiterplatten vor der mechanischen (Grob-)Zerkleinerung	245
12.1.7.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	245
12.1.7.2	Adressat	245
12.1.7.3	Ausgangslage	245
12.1.7.4	Soll-Behandlung	245
12.1.8	Separation Nd-Magnet Festplatten	247
12.1.8.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	247
12.1.8.2	Adressat	247
12.1.8.3	Ausgangslage	247
12.1.8.4	Soll-Behandlung	248
12.1.9	Separation Nd-Magnet Pedelec	249
12.1.9.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	249
12.1.9.2	Adressat	249
12.1.9.3	Ausgangslage	249
12.1.9.4	Soll-Behandlung	249
12.2	AG 2 – Bildschirmgeräte	250
12.2.1	Entladung Bildschirmgeräte	250
12.2.1.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	250
12.2.1.2	Adressat	250
12.2.1.3	Ausgangslage	250
12.2.1.4	Soll-Behandlung	250
12.2.2	Lagerung Bildschirmgeräte.....	251
12.2.2.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	251
12.2.2.2	Adressat	251
12.2.2.3	Ausgangslage	251
12.2.2.4	Soll-Behandlung	251
12.2.3	Erfassung Staub und Hg	251

12.2.3.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	251
12.2.3.2	Adressat	251
12.2.3.3	Ausgangslage	251
12.2.3.4	Soll-Behandlung	251
12.2.4	Kunststoffverwertung Flachbildschirmgeräte.....	252
12.2.4.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	252
12.2.4.2	Adressat	252
12.2.4.3	Ausgangslage	252
12.2.4.4	Soll-Behandlung	252
12.2.5	Separation CRT-Rückwände	253
12.2.5.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	253
12.2.5.2	Adressat	253
12.2.5.3	Ausgangslage	253
12.2.5.4	Soll-Behandlung:	253
12.2.6	Verwertung CRT-Glas	254
12.2.6.1	Empfehlungen Behandlungsanforderungen	254
12.2.6.2	Adressat	254
12.2.6.3	Ausgangslage	254
12.2.6.4	Soll-Behandlung	256
12.2.7	Separate Lampenfraktion aus FBS-Geräten	259
12.2.7.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	259
12.2.7.2	Adressat	259
12.2.7.3	Ausgangslage	259
12.2.7.4	Soll-Behandlung	259
12.2.8	Lagerung Lampenbruch.....	259
12.2.8.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	259
12.2.8.2	Adressat	259
12.2.8.3	Ausgangslage	259
12.2.8.4	Soll-Behandlung	260
12.2.9	Separation PMMA und PC aus FBS.....	260
12.2.9.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	260
12.2.9.2	Adressat	260
12.2.9.3	Ausgangslage	260
12.2.9.4	Soll-Behandlung	260
12.2.10	Grenzwert Hg	261

12.2.10.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	261
12.2.10.2	Adressat	261
12.2.10.3	Ausgangslage	261
12.2.10.4	Soll-Behandlung	262
12.2.11	Rückgewinnung Indium.....	262
12.2.11.1	Empfehlung Behandlungsanforderung:	262
12.2.11.2	Adressat	262
12.2.11.3	Ausgangslage	262
12.2.11.4	Soll-Behandlung:	263
12.3	AG 3 – Photovoltaikmodule.....	263
12.3.1	Entladung PV Module.....	263
12.3.1.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	263
12.3.1.2	Adressat	263
12.3.1.3	Ausgangslage	263
12.3.1.4	Soll-Behandlung	263
12.3.2	Kurzschlussrisiko	264
12.3.2.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	264
12.3.2.2	Adressat	264
12.3.2.3	Ausgangslage	264
12.3.2.4	Soll-Behandlung	264
12.3.3	Lagerung.....	265
12.3.3.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	265
12.3.3.2	Adressat	265
12.3.3.3	Ausgangslage	265
12.3.3.4	Soll-Behandlung	265
12.3.4	Vermischungsverbot	266
12.3.4.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	266
12.3.4.2	Gutachterliche Anmerkung	266
12.3.5	Staubemissionen	266
12.3.5.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	266
12.3.5.2	Adressat	266
12.3.5.3	Ausgangslage	266
12.3.5.4	Soll-Behandlung	267
12.3.6	Behandlung PV-Module	267
12.3.6.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	267

12.3.6.2	Adressat	267
12.3.6.3	Ausgangslage	268
12.3.6.4	Soll-Behandlung	268
12.3.7	Verwertung Glas.....	268
12.3.7.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	268
12.3.7.2	Adressat	269
12.3.7.3	Ausgangslage	269
12.3.7.4	Soll-Behandlung	269
12.3.8	Rückgewinnung Cd und Te.....	270
12.3.8.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	270
12.3.8.2	Adressat	270
12.3.8.3	Ausgangslage	270
12.3.8.4	Soll-Behandlung	270
12.3.9	Verwertung Aluminium.....	270
12.3.9.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	270
12.3.9.2	Adressat	271
12.3.9.3	Ausgangslage	271
12.3.9.4	Soll-Behandlung	271
12.3.10	Rückgewinnung In, Ga, Ag, Si.....	271
12.3.10.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	271
12.3.10.2	Adressat	271
12.3.10.3	Ausgangslage	271
12.3.10.4	Soll-Behandlung	272
12.4	AG 4 – Kunststoffe.....	272
12.4.1	Werkstoffliche Verwertungsquote Kunststoffe.....	272
12.4.1.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	272
12.4.1.2	Adressat	272
12.4.1.3	Ausgangslage	272
12.4.1.4	Soll-Behandlung	273
12.4.2	Separation lose Glas- und Kunststoffteile bei Kühlgeräten.....	275
12.4.2.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	275
12.4.2.2	Adressat	275
12.4.2.3	Ausgangslage	275
12.4.2.4	Soll-Behandlung	275
12.4.3	Separation von Holz.....	276

12.4.3.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	276
12.4.3.2	Adressat	276
12.4.3.3	Ausgangslage	276
12.4.3.4	Soll-Behandlung	276
12.4.4	Separation Staubsaugerbeutel.....	277
12.4.4.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	277
12.4.4.2	Adressat	277
12.4.4.3	Ausgangslage	277
12.4.4.4	Soll-Behandlung	277
12.4.5	Maximaler Bromgehalt für werkstoffliche Verwertung.....	278
12.4.5.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	278
12.4.5.2	Adressat	278
12.4.5.3	Ausgangslage	278
12.4.5.4	Soll-Behandlung	278
12.4.6	Separation POP-Kunststoffteile.....	279
12.4.6.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	279
12.4.6.2	Adressat	279
12.4.6.3	Ausgangslage	279
12.4.6.4	Soll-Behandlung	279
12.5	AG 5 – Schadstoffentfrachtung.....	281
12.5.1	Hg-Separation aus dentalmedizinischen Geräten.....	281
12.5.1.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	281
12.5.1.2	Adressat	281
12.5.1.3	Ausgangslage	281
12.5.1.4	Soll-Behandlung	281
12.5.2	Separation von Altbatterien.....	281
12.5.2.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	281
12.5.2.2	Adressat	282
12.5.2.3	Ausgangslage	282
12.5.2.4	Soll-Behandlung	282
12.5.3	Maximaler Cd-Gehalt in der NRMF	284
12.5.3.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	284
12.5.3.2	Adressat	284
12.5.3.3	Ausgangslage	284
12.5.3.4	Soll-Behandlung	284

12.5.4	Mindestmenge Batterieseparation	285
12.5.4.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	285
12.5.4.2	Adressat	285
12.5.4.3	Ausgangslage	285
12.5.4.4	Soll-Behandlung	285
12.5.5	Entladung tonerhaltige Geräte	286
12.5.5.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	286
12.5.5.2	Adressat	286
12.5.5.3	Ausgangslage	286
12.5.5.4	Soll-Behandlung	286
12.5.6	Separation Toner etc.	286
12.5.6.1	Empfehlung Behandlungsanforderung:	286
12.5.6.2	Adressat	286
12.5.6.3	Ausgangslage	286
12.5.6.4	Soll-Behandlung	287
12.5.7	Vorbereitung zur Wiederverwendung	287
12.5.7.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	287
12.5.7.2	Adressat	287
12.5.7.3	Ausgangslage	287
12.5.7.4	Soll-Behandlung	287
12.5.8	Separation Cd und Se-Fotoleitertrommeln	288
12.5.8.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	288
12.5.8.2	Adressat	288
12.5.8.3	Ausgangslage	288
12.5.8.4	Soll-Behandlung	288
12.5.9	Separation Geräte mit Keramikfasern	289
12.5.9.1	Empfehlung Behandlungsanforderung:	289
12.5.9.2	Adressat	289
12.5.9.3	Ausgangslage	289
12.5.9.4	Soll-Behandlung	289
12.5.10	Separation Kondensatoren	290
12.5.10.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	290
12.5.10.2	Adressat	290
12.5.10.3	Ausgangslage	290
12.5.10.4	Soll-Behandlung	290

12.5.11	Maximaler PCB-Gehalt in Outputfraktion	291
12.5.11.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	291
12.5.11.2	Adressat	291
12.5.11.3	Ausgangslage	291
12.5.11.4	Soll-Behandlung	291
12.5.12	Mindestmenge Kondensatorseparation	291
12.5.12.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	291
12.5.12.2	Adressat	292
12.5.12.3	Ausgangslage	292
12.5.12.4	Soll-Behandlung	292
12.5.13	Separation Berylliumoxid-Bauteile.....	292
12.5.13.1	Empfehlung Behandlungsanforderung	292
12.5.13.2	Adressat	292
12.5.13.3	Ausgangslage	293
12.5.13.4	Soll-Behandlung	293
12.6	Zusammenfassung	293
13	Definitionen	301
14	Quellenverzeichnis.....	303
15	Anhang	320
15.1	Gerätekatogorien und Sammelgruppen des ElektroG ab 2018.....	320
15.2	Literaturangaben nach Kapiteln (Kurzform)	321
15.2.1	Kapitel 3: AG 1 – Leiterplatten und ressourcenrelevante Bauteile.....	322
15.2.2	Kapitel 4: AG 2 – Bildschirmgeräte.....	323
15.2.3	Kapitel 5: AG 3 – Photovoltaikmodule	324
15.2.4	Kapitel 6: AG 4 – Kunststoffe	324
15.2.5	Kapitel 7: AG 5 – Schadstoffentfrachtung.....	326
15.2.6	Kapitel 8: AG 6 – Kühlgeräte	327
15.2.7	Kapitel 9: Ökologische Aspekte	327
15.2.8	Kapitel 10: Anlagenbesichtigungen.....	328
15.2.9	Kapitel 11: Praktischer Versuch	328
15.2.10	Kapitel 12: Ökologische und ökonomische Einschätzung der Behandlungsempfehlungen.....	328

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Beispielhafte Darstellung der UBA-Methodik zur systematischen Differenzierung von Behandlungsanforderungen	73
Abbildung 2:	Durchschnittliche Metallkonzentration in mg pro kg Leiterplatten in Geräten der Gerätekategorien 3 und 4 der Anlage 1 des ElektroG ...	85
Abbildung 3:	Metallgehalte in Leiterplatten in Geräten der Gerätekategorien 3 und 4 der Anlage 1 des ElektroG, bezogen auf das ganze Gerätegewicht [mg pro kg Gerät]. Metalle in anderen Gerätekomponenten als den Leiterplatten sind hier nicht berücksichtigt.....	86
Abbildung 4:	Beispiel für Leiterplatten auf einer Flachbildschirm-Rückwand.....	91
Abbildung 5:	Bestand von Haushaltsgroßgeräten (linke Y-Achse) und Anteil der smart appliances (rechte Y-Achse) in EU28 (ab 2015 Prognose).....	93
Abbildung 6:	Beispiele von Leiterplatten mit unterschiedlichen Zerstörungsgraden.....	95
Abbildung 7:	Massenbezogener Verbleib der Elemente in der mechanischen Aufbereitung	99
Abbildung 8:	Vergleich der Au-Gehalte im In- und Outputstrom	106
Abbildung 9:	Globaler Neodym-Einsatz in Magneten nach Anwendungsbereichen	107
Abbildung 10:	Seltene Erden Magnet des Schwingspulenbetätigers mit teilweise geöffneter Nickelbeschichtung	109
Abbildung 11:	Geöffnete Spindelmotoren mit Ringmagneten	109
Abbildung 12:	Umweltbelastung der Hauptprozesse für drei verschiedene Produktionswege von Neodymoxid.....	112
Abbildung 13:	Struktur der DIN 66399.....	113
Abbildung 14:	Prognose anfallender Schirmglasmengen in Deutschland pro Jahr ..	119
Abbildung 15:	Beispiel für die Nutzung von Bildschirmglas als Betonzuschlagstoff (aufgebrochener Betonbaustein)	123
Abbildung 16:	Prognose anfallender Konusglasmengen in Deutschland pro Jahr ..	124
Abbildung 17:	Wahrscheinlichkeitswerte der Zufallsvariablen bei variierenden Formparametern	126
Abbildung 18:	Abfallpotenzial von PV-Modulen im Jahr 2020 nach PV-Technologien (Mengenangaben in t)	127
Abbildung 19:	Vergleich von Entsorgungswegen für c-Si Module	129
Abbildung 20:	Ergebnisse der Sachanalyse der Ökobilanz für das Szenario „Hochwertiges Recycling“	129
Abbildung 21:	Entwicklung der Siliziumpreise von 2000 bis 2015.....	130
Abbildung 22:	Wertbezogene Betrachtung der Rohstoffinhalte eines aktuellen c-Si-Moduls	130

Abbildung 23:	Zusammensetzung von PV-Modulen.....	131
Abbildung 24:	Life Cycle Impact Assessment für c-Si-Modulrecycling	132
Abbildung 25:	Treibhauspotenzial als GWP verschiedener Materialien	133
Abbildung 26:	GWP verschiedener Materialien.....	134
Abbildung 27:	Ergebnisse eines Round Robin Eluattests von Sb-haltigem Glas.....	136
Abbildung 28:	Kunststoffmengen je Sorte in EAG je Geräteart in 2013	139
Abbildung 29:	Anteile verschiedener Kunststoffarten in Flachbildschirmgeräten ..	143
Abbildung 30:	In-Verkehr-Bringung und Entsorgung von Elektrogeräten und Elektroaltgeräten nach Gerätekategorien.....	149
Abbildung 31:	Potential an Kunststoffen in erfassten EAG im Jahr 2013 vor Abzug von Kunststoffen mit anwendungsbeschränkten Flammschutzmittel (Angaben in t/a).....	153
Abbildung 32:	Potential an Kunststoffen in erfassten EAG im Jahr 2013 nach Abzug von Kunststoffen mit anwendungsbeschränkten Flammschutzmittel (Angaben in t/a).....	153
Abbildung 33:	Kunststoffnachfrage je Sorte (EU)	154
Abbildung 34:	Gerätebatterien: Entwicklung der in Verkehr gebrachten Primär- und Sekundärbatterien und der größten Batteriesysteme	157
Abbildung 35:	Gerätebatterien - Sammelquote in Deutschland bis 2015.....	157
Abbildung 36:	Batterien aus der EAG-Behandlung	159
Abbildung 37:	Anwendungsfelder von Beryllium	168
Abbildung 38:	In-Verkehr-Bringung und Entsorgung - PCB	172
Abbildung 39:	GWP verschiedener Elemente kgCO ₂ eq/kg Material	179
Abbildung 40:	Beiträge verschiedener Stoffe zum GWP von EAG-Gerätegruppen ..	180
Abbildung 41:	Unterschiede des summarischen GWP von neun Edel- und Sondermetallen ausgewählter Altgeräte der Gruppe IT/TK & UE....	181
Abbildung 42:	Verteilung der NE-Metallproduktion in Deutschland 2014.....	182
Abbildung 43:	Verteilung der THG-Emissionen der NE-Metallproduktion in Deutschland	182
Abbildung 44:	Umweltbelastung der Sekundärproduktion und der Primärproduktion von Indium für vier Bewertungsmethoden	183
Abbildung 45:	Anlagenschaubild Süd-Rec.....	198
Abbildung 46:	Separation von Druckern mit dem Bagger	199
Abbildung 47:	Altdrucker vor QZ.....	199
Abbildung 48:	Kunststofffraktion Drucker nach QZ.....	200
Abbildung 49:	Siebfraktion Drucker nach Granulator mit 0-10 mm Korngröße	200

Abbildung 50:	Probe der Siebfraction Drucker nach Granulator mit 0-10 mm Korngröße	201
Abbildung 51:	Probenahme Kunststofffraktion Drucker < 25 mm Korngröße	201
Abbildung 52:	Laborprobe Kunststofffraktion Drucker < 25 mm Korngröße	202
Abbildung 53:	Generierte Laborproben Drucker	202
Abbildung 54:	Werkzeug vor QZ	203
Abbildung 55:	Ku-Fraktion Werkzeug nach QZ	203
Abbildung 56:	Aufgabe Kunststofffraktion aus Werkzeugen in Granulator	204
Abbildung 57:	Siebfraction aus Werkzeugen nach Granulator mit 0-10 mm Korngröße	204
Abbildung 58:	Siebfraction aus Werkzeugen nach Granulator mit 0-10 mm Korngröße	205
Abbildung 59:	Probe der Siebfraction aus Werkzeugen nach Granulator mit 0-10 mm Korngröße	205
Abbildung 60:	Laborprobe Kunststofffraktion aus Werkzeuge < 25 mm Korngröße	206
Abbildung 61:	Generierte Laborproben aus Werkzeugen	206
Abbildung 62:	HHKG, die heiß werden Input	207
Abbildung 63:	HHKG: Zusätzliche Separation	207
Abbildung 64:	Abladung HHKG vor QZ-Aufgabe	208
Abbildung 65:	HHKG vor QZ	208
Abbildung 66:	Aufgabe HHKG auf QZ-Förderband	209
Abbildung 67:	Ku-Fraktion aus HHKG nach QZ	209
Abbildung 68:	Siebfraction aus HHKG nach Granulator mit 0-10 mm Korngröße...	210
Abbildung 69:	Laborprobe Kunststofffraktion aus HHKG < 25 mm Korngröße	210
Abbildung 70:	Generierte Laborproben aus HHKG	211
Abbildung 71:	Input Telefon	212
Abbildung 72:	Siebfraction aus Telefonen nach Granulator mit 0-10 mm Korngröße	213
Abbildung 73:	Probe der Siebfraction aus Telefonen nach Granulator mit 0-10 mm Korngröße	213
Abbildung 74:	Nachsortierung Kunststofffraktion aus Telefonen < 25 mm Korngröße	214
Abbildung 75:	Laborprobe Kunststofffraktion aus Telefonen < 25 mm Korngröße	214
Abbildung 76:	Generierte Laborproben aus Telefonen	215
Abbildung 77:	Input Computer für Granulator	216

Abbildung 78:	Laborprobe Kunststofffraktion aus Computern < 25 mm Korngröße	217
Abbildung 79:	UE vor QZ 1. Tag	217
Abbildung 80:	UE Input 2. Tag.....	218
Abbildung 81:	UE-Input vor QZ 2. Tag.....	218
Abbildung 82:	UE-Input Band vor QZ 2. Tag	219
Abbildung 83:	UE Kunststofffraktion vom 1. Tag nach QZ.....	219
Abbildung 84:	Siebfraktion aus Unterhaltungselektronik nach Granulator mit 0-10 mm Korngröße.....	220
Abbildung 85:	Probe der Siebfraktion aus Unterhaltungselektronik nach Granulator mit 0-10 mm Korngröße	220
Abbildung 86:	Laborprobe Kunststofffraktion aus Unterhaltungselektronik < 25 mm Korngröße	221
Abbildung 87:	Generierte Laborproben aus Unterhaltungselektronik.....	221
Abbildung 88:	Alle generierten Laborproben im Überblick.....	222
Abbildung 89:	Ergebnisse der chemischen Analysen für die vier mengenrelevantesten BFSM	223
Abbildung 90:	Ergebnisse der chemischen Analysen für Br gesamt im Vergleich mit verschiedenen Grenzwerten	226
Abbildung 91:	Szenario 1 zum Untersuchungsvorschlag 1	229
Abbildung 92:	Szenario zum Untersuchungsvorschlag 1	229
Abbildung 93:	Aluminiumkühlkörper auf PC-Leiterplatte (Beispiel).....	246
Abbildung 94:	Entwicklung der Anzahl der Alt-CRT-Geräte in Deutschland in den Jahren 2020 bis 2025	255
Abbildung 95:	Einsparungspotenzial nach Verwertungsweg von Schirmglas	257
Abbildung 96:	Treibhauspotenzial der bisher nicht werkstofflich verwerteten Kunststoffe in EAG nach Kunststoffsorten in t CO ₂ eq/a.....	274
Abbildung 97:	Durchschnittliche Zeit zur Entnahme von Batterien aus EAG nach Einbausituation (Angaben in Sekunden/Gerät).....	283

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	AG-spezifische Fragestellungen und Kurzdarstellung deren Ergebnisse	31
Tabelle 2:	Auswahl der Ergebnisse der chemischen Analysen von Kunststofffraktionen aus der Behandlung von Elektroaltgeräten- Fraktionen und BFSM mit Werten > 1.000 mg/kg (Angaben in mg/kg)	39
Tabelle 3:	Leitgeräte für hochwertige Leiterplatten	40
Tabelle 4:	Übersicht zur Abschätzung von Aufwand und Nutzen der Empfehlungen zu den Behandlungsanforderungen	44
Tabelle 5:	Behandlungsanforderungen für Elektroaltgeräte in verschiedenen Mitgliedstaaten	74
Tabelle 6:	Bezeichnungen Leiterplattenfraktionen (Analyse von Internetseiten von Ankäufern von Leiterplatten)	82
Tabelle 7:	Metallmengen je Geräteart nach Sander et al. (2018) Angaben in mg/Gerät	88
Tabelle 8:	Zusammensetzung von FBS	90
Tabelle 9:	Kategorisierung der Metalle nach existierenden Rückgewinnungsketten für post-consumer-Abfallfraktionen	92
Tabelle 10:	Prioritäre Gerätearten für die Rückgewinnung von Edelmetallen aus Leiterplatten	94
Tabelle 11:	Gehalte und Rückgewinnungsraten von Edelmetallen für Demontage und mechanische Aufbereitung von PC	96
Tabelle 12:	Gesamt-Rückgewinnungsrate für Gold in der Erstbehandlung im Jahr 2007 in Deutschland, Angaben in %	97
Tabelle 13:	Mengenströme Nd im Abfallpotenzial Deutschland	107
Tabelle 14:	Anwendung und Gewicht von Seltenerd-Magneten in Notebooks ..	108
Tabelle 15:	Seltene-Erden-Konzentration von Magneten in Notebooks	108
Tabelle 16:	Schutzklassen der Daten nach DIN 66399	114
Tabelle 17:	Sicherheitsstufen nach DIN 66399	114
Tabelle 18:	Geforderte Metallausbeuten aus Leiterplatten laut DIN CLC/ 50625-5	117
Tabelle 19:	Leitgeräte für hochwertige Leiterplatten	118
Tabelle 20:	Abfallpotenzial ressourcenrelevanter Rohstoffe aus Photovoltaikanlagen in 2020	127
Tabelle 21:	Schadstoffe und ihre Verwendungszwecke in PV-Modulen	135
Tabelle 22:	Verschiedene Lote in PV-Modulen	136
Tabelle 23:	Kunststoffgehalt je Gerätegruppe	139

Tabelle 24:	Kunststoffanteile in EAG je Gerätekategorie.....	140
Tabelle 25:	Zusammensetzung Sammel- und Behandlungskategorie Großgeräte gem. EAG-VO in Österreich.....	141
Tabelle 26:	Zusammensetzung Sammel- und Behandlungskategorie Elektrokleingeräte gem. EAG-VO in Österreich	144
Tabelle 27:	Einsatzfelder verschiedener Flammenschutzmittel	147
Tabelle 28:	Gehalte ausgewählter Stoffe in Bildschirm- und Notebookgehäusen inkl. 95 %-Konfidenzintervall, Angaben in mg/kg und auf zwei signifikante Stellen gerundet.....	150
Tabelle 29:	Konzentrationen ausgewählter untersuchten Stoffe in EAG- Kleingeräten in der Schweiz 2011.....	152
Tabelle 30:	Typische Bestandteile eines Flüssigtoners	160
Tabelle 31:	Typische Bestandteile eines Trockentoners	160
Tabelle 32:	Zulässige Prüfwerte für Schwermetalle und metallorganische Verbindungen nach RAL-UZ 177 für Toner	161
Tabelle 33:	Massenanteile von Elektrolytkondensatoren in EAG	165
Tabelle 34:	Rechtliche Regelungen für Kondensatoren und Transformatoren in Bezug auf PCB	170
Tabelle 35:	Entsorgung von Isolier- und Wärmeübertragungsölen aus Zerlegeeinrichtungen für Elektro- und Elektronikaltgeräten	176
Tabelle 36:	Entsorgung von Ölen aus Zerlegeeinrichtungen für Elektro- und Elektronikaltgeräten	176
Tabelle 37:	Entsorgungswege der ASN 19 12 11* aus Zerlegeeinrichtungen für Elektro- und Elektronikaltgeräten	177
Tabelle 38:	GWP je Masseinheit Leiterplatten in kgCO _{2eq} /t.....	185
Tabelle 39:	GWP je Masseinheit Gerätegruppe in kgCO _{2eq} /t	185
Tabelle 40:	Überblick Betriebsanlagenbesichtigungen	188
Tabelle 41:	Ergebnisse der Primärerhebung zu Brom in EAG	191
Tabelle 42:	"Verdachtsliste" - Liste der Gerätearten, die potenziell erhöhte Gehalte bromierter Flammenschutzmittel aufweisen können	193
Tabelle 43:	Gruppen als Input der Behandlungsversuche	197
Tabelle 44:	Ergebnisse der chemischen Analysen der Kunststofffraktionen	224
Tabelle 45:	Vergleich der Werte für Br _{gesamt} und der einzelnen BFSM (Angaben in mg/kg).....	227
Tabelle 46:	Auswahl der Ergebnisse der chemischen Analysen – Fraktionen und BFSM mit Werten > 1.000 mg/kg	228
Tabelle 47:	Leitgeräte für hochwertige Leiterplatten	234
Tabelle 48:	Ökonomische Abschätzung Geräteseparation	236

Tabelle 49:	Preise Entsorgungswege CRT-Glas.....	256
Tabelle 50:	Übersicht zur Abschätzung von Aufwand und Nutzen der Empfehlungen zu den Behandlungsanforderungen.....	294
Tabelle 51:	Definitionen	301

Abkürzungsverzeichnis

ABS	Acrylnitril-Butadien-Styrol
AG	Arbeitsgruppe(n)
AK	Arbeitskreis
AlMn	Alkali-Mangan
a-Si	Amorphes Silizium
B2B	Business-to-Business
BAFU	Bundesamt für Umwelt (in der Schweiz)
BAM	Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung
BehandlungsV	Behandlungsverordnung
BeO	Berylliumoxid
BFR	Brominated Flame Retardants (bromierte Flammschutzmittel)
BFSM	Bromierte Flammschutzmittel
BG	Bestimmungsgrenze
BGBI	Bundesgesetzblatt
BREF	Referenzdokument Beste Verfügbare Techniken
BSG	Bildschirmgeräte
BSI	Bundesamt für Sicherheit in der Informationstechnik
BUWAL	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft
BVT	Beste Verfügbare Technik
CaSnO ₃	Calciumstannat
CCFL	Cold Cathode Fluorescent Lamp (Leuchtstoffröhre)
CD	Compact Disc
CdTe	Cadmiumtellurid
CENELEC	European Committee for Electrotechnical Standardization
CG	Collection group (Sammelgruppe)
CIGS	Kupfer-Indium-Gallium-Diselenid
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
CRT	Cathode Ray Tube (Kathodenstrahlröhre)
c-Si	Kristallines Silizium
DBT	Dibutylzinn
DIN	Deutsches Institut für Normung
DVD	Digital Versatile Disc
EAG	Elektro-Altgeräte
EAG-VO	Elektroaltgeräteverordnung (in Österreich)
ear	Elektroaltgeräteregister, vollständig: stiftung ear

EBA	Erstbehandlungsanlage
EC	European Commission
EG	Europäische Gemeinschaft
ElektroG	Elektro- und Elektronikgerätegesetz
EMPA	Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt
Eq.	equivalent
EU	Europäische Union
FBA	Folgebehandlungsanlage
FBS	Flachbildschirm
FCC	Fluid Catalytic Cracking (katalytisches cracken von Flüssigkeiten)
FCKW	Fluorchlorkohlenwasserstoffe
FSM	Flammschutzmittel
Gew. %	Gewichtsprozent
GG	Großgerät
GJ	Giga-Joule
GmbH	Gesellschaft mit beschränkter Haftung
GRS	Gemeinsames Rücknahmesystem
GWP	Global Warming Potential (Treibhauspotenzial)
HB CD	Hexabromcyclododecan
H-FCKW	teilhalogenierte Fluorchlorkohlenwasserstoffe
H-FKW	teilhalogenierte Fluorkohlenwasserstoffe
HHGG	Haushaltsgroßgeräte
HHKG	Haushaltskleingeräte
HIPS	High Impact Polystyrene
IT	Informationstechnologie
IT/TK	Informationstechnologie und Kommunikationstechnologie
I-TEQ	Internationale Toxizitätsäquivalente
ITO	Indiumzinnoxid
IX	Ionenaustauscher
K.-M.-G.	Kunststoff-Metall-Gemisch
kJ	Kilojoule
LAGA	Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall
LCA	Life Cycle Assessment
LCD	Liquid Crystal Display (Flüssigkristallanzeige)
LCIA	Life Cycle Impact Assessment
LED	Licht emittierende Diode (light-emitting diode)
LfU	Bayerisches Landesamt für Umwelt

LP	Leiterplatte(n)
MAK	Maximale Arbeitsplatz-Konzentration
MAN	Manuelle Demontage
MCV	Maximum Concentration Value (Maximaler Konzentrationswert)
MECH	Mechanische Behandlung
min.	mindestens
Mio.	Million
MP3	Verfahren zur verlustbehafteten Kompression digital gespeicherter Audiodaten
MRT	Magnetresonanztomografie
MW	Megawatt
NdFeB	Neodym-Eisen-Bor
NE	Nicht-Eisen(-Metall)
NiCd	Nickel-Cadmium
NiMH	Nickel-Metallhydrid
Nm ³	Normkubikmeter
NMRF	Nichtmetallische Restfraktion
o. J.	Ohne Jahr
OLED	Organic Light-Emitting Diode (organische lichtemittierende Diode)
örE	Öffentlich-rechtliche(r) Entsorgungsträger
PBDD	Polybromierte Dibenzodioxine
PBDE	Polybromierte Diphenylether
PBDF	Polybromierte Dibenzofurane
PbSb	Blei-Antimon
PBT	Polybutylenterephthalat
PC	Personal Computer (Arbeitsplatzcomputer)
PC	Polycarbonat
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCDD	Polychlorierte Dibenzodioxine
PCDF	Polychlorierte Dibenzofurane
PET	Polyethylenterephthalat
PJ	Peta Joule
PM	Particulate Matter
PMMA	Polymethylmethacrylat
POP	Persistent Organic Pollutant (persistente organische Schadstoffe)
POP BFSM	Bromierte Flammschutzmittel, die in Anhang 4 der POP-Verordnung geregelt sind
PP	Polypropylen

ppm	parts per million
PROBAS	Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagementsysteme
PS	Polystyrol
PTFE	Polytetrafluorethylen
PUR	Polyurethan
PV	Photovoltaik
PVC	Polyvinylchlorid
PWB	Printed Wiring Board (Leiterplatte)
QZ	Querstromzerspaner
R12	Dichlordifluormethan, auch Freon-12; chemische Verbindung aus der Gruppe der FCKW (Fluorchlorkohlenwasserstoffe)
RAL	RAL Deutsches Institut für Gütesicherung und Kennzeichnung e.V.
REACH	Regulation concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (EG-Chemikalienverordnung Nr. 1907/2006)
RoHS	Restriction of Hazardous Substances (EU-Richtlinie 2011/65/EU über die Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten)
rr	ressourcenrelevant
Sb ₂ O ₃	Antimontrioxid
SG	Sammelgruppe
SX	Lösungsmittlextraktion
TBBPA	Tetrabrombisphenol A
TBT	Tributylzinn
TCO	Transparent Conducting Oxides
THG	Treibhausgas
TRGS	Technische Regeln für Gefahrstoffe
TS	Trockensubstanz
TS	Technische Spezifikation
TÜV	Technischer Überwachungsverein
TV	Television (Fernseher)
UBA	Umweltbundesamt
UBP	Umweltbelastungspunkte
UE	Unterhaltungselektronik
UNEP	United Nations Environment Programme
USB	Universal Serial Bus
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
VFC	flüchtige Fluorkohlenwasserstoffe
VHC	Flüchtige Kohlenwasserstoffe

VOC	Volatile Organic Compound(s) n(flüchtige organische Komponenten)
VzW	Vorbereitung zur Wiederverwendung
WEEE	Waste of Electrical and Electronic Equipment (Elektro(nik)altgeräte)
Wp	Watt Peak
ZnC	Zink-Kohle

Zusammenfassung

Aufgrund neuer Entwicklungen im Bereich der Behandlungstechnologien für Elektroaltgeräte, der Entwicklungstrends neuartiger Gerätearten sowie der umweltpolitischen Ziele der Schadstoffentfrachtung und Ressourcenschonung besteht ein Konkretisierungs- und Weiterentwicklungsbedarf der bestehenden Behandlungsanforderungen für Elektroaltgeräte des § 20, Abs. 2 ElektroG in Verbindung mit Anlage 4. Nach § 24, Nr. 2 ElektroG hat die Bundesregierung die Ermächtigung, durch Rechtsverordnung weitergehende Anforderungen an die Behandlung von Altgeräten einschließlich der Verwertung, des Recyclings und der Vorbereitung zur Wiederverwendung festzulegen.

Vor diesem Hintergrund wurden in dem Projekt offene Fragestellungen für definierte Gerätekategorien, Komponenten oder Bauteile von Elektro- und Elektronikaltgeräten identifiziert, bearbeitet und nach einer eingehenden Bewertung eine Ableitung spezifischer konkreter Behandlungsempfehlungen vorgenommen. Um Wissenslücken zu schließen, wurden eine Literatursauswertung durchgeführt und bisherige Erkenntnisse im Rahmen von Experteninterviews zusammengetragen. In den vom UBA geleiteten Sitzungen des Arbeitskreises (AK) „Anforderungen an die Behandlung von Elektroaltgeräten (EAG) (AK EAG-Behandlungsanforderungen)“ und den zugehörigen Arbeitsgruppen(AG)-Treffen erfolgte ein Wissensaustausch zwischen Wirtschaft, Wissenschaft, Bundes- und Länderbehörden sowie Umwelt- und Sozialverbänden, sodass Fragestellungen und das zusammengetragene Wissen anschließend ausgewertet werden konnten. Weiterhin erfolgten für eine weitere Verbreiterung der Wissensbasis Besuche bei Betrieben, die Tätigkeiten ausführen, die für die Empfehlungen zu Behandlungsanforderungen relevant sind.

Sechs Themenbereiche wurden als besonders handlungsbedürftig eingestuft und im Rahmen des Projektes bearbeitet sowie in den themenspezifischen Arbeitsgruppen diskutiert:

- ▶ AG 1 Leiterplatten und ressourcenrelevante Bauteile,
- ▶ AG 2 Bildschirmgeräte,
- ▶ AG 3 Photovoltaikmodule,
- ▶ AG 4 Kunststoffe,
- ▶ AG 5 Schadstoffentfrachtung,
- ▶ AG 6 Kühlgeräte.

Die Arbeiten zum Themenbereich Kühlgeräte mussten letztlich auf einen Zeitraum außerhalb der Projektlaufzeit verschoben werden, da die Ergebnisse der zum Projektende noch nicht abgeschlossenen Novellierung der TA-Luft¹ wesentlichen Einfluss auf die Diskussion und Handlungsnotwendigkeiten haben und daher abgewartet werden müssen.

Untersuchungen zu AG-spezifischen Themen

Im Projekt wurden rund 20 Fachthemen untersucht, die für die Erarbeitung von Empfehlungen für Behandlungsanforderungen relevant waren, siehe Tabelle 1.

¹ Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24. Juli 2002 (GMBI S. 511).

Tabelle 1: AG-spezifische Fragestellungen und Kurzdarstellung deren Ergebnisse

Arbeitsgruppe	Stichwort	Kurzfassung Ergebnis
1	Materialzusammensetzung von Leiterplatten und Prioritäten	Die Literaturrecherchen zur Materialzusammensetzung von Leiterplatten vor dem Hintergrund der Identifikation prioritärer Inhaltsstoffe zeigten, dass auf der Grundlage des ökologischen Summenparameters GWP der Fokus auf die Edelmetallrückgewinnungsrate gesetzt werden sollte und Gold als Leitmetall für die Bewertung der Effektivität und Effizienz von Maßnahmen und Prozessen dienen sollte.
	Leiterplatten in Flachbildschirmen	Der Anteil von Leiterplatten in Flachbildschirmen wird in der Literatur zwischen 8 % und 11 % angegeben.
	Stand der Rückgewinnungsverfahren für Edel- und Sondermetalle	Für die Metalle Gold, Kobalt, Iridium, Osmium, Palladium, Platin, Rhodium, Ruthenium, Antimon, Zinn und Tellur aus end-of-life-Produkten existieren Rückgewinnungsverfahren im Industriemaßstab. Keine Rückgewinnungsverfahren aus post-consumer-Altprodukten bestehen derzeit für Beryllium, Gadolinium, Germanium, Niob, Rhenium, Tantal und Wolfram. Dabei sind die Ursachen der technologischen Herausforderungen jeweils zu unterscheiden, wie z. B. eine fehlende Separation von Bauteilen, um die für die Rückgewinnung notwendigen Konzentrationen und Reinheiten zu erreichen (z. B. Be, Ta, W), oder das Fehlen geeigneter Rückgewinnungsverfahren (z. B. Re). Für Seltene Erden bestehen noch keine Technologien für die Rückgewinnung aus post-consumer-Abfallfraktionen im Industriemaßstab (Ce, Dy, Pr, Nd, Gd, Tb). Für alle Metalle der Seltenen Erden – mit Ausnahme von Gadolinium – existieren jedoch bereits Rückgewinnungstechnologien in Pilotanlagen oder im Labormaßstab.
	Liste prioritärer Gerätearten mit hochwertigen Leiterplatten	Auf der Grundlage der Untersuchungen zur Zusammensetzung von Leiterplatten und dem Vorkommen verschiedener Leiterplattenqualitäten in Elektrogeräten wird vorgeschlagen, Smarte Geräte, Flachbildschirme, Laptops, Tablets, PCs, Laserdrucker, Mobiltelefone/Smartphones, Digitalkameras, mobile DVD/CD-Player, Videospielkonsolen, Navigationssysteme, Router und Festplatten in die Liste prioritärer Gerätearten mit hochwertigen Leiterplatten aufzunehmen.
	Minimierung der Verluste ressourcenrelevanter Rohstoffe	Insgesamt zeigen die ausgewerteten Literaturquellen, dass mit zunehmendem Aufschlussgrad der Leiterplatten die Wahrscheinlichkeit der Verschleppung der Edelmetalle aus der Leiterplattenfraktion in andere Fraktionen steigt. Die manuelle Behandlung sichert den geringsten Zerstörungsgrad und damit die geringste Austragswahrscheinlichkeit. Die mechanische Behandlung kann aufgrund der Verschleppung ressourcenrelevanter Materialien im Zerkleinerungsprozess zu deutlichen Ressourcenverlusten führen. Die technologiespezifische Bewertung des ersten Aufschlussschrittes ist mit deutlichen Unsicherheiten verbunden. Aktuelle Studien, die die Effektivität verschiedener derzeit angewandter Behandlungsketten mit realistischem Inputmaterial und einschließlich praxisorientierter Trenntechniken kettenbilanzierend bewerten, existieren aufgrund des sehr hohen Aufwands sowie der vorhandenen Datenunsicherheiten und Monitoring-Schwierigkeiten nicht.

Arbeitsgruppe	Stichwort	Kurzfassung Ergebnis
	Kupferprozess	In integrierten Kupferhütten können aus den Einsatzmaterialien unter anderem Kupfer, Edelmetalle, Platingruppenmetalle, Zinn, Blei und Antimon zurückgewonnen werden. Die Aufbereitung des Inputmaterials vor der Hütte verfolgt dabei unter anderem folgende Zielstellungen: Anreicherung des Cu-Inhaltes und des Gehaltes eventueller weiterer Wertstoffe (Edelmetalle, Ni u. a.), Abtrennung von metallischem Eisen (Stahl, Gusseisen) und Aluminium, Abtrennung von Schadstoffen wie halogenierten Kunststoffen (PVC und anderer Kunststoffe) und Inertstoffen, Zerkleinerung auf erforderliche Stückgrößen oder Kompaktierung von Feingut. Durch diese Aufbereitung kann auch eine Optimierung des anschließenden Schmelzprozesses erreicht werden.
	Kupferhütten BVT	Integrierte Kupferhütten in Europa fallen in den Geltungsbereich der EU-Industrieemissionsrichtlinie. Dabei ist zu berücksichtigen, dass einige Zielmetalle nicht in der Hütte selbst in einer Reinheit wiedergewonnen werden, die den Einsatz in Produkten möglich macht, sondern erst in nachgeschalteten externen Prozessen. Das BVT-Referenzdokument (BREF) zur Nichteisenmetallindustrie und die entsprechenden BVT-Schlussfolgerungen umfassen unter anderem auch emissionsbezogene Anforderungen. Als inputspezifische Emissionen von Leiterplattenfraktionen werden am ehesten PCDD/PCDF angesehen. Der damit verbundene BVT-Referenz-Emissionswert beträgt $\leq 0,1 \text{ ng I-TEQ/Nm}^3$. Weder BREF noch BVT-Schlussfolgerungen enthalten Referenzen zur Rückgewinnungseffizienz.
	Kupferhütten CENELEC	Die CENELEC-Norm DIN CLC/ 50625-5 „Spezifikation für die Endbehandlung der Fraktionen von Elektro- und Elektronik-Altgeräten – Kupfer und Edelmetalle“ umfasst auch die Behandlung von Leiterplatten(fraktionen) in Kupferhütten. Sie gibt Grenzwerte für Abwasser, Abluftemissionen, Lärm und die Luft am Arbeitsplatz vor. Die Anforderungen an die Abluft sind teilweise weniger streng als die BVT-Schlussfolgerungen für die Nichteisenmetallindustrie. So beträgt der Dioxin-Grenzwert in den BVT-Schlussfolgerungen $0,1 \text{ ng I-TEQ/Nm}^3$ nach (EU) 2016/1032², während er in der Norm DIN CLC/50625-5 mit $0,5 \text{ ng I-TEQ/Nm}^3$ weniger streng definiert ist. Der Bezugszeitraum als jährlicher Durchschnittswert macht die Abluftgrenzwerte weniger anspruchsvoll als in der BVT-Schlussfolgerung. Sollen kupfer- oder edelmetallhaltige Fraktionen (z. B. Leiterplattenfraktionen) an die Endbehandlung (z. B. Kupferhütte) zur Metallrückgewinnung abgegeben werden, sind vertraglich maximale Annahmewerte für bestimmte Schadstoffe in der angelieferten Fraktion zu vereinbaren.

² Durchführungsbeschluss (EU) 2016/1032 der Kommission vom 13. Juni 2016 über Schlussfolgerungen zu den besten verfügbaren Techniken (BVT) gemäß der Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates für die Nichteisenmetallindustrie; Bekanntgegeben unter Aktenzeichen C(2016) 3563; ABl. Nr. L 174 vom 30.06.2016 S. 32, ber. L 187 S. 30.

Arbeitsgruppe	Stichwort	Kurzfassung Ergebnis
2	Nd-Magnete	In Festplatten können Seltenerd-Magnete in zwei Varianten auftreten: als Magnete des Schwingspulenbetätigers und als Ringmagnete der Spindelmotoren. Für externe Festplatten ergab die Literaturschau im Rahmen des UBA-Projektes RePro (Sander et al. 2018) eine Nd-Masse von 1 g bis 11,5 g/Gerät. Für Festplatten in PC ergab die Literaturrecherche eine durchschnittliche Masse von 6,8 g Nd/Gerät. Das Gewichtsverhältnis von Schwingspulenmagnet zu Spindelmotormagnet liegt in der Größenordnung von 3:1. Verwertungsverfahren für Nd aus post-consumer-Magneten sind großtechnisch nicht etabliert. Auf der Grundlage von Prozessdesigns im Labormaßstab zeigen verschiedene Studien die ökologische Vorteilhaftigkeit der Sekundärproduktion auf. Zudem wird Nd als kritischer Rohstoff für die EU eingestuft (EU 2017).
	Datenschutz	Mit dem Ziel des Datenschutzes verlangt die DIN 66399 (Vernichtung von Datenträgern) die mechanische Zerstörung von Festplatten. Oftmals sind die Rahmenbedingungen bei zertifizierten Datenvernichtungsfirmen so gestaltet, dass eine Separation der Nd-Magnete vor der mechanischen Zerstörung der Festplatte nicht durchgeführt werden kann. Zerstörungsfreie Verfahren sind technisch möglich, aber in der DIN nicht etabliert.
	Glas aus CRT	Die Menge an Schirmglas aus Alt-CRT (Cathode Ray Tube/Kathodenstrahlröhre), welches im Allgemeinen bleifrei ist und bei einer ausreichend genauen Trennung hochwertig verwertet werden kann, geht bis zum Jahr 2025 auf fast Null zurück. Schirmglas kann zu circa 1-3 % bei der Produktion von Behälterglas zugemischt werden. Von Erstbehandlern wurde betont, dass technisch gesehen der Absatz von Schirmglas kein Problem darstelle. Die TS 50625-3-3 zur CENELEC-Norm 50625 stellt an die Behandlung von CRT, Anforderungen hinsichtlich der Verschleppung von Glas in Nicht-Glas-Fractionen: 4 % CRT-Glas bei Komponente Ablenkeinheit, 8 % CRT-Glas bei Komponente Elektronenkanone, 2 % CRT-Glas in gemischter Fraktion (Kunststoff, Metalle, Holz nach Glasseparation), 2 % CRT-Glas in Fraktion der Metallrahmen und Lochmaske (Fe-Metall-Fraktion). Die Konzentration von Schwefel in der gereinigten Glasfraktion wird mit einem Grenzwert von 5 mg/kg (TS) angegeben und darf nicht überschritten werden (TS 50625-3-3).
	Indium aus Flachbildschirmen	Der mengenrelevanteste Verwendungsbereich des kritischen Rohstoffs Indium (EU 2017) sind aktuell die Flachbildschirme. Die Gewinnung erfolgt überwiegend als Koppelprodukt aus der Nichteisenmetall-Produktion (vor allem Zink). Ökobilanzielle Untersuchungen stellen fest, dass die Sekundärproduktion nur einen geringen ökologischen Vorteil hat, wenn der Indium-Verbrauch die Produktionsmenge aus der Koppelproduktion nicht übersteigt. Sobald dies der Fall wäre, ergäbe sich ein deutlicher ökologischer Vorteil der Sekundärproduktion.

Arbeitsgruppe	Stichwort	Kurzfassung Ergebnis
	Cadmium in CRT	Cadmium wurde in der Leuchtschicht von CRT verwendet, findet heute keine Anwendung mehr. Bei alten Geräten muss jedoch davon ausgegangen werden, dass noch Cd enthalten ist.
	Quecksilber in Flachbildschirmen	Trotz eines fast vollständigen phase-out von Hg in Neugeräten, enthalten Altgeräte, die derzeit und in den kommenden Jahren in die Entsorgung gelangen, meist Quecksilber in Hintergrundbeleuchtungen. Durch Zerstörung des Geräteverbundes mit Beschädigung der Lampen sowie durch unsachgemäße Behandlung kann es zu Emissionen kommen. Eine Arbeitsplatzbelastung in der Abfallbehandlung wird durch geeignete Absaugeinrichtungen minimiert.
	Blei aus CRT	Im Gegensatz zum Schirmglas aus CRT-Geräten, ist Konusglas mit 20-25 % Bleioxidgehalt stark bleihaltig. Das Glaslot (Frittenglas), welches als Verbindungsstück zwischen Schirm- und Konusglas fungiert, besitzt mit 70-80 % einen noch höheren Bleioxidgehalt. Die Bleiglasmenngen fallen bis 2025 auf Werte nahe Null. Aktuell wird Bleiglas im Bergversatz, als Zuschlagstoff für Beton, als Wegebbaumaterial auf Deponien und (mit geringer Kapazität) in Bleihütten eingesetzt. Dabei erfolgt für den Versatz und die Nutzung als Zuschlagstoff und für den Wegebau keine Trennung von Front- und Konusglas, da der Aufwand der Bleientfrachtung bei diesen Entsorgungswegen zum einen nicht durch ökonomische Gewinne ausgeglichen wird. Zum anderen, da die Versatzverordnung nach § 3 in Anlage 1 festlegt, dass Abfälle mit einer Bleikonzentration ≥ 100 g/kg weder zur Herstellung von Versatzmaterial noch unmittelbar als Versatzmaterial eingesetzt werden dürfen. Die CENELEC-Normen EN 50625-2-2 und TS 50625-3-3 setzen Anforderungen an die Behandlung von CRT, unter anderem als Zielwert, nach dem bleifreies Schirmglas für eine stoffliche Verwertung max. 0,5 mg PbO pro kg beinhalten darf.
3	Abfallpotenzial Photovoltaik	Das Abfallpotenzial von Alt-PV-Modulen im Jahr 2020 besteht zu weit überwiegenden Anteilen (79 %) aus c-Si-Altmodulen, gefolgt von 10 % a-Si-Modulen und 8 % CdTe-Modulen. Die Europäische Kommission (EU 2017) benennt von den in PV-Modulen enthaltenen Stoffen, Gallium, Indium, metallisches Silizium, Antimon und Beryllium als kritisch. Im Jahr 2020 liegt das Abfallpotenzial an metallischem Silizium bei ca. 1.500 t, das der anderen kritischen Rohstoffe bei jeweils < 1 t.
	Schadstoffe in PV-Modulen	Relevante Schadstoffe in PV-Modulen sind Be in Kontakten, Cd in Zellen, F in Folien, Pb in Loten, Sb in Folien und ggf. Glas sowie Se in Zellen. Während Metalle, die als Legierungselemente eingesetzt sind oder in die Glasmatrix eingebunden sind ein geringeres Emissionsrisiko je Zeiteinheit aufweisen, sind Schadstoffe, die z. B. als Halbleiterschicht eingesetzt werden, mit höherem Risiko behaftet.
	Schadstoffgrenzwerte der Glasverwertung	Nach dem CENELEC Entwurf TS 50625-3-5 müssen folgende Schadstoffgehalte in der Glasfraktion aus siliziumbasierten PV-Modulen eingehalten werden: Pb-Gehalt: 100 mg/kg,

Arbeitsgruppe	Stichwort	Kurzfassung Ergebnis
		• Cd- und Se-Gehalt: 1 mg/kg. Für die Glasfraktion aus nicht-siliziumbasierten Modulen müssen folgende Werte eingehalten werden: • Pb-Gehalt: 100 mg/kg, • Cd- und Se-Gehalt: 10 mg/kg.
4	Ökologische Vorteilhaftigkeit der hochwertigen Verwertung von PV-Modulen	Die ökologische Vorteilhaftigkeit des PV-Recyclings gegenüber anderen Entsorgungswegen wird vor allem durch die hochwertige stoffliche Verwertung der Massenfraktionen (Glas, Aluminium) aber auch der aktiven Stoffe bestimmt. So kann für das Jahr 2020 das Treibhausgas-Entlastungspotenzial in einem Szenario mit hochwertiger Verwertung aller Bestandteile der PV-Module mit ca. 111.000 tCO₂eq beziffert werden, während bei Verwertung mit niedrigem Niveau ein Entlastungspotenzial von ca. 52.000 tCO₂eq besteht.
	Kunststoffe in EAG	Elektroaltgeräte weisen einen mengenrelevanten Anteil an Kunststoffen auf. Die im Jahr 2013 erfasste Menge an EAG entspricht einer Größenordnung von ca. 180.000 t Kunststoffen. Die Anteile von Kunststoffen je Geräteart liegen zwischen 5 % und 20 %. Dabei liegt der Anteil mit 20 % bei den Haushaltskleingeräten, den IT- und Telekommunikationsgeräten und der Unterhaltungselektronik, den Beleuchtungskörpern Werkzeugen und Medizingeräten am höchsten. Haushaltsgroßgeräte enthalten 15 % Kunststoffe, Spielzeug, Freizeit-, Sportgeräte, Überwachungs- und Kontrollinstrumente 5 %.
	Kunststoffanteil und neue Sammelgruppen ab 2018	Vor dem Hintergrund der neuen Sammelgruppen ab dem Jahr 2018 zeigte die Untersuchung der Situation in Österreich, wo bereits seit vielen Jahren die Größe der Altgeräte das Differenzierungskriterium darstellt, dass eine wesentliche Veränderung der Kunststoffanteile je Sammelgruppe nicht zu erwarten ist. Die Auswirkungen des offenen Geltungsbereichs des ElektroG ab 2018 können aktuell nicht abgeschätzt werden.
	Hochwertige Kunststoffverwertung	Die massenrelevantesten Kunststoffe ABS, PP, PS sind in einer Qualität separierbar, die einen Einsatz auf dem Niveau der ursprünglichen Funktion ermöglicht. Kunststoffe in Elektroaltgeräten sind oftmals mit bromierten Flammschutzmitteln ausgestattet, die in den rechtlichen Rahmensetzungen verwendungsbeschränkt sind. Zudem ist aufgrund der Zielsetzung der schadstoffarmen Rohstoffkreisläufe in einer Kreislaufwirtschaft eine Entfrachtung sinnvoll. Danach ergibt sich ein verbleibendes Recyclingpotenzial der Kunststoffe von 120.000 t/a. Durch die Separation von Kunststoffen vor dem mechanischen Aufschluss kann eine Verteilung bromierter Flammschutzmittel in den Fraktionen minimiert werden. Eine Separation der BFSM-Kunststoffe aus der gemischten Kunststofffraktion ist weniger aufwendig. Da keine belastbare Massenbilanzierung der beiden Wege, gerade vor dem Hintergrund der zuverlässigen Entfrachtung der Rohstoffkreisläufe von BFSM, bekannt ist, wird ein solcher praktischer Versuch als zukünftige Untersuchung empfohlen.

Arbeitsgruppe	Stichwort	Kurzfassung Ergebnis
5	Schadstoffentfrachtung und Aufschlussverfahren	Bei der Schadstoffentfrachtung im Rahmen der Vorbehandlung vor der Verwertung oder Beseitigung können verschiedene Aggregate eingesetzt werden, die den Geräteverbund aufschließen und die Inhaltsstoffe bzw. Komponenten so für nachfolgende Separationsverfahren (einfacher) zugänglich machen („liberation“). Verschiedene Quellen untersuchen solche Verfahren und systematisieren sie nach verschiedenen Ansätzen. Aufschlussverfahren weisen unterschiedliche Charakteristika auf, die unter anderem auch vom jeweiligen Inputstrom abhängig sind. Zudem wird das Aufschlussverhalten durch verschiedene Konfigurationen der Verfahren beeinflusst. Weiterhin haben nachgeschaltete Aggregate wesentlichen Einfluss auf letztendliche Separationsleistung. Die aktuell zur Verfügung stehenden Verfahren zum Aufschluss eines Altgeräteverbundes und zur Freisetzung z. B. von Batterien oder Kondensatoren bilden in Bezug auf die Unversehrtheit der Komponentenhülle wahrscheinlich ein Kontinuum von „nie-zerstörend“ bis „immer-zerstörend“. Für eine Charakterisierung von Aufschlussverfahren als „geeignete Verfahren bei der Schadstoffentfrachtung“ im Rahmen von Rechtssetzungen wird vorgeschlagen, zum einen das Aufschlussverhalten von Prozessen hinsichtlich der Freisetzung schadstoffhaltiger Komponenten zu standardisieren. Zum anderen sollte eine politische Diskussion zu der Frage erfolgen, welche Wahrscheinlichkeit der Zerstörung der Schadstoffkomponente (z. B. der äußeren Hülle einer Batterie) als akzeptabel angesehen wird, d. h., wo im Kontinuum zwischen „nie-zerstörend“ bis „immer-zerstörend“ der Trennstrich gesetzt werden soll, der geeignete Verfahren von ungeeigneten Verfahren abgrenzt.
	Batterien	Für die Separation von Batterien werden aktuell verschiedene Verfahren zum Geräteaufschluss eingesetzt, unter anderem auch die manuelle Separation. Damit verbunden sind oft verschiedene Zerstörungsgrade von Batterien bzw. ihren Außenhüllen. Vor dem Hintergrund der Ziele der Kreislaufwirtschaft sollte eine Identifizierbarkeit der Batterien nach chemischen Systemen nach dem Aufschluss gesichert sein.
	Toner	Werden vor dem mechanischen Geräteaufschluss Trockentoner nicht entfernt, besteht das Risiko von Staubemissionen und einer Kontamination anderer Fraktionen. Daher muss eine vorgelagerte Separation erfolgen.
	Kanzerogene feuerfeste Keramiken	Feuerfeste Keramiken in älteren EAG können unter Umständen aus karzinogenen Fasern bestehen. Für eine Identifikation anhand von Gerätebeschreibungen (Gerätetyp, Baujahr, etc.) liegt keine Datengrundlage vor. Ein Labeling erfolgte nicht. Daher ist es notwendig, die allgemeine Separationspflicht entsprechend Anlage 4 ElektroG beizubehalten und diese ggf. durch eine Liste von Verdachtsgerätetypen zu ergänzen.
	Cd-, Se-Fotoleitertrommeln	Cd und Se wurden früher als Beschichtungen von Fotoleitertrommeln genutzt. Durch Lichteinwirkung bei der Lagerung kann es zum Abplatzen von Schichtteilen kommen, durch eine mechanische Zerkleinerung zu Emissionen über den entstehenden Staub. Das Vorkommen solcher Cd- oder Sehaltiger Fotoleitertrommeln ist auf gewerbliche Quellen beschränkt.

Arbeitsgruppe	Stichwort	Kurzfassung Ergebnis
	PCB-haltige Kondensatoren	Zwar erfolgte das phase-out von PCB für relevante Elektro- und Elektronikgeräte bereits im Jahr 1989. Im Falle alter Geräte mit hohen Nutzungsdauern ist das Vorkommen in der Altgeräteentsorgung weiterhin möglich. Auch für andere Elektrolytkondensatoren sind Verfahren zum Geräteaufschluss nur dann als geeignet zur Erfüllung der Behandlungsanforderung der Anlage 4 ElektroG anzusehen, wenn die Zerstörung der Außenhülle und ein Austreten des Elektrolyten mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit vermieden werden.
	Dentalmedizinische Geräte	Dentalmedizinische Geräte können mit Quecksilber aus der Behandlung amalgamhaltiger Füllungen kontaminiert sein oder diese in Abscheidern enthalten. Um Emissionen von Quecksilber und die Diffusion in Fraktionen aus der Behandlung zu vermeiden, ist eine manuelle Separation der entsprechenden Komponenten notwendig.
	Beryllium	Das Risiko einer Exposition mit toxischem BeO in EAG entsteht, wenn die Altgeräte mechanisch aufgeschossen werden. BeO kommt nach aktuellem Kenntnisstand überwiegend in Altgeräten aus anderen Quellen als privaten Haushalten vor. Eine Separation ist aktuell nur durch die manuelle Entnahme möglich. Die hierzu notwendigen Informationen (Identifikation des Altgerätes, Identifikation der Komponente) sind derzeit nicht (ausreichend) verfügbar.
	Staubsaugerbeutel	Staubsaugerbeutelinhalte können Schadstoffe enthalten, die im Geschäfts- und Wohnbereich vorhanden sind. Für eine wirksame Minderung möglicher Staubemissionen müssen bei einer mechanischen Behandlung von Altgeräten entsprechende Minderungsmaßnahmen vorgesehen werden.

Ökologische Aspekte

Im Rahmen der Studie wurden Umweltaspekte der Behandlung von EAG anhand des ökologischen Summenindikators des Treibhauspotenzials (GWP) untersucht. Dabei wurde festgestellt, dass für viele Elektroaltgeräte Eisen/Stahl, Aluminium und Kunststoffe die Hauptanteile zum GWP-Wert beitragen. Daher kann durch eine möglichst weitgehende hochwertige Verwertung bzw. Rückgewinnung insbesondere dieser Werkstoffe ein hoher Beitrag zur Umweltentlastung geleistet werden.

Betrachtet man die spezifischen GWP-Werte, weisen die Massenmetalle ein geringeres spezifisches GWP als Edelmetalle und viele kritische Rohstoffe auf. Für diese zeigt der ökologische Summenindikator GWP eine höhere spezifische ökologische Relevanz auf. Die ökologische Relevanz von Gold entsprechend dem ökologischen Summenparameter GWP ist so hoch, dass Gold als Leitelement bei der Bewertung von Entsorgungsketten hinsichtlich der Rückgewinnung von Edelmetallen genutzt werden sollte.

Für einige kritische Rohstoffe können über Umweltbewertungen positive Effekte der Rückgewinnung aufgezeigt werden, wie z. B. für Neodym. Für andere hängt die ökologische Vorteilhaftigkeit des Recyclings von der Gestaltung der Gesamtkette der Verwertung ab und ist teilweise gering oder gleichwertig zur Primärgewinnung (Bsp. Indium).

Bei der energetischen Verwertung von Kunststoffen geht ungefähr die Hälfte des in den Kunststoffen enthaltenen Energiepotenzials verloren.

Durch das operationalisierte und konkretisierte Management von gefährlichen Inhaltsstoffen in EAG kann zum einen der direkte Austrag dieser Stoffe minimiert werden. Zum anderen ist es hierüber auch möglich, die Kontamination von Rohstoffkreisläufen zu beschränken.

Versuch zur Entfrachtung des Kunststoffinputs in die EAG-Behandlung

Im Rahmen der Studie wurde untersucht, ob Altgerätearten bestimmbar sind, durch deren Entnahme aus dem Inputstrom die Fracht bromierter Flammschutzmittel in der Kunststofffraktion signifikant verringert werden kann. Folgendes Vorgehen wurde entwickelt:

- ▶ Erarbeitung einer „Verdachtsliste“: Aus Literatur, aus Interviews mit Experten und durch die Auswertung von Daten bei Erstbehandlern wurde eine Liste von Gerätearten erstellt, die im Verdacht stehen, überproportional häufig bromierte Flammschutzmittel zu enthalten.
- ▶ Behandlung des üblichen Inputgemisches bei einem Erstbehandler und Analyse des Kunststoff-Outputs,
- ▶ Separation der Gerätearten der Verdachtsliste bei einem Erstbehandler aus dem normalen Input,
- ▶ Behandlung des Inputgemisches aus der Separation nach Verdachtsliste bei einem Erstbehandler und Analyse des Kunststoffoutputs,
- ▶ Vergleich der Ergebnisse.

Die Analytik umfasste folgende Substanzen:

- ▶ Brom-gesamt (IC) EN 14582 / CEN/TS 15408
- ▶ Polybromierte Diphenylether (PBDE) DIN EN 62321 mod. (2,4,4-Tribromdiphenylether (BDE 28), 2,2,4,4-Tetrabromdiphenylether (BDE 47), 2,2',4,4',5-Pentabromdiphenylether (BDE 99), 2,2,4,4,6-Pentabromdiphenylether (BDE 100), 2,2,4,4,5,5-Hexabromdiphenylether (BDE 153), 2,2,4,4,5,6-Hexabromdiphenylether (BDE 154), 2,2,3,4,4,5,6-Heptabromdiphenylether (BDE 183))
- ▶ Octabromdiphenylether
- ▶ Decabromdiphenylether (BDE 209)
- ▶ Flammschutzmittel (TBBPA) (FL) WEX 1348
- ▶ Flammschutzmittel (DBDPE) (FL) WEX 1349
- ▶ Flammschutzmittel (BTBPE) (FL) WEX 1350
- ▶ Hexabromcyclododecan (HBCD) (FL) DIN EN 62321 mod.

Als Fazit wurde festgestellt:

- ▶ die Grenzwerte für die POP-BFSM³ wurden in allen Proben unterschritten,
- ▶ bei den Fraktionen „Drucker, Scanner, Kopierer“, „Unterhaltungselektronik“ und „HHKG, die heiß werden“ wurden teilweise hohe Frachten an BFSM gefunden,
- ▶ der CENELEC-Grenzwert von 2.000 mg/kg für Br_{gesamt} wurde bei den Fraktionen „Unterhaltungselektronik“ und „HHKG, die heiß werden“ überschritten und bei der Fraktion „Drucker,

³ POP VO ANHANG IV: Liste der Stoffe, die den Abfallbewirtschaftungsbestimmungen gemäß Artikel 7 unterliegen; Konzentrationsgrenze für die Summe von Tetrabromdiphenylether, Pentabromdiphenylether, Hexabromdiphenylether und Heptabromdiphenylether: 1 000 mg/kg

Tetrabromdiphenylether C₁₂H₆Br₄O, Pentabromdiphenylether C₁₂H₅Br₅O, Hexabromdiphenylether C₁₂H₄Br₆O, Heptabromdiphenylether C₁₂H₃Br₇O

Scanner, Kopierer“ in der ersten Analyse erreicht und in der zweiten Analyse überschritten (Doppelbestimmungen),

- die Wiederfindungsraten für Brom über die einzelnen BFSM variieren sehr stark.

Tabelle 2: Auswahl der Ergebnisse der chemischen Analysen von Kunststofffraktionen aus der Behandlung von Elektroaltgeräten- Fraktionen und BFSM mit Werten > 1.000 mg/kg (Angaben in mg/kg)

Bezeichnung	Drucker, Scanner, Kopierer Analyse 1	Drucker, Scanner, Kopierer Analyse 2	Unterhaltungselektronik Analyse 1	Unterhaltungselektronik Analyse 2	HHKG, die heiß werden Analyse 1	HHKG, die heiß werden Analyse 2
Decabromdiphenylether (BDE 209)	<10	350	<10	5.100	45	4.700
Tetrabrombisphenol A (TBBPA)	4.900	380	7	4.000	19.000	4.700
Decabromdiphenylethan (DBDPE)	2.100	320	<5	380	12	100

Die Ergebnisse zeigen, dass die Proben teilweise sehr heterogen waren und aktuell Separationspflichten für die untersuchten Fraktionen nicht zwingend aus der bestehenden Rechtslage abgeleitet werden können.

In einer Zielperspektive der Entfrachtung von Stoffkreisläufen kann eine Behandlungsverordnung über die Setzung eines Grenzwertes für BFSM einen Impuls setzen. Angesichts der Vielfalt von BFSM, der variablen Anteile, der dynamischen Situation bei den Einstufungen der BFSM unter REACH und der Einstufung nach POP-Verordnung und der Neuentwicklungen erscheint die Orientierung der Grenzwerte an Gesamtbromgehalten sinnvoller als an einzelnen oder mehreren BFSM.

Weitere Untersuchungen zur Klärung offener Fragen zur Behandlung von Elektroaltgeräten

Schlussfolgernd aus den Ergebnissen wurden Vorschläge für weitere Untersuchungen zu Fragestellungen abgeleitet, für die sich während des Projekts und der Arbeit in den AGs Erkenntnisbedarf gezeigt hat:

► Massenbilanzierung BFSM-Kunststoffe

Hintergrund: BFSM-haltige Kunststoffe können auf der Altgeräteebene vor dem mechanischen Aufschluss beim Erstbehandler oder nach dem mechanischen Aufschluss aus der Kunststofffraktion (oftmals beim Folgebehandler) separiert werden

Ziel: Beantwortung der Frage, bei welchem Vorgehen zur Separation BFSM-haltiger Kunststoffe die Ausbeute an BFSM-freien Kunststoffen am größten ist.

► Normung von Techniken zum Grobaufschluss

Hintergrund: Die Erarbeitung von Anforderungen an die mechanische Separation besonders ressourcenrelevanter Stoffe / Komponenten sowie an die Schadstoffentfrachtung (z. B. Batterien, Kondensatoren) hat gezeigt, dass eine Rechtssetzung unterstützt bzw. erleichtert werden könnte, wenn auf genormte Stufungen für schonende Grobaufschlussverfahren verwiesen werden könnte.

Ziel: Die Normung sollte für mindestens alle gängigen, bei EBA eingesetzten, Grobaufschlusstechniken eine Stufung verfügbar machen, die beschreibt, in welchem Verfahrens-/Prozesstyp welche Wahrscheinlichkeit für die Zerstörung von Zielkomponenten erwartet werden kann.

► **Status quo Erstbehandlung**

Hintergrund: Bei der Frage, in welchen Bereichen der Behandlung von EAG prioritär Handlungsbedarf besteht und welche Folgen im Untersuchungskontext einzelne Behandlungsanforderungen hätten, wurde deutlich, dass kein breiter Wissensstand über die Behandlungsverfahren bei allen Erstbehandlern in Deutschland verfügbar ist. Oftmals sind nur Informationen von den Anlagenbetreibern verfügbar, die in den Diskussionen aktiv sind. Dies ist nach Aussage der Erstbehandler jedoch nur ein nicht notwendigerweise repräsentativer Teil der Anlagen in Deutschland. Zudem wurde angeführt, dass teilweise kein level playing field bei der Erstbehandlung von EAG besteht.

Ziel: Quantifizierende Erhebung der Situation der Erstbehandlung in Deutschland in Bezug auf die angewandten Behandlungskonzepte, die eingesetzte Anlagentechnik und die SG, für die divergierende Behandlungskonzepte bestehen.

► **EAG mit kanzerogenen Keramikfasern**

Hintergrund: Als Ergebnis der Recherchen in diesem Projekt und im Rahmen der Diskussionen zu den Behandlungsanforderungen für EAG in der Arbeitsgruppe „Schadstoffentfrachtung“ wurde festgestellt, dass der Kenntnisstand zu EAG, die kanzerogene Fasern enthalten, sehr gering ist.

Ziel: Ziel der Untersuchung sollte es sein, zum einen den Kenntnisstand über das Vorkommen von kanzerogenen Fasern in EAG zu verbessern. Zum anderen sollte dieses Wissen so operationalisiert werden, dass sich eine Handlungsanleitung für die Erfassung und die Erstbehandlungsanlagen von Altgeräten mit kanzerogenen Fasern ergibt (z. B. mit Kriterien bzw. einem Entscheidungsbaum zur optischen Erkennung von Altgeräten, die sicher / wahrscheinlich kanzerogene Fasern enthalten).

Empfehlung für Behandlungsanforderungen

Folgende Anforderungsempfehlungen ergeben sich aus den Untersuchungen, dem Bearbeitungsprozess in Abstimmung mit den Akteuren sowie der fachlichen Bewertung der Autoren:

AG1 Leiterplatten und ressourcenrelevante (rr) Bauteile

- 1.1 Verpflichtende Separation vor mechanischer (Grob-)Zerkleinerung von Geräten mit besonders hohen Wertstoffgehalten in Leiterplatten (siehe insbesondere Tabelle 3)
- 1.2 Separation von Leiterplatten aus den in der Tabelle 3 aufgeführten Altgeräten vor mechanischer (Grob-)Zerkleinerung, vorrangig manuell, ansonsten nach schonendem Grobaufschluss

Tabelle 3: Leitgeräte für hochwertige Leiterplatten

Sammelgruppe ab Ende 2018	Geräte
SG 1 (Wärmeüberträger) und SG 4 (Großgeräte)	Smarte Geräte
SG 2 (Bildschirmgeräte)	Flachbildschirm, Laptop, Tablet
SG 4 (Großgeräte) und SG 5 (Kleingeräte)	Server, PC, Laserdrucker
SG 5 (Kleingeräte)	Mobiltelefon, Smartphone, Digital-/Videokamera, DVD-/CD-Player, Videospielkonsolen, Navigationssystem, Router, Festplatte*

*Anmerkung: Für Festplatten, die aus Datenschutzgründen zerkleinert werden, gilt dies nur, sofern es die zeitlichen Vorgaben an die Datenvernichtung erlauben

- ▶ 1.3 Separation einer reinen Leiterplattenfraktion von min. 4 % des Gesamtinputs FBS-Geräte und Zuführung zu einer Verwertung, bei der enthaltene Edelmetalle und Kupfer zurückgewonnen werden
- ▶ 1.4 Kontinuierliche Verbesserung der Edelmetallrückgewinnung
- ▶ 1.5 Abgabe separierter Leiterplattenfraktionen zur metallurgischen Rückgewinnung nur an Anlagen:
 - 1. mit folgenden Rückgewinnungsgraden im Rückgewinnungsprozess (Zielwerte): Cu, Au, Ag, Pd je 90 %
 - 2. mit Rückgewinnung von Sn, Pb, Sb in der Prozesskette
 - 3. welche die BVT-Schlussfolgerungen für die Nichteisenmetallindustrie unter der IE-Richtlinie für PCDD/F-Emissionen erfüllen
- ▶ 1.6 Abtrennung von Kühlkörpern aus hochwertigen, separierten Leiterplattenfraktionen vor metallurgischem Prozess der Cu-/Pb-Route, soweit die Edelmetallverluste nicht erhöht werden
- ▶ 1.7 Separation SE-haltiger Magnete aus Festplatten* (mindestens aus Linearmotoren) und aus Motoren von Pedelecs als separater Stoffstrom und Zuführung zu einem Verwertungsverfahren

AG2 Bildschirme

- ▶ 2.1 Kein Abkippen der BSG aus dem Container vom Beförderungsfahrzeug, sondern Abstellen des Containers und Abgleiten lassen der BSG
- ▶ 2.2 Witterungsgeschützte Lagerung von CRT-/FBS-Geräten und deren schadstoffhaltigen Fraktionen
- ▶ 2.3 Erfassung des Staubes und des frei werdenden Quecksilbers am Entstehungspunkt bei Prozessen mit Staubeentwicklung und/oder Schadstofffreisetzungsfahrer bei BSG
- ▶ 2.4 Werkstoffliche Verwertung der Kunststoffe von BSG-Rückwänden mit einem Gesamtbromgehalt kleiner eines noch festzulegenden Grenzwertes
- ▶ 2.5 Verpflichtende Separation vor mechanischer (Grob-)Zerkleinerung der Rückwände von CRT-Geräten
- ▶ 2.6 Trennung von Pb-haltigem Konusglas und Pb-freiem Schirmglas aus CRT-Geräten
- ▶ 2.7 Werkstoffliche Verwertung von mindestens 25 % des Glases des CRT-Inputs
- ▶ 2.8 Schwefelkonzentration in gereinigter Glasfraktion von CRT-Geräten: max. 5 mg/kg,
- ▶ 2.9 PbO-Gehalt der Schirmglasfraktion: max. 0,1 %
- ▶ 2.10 Grenzwerte für CRT-Glas in sonstigen Fraktionen:
 - 1. 8 % in Elektronenkanonen
 - 2. 4 % in Ablenkeinheit
 - 3. 2 % CRT-Glas in Fraktion aus Anti-Explosionsrahmen, Lochmasken und ggf. weiteren Bestandteilen
- ▶ 2.11 Keine Verwertung des CRT-Glases als Baumaterial
- ▶ 2.12 Erzeugung einer separaten Lampenfraktion bei FBS-Geräten mit Hg-haltiger Hintergrundbeleuchtung
- ▶ 2.13 Keine gemeinsame Folgebehandlung von FBS-Geräten und Hg-haltigen Lampen
- ▶ 2.14 Lagerung von Lampenbruch aus FBS-Geräten in dicht verschlossenem Gebinde
- ▶ 2.15 Separierung der PMMA- und PC-Scheiben von FBS-Geräten und werkstoffliche Verwertung
- ▶ 2.16 Alle Fraktionen der FBS-Geräte (ausgenommen Lampenglas) zur Verwertung: max. 0,5 mg Hg/kg

- ▶ 2.17 2025: Anwendung von Verfahren zur Rückgewinnung von In aus FBS-Geräten, wenn 2022 Anlagen in Deutschland zur Verfügung stehen

AG 3 PV-Module

- ▶ 3.1 Bruchssichere Entladung, Lagerung und Umgang der PV-Module, sowie kein Vorbrechen oder Verdichten der PV-Module vor der Sortierung und Erstbehandlung
- ▶ 3.2 Die Gefahr eines Kurzschlusses in PV-Modulen zur VzW oder zur Verwertung ist auszuschließen
- ▶ 3.3 Witterungsgeschützte Lagerung von beschädigten Photovoltaikmodulen, Modulbruchstücken und schadstoffhaltigen Fraktionen der PV-Module
- ▶ 3.4 Keine Vermischung und Behandlung der PV-Module mit Bauabfällen
- ▶ 3.5 Erfassung von Staub am Entstehungspunkt bei Prozessen mit Staubeentwicklung oder Schadstofffreisetzungsfahr bei Behandlung von PV-Modulen
- ▶ 3.6 Getrennte Behandlung von siliziumbasierten und nicht-siliziumbasierten PV-Modulen. Verfahren für die gemeinsame Behandlung sind zulässig, insofern bei einer Vermischung siliziumbasierter und nicht-siliziumbasierter Module die Grenzwerte für Glas und andere Fraktionen zur Verwertung von 10 mg Pb/kg, 1 mg Se/kg, 1 mg Cd/kg eingehalten werden; Kombinationszellen bzw. Tandemzellen sind als nicht-siliziumbasierte Module einzustufen
- ▶ 3.7 Maximale Schadstoffgehalte für Glas und andere Fraktionen zur Verwertung:
 - 1. siliziumbasierte Module
 - Pb-Gehalt: 100 mg/kg
 - Cd- und Se-Gehalt: 1 mg/kg
 - 2. nicht-siliziumbasierte Module und gemischte Modultypen
 - Pb- und Se-Gehalt: 10 mg/kg
 - Cd-Gehalt: 1 mg/kg
- ▶ 3.8 Keine Vermischung oder Verdünnung schadstoffhaltiger Fraktionen mit anderen Fraktionen bei PV-Modulen
- ▶ 3.9 Vorrangige Verwertung von Glas aus PV-Modulen als Flachglas oder Behälterglas
- ▶ 3.10 Rückgewinnung von Cd und Te aus CdTe-PV-Modulen
- ▶ 3.11 Werkstoffliche Verwertung von Aluminium aus der Behandlung der PV-Module
- ▶ 3.12 2030: Anwendung von Verfahren zur Rückgewinnung von In, Ga aus PV-Modulen; 2020: Überprüfung der Anforderung
- ▶ 3.13 2025: Anwendung von Verfahren zur Rückgewinnung von Ag, Si aus PV-Modulen; 2020: Überprüfung der Anforderung

AG 4 Kunststoffe

- ▶ 4.1 werkstoffliche Verwertung von Kunststoffen im Umfang von:
 - SG 1 Wärmeüberträger: 10 % der Altgeräte-Inputmasse
 - SG 2 Bildschirmgeräte: 5 % der Alt-FBS-Geräte-Inputmasse und Steigerung um weitere 5 % nach 5 Jahren
 - SG 4 Großgeräte: 10 % der Inputmasse und Steigerung um weitere 2,5 % nach 5 Jahren
 - SG 5 Kleingeräte: 10 % der Inputmasse und Steigerung um weitere 5 % nach 5 Jahren
- ▶ 4.2 Separation der losen Glas- und Kunststoffinnenteile aus Kühl- und Tiefkühlgeräten für Stufe-1-Behandlungsanlagen; vorrangige Separation der losen Glas- und Kunststoffinnenteile aus Kühl- und Tiefkühlgeräten vor einem Zerkleinerungsprozess für Stufe-2-Behandlungsanlagen von Kühl- und Tiefkühlgeräten
- ▶ 4.3 Separation von Holz und Holzverbundstoffen von allen Geräten > 25 cm Kantenlänge
- ▶ 4.4 Separation Staubsaugerbeutel

- ▶ 4.5 Für Kunststofffraktionen zur werkstofflichen Verwertung darf der Gesamtbromgehalt max. x ppm (noch festzulegen) betragen. Bei Überschreitung dieses Grenzwertes darf nur eine werkstoffliche Verwertung erfolgen, wenn nachgewiesen wird, dass die Grenzwertüberschreitung nicht von den nach POP-VO, REACH und RoHS regulierten bromhaltigen Stoffen verursacht wird; sonst muss eine Abtrennung und Zuführung der über dem Grenzwert belasteten Kunststofffraktionen zu einer Behandlung entsprechend der POP-VO erfolgen
- ▶ 4.6 Separation der Kunststoffteile eines Altgerätes, die durch POP-VO geregelte FSM enthalten, vor einer mechanischen (Grob-)Zerkleinerung; unterstützend kann eine Liste erstellt werden, die verpflichtend zu separierende und optional zu separierende Altgeräte benennt

AG 5 Schadstoffe

- ▶ 5.1 Verpflichtende Separation von Quecksilber aus dentalmedizinischen EAG vor der mechanischen (Grob-)Zerkleinerung
- ▶ 5.2 Separation der Altbatterien aus batteriebetriebenen Altgeräten, die nach § 14, Abs. 1, Satz 2 im eigenen Behälter getrennt von anderen Altgeräten gesammelt wurden vor einer mechanischen (Grob-)Zerkleinerung
- ▶ 5.3 Zerstörungsfreie Separation von nicht zugänglichen⁴ Altbatterien; nach Entfernung müssen Altbatterien nach chemischen Systemen und Typengruppen untergliedert werden können
- ▶ 5.4 Grenzwert von 100 mg Cd/kg der feinsten NMRF
- ▶ 5.5 Separation von min. 1,8 kg Altbatterien pro t des Inputs Kleingeräte
- ▶ 5.6 Minimierung der Staubentwicklung bei Entladung und Behandlung von Geräten mit Tonern und Fotoleitertrommeln sowie von Tonern und Fotoleitertrommeln selbst
- ▶ 5.7 Separation der Tonerkartuschen, Farbtoner und Resttonerauffangbehälter vor einer mechanischen (Grob-)Zerkleinerung
- ▶ 5.8 Zuführung der geeigneten, vollständig erhaltenen und unbeschädigten Tonerkartuschen sowie der Tintenpatronen in Behandlungsanlagen für die Vorbereitung zur Wiederverwendung (VzW)
- ▶ 5.9 Separation der Cd- oder Se-haltigen Fotoleitertrommeln vor einer mechanischen (Grob-)Zerkleinerung
- ▶ 5.10 Separation von Geräten mit Keramikfasern (z. B. Herde/Kochfelder) vor einer mechanischen (Grob-)Zerkleinerung, sofern nicht aus einer Kennzeichnung sichtbar wird, dass es sich um nicht-karzinogene Keramikfasern handelt und Entsorgung als separate Bauteilfraktion
- ▶ 5.11 Zerstörungsfreie Separation mindestens der PCB- und der sonstigen Elektrolytkondensatoren, sodass keine Flüssigkeiten austreten
- ▶ 5.12 Grenzwert von 50 mg PCB/kg in der feinsten NMRF und der Staubfraktion; bei Überschreitung des Grenzwerts ist im Behandlungskonzept zu dokumentieren, wie Kondensatoren ordnungsgemäß separiert werden
- ▶ 5.13 Separation von Kondensatoren:
 - 1. min. 1,3 kg/t behandelte Großgeräte
 - 2. min. 0,9 kg/t behandelte Kleingeräte
 - 3. min. 1,0 kg/t behandelte CRT-Bildschirmgeräte
 - 4. min. 0,08 kg/t behandelte Kühl- und Tiefkühlgeräte
- ▶ 5.14 Separation der BeO-haltigen Bauteile aus gewerblichen Geräten vor einer mechanischen (Grob-)Zerkleinerung

⁴ Siehe auch Definitionen in Kapitel 13.

Empfehlung Behandlungskonzept

Im Kontext der Empfehlungen zu Behandlungsanforderungen zeigte sich an verschiedenen Punkten, dass Behandlungskonzepte für EAG ein sinnvolles Mittel zur Optimierung von Entsorgungsketten darstellen. In solchen Behandlungskonzepten beschreiben die (verpflichteten) Akteure ihre Herangehensweisen und Maßnahmen, um die Ziele der Behandlungsanforderungen zu erreichen.

Im Beispiel der Empfehlung zur Behandlungsanforderung 5.12 („maximale Konzentration von 50 mg PCB/kg in der feinsten NMRF und der Staubfraktion“) wird in dem Behandlungskonzept dargelegt, durch welches betriebliche Vorgehen sichergestellt wird, dass PCB-haltige Bauteile sicher und vollständig separiert werden. Weiterhin wird dargestellt welche Schritte im Falle einer Grenzwertüberschreitung unternommen werden, um die Quelle des PCB-Eintrags in die Anlage zu identifizieren (z. B. chemische Analysen, Sichtprüfungen des Inputmaterials) und welche Maßnahmen ergriffen wurden, um die Konzentration von PCB im Input und in der NMRF und dem Staub zu minimieren.

Die Empfehlung zur Behandlungsanforderung 1.4 („Kontinuierliche Verbesserung der Edelmetallrückgewinnung“) zielt z.B. darauf ab, einen dauerhaften Prozess im Behandlungskonzept aufzunehmen.

Der Entwurf des LAGA M31B nennt als Inhalt eines Behandlungskonzeptes die Sicherstellung der Entfrachtung der Kunststoffkreisläufe von bromierten Flammenschutzmitteln.

Gutachterlich wird empfohlen, zu prüfen, ob allgemeine Anforderungen und Inhalte eines solchen Behandlungskonzeptes für EAG z. B. in Kooperation mit Erstbehandlern entwickelt werden und als Teil der Zertifizierung zu einer verpflichtenden Voraussetzung für die Behandlung von EAG gemacht werden können.

Ökonomische und ökologische Abschätzung der Folgen der Behandlungsempfehlungen

Die folgende Übersicht (Tabelle 4) fasst die Abschätzung der ökonomischen und ökologischen Folgen der Behandlungsempfehlungen zusammen. Die Kategorie der ökologischen Relevanz orientiert sich an der Kreislaufführung von Stoffen (mit den Teilaspekten Verwertung und Schadstoffausschleusung). Dabei wird eine Differenzierung der ökologischen Relevanz von Stoffen anhand des ökologischen Summenparameters GWP berücksichtigt.

Tabelle 4: Übersicht zur Abschätzung von Aufwand und Nutzen der Empfehlungen zu den Behandlungsanforderungen

Kurzform Empfehlung Behandlungsanforderung	Ökonomische Abschätzung	Ökologische Abschätzung
1.1 Separation Smarte Geräte der SG 1	Kein wesentlicher Zusatzaufwand	Gemeinsam mit Empfehlung für Behandlungsanforderung 1.2.: Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial ⁵ von 12.000 t CO ₂ eq/a Rückgewinnung strategischer Rohstoffe
1.1 Separation Smarte Geräte der SG 4	Wesentlicher Zusatzaufwand für die Separation nur für den Fall, dass die Altgeräte keinen Bildschirm aufweisen	
1.1 Separation FBS SG 2	Kein wesentlicher Zusatzaufwand	
1.1 Separation Laptops, Tablets SG 2	Kein wesentlicher Zusatzaufwand	

⁵ Das inhärente Treibhausentlastungspotenzial beschreibt das theoretische Treibhauspotenzial, das in den Stoffen des jeweiligen Produktes, der Komponente oder der Fraktion enthalten ist. Dies ist nicht gleichbedeutend

Kurzform Empfehlung Behandlungsanforderung	Ökonomische Abschätzung	Ökologische Abschätzung
1.1 Separation Server SG 4 oder SG 5 (Ausnahme)	Kein wesentlicher Zusatzaufwand	
1.1 Separation PC in SG 4 oder SG 5	Einmaliger Transaktionsaufwand nur in den Fällen, in denen eine Prozessumstellung erfolgen muss, Kompensation bzw. Teilkompensation möglicher Zusatzaufwände	
1.1 Separation Laserdrucker SG 4 oder SG 5	Kein wesentlicher Zusatzaufwand	
1.1 Separation Mobiltelefone/Smartphones, Digitalkameras, Videokameras, DVD/CD-Player, Spielekonsolen, Navigationsgeräte, Router, Festplatten in SG 5	Einmaliger Transaktionsaufwand für Prozessumstellung, geringe laufende Aufwände	
1.2.1 Separation Leiterplatten aus prioritären Altgeräten	Kein wesentlicher Zusatzaufwand; ggf. einmaliger Transaktionsaufwand	Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial von 1.400 t CO ₂ eq/a, Rückgewinnung strategischer Rohstoffe
1.2.2 Separation Leiterplatten von Festplatten	Teilkompensation des Aufwandes für die manuelle Separation durch höhere Fraktionserlöse; Verbesserung der ökonomischen Situation, wenn schonende mechanische Grobauschlussverfahren verfügbar sind und Nd-Magnete separiert werden	
1.3 Separationsquote für Leiterplatten aus FBS	Bei manueller Behandlung von FBS sowie bei mechanischer Behandlung nach Schadstoffentfrachtung von Hg-haltigen FBS: Kein wesentlicher Zusatzaufwand; Im Falle Hg-freier FBS und mechanischer Behandlung erhöhter Aufwand für das Monitoring; Synergien mit den Behandlungsanforderungen 2.15 und 2.17 und Verringerung der Zusatzaufwendungen	Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial von 50 bis 1.500 t CO ₂ eq/a Rückgewinnung strategischer Rohstoffe
1.4 Kontinuierliche Verbesserung der Edelmetallrückgewinnung	Geringer Zusatzaufwand für Betriebe, die bisher noch keine kontinuierlichen Optimierungsprozesse implementiert haben	Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial von 12.000 t CO ₂ eq/a Rückgewinnung strategischer Rohstoffe
1.5 Verwertung separierter Leiterplatten nach Stand der Technik	Kein wesentlicher Zusatzaufwand	Vermeidung von Verlusten strategischer Rohstoffe und von Rohstoffen mit hohem GWP sowie Vermeidung von Schadstoffemissionen

Kurzform Empfehlung Behandlungsanforderung	Ökonomische Abschätzung	Ökologische Abschätzung
1.6 Separation Aluminiumkühlkörper von hochwertigen Leiterplatten	Kein wesentlicher Zusatzaufwand	Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial von 3.000 t CO ₂ eq/a
1.7.1 Separation / Verwertung Nd-Magnet HDD	Kostendeckung von ca. 10 % erwartet, wenn Nd-Verwertungsverfahren verfügbar. Synergie mit Empfehlung 1.2.2 Separation Leiterplatten von Festplatten	Rückgewinnung strategischer Rohstoffe
1.7.2 Separation / Verwertung Nd-Magnet Pedelec	Kostendeckung von ca. 10 % erwartet, wenn Nd-Verwertungsverfahren verfügbar	Rückgewinnung strategischer Rohstoffe
2.1 Entladung BSG	Geringe Zusatzaufwendungen im laufenden Betrieb, soweit Flächen verfügbar sind; einmaliger Transaktionsaufwand für Umbau und geringe laufende Kosten, soweit Flächen nicht verfügbar sind	Verhinderung von Hg-Emissionen und Vermeidung von Querkontaminationen v. a. bei Kunststoffen
2.2 Lagerung BSG	Kein wesentlicher Zusatzaufwand	Verhinderung von Schadstoffauswaschungen
2.3 Erfassung Staub und Hg	Einmalige Transaktionskosten von 5.000 € bis 20.000 € je Erfassungsstelle und geringe laufende Kosten	Minimierung von Hg-Emissionen, Verminderung der Belastung von Personen am Arbeitsplatz
2.4 Werkstoffliche Verwertung der Kunststoffe von BSG-Rückwänden	Nettokosten bzw. -erlöse variieren stark je nach Weltmarktpreisen für Sekundärkunststoffe und Transportentfernungen	Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial von 70.000 t CO ₂ eq im Jahr 2020
2.5 Separation der Rückwände von CRT-Geräten	Kein wesentlicher Zusatzaufwand	Vermeidung der Verschleppung von POP-BFSM in andere nicht belastete Fraktionen
2.6 Trennung Pb-haltiges/Pb-freies Glas 2.7 Werkstoffliche Verwertungsquote Glas 2.8 Max. Schwefel-Gehalt 2.9 Max. PbO-Gehalt 2.10 Max. CRT-Glas Gehalt 2.11 Keine Verwertung des CRT-Glases als Baumaterial	Vermutlich um 100 % höhere Kosten im Vergleich zur Deponierung (ohne Transportwege); einmalige Transaktionskosten, die durch die stark rückläufigen CRT-Mengen nur auf einen engen Zeitrahmen verteilt angerechnet werden können	Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial von bis zu 13.000 t CO ₂ eq im Jahr 2020

Kurzform Empfehlung Behandlungsanforderung	Ökonomische Abschätzung	Ökologische Abschätzung
2.12 Erzeugung separate Hg-Lampenfraktion 2.13 Keine gemeinsame Folgebehandlung von FBS und Hg-Lampen	Geringer Zusatzaufwand	Vermeidung der Kontamination nicht-belasteter Fraktionen; Minimierung von Emissionen
2.14 Lagerung von Lampenbruch in dicht verschlossenen Gebinden	Geringer Zusatzaufwand	Minimierung von Emissionen
2.15 Separierung und werkstoffliche Verwertung PMMA- und PC-Scheiben	Geringer Zusatzaufwand durch aktuell noch hohen Anteil Hg-haltiger Hintergrundbeleuchtungen und Synergien mit der Empfehlung 1.3 „Separation einer reinen Leiterplattenfraktion“	Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial von bis zu 14.000 t CO ₂ eq im Jahr 2020 Inhärentes Energieeinsparungspotenzial von bis zu 279.000 GJ im Jahr 2020
2.16 Hg-Grenzwert Fraktionen von 0,5 mg Hg/kg	Geringer Zusatzaufwand	Verhinderung von Hg-Emissionen und Vermeidung von Querkontaminationen v. a. bei Kunststoffen
2.17 2025 Rückgewinnung Indium	Keine Abschätzung der Aufwendungen möglich	Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial sehr gering, solange der Verbrauch an Indium nicht die primäre Produktionsmenge aus der Koppelproduktion übersteigt; Rückgewinnung strategischer Rohstoffe
3.1 Bruch sichere Entladung, Lagerung und Umgang sowie kein Vorbrechen oder Verdichten vor der Sortierung und Erstbehandlung	Kein wesentlicher Zusatzaufwand	Minimierung der Emissionen
3.2 Minimierung Kurzschlussrisiko	Kein wesentlicher Zusatzaufwand	Verbesserung Arbeitsschutz
3.3 Witterungsgeschützte Lagerung	Kein wesentlicher Zusatzaufwand	Minimierung der Emissionen (Elution)
3.4 Vermischungsverbot	Nicht anwendbar	
3.5 Erfassung von Staub	Geringe Aufwendungen, soweit Zielwerte der Stauberfassung an der Einhaltung von Arbeitsschutzaspekten orientiert werden	Minimierung der Staubemissionen und der Staubbelastungen am Arbeitsplatz

Kurzform Empfehlung Behandlungsanforderung	Ökonomische Abschätzung	Ökologische Abschätzung
3.6 Getrennte Behandlung verschiedener PV-Technologien 3.7 Maximale Schadstoffgehalte für Fraktionen zur Verwertung 3.8 Keine Vermischung oder Verdünnung schadstoffhaltiger Fraktionen mit anderen Fraktionen.	8 € bis 16 €/t Altmodule bei gemischter Anlieferung; kein wesentlicher Zusatzaufwand bei getrennter Anlieferung	Minimierung der Verschleppung von Schadstoffen in andere Fraktionen und Minimierung von Emissionen; Ggf. zukünftig Synergien mit der Rückgewinnung strategischer Rohstoffe (Indium)
3.9 Vorrangige Verwertung von Glas aus PV-Modulen als Flachglas oder Behälterglas	Keine Abschätzung der Aufwendungen möglich	Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial von 28.017 t CO ₂ eq im Jahr 2020
3.10 Rückgewinnung von Cd und Te aus PV-Modulen	Rückgewinnung Stand der Technik; bei enger Auslegung des ElektroG ergäbe sich, dass kein Zusatzaufwand im Vergleich zur Erfüllung des rechtlichen Rahmens entsteht	Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial von mind. 65 t CO ₂ eq im Jahr 2020
3.11 Werkstoffliche Verwertung von Aluminium	Keine Zusatzaufwendungen	Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial von ca. 34.000 t CO ₂ eq im Jahr 2020
3.12 2030: Rückgewinnung In, Ga 3.13 2025: Rückgewinnung Ag, Si	Keine Abschätzung der Aufwendungen möglich	Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial von bis zu 30.950 t CO ₂ eq im Jahr 2020
4.1 Quote werkstoffliche Verwertung Kunststoffe	Nettokosten bzw. -erlöse variieren stark je nach Weltmarktpreisen für Sekundärkunststoffe und Transportentfernungen sowie durch verschiedene Situationen bei EBA	Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial von ca. 350.000 t CO ₂ eq im Jahr 2020 Inhärentes Energieeinsparungspotenzial von ca. 5 PJ/a
4.2 Separation loser Glas- und Kunststoffinnenteile	Geringer Zusatzaufwand, wenn (wie üblich) Synergien mit anderen Behandlungstätigkeiten entstehen	Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial von 200 t CO ₂ eq/a bzw. Energieeinsparung durch werkstoffliche Verwertung von 8.342 GJ/a
4.3 Separation von Holz und Holzverbundstoffen	Geringer Zusatzaufwand	Minimierung Brandrisiko in der mechanischen Behandlung; Verbesserung bei der Aufbereitung der Kunststofffraktion
4.4 Separation Staubsaugerbeutel	Hoher Zusatzaufwand	Minimierung Staubemissionsrisiko
4.5 Maximaler Bromgehalt für werkstoffliche Verwertung	Keine Zusatzaufwendungen	Entfrachtung Kunststoffkreisläufe

Kurzform Empfehlung Behandlungsanforderung	Ökonomische Abschätzung	Ökologische Abschätzung
4.6 Separation der Kunststoffteile eines Altgerätes, die durch POP-VO geregelte FSM enthalten, vor einer mechanischen (Grob-)Zerkleinerung	Keine wesentlichen Zusatzaufwendungen für Betriebe, die laufendes Separationskonzept für die spezifizierten Geräte implementiert haben; einmalige Transaktionsaufwendungen und erhöhte laufende Aufwendungen in den anderen Fällen	Entfrachtung Kunststoffkreisläufe
5.1 Separation von Quecksilber aus dentalmedizinischen EAG	Keine Zusatzaufwendungen	Entfrachtung Rohstoffkreisläufe; Minderung Hg-Emissionen
5.2 Separation der Altbatterien aus batteriebetriebenen § 14 Abs. 1 Satz 2-Altgeräten 5.3 Zerstörungsfreie Separation von nicht zugänglichen ⁶ Altbatterien	Ausbauaufwand zwischen 3,6 und 16,8 Sekunden je Kleingerät entsprechend 0,035 € bis 0,163 € bei Arbeitskosten von 35 €/h bzw. 3,5 bis 30 Sekunden bei Laptops entsprechend 0,034 € bis 0,29 €	Effektive Verwertung der Batteriefraktionen; Minimierung des Risikos einer Exposition am Arbeitsplatz
5.4 Cd- Grenzwert feinste NMRF	Keine wesentlichen Zusatzaufwendungen für die Minimierung der Cd-Gehalte; ggf. Zusatzaufwand durch Analysen (ca. 50 €/Analyse)	Minimierung des Risikos der Verschleppung von Cd in andere Fraktionen aus der Behandlung sowie von Cd-Emissionen
5.5 Separation von min. 1,8 kg Altbatterien pro t des Inputs Kleingeräte	Keine wesentlichen Zusatzaufwendungen	Minimierung des Risikos der Schadstoffverschleppung in andere Fraktionen aus der Behandlung sowie von Schadstoffemissionen
5.6 Minimierung der Staubentwicklung bei Entladung und Behandlung von Geräten mit Tonern und Fotoleitertrommeln bzw. von Tonern und Fotoleitertrommeln selbst	Keine wesentlichen Zusatzaufwendungen	Minimierung des Risikos der Schadstoffverschleppung (Cd, Se, Toner) in andere Fraktionen aus der Behandlung sowie von Schadstoffemissionen
5.7 Separation von Tonerkartuschen, Farbtönern und Resttonerauffangbehältern vor maschineller (Grob-)Zerkleinerung	Keine wesentlichen Zusatzaufwendungen	Minimierung des Risikos von Schadstoffemissionen

⁶ Siehe auch Definitionen in Kapitel 13.

Kurzform Empfehlung Behandlungsanforderung	Ökonomische Abschätzung	Ökologische Abschätzung
5.8 Zuführung der geeigneten, vollständig erhaltenen und unbeschädigten Tonerkartuschen sowie der Tintenpatronen in Behandlungsanlagen für die Vorbereitung zur Wiederverwendung (VzW)	Ggf. Transaktionsaufwand für Prozessumstellung, ansonsten keine wesentlichen Zusatzaufwendungen	Minimierung der Umweltbelastung durch Wiederverwendung von Komponenten
5.9 Separation von Cd- und Sehaltigen Fotoleitertrommeln vor mechanischer (Grob-)Zerkleinerung	Ggf. Transaktionsaufwand für Prozessumstellung, ansonsten keine wesentlichen Zusatzaufwendungen	Minimierung des Risikos der Schadstoffverschleppung (Cd, Se, Toner) in andere Fraktionen aus der Behandlung sowie von Schadstoffemissionen
5.10 Separation von Geräten mit Keramikfasern vor mechanischer (Grob-)Zerkleinerung	Keine wesentlichen Zusatzaufwendungen	Minimierung des Emissionsrisikos von kanzerogenen Fasern, Minimierung Risiko einer Exposition am Arbeitsplatz
5.11 Zerstörungsfreie Separation Elektrolytkondensatoren	Keine wesentlichen Zusatzaufwendungen	Minimierung des Risikos der Schadstoffverschleppung in andere Fraktionen aus der Behandlung sowie von Schadstoffemissionen
5.12 Grenzwert PCB in feinsten NMRF und Staubfraktion	Kein wesentlicher Zusatzaufwand durch grundlegende Anforderung; ggf. Zusatzaufwendungen für chemische Analysen (ca. 150 € - 250 €/Analyse)	Minimierung des Risikos der Schadstoffverschleppung in andere Fraktionen aus der Behandlung sowie von Schadstoffemissionen; Minimierung Risiko einer Exposition am Arbeitsplatz
5.13 Mindestquote Kondensatorseparation	Keine wesentlichen Zusatzaufwendungen	Minimierung des Risikos der Schadstoffverschleppung in andere Fraktionen aus der Behandlung sowie von Schadstoffemissionen
5. 14 Separation der BeO-haltigen Bauteile	Nicht quantifizierbarer Zusatzaufwand für Separation, zudem Zusatzaufwand für die Informationsbeschaffung, soweit überhaupt verfügbar	Minimierung des Risikos der Schadstoffverschleppung in andere Fraktionen aus der Behandlung sowie von Schadstoffemissionen; Minimierung Risiko einer Exposition am Arbeitsplatz

Summary

Due to new developments in the field of treatment technologies for WEEE, the development trends of novel types of equipment as well as the environmental objectives of depollution and resource conservation there is a need for concretization and further development of the existing treatment requirements for WEEE of § 20 para. 2 ElektroG in connection with Annex 4. According to § 24 no. 2 ElektroG, the Federal Government has the authorization to lay down further requirements by ordinance for the treatment of waste equipment, including recovery, recycling and preparation for reuse.

Against this background, open questions for defined equipment categories or components of WEEE were identified and worked on in the project and, after a thorough evaluation, a derivation of specific concrete treatment recommendations was made.

In order to close knowledge gaps, a literature review was carried out and expert interviews and discussions were performed. In the meetings of the working committee (WC) "Requirements for the treatment of WEEE (WC "WEEE treatment requirements)" and the associated working groups' (WG) meetings, an exchange of knowledge took place between industry, science, federal and state authorities as well as environmental and health groups and social associations, to evaluate questions and the knowledge gathered. Furthermore, in order to further broaden the knowledge base, visits were made to WEEE treatment facilities and trials were performed.

Six subject areas were identified as particularly in need of action and were worked on as part of the project and discussed in the topic-specific working groups:

- ▶ W G 1 Printed Wiring Boards (PWB) and resource relevant components ,
- ▶ W G 2 Screens ,
- ▶ W G 3 Photovoltaic modules ,
- ▶ W G 4 Plastics ,
- ▶ W G 5 Depollution ,
- ▶ W G 6 Cooling equipment.

The work on refrigeration equipment had to be postponed beyond the project duration, as the results of the ongoing discussion about amendments of the TA-Luft⁷ will have significant influence on the discussion and the need for action.

Studies on WG-specific topics

The project examined about 20 subjects relevant to the formulation of recommendations for treatment requirements, see Table 1.

Table 1: WG specific topics and their results

Topic	Summary Result
Composition of printed wiring boards (PWB) and priorities	The literature review regarding the composition of printed wiring boards in the context of identification of priority constituents showed that based on the ecological sum parameter GWP the focus should be on precious metal recovery rates with gold serving as a guiding element for the evaluation of effectiveness and efficiencies of measures and processes.

⁷] First General Administrative Regulation for the Federal Pollution Control Act (TA Luft) of 24 July 2002 (GMBI p511).

Topic	Summary Result
PWB in flat-panel displays	The share of PWB in flat-panel displays is described in literature between 8 % and 11 %.
Status of the reclamation processes for precious and special metals	Reclamation processes on an industrial scale exist for the metals gold, cobalt, iridium, osmium, palladium, platinum, rhodium, ruthenium, antimony, tin and tellurium from end-of-life products. No reclamation processes from post-consumer-WEEE currently exist for beryllium, gadolinium, germanium, niobium, rhenium, tantalum and tungsten. The reasons of the technological challenges must be differentiated, such as: e.g. a missing separation of components in order to achieve the necessary concentrations for the reclamation and purities (relevant e.g. for Be, Ta, W) or the absence of suitable reclamation processes (relevant e.g. for Re). For Rare Earth elements, there are no technologies for reclamation from post-consumer-waste fractions on an industrial scale (Ce, Dy, Pr, Nd, Gd, and Tb). However, for all Rare Earth metals - with the exception of gadolinium - reclamation technologies already exist in pilot plants or on a laboratory scale.
List of priority device types with high value PWB	On the basis of investigations into the composition of printed wiring boards (PWB) and the occurrence of different PWB qualities in electrical appliances, it is recommended to add smart appliances, flat-panel displays, laptops, tablets, PCs, laser printers, mobile phones, digital cameras, portable DVD / CD players, video game consoles, navigation systems, router and hard disc drives (HDD) on the list of priority device types.
Minimization of losses of resource-relevant raw materials	Overall, the literature sources evaluated show that as the level of decomposition of the printed circuit boards increases, the likelihood of carryover of the precious metals from the PWB fraction to other fractions increases. The manual treatment ensures the lowest degree of destruction and thus the lowest carryover probability. The mechanical treatment can lead to significant resource losses due to the carryover of resource-relevant materials in the comminution process. The technology-specific evaluation of the first decomposition step involves considerable uncertainties. Current studies that assess the effectiveness of different treatment chains currently used with realistic input material and including practice-oriented separation techniques for entire treatment chains do not exist due to the very high cost and the existing data uncertainties and monitoring difficulties.
Copper process	Copper, precious metals, platinum group metals, tin, lead and antimony can be reclaimed from the feedstock in integrated copper smelters. The preparation of the input material pursues, among other things, the following objectives: ▶ Enrichment of the Cu content and the content of any further valuable substances (e.g. precious metals, Ni), ▶ Separation of metallic iron (steel, cast iron) and aluminium, ▶ Separation of pollutants such as halogenated plastics (PVC and other plastics) and inert substances, ▶ Shredding to required piece sizes or compaction of fine material.

Topic	Summary Result
	Through this processing, an optimization of the subsequent melting process can be achieved.
Copper smelters, BAT	Integrated copper smelters in Europe fall within the scope of the EU Industrial Emissions Directive. It should be taken into consideration that some target metals are not reclaimed in the smelter itself with purities that makes it possible to use them in products, but only in downstream external processes. The BAT reference document (BREF) on non-ferrous metal industry and the corresponding BAT conclusions also comprise emission-related requirements. A link between the input of PWB fractions and the emission situation is most likely to be seen in the PCDD/F emission situation and the associated BAT reference emission value of $\leq 0,1\text{ng I-TEQ/Nm}^3$. Neither BREF nor BAT conclusions contain references to reclamation efficiencies.
Copper smelters, CENELEC	The CENELEC standard DIN CLC / 50625-5 "Specification for the Final Treatment of Waste Electrical and Electronic Equipment - Copper and Precious Metals" comprises, inter alia, treatment of BWB in copper smelters. It sets limit values for waste water, exhaust air emissions, noise and air at the workplace. The exhaust air requirements are sometimes less stringent than the BAT conclusions for the non-ferrous metal industry. The dioxin limit in the BAT conclusions is 0.1 ng I-TEQ/Nm^3, while in the standard DIN CLC / 50625-5 with 0.5 ng I-TEQ/Nm^3 is less stringent. The reference period of annual averages makes the emission limits less demanding than the BAT conclusions. Where copper or precious metal-containing fractions like PWB fractions, are submitted to the final treatment like copper smelter, maximum concentrations of certain pollutants in the delivered fraction are to be agreed.
Nd magnets	In hard disk drives rare earth magnets can occur in two variants: as magnets of the voice coil actuator and as ring magnets of the spindle motors. For external hard drives, the literature review in the UBA project RePro (Sander et al. 2018) showed an Nd mass of 1 g to 11.5 g / device. For hard disk drives in PC, the literature research showed an average mass of 6.8 g Nd/device. The weight ratio of voice coil magnet to spindle motor magnet is in the order of 3:1. Reclamation methods for Nd from post-consumer-magnets are not established on an industrial scale Based on laboratory-scale process designs, different studies highlight the environmental benefits of secondary production. In addition, Nd is classified as a critical raw material for the EU (EU 2017).
Data protection	With the aim of data protection, the DIN 66399 (destruction of data carriers) demands the mechanical destruction of hard disk drives. Often, the framework conditions at certified data destruction companies are designed in a way that a separation of the Nd magnets before the mechanical destruction of the hard disk cannot be performed. Non-destructive methods are technically possible, but not established in the DIN.

Topic	Summary Result
Glass of CRT	The amount of end-of-life CRT screen glass will drop to almost zero by 2025. After thorough separation, this generally lead free glass fraction can be fed into high grade recycling. About 1-3 % screen glass can be mixed into the input of container glass production. It was emphasized by treatment plant operators that, technically speaking, the sale of glass is not seen as a problem. The TS 50625-3-3 to the CENELEC standard 50625 addresses the treatment requirements for CRT for the carry-over of glass into non-glass fractions: • 4 % CRT glass at component deflection unit, • 8 % CRT glass at component electron gun, • 2 % CRT glass in mixed fraction (plastic, metals, wood after glass separation), • 2 % CRT glass in fraction of metal frame and shadow mask (Fe metal fraction). The concentration of sulphur in the purified glass fraction is limited to 5 mg/kg (TS) and must not be exceeded (TS 50625-3-3).
Indium from flat screens	The most relevant area of application for the critical raw material indium (EU 2017) currently are flat screen devices. The majority of indium is co-produced in non-ferrous metal production (especially zinc). Life cycle assessments show that secondary production has little environmental benefit if indium consumption does not exceed co-production quantities. If it exceeds the co-production, there would be a clear environmental benefit of secondary production.
Cadmium in CRT	Cadmium was used in the luminescent layer of CRT, but is no longer used today. For old devices, however, it must be assumed that Cd is still present.
Mercury in flat screens	Despite an almost complete phase-out of Hg in new appliances, old appliances that are currently and will be disposed of in the coming years contain often mercury in backlights. Destruction of the device, damage to the lamps and improper handling may result in emission of Hg. Workplace load in the waste treatment is minimized by suitable suction devices.
Lead in CRT	In contrast to the screen glass of CRT devices, cone glass has a high lead content of 20-25 % lead oxide. The glass solder (frit glass), which acts as a connector between screen and cone glass, has even higher lead contents of 70-80 % lead oxide. The lead glass waste volumes fall to nearly zero by 2025. Currently, lead glass is used in backfilling of mines, as aggregate for concrete, as road construction material in landfills and (with low capacity) in lead smelters. There is no separation of front and conical glass for the use as an aggregate and for road construction, since the expense for lead depollution activities in these disposal is not compensated for by economic gains on the one hand. On the other hand the Versatzverordnung (Ordinance on backfilling of mines) specifies in annex 1 that waste with a lead concentration ≥ 100 g/kg may not be used for backfilling operations or for the production of backfilling materials.

Topic	Summary Result
	CENELEC standard EN 50625-2-2 and TS 50625-3-3 set requirements for the treatment of CRT, among others, as a target value. Front glass from CRT for recycling may contain 0.5 mg Pb per kg as a maximum.
Waste potential photovoltaic	C-Si modules provide the biggest share of end-of-life PV-modules in 2020 to the overall waste potential (79 %), followed by 10 % a-Si modules and 8 % CdTe modules. Concerning the constituents of PV-modules the European Commission (EU 2017) cites gallium, indium, metallic silicon, antimony and beryllium as critical elements. By 2020, the waste potential of metallic silicon will be around 1,500 t, that of the other critical raw materials at <1 t.
Pollutants in PV-modules	Relevant pollutants in PV-modules are Be in contacts, Cd in cells, F in foils, Pb in solders, Sb in foils and possibly in glass and Se in cells. While metals that are used as alloying elements or embedded in the glass matrix have a lower emission risk per time unit, pollutants that are used e.g. as a semiconductor layer are subject to higher risk
Pollutant limit values of glass recycling	According to the CENELEC draft TS 50625-3-5, the following pollutant levels in the glass fraction of silicon-based PV-modules must be observed: • Pb content: 100 mg/kg, • Cd and Se content: 1 mg/kg. For the glass fraction of non-silicon-based modules, the following values must be observed: • Pb content: 100 mg/kg, • Cd and Se content: 10 mg/kg.
Ecological advantage of the high quality recycling of PV-modules	The ecological advantages of PV-recycling over other disposal methods are determined above all by the high-quality recycling of the mass fractions (glass, aluminium) as well as the active substances. Thus, the greenhouse gas benefit in a scenario with high-quality utilization of all components of the PV-modules is approx. 111,000 tCO₂eq for the year 2020, while utilization at a low level offers a potential benefit of approx. 52,000 tCO₂eq.
Plastics in WEEE	WEEE contains a relevant proportion of plastics. The amount of WEEE recorded in 2013 corresponds to an order of magnitude of 180,000 t of plastics. The proportions of plastics per device type are between 5 % and 20 %. The proportion is 20 % for small domestic appliances, IT and telecommunications equipment and consumer electronics, lighting devices, tools and medical devices. Large household appliances contain 15 % plastics, toys, leisure and sports equipment, monitoring and control instruments 5 %.
Plastic shares and new collection groups from 2018	Against the background of the new collection groups from the year 2018, the study of the situation in Austria, where for many years the size of the old equipment represents the differentiation criterion, showed that a significant change in the plastic content per collection group is not to be expected. The effects of the open scope of the ElektroG from 2018 can not currently be estimated.

Topic	Summary Result
High quality plastic recycling	The mass-relevant plastics ABS, PP, PS are separable in a quality that allows use at the level of the original function.
Plastics and brominated flame retardants	Plastics in WEEE are often equipped with brominated flame retardants, which are use restricted in the legal framework. In addition depollution due to the objective of low-emission raw material cycles in a circular economy makes sense. This results in a remaining recycling potential of plastics of 120,000 t/y. By separating plastics from mechanical decomposition, diffusion of brominated flame retardants into other fractions can be minimized. Separation of the BFSM plastics from the mixed plastic fraction is less expensive. Since no reliable mass balancing of the two paths is known against the background of reliable unloading of BFSM's raw material cycles, such a practical experiment is recommended as a future study
Depollution and decomposition processes	In the case of pollutant removal as part of pre-treatment prior to recovery or final disposal, various aggregates can be used which decompose the device and make the ingredients or components (easier) accessible for subsequent separation processes ("liberation"). Different sources examine such methods and systematize them according to different approaches. Decomposition methods have different characteristics, which among other things are also dependent on the respective input material. In addition, the decomposition behaviour is influenced by configurations of the processes. Furthermore, downstream installations have a significant impact on the final separation performance. The currently available methods for the decomposition of a waste devices, e.g. batteries or capacitors, are likely to form a continuum from "never-destroying" to "always-destructive" in terms of the integrity of the component shell. For the characterization of decomposition processes as "suitable processes for depollution" in the context of legislation, it is recommended on the one hand to standardize the decomposition behaviour of processes with regard to the release of pollutant-containing components. On the other hand, there should be a political discussion on the question, which probability of destruction of the pollutant component (e.g. the outer shell of a battery) is considered acceptable, that is to say where in the continuum between "never-destroying" and "always-destructive" the dividing line is to be set, which delimits suitable procedures from unsuitable procedures.
Batteries	For the separation of batteries currently different procedures for the device decomposition are used, among other also the manual separation. Different treatment processes are often associated with different levels of destruction of batteries or their outer shells. Against the background of the objectives of the circular economy, the identifiability of the chemical system of the batteries should be ensured after separation from the device.
Toner	If dry toner is not removed prior to mechanical decomposition, there is a risk of dust emissions and contamination of other fractions. Therefore, an upstream separation must take place.

Topic	Summary Result
Carcinogenic refractory ceramics	Refractory ceramics in older WEEE may be made from carcinogenic fibres. There is no data basis for identification based on device descriptions (device type, year of manufacture, etc.). No labelling took place. It is therefore necessary to maintain the general separation requirement in accordance with Annex 4 ElektroG and to supplement this where appropriate with a list of suspect device types.
Cd, Se on photoconductive drums	Cd and Se were formerly used as coatings on photoconductive drums. The effects of light during storage can lead to the flaking off of layer parts. Mechanical treatment might result in dust emissions. The presence of such Cd or Se containing photoconductor drums is very likely limited to commercial sources.
PCB containing capacitors	The phase-out of PCBs for relevant electrical and electronic equipment took place as early as 1989. In the case of old appliances with long use periods, their occurrence as end-of-life equipment is still possible. For other electrolytic capacitors, methods for device decomposition are only to be regarded as suitable for meeting the treatment requirement of Appendix 4 ElektroG, if the destruction of the outer shell and leakage of the electrolyte is avoided with very high probability.
Dental medical equipment	Dental equipment may be contaminated with mercury from the treatment of amalgam-containing fillings and mercury can be contained in separators. In order to avoid emissions of mercury and diffusion into fractions from the treatment, a manual separation of the corresponding components is necessary.
Beryllium	The risk of exposure to toxic BeO in WEEE arises when the waste equipment is mechanically decomposed. According to current knowledge, BeO mainly occurs in waste appliances from sources other than private households. Separation is currently only possible by manual removal. The necessary information (identification of the old device, identification of the component) are currently not available.
Dust bags	Vacuum cleaner bag contents may contain contaminants that are present in the business and residential areas. In order to effectively reduce potential dust emissions, appropriate measures for the mechanical treatment of waste equipment must be provided.

Ecological aspects

The study examined environmental aspects of WEEE treatment based on the ecological sum indicator global warming potential (GWP). It was found that iron/steel, aluminium and plastics provide the biggest contribution to the GWP value for many WEEE device types. Therefore, a high contribution to environmental relief can be achieved by the highest possible quality recovery or reclamation of these materials in particular.

Looking at the specific GWP values, the mass metals have a lower specific GWP than precious metals and many critical raw materials. For these, the ecological sum indicator GWP shows a higher specific ecological relevance. The ecological relevance of gold according to the ecological sum parameter GWP is so high that gold should be used as a guide in the evaluation of disposal chains for the recovery of precious metals.

For some critical raw materials, environmental assessments can show positive effects of reclamation e.g. for Neodymium. For others, the ecological benefit of reclamation depends on the design of the entire chain of reclamation and is sometimes low or equivalent to primary production (e.g. for indium).

By energy recovery of plastics, about half of the energy potential contained in the plastics is lost.

An operationalized and concretized management of hazardous substances in WEEE can, on the one hand minimise the direct discharge of these substances. On the other hand a limitation of the contamination of raw material cycles can be achieved.

Trial concerning the depollution of plastics in WEEE treatment

The study examined whether it is possible to identify the types of waste devices that could be used to significantly reduce the load of brominated flame retardants in plastics when they are removed from the input stream. The following procedure was developed:

- ▶ Elaboration of a "list of suspicions": From literature, interviews with experts and the evaluation of data from WEEE treatment, a list of types of equipment was created that is suspected to contain disproportionately frequent brominated flame retardants.
- ▶ Treatment of the usual input mix at WEEE treatment plant and analysis of the plastic output,
- ▶ Separation of the WEEE types that are on the "list of suspicions" from the normal input,
- ▶ Treatment of the depolluted input mixture and analysis of the plastic output,
- ▶ Comparison of the results.

The analysis included the following substances:

- ▶ Bromine total (IC) EN 14582 / CEN / TS 15408,
- ▶ Polybrominated diphenyl ethers (PBDE) DIN EN 62321 mod. (2,4,4-tribromodiphenyl ether (BDE 28) , 2,2,4,4-tetrabromodiphenyl ether (BDE 47) , 2,2',4,4',5-pentabromodiphenyl ether (BDE 99) , 2,2,4,4,6-pentabromodiphenyl ether (BDE 100) , 2,2,4,4,5,5-hexabromodiphenyl ether (BDE 153) , 2,2,4,4,5,6-hexabromodiphenyl ether (BDE 154) , 2,2,3,4,4,5,6-heptabromodiphenyl ether (BDE 183),
- ▶ Octabromodiphenylether,
- ▶ Decabromodiphenyl ether (BDE 209),
- ▶ TBBPA (FL) WEX 1348
- ▶ DBDPE (FL) WEX 1349
- ▶ BTBPE (FL) WEX 1350
- ▶ Hexabromocyclododecane (HBCD) (FL) DIN EN 62321 mod.

The conclusions were:

- ▶ the values found for the POP-BFR⁸ were below the threshold value of the POP regulation,
- ▶ in the fractions "printers, scanners, copiers", "consumer electronics" and "small household appliances becoming hot", some high loads were found for BFR,

⁸ REGULATION (EC) No 850/2004 of the European Parliament and of the Council of 29 April 2004 on persistent organic pollutants and amending Directive 79/117/EEC (OJ L 158, 30.4.2004, p. 7) ANNEX IV: List of substances subject to waste management provisions in Article 7; Sum of the concentrations of tetrabromodiphenyl ether, pentabromodiphenyl ether, hexabromodiphenyl ether and heptabromodiphenyl ether: 1,000 mg/kg.

- ▶ the CENELEC limit for total Br of 2,000 mg/kg was exceeded in the 'consumer electronics' and 'small household appliances becoming hot' fractions and reached in the 'printers, scanners, copiers' fraction in the first analysis and exceeded in the duplicate analysis,
- ▶ retrieval rates for bromine across individual BFR vary widely.

Table 2: Selection of results of chemical analyses – analysed fractions and BFR with values > 1,000 mg/kg

Name of BFR	Printer, Scanner, Copiers Analysis 1	Printer, Scanner, Copiers Analysis 2	Consumer Electronics Analysis 1	Consumer Electronics Analysis 2	Small household appliance becoming hot Analysis 1	Small household appliance becoming hot Analysis 2
Decabromodiphenyl ether (BDE 209)	<10	350	<10	5,100	45	4,700
Tetrabromobisphenol A (TBBPA)	4,900	380	7	4,000	19,000	4,700
Decabromodiphenylethane (DBDPE)	2,100	320	<5	380	12	100

The results show that the samples have been partly very heterogeneous and that the existing legal situation does not result in a depollution of the majority of BFR and Br.

In a goal perspective of the depollution of material cycles a treatment ordinance comprising a limit value for BFR can set an impulse. In view of the diversity of BFR, the variable proportions, the dynamic situation with regard to the BFR classifications under REACH and the classification in the POP ordinance and the new developments, the orientation of the limit values for total bromine contents seems more appropriate than for individual BFRs.

Further research for clarification of open questions with regard to treatment of WEEE

In conclusion, suggestions for further investigations were derived from the results:

Mass balancing BFSM plastics

Background: BFR-containing plastics can be separated either from the plastic fraction (often at the subsequent treatment site) or at the waste equipment level before the mechanical decomposition of the first treatment.

Objective: To answer the question as to which process for separating BFR-containing plastics the yield of BFR-free plastics is greatest.

Standardization of techniques for coarse decomposition

Background: The development of requirements for the mechanical separation of particularly resource-relevant substances / components as well as depollution (e.g. batteries, capacitors) has shown that legislation could be supported or facilitated, if standardized grading could be used for gentle coarse decomposition processes.

Objective: Standardization should provide a grading for at least all standard coarse decomposition techniques used in first treatment sites, describing the process / process type in which the probability of destroying target components can be expected.

Status Quo Initial Treatment

Background: The question, which areas of the treatment of WEEE require priority action and what are the consequences of individual treatment requirements made it clear that there is no broad knowledge of the applied treatment approaches at first treatment sites in Germany. Often, only information is available from the plant operators who are active in the discussions. However, according to the stakeholders participated in the working groups, this is only a small and not necessarily representative group of the plants in Germany. It was also stated that there is sometimes no level playing field for the first treatment of WEEE.

Objective: Quantifying survey of the situation of initial treatment in Germany with regard to the applied treatment concepts, the applied technology and the WEEE, for which divergent treatment concepts exist.

WEEE with carcinogenic refractory fibres

Background: As a result of the research in this project and in discussions on the treatment requirements for WEEE in the working group on depollution, it was noted that the level of knowledge on WEEE containing carcinogenic fibres is very low.

Objective: The aim of the research should be to improve the knowledge about the presence of carcinogenic fibres in WEEE. On the other hand, this knowledge should be operationalized in such a way as to provide guidance for the collection and initial treatment of old equipment containing carcinogenic fibres (e.g. criteria or a decision tree for optical detection of waste equipment containing safe / likely carcinogenic fibres).

Recommendations for treatment requirements

The following recommendations for treatment requirements result from the research, the working process in discussion with the stakeholders and the expert evaluation of the authors:

WG 1 Printed wiring boards and resource relevant (rr) components

1.1 Obligatory separation of PWB from specific application types before mechanical decomposition:

- ▶ Smart household appliances,
- ▶ Flat screen displays, laptop, tablet,
- ▶ Server, PC, laser printer,
- ▶ Mobile phone, digital camera, DVD-/CD player, video console, GPS, router, HDD.

1.2 Separation of PWB from those appliances before mechanical decomposition as preferred option; otherwise after a mild coarse decomposition

1.3 Separation of a pure PWB fraction of 4 % from the input of flat screen displays and supply of that fraction to precious metal and copper reclamation

1.4 Implementation of a continuous optimisation process of the precious metal reclamation

1.5 Supply of separated PWB fraction to reclamation processes

- ▶ with a minimum reclamation efficiency of 90 % for Cu, Au, Ag, Pd,
- ▶ with reclamation of Sn, Pb, Sb in the process chain,

- ▶ which fulfil BAT conclusion of the EU Industrial Emission Directive for the NFM industry for PCDD/F-emissions ($\leq 0,1$ ng I-TEQ/Nm³),

1.6 Separation of cooling elements made from aluminium from high value PWB before metallurgical copper or lead processes as long as precious metal losses will not be increased by the separation process

1.7 Separation of REE magnets from HDD (as a minimum from the linear motors) and from motors of Pedelecs and supply of the magnets to a reclamation process; for HDD that have to be destroyed due to data protection requirements this is only valid if sufficient time is available.

WG Screens

2.1 No dumping of displays out of a container located on a truck. Instead placing the container on the ground and letting the displays sliding out of the container

2.2 Weatherproof storage of displays and hazardous fractions from treatment of displays

2.3 Capturing of dust and mercury at the point of emergence for processes with dust formation and/or discharge of hazardous substances from display treatment

2.4 Mechanical recycling of plastic rear panels of displays as far as total Br-concentration is below a threshold value, which is to be found

2.5 Obligatory separation of CRT rear panels before mechanical (coarse) decomposition of the appliance

2.6 Separation of lead containing conus glass and lead free front glass of CRT appliances

2.7 Mechanical recycling of 25 % of the glass input as a minimum

2.8 Sulphur concentration in cleaned glass fraction of max. 5 mg/kg

2.9 PbO concentration in front glass of max. 0.1 %

2.10 Threshold value for CRT-glass in other fractions:

- ▶ 8 % in electron gun,
- ▶ 4 % in deflexion unit,
- ▶ 2 % in fractions from anti explosion frame, dot mask, and other components.

2.11 No recovery of CRT glass as construction material

2.12 Creation of a separate lamp fraction from treatment of flat panel displays with mercury containing backlighting

2.13 No combined subsequent treatment of flat screen displays and mercury containing lamps

2.14 Storage of broken lamps from flat screen displays in completely locked barrels

2.15 Separation of PMMA and PC slice from flat screen displays and submitting to mechanical recycling

2.16 Concentration of Hg in all fractions from flat screen display treatment (except lamp glass) max. 0.5 mg Hg/kg

2.17 Use of reclamation processes for Indium from flat panel displays from 2025 onwards, if installations are available from 2022 onwards

WG 3 Photovoltaic modules

3.1 Break proof unloading, storage and handling of PV-modules and no pre crushing or compacting of PV-modules before sorting and first treatment

3.2 Short circuit to be avoided for PV-modules for preparation for reuse and for recovery

3.3 Weather proof storage of damaged PV-modules, and fractions with hazardous substances

3.4 No mixing and treatment of PV-modules with construction and demolition waste

3.5 Capturing of dust at the point of origin in case of processes with dust formation and emission of hazardous substances

3.6 Separate treatment of Si- and non-Si-based modules. Common treatment is allowed when threshold values of 10 mg Pb/kg, 1 mg Se/kg, and 1 mg Cd/kg are achieved; combination cells are categorised as non-Si-based modules

3.7 Maximum concentration of hazardous substances for glass and other fractions for recovery:

- ▶ Si based modules
 - ▶ Pb 100 mg/kg
 - ▶ Cd, Se 1 mg/kg each
- ▶ Other module types and mixed input
 - ▶ Pb, Se 10 mg/kg each
 - ▶ Cd 1 mg/kg

3.8 No mixing and dilution of hazardous fractions with non-hazardous fractions

3.9 Preferable recycling of glass from PV-module treatment as flat or container glass

3.10 Reclamation of Cd and Te from CdTe-modules

3.11 Mechanical recycling of aluminium from treatment of PV-modules

3.12 2030: Application of reclamation processes for In and Ga from PV-modules; 2020: Review of this requirement

3.13 2025: Application of reclamation processes for Ag and Si from PV-modules; 2020: Review of this requirement

WG 4 Plastics

4.1 Mechanical recycling of plastics to the extent of

- ▶ - CG 1 heat transfer equipment: 10 % of the input equipment,
- ▶ - CG 2 Displays: 5 % of the flat screen display input mass and additional 5 % after 5 years,
- ▶ - CG 4 LHHA: 10 % of the LHHA input mass and additional 2.5 % after 5 years,
- ▶ - CG 5 SHHA: 10 % of the SHHA input and additional 5 % after 5 years.

4.2 Obligatory separation of loose glass and plastic part from cooling equipment in stage 1 installations and preferable separation in stage 2 treatment installations

4.3 Separation of wood and wood compound material from equipment with > 25 cm feed size

4.4 Plastic fractions for mechanical recycling must not exceed a total Br concentration of 2,000 ppm. In case of more than 2000 ppm total Br: mechanical recycling only when proven, that exceeding of Br value does not result from BFR that are use restricted by POP or REACH regulation or RoHS Directive.

Otherwise: Separation of such plastic fractions and submitting to a treatment in line with the requirements of the POP regulation.

4.5 Separation of plastic parts, which contain POP regulated BFR before mechanical decomposition of the equipment; a list of equipment to be separated obligatory or optional can be elaborated as a supportive tool

WG5 Depollution

5.1 Obligatory separation of Hg from dental medical devices before mechanical treatment

5.2 Separation of batteries from § 14 Para. 1 Sent. 2 batteries before mechanical treatment

5.3 Non-destructive separation of non-accessible batteries; chemical system of the batteries must be identifiable after separation

5.4 Limit value of 100 mg Cd/kg in the finest non metallic rest fraction

5.5 Separation of 1.8 kg batteries per t of input of small household appliances as a minimum

5.6 Minimising dust development during unloading and treatment of equipment with toner and of equipment with photo conductive drums and of toner cartridges and photo conductive drums

5.7 Separation of toner cartridges, liquid and paste, as well as colour toner and cartridges for excessive toner before mechanical treatment

5.8 Submitting appropriate toner cartridges and ink cartridges to preparation of re-use treatment

5.9 Separation of Cd- and Se containing photo conductive drums before mechanical treatment

5.10 Separation of equipment with ceramic fibres before mechanical treatment, as long as labelling does not prove, that the fibre is non-carcinogenic and disposing a separate fraction

5.11 Non-destructive separation of, at least, PCB and other electrolytic capacitors in a way that no liquids leak

5.12 Limit value of 50 mg PCB/kg in the finest non metallic rest fraction and the dust fraction. In case of exceeding the limit value it has to be documented in a treatment concept how the separation of capacitors from the WEEE input is performed according to requirements

5.13 Separation of capacitors

- ▶ 1. min. 1.3 kg/t treated large household appliances,
- ▶ 2. min. 0.9 kg/t treated small household appliances,
- ▶ 3. min. 1.0 kg/t treated CRT screens,
- ▶ 4. min. 0.08 kg/t treated cooling and freezing devices.

5.14 Separation of BeO containing components from professional equipment before mechanical treatment

Recommendation: Treatment concept

It became obvious in the context of recommendations for treatment requirements at various points that treatment concepts for WEEE represent a useful tool for the optimization of disposal chains.

In such treatment concepts, the (committed) actor describes their approaches and measures to achieve the objectives of the treatment needs.

In the example of the recommendation for treatment requirement 5.12 ("maximum concentration of 50 mg PCB/kg in the finest non metallic rest fraction and the dust fraction"), the treatment concept sets out which operational procedures ensure that components containing PCB will be separated safely and completely. It also describes what steps to take in the event of a limit override to identify the source of the PCB entry into the plant (e.g. chemical analysis, visual inspections of the input material) and what measures have been taken to reduce the concentration of PCB in the input and in the non metallic rest fraction and in the dust.

The recommendation for treatment requirement 1.4 ("Continuous improvement of the precious metal reclamation") aims for example to take up a permanent process in the treatment concept.

The draft of LAGA M31B cites the contents of a treatment concept ensuring depollution of plastic cycles regarding brominated flame retardants.

The authors recommend to check whether the general requirements and content of such a treatment concept for WEEE can be developed in cooperation with first treatment site operators and whether it is appropriate to make it part of the certification of first treatment sites.

Economic and environmental impact appraisal of the treatment recommendations

The following Table 3 summarises the assessment of the economic and environmental consequences of treatment recommendations. The category of ecological relevance is based on the recycling of materials (with the partial aspects recovery and depollution). Here, a differentiation of the ecological relevance of substances is considered on the basis of ecological sum indicator GWP.

Table 3: Summary of appraisals of costs and benefits of the recommended treatment requirements

Short form recommended treatment requirement	Economic appraisal	Ecological appraisal
1.1 Separation smart devices CG 1	No significant additional effort	Together with recommendation for treatment requirement 1.2 Inherent potential for greenhouse gas reduction of 12,000 t of CO ₂ eq/y Recovery of strategic raw materials
1.1 Separation smart devices CG 4	Significant additional expense for the separation only in the event that the waste do not have a screen.	
1.1 Separation flat screens CG 2	No significant additional effort	
1.1 Separation laptops, tablets CG 2	No significant additional effort	
1.1 Separation server CG 4 or CG 5 (exception)	No significant additional effort	
1.1 Separation PC in CG 4 or CG 5	One-time transaction expenses only in cases in which a process change must take place, compensation or partial compensation of extra expenses	

Short form recommended treatment requirement	Economic appraisal	Ecological appraisal
1.1 Separation laser printer CG 4 or CG 5	No significant additional effort	
1.1 Separation mobile phones / smart phones, digital cameras, video cameras, DVD / CD players, game consoles, navigation devices, routers, hard disk drives in CG 5	One-time transaction costs for process migration, low running expenses	
1.2.1 Separation PWBs from prioritised end-of-life equipment	No significant additional expense; possibly one-time transaction expenses	
1.2.2 Separation of PWB of hard disk drives	Partial compensation of the effort for the manual separation by higher fraction revenues; Improvement of the economic situation when gentle mechanical coarse decomposition processes are available and Nd magnets are separated	Inherent potential for greenhouse gas reduction of 1,400 t CO ₂ eq/y, recovery of strategic raw materials
1.3 Separation rate for PWB from flat screens	With manual treatment of flat screens as well as mechanical treatment after removal of hazardous substances from Hg-containing flat screens: No significant additional effort In the case of Hg-free flat screens and mechanical treatment increased expenditure for monitoring. Synergies with the treatment requirements 2.15 and 2.17 and reduced the additional expenses	Inherent potential for greenhouse gas reduction of 50-1,500 t CO ₂ eq/y, Recovery of strategic raw materials
1.4 Continuous improvement of precious metal reclamation	Low overhead for companies that have so far not implemented continuous improvement processes.	Inherent potential for greenhouse gas reduction of 12,000 t of CO ₂ eq/y. Recovery of strategic raw materials
1.5 recovery of separated PWB with state of the art techniques	No significant additional efforts	Avoid losses of strategic raw materials and raw materials with a high GWP and avoidance of emissions
1.6 Separation aluminium heat sink of premium PWBs	No significant additional effort	Inherent potential for greenhouse gas reduction of 3,000 t CO ₂ eq/y

Short form recommended treatment requirement	Economic appraisal	Ecological appraisal
1.7.1 Separation / recovery Nd-magnetic HDD	Cost covering of approximately 10 % expected when Nd-recovery operations available Synregy with recommendation 1.2.2 "separation of PWB from HDD"	Reclamation of strategic raw materials
1.7.2 Separation / recovery Nd magnet pedelec	Cost deficit of approximately 90 % expected when Nd-recovery operations available	Reclamation of strategic raw materials
2.1 Unloading screen devices	Low additional expenses in running processes, as far as space is available. One-time transaction costs for conversion and low running costs as far as space is not available.	Preventing mercury emissions and avoid cross-contamination especially for plastics
2.2 Storage screen devices	No significant additional effort	Preventing elution of hazardous substances
2.3 Capture dust and Hg	One-time transaction costs of 5,000 € to 20,000 € per installation and low running costs	Minimize mercury emissions, reduce pollution at the workplace
2.4 Mechanical recycling of plastics from screen device back covers	Net costs or revenues vary greatly depending on the world market prices for secondary plastics and transport distances	Inherent potential for greenhouse gas reduction of 70,000 tonnes of CO ₂ eq in 2020
2.5 Separation of back covers of CRT devices	No significant additional effort	Avoiding the spread of POP BFRs in other non-contaminated fractions
2.6 Separation of Pb-containing / Pb-free glass 2.7 Mechanical recycling rate of glass 2.8 Max. sulphur content 2.9 Max PbO content 2.10 Max CRT glass content 2.11 No recycling of CRT glass as a building material	Probably around 100 % higher costs compared to landfilling (excluding transport costs), one-time transaction costs, which can be credited distributed only to a narrow time frame due to the sharp decline in CRT amounts	Inherent potential for greenhouse gas reduction of up to 13,000 tons of CO ₂ eq in 2020
2.12 Generating separate Hg-lamp fraction 2.13 No common treatment of Hg-lamps and other fractions from flat screens	No significant additional effort	Avoid contamination of non-contaminated fractions; Minimizing emissions
2.14 Storage of lamp breakage in tightly sealed containers	No significant additional effort	Minimizing emissions

Short form recommended treatment requirement	Economic appraisal	Ecological appraisal
2.15 Separation and mechanical recycling of PMMA and PC disks	Low additional efforts due to high share of Hg-containing backlights and synergies with recommendation 1.3 "Separation of pure PWB fraction"	Inherent potential for greenhouse gas reduction of up to 14,000t of CO ₂ eq in 2020 Inherent energy saving potential of up to 279,000 GJ in 2020
2.16 Hg limit for fractions of 0.5 mg Hg/kg	No significant additional effort	Preventing mercury emissions and avoid cross-contamination esp. for plastics
2.17 2025 reclamation indium	No estimate of the expenses possible	Inherent potential for greenhouse gas reduction is very low, as long as the consumption of indium does not exceed the primary production rate from the combined production. Recovery of strategic raw materials
3.1 Unloading, storage and handling without risk of breakage	No significant additional effort	Minimize emissions
3.2 Minimizing risk of short circuits	No significant additional effort	Improve work safety
3.3 Weatherproof storage	No significant additional effort	Minimization of emissions (elution)
3.4 Mixing ban	n.a.	n.a.
3.5 Capturing dust	Low expenses, as far as dust capturing target values are based on health and safety aspects	Minimizing dust emissions and dust exposure in the workplace
3.6 Separate treatment of various PV-technologies 3.7 Maximum contaminant levels for fractions for recycling 3.8 No mixing or dilution of hazardous fractions with other factions.	8 € to 16 €/t of end-of-life modules in case of mixed delivery, no significant additional expense in case of separate delivery	Minimizing the spread of pollutants in other groups and minimization of emissions Possibly. future synergies with the recovery of strategic raw materials
3.9 Priority recycling of glass from PV-modules as flat glass or container glass	No estimate of the expenses possible	Inherent potential for greenhouse gas reduction of 28.017 t CO ₂ eq in 2020
3.10 Reclamation of Cd and Te from PV-modules	Reclamation is state of the art; A strict interpretation of the ElektroG, would result in an appraisal of no additional effort compared to the fulfilment of the legal framework	Inherent potential for greenhouse gas reduction of min. 65 t CO ₂ eq in 2020

Short form recommended treatment requirement	Economic appraisal	Ecological appraisal
3.11 Mechanical recycling of aluminium	No additional expenses	Inherent potential for greenhouse gas reduction of approximately 34,000 t CO ₂ eq in 2020
3.12 2030: Reclamation In, Ga 3.13 2025: Reclamation of Ag, Si	No estimate of the expenses possible	Inherent potential for greenhouse gas reduction of up to 30.950 t CO ₂ eq in 2020
4.1 Mechanical recycling rate for plastics	Net costs and revenues vary greatly depending on world market prices for secondary plastics and transport distances and through various situations at first treatment sites	Inherent potential for greenhouse gas reduction of approximately 350,000 t CO ₂ eq in 2020 Inherent energy saving potential of about 5 PJ/y
4.2 Separation of loose glass and plastic internal parts	Low additional expenses in the case of synergies (which usually exist) with other treatment activities	Inherent potential for greenhouse gas reduction of 200 t CO ₂ eq/y and energy saving by mechanical recycling of 8,342 GJ/y
4.3 Separation of wood and wood composites	Low additional expenses	Minimize fire risk in the mechanical treatment, improvement in the processing of the plastic fraction
4.4 Separation vacuum cleaner bag	High additional expenses	Minimize dust emission risk
4.5 Maximum bromine content for mechanical recycling	No additional expenses	Depolluting plastic circles
4.6 Separation of the plastic parts of end-of-life device containing POP-BFR before mechanical (coarse) decomposition of the device	No significant additional expenses for companies that have implemented ongoing separation concept for the specified device, one-time transaction expenses, and higher current expenses in the other cases	Depolluting plastic circles
5.1 Separation of mercury from dental medical WEEE	No additional expenses	Depolluting raw material cycles, reduction of Hg emissions
5.2 Separation of waste batteries from battery-operated § 14 para. 1 sentence 2 devices 5.3 Non-destructive separation of inaccessible batteries	Separation effort from 3.6 to 16.8 seconds depending on the small appliance according 0.035 € to 0.163 € of labour costs of 35 €/h or 3.5 to 30 seconds for laptops according 0.034 € to 0.29 €.	Effective recycling of the battery fractions, minimizing the risk of occupational exposure

Short form recommended treatment requirement	Economic appraisal	Ecological appraisal
5.4 Cd limit for finest NMRF	No significant additional expenses for minimizing the Cd content; if necessary, additional effort from analyses (about 50€/analysis)	Minimize the risk of spread of Cd in other components from the processing and of Cd emissions
5.5 Separation of min. 1.8 kg batteries per t of inputs of small appliances	No significant additional expenses	Minimizing the risk of harmful contamination of other components from the processing and pollutant emissions
5.6 Minimize dust during discharge and treatment devices with toner and photoconductor drums or toners and photoconductor drums themselves	No significant additional expenses	Minimizing the risk of carryover contaminant (Cd, Se, toner) in different fractions from the treatment and pollutant emissions
5.7 Separation of toner cartridges, printer toners and residual toner collection containers before mechanical (coarse) decomposition	No significant additional expenses	Minimize the risk of emissions
5.8 Supply of appropriate, completely intact and undamaged toner cartridges and ink cartridges for the preparation for reuse	Possibly transaction costs for process migration, otherwise no significant additional expenditure	Minimizing the environmental pollution caused by reuse of components
5.9 Separation of Cd and Se-containing photoconductor drums from mechanical (coarse) decomposition	Possibly transaction costs for process migration, otherwise no significant additional expenditure	Minimizing the risk of carryover contaminant (Cd, Se, toner) in different fractions from the treatment and pollutant emissions
5.10 Separation of devices with ceramic fibres from mechanical (coarse) decomposition	No significant additional expenses	Minimization of the risk of emission of carcinogenic fibres, minimizing work protection risk
5.11 Non-destructive separation electrolytic capacitors	No significant additional expenses	Minimizing the risk of harmful contamination of other components from the processing and of pollutant emissions
5.12 Limit PCB in the finest NMRF and dust fraction	No significant additional effort by basic requirement; possible additional expenses for chemical analyses (about 150 € - 250 €/analysis)	Minimizing the risk of harmful contamination of other components from the processing and pollutant emissions, minimizing the risk of occupational exposure

Short form recommended treatment requirement	Economic appraisal	Ecological appraisal
5.13 Minimum rate for separation of capacitors	No significant additional efforts	Minimizing the risk of harmful contamination of other components from the processing and pollutant emissions
5.14 Separation of BeO-containing components	Non-quantifiable additional effort for separation, also additional costs for getting information	Minimizing the risk of harmful contamination of other components from the processing and pollutant emissions, minimizing the risk of occupational exposure

1 Einleitung

Aufgrund neuer Entwicklungen im Bereich der Behandlungstechnologien für Elektroaltgeräte, der Entwicklungstrends neuartiger Gerätearten sowie der umweltpolitischen Ziele der Schadstoffentfrachtung und Ressourcenschonung besteht ein Konkretisierungs- und Weiterentwicklungsbedarf der bestehenden Behandlungsanforderungen für Elektroaltgeräte des § 20, Abs. 2 ElektroG in Verbindung mit Anlage 4. Nach § 24, Nr. 2 ElektroG hat die Bundesregierung die Ermächtigung, durch Rechtsverordnung weitergehende Anforderungen an die Behandlung von Altgeräten einschließlich der Verwertung, des Recyclings und der Vorbereitung zur Wiederverwendung festzulegen.

Vor diesem Hintergrund wurden in dem Projekt offene Fragestellungen für definierte Gerätekategorien, Komponenten oder Bauteile von Elektro- und Elektronikaltgeräten identifiziert, bearbeitet und nach einer eingehenden Bewertung eine Ableitung spezifischer konkreter Behandlungsempfehlungen vorgenommen. Um Wissenslücken zu schließen, wurden eine Literaturlauswertung durchgeführt und bisherige Erkenntnisse im Rahmen von Experteninterviews zusammengetragen. In den vom UBA geleiteten Sitzungen des Arbeitskreises (AK) „Anforderungen an die Behandlung von Elektroaltgeräten (AK EAG-Behandlungsanforderungen)“ und den zugehörigen Arbeitsgruppen (AG)-Treffen erfolgte ein Wissensaustausch zwischen Wirtschaft, Wissenschaft, Bundes- und Länderbehörden sowie Umwelt- und Sozialverbänden, sodass Fragestellungen und das zusammengetragene Wissen anschließend ausgewertet werden konnten.

Weiterhin erfolgten für eine weitere Verbreiterung der Wissensbasis Besuche bei Betrieben, die für die Empfehlungen zu Behandlungsanforderungen relevante Behandlungen von Elektroaltgeräten durchführten (siehe Kapitel 10) sowie praktische Versuche (siehe Kapitel 11).

Sechs Themenbereiche wurden als besonders handlungsbedürftig eingestuft und im Rahmen des Projektes bearbeitet sowie in den themenspezifischen Arbeitsgruppen diskutiert:

- ▶ AG 1 Leiterplatten und ressourcenrelevante Bauteile,
- ▶ AG 2 Bildschirmgeräte,
- ▶ AG 3 Photovoltaikmodule,
- ▶ AG 4 Kunststoffe,
- ▶ AG 5 Schadstoffentfrachtung,
- ▶ AG 6 Kühlgeräte.

Die Arbeiten zum Themenbereich Kühlgeräte mussten letztlich auf einen Zeitraum außerhalb der Projektlaufzeit verschoben werden, da die Ergebnisse der zum Projektende noch nicht abgeschlossenen Novellierung der TA-Luft⁹ wesentlichen Einfluss auf die Diskussion und Handlungsnotwendigkeiten haben und daher abgewartet werden müssen.

Zunächst wird in dem vorliegenden Bericht der Stand der Behandlungsanforderungen für EAG in ausgewählten Mitgliedstaaten der EU exemplarisch dargestellt (Kapitel 2). Anschließend werden die Ergebnisse zu fachlichen Recherchen zu einzelnen Teilthemen aus den AGs präsentiert (Kapitel 3 bis Kapitel 8). Die Kapitel werden jeweils durch eine Darstellung der Empfehlungen zu Behandlungsanforderungen abgeschlossen. Kapitel 0 fasst weitere ökologische Aspekte zu den Teilthemen der AGs zusammen, die in den vorherigen Kapiteln nicht behandelt wurden. Ergebnisse der Anlagenbesichtigungen sind in Kapitel 10 zusammengefasst. Die praktischen Versuche zur Frage der Lokalisierung bromierter Flammschutzmittel in Kunststoffen von Gerätegruppen und ihre Ergebnisse werden anschließend in

⁹ Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24. Juli 2002 (GMBI S. 511).

Kapitel 11 dargestellt. Im Kapitel 12 erfolgt abschließend eine Abschätzung ökonomischer und ökologischer Effekte der entwickelten Empfehlungen zu Behandlungsanforderungen.

Inhalte, die im Sachverständigengutachten für das UBA (Wolf et al. 2016) erarbeitet wurden, werden in der Regel nicht wiederholt.

Soweit nicht ausdrücklich anders angemerkt, sind Prozentangaben in diesem Bericht Angaben zum Masseanteil.

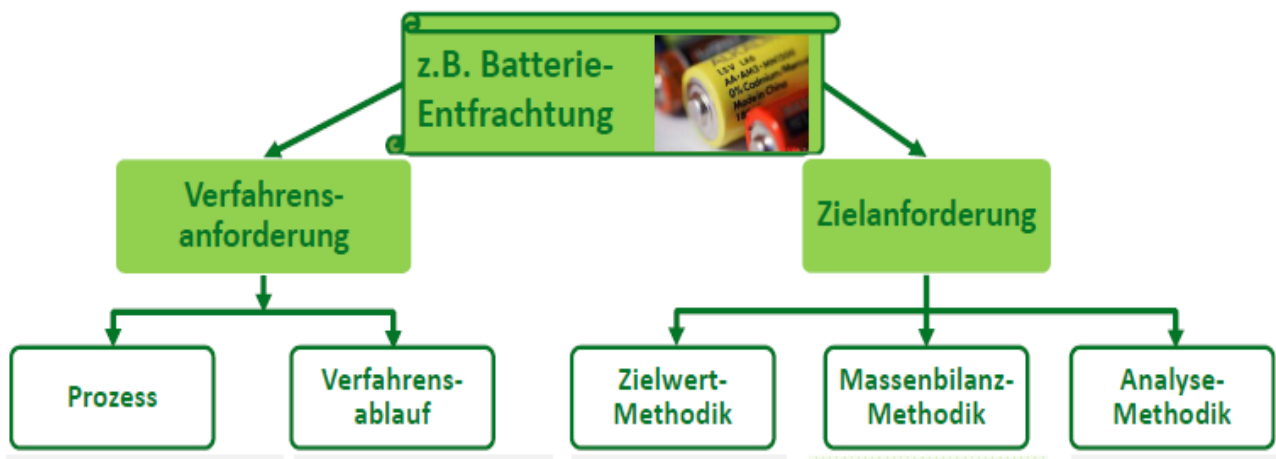
2 Behandlungsanforderungen in ausgewählten EU-Mitgliedstaaten

Zu den Ländern Österreich, Niederlande, Schweiz, Frankreich, Dänemark und Irland erfolgte eine Recherche zu den Anforderungen an die Behandlung von EAG.

Dabei wurde entsprechend der Methodik des Umweltbundesamtes (UBA) zur systematischen Differenzierung von Behandlungsanforderungen (siehe Abbildung 1) ggf. zwischen Verfahrens- und Zielanforderungen unterschieden.

Die Strukturierung der Darstellung erfolgt entsprechend den AG-Inhalten (siehe vorherige Seite).

Abbildung 1: Beispielhafte Darstellung der UBA-Methodik zur systematischen Differenzierung von Behandlungsanforderungen



Quelle: UBA

Einige Mitgliedstaaten berücksichtigen die Inhalte des European Committee for Electrotechnical Standardization (CENELEC)-Standards für die Behandlung von Elektroaltgeräten (zu den Details der Anforderungen siehe Tabelle 5). Belgien (Flandern), Slowenien, Irland und Frankreich verweisen z. B. auf Inhalte der Standards, während beispielsweise Österreich CENELEC-Inhalte in den eigenen Rechtsrahmen integriert hat. Die Niederlande setzten den WEEELABEX-Standard als verbindlichen Teil der Anforderungen an die Behandlung von EAG fest und verweisen auf die in der Erarbeitung befindlichen CENELEC-Standards.

Tabelle 5 gibt die Situation in den Mitgliedstaaten für ausgewählte Behandlungsanforderungen¹⁰ im Überblick wieder (Stand April 2017).

¹⁰ Relevanz für die Diskussionen zu den Empfehlungen für die Behandlungsanforderungen.

Tabelle 5: Behandlungsanforderungen für Elektroaltgeräte in verschiedenen Mitgliedstaaten

Bereich	Verfahrensanforderungen Prozess	Verfahrensanforderungen Verfahrensablauf	Zielanforderung Zielwert	Zielanforderung Analyse
Zu entfernende Bauteile/Materialien etc.	Chrom-VI-haltige Ammoniak-Wasser-Lösung bei Absorberkühlgeräten ist zu entfernen (Österreich) Während der Behandlung von IT/TK-Geräten müssen persönliche Daten in deren Speichern vernichtet werden. (Niederlande)			
Kunststoffe	Eine stoffliche Verwertung von Kunststoff- und Holzgehäusen mit halogenierten oder schwermetallhaltigen Zusätzen, Imprägnierungen oder Lacken ist nur in jenen Fällen zulässig, in denen die jeweiligen Stoffe oder Zusätze aufgrund technischer Erfordernisse dem neuen Produkt zugesetzt werden müssen. (Österreich)			Sekundärkunststoffe „end-of-waste plastics“ dürfen nicht mehr als 50 ppm polybromierte Biphenyle (PBB) enthalten. Octa- und Pentabromierte Diphenylether (Penta- und Octa-BDE) dürfen in Sekundärkunststoffen „end-of-waste plastics“ Konzentrationen von jeweils 1.000 ppm nicht überschreiten. (Niederlande) Kunststoffe mit einem Bromanteil < 5 ppm können werkstofflich verwertet werden (Dänemark)
CRT Bildschirme	Von Kathodenstrahlröhren sind die fluoreszierende Beschichtung, die Getterplättchen und die Elektronenquelle zu entfernen. (Österreich)	Das Zerlegen, Zerkleinern oder Verdichten von CRT-Bildschirmgeräten vor der Behandlung ist nicht erlaubt. (Niederlande)		Beim Sortieren von CRT-Glasfraktionen darf der Massenprozentsatz von Bleioxid in Frontglasfraktionen nicht über 0,5 Gew % betragen (Niederlande)

Bereich	Verfahrensanforderungen Prozess	Verfahrensanforderungen Verfahrensablauf	Zielanforderung Zielwert	Zielanforderung Analyse
	Die trockene Zerkleinerung, das Shreddern, Aufspalten und Reinigen von Kathodenstrahlröhren oder CRT-Bildschirmgeräten müssen in einer Umgebung einer wirksamen Entstaubungsanlage stattfinden, die mit einem funktionierenden Luftfiltersystem ausgestattet ist. (Niederlande) Wenn während der Behandlung von Kathodenstrahlröhren oder CRT-Bildschirmgeräten eine Nasszerkleinerung, ein Shreddern, eine Auftrennung und eine Reinigung durchgeführt werden, muss das Prozesswasser in einem geschlossenen Kreislauf geführt werden. Prozesswasser darf nicht in das Abwassersystem gelangen. (Niederlande)			Andere Bauteile (außer Kathodenstrahlröhren oder CRT-Glas) und Fraktionen von CRT-Bildschirmgeräten dürfen nach der Behandlung kein CRT-Glas mehr enthalten. Ausgenommen sind: ▶ Bauteile von Ablenkspulen, wo der Gehalt an CRT-Glas unter 4 % des Gewichts des gesamten CRT-Glas liegt, ▶ Schlamm aus der Nassbearbeitungsmethode, ▶ Staub aus dem Luftfiltersystem und den feinsten Abfallfraktionen aus dem Siebungsprozess, ▶ Fraktion der entfernten Leuchtstoffbeschichtungen (Niederlande)

Bereich	Verfahrensanforderungen Prozess	Verfahrensanforderungen Verfahrensablauf	Zielanforderung Zielwert	Zielanforderung Analyse
Flachbildschirme	Eine stoffliche Verwertung von Flüssigkristallanzeigen mit Gasentladungslampen (LCDs) ist nicht zulässig. (Österreich)	Sammlung, Behandlung und Transport von Flachbildschirmgeräten müssen auf eine Weise geschehen, dass die Bildschirme unversehrt bleiben. Vor der Behandlung dürfen die Geräte weder zerkleinert noch verdichtet werden. (Niederlande)		Flachbildschirme sind so zu behandeln, dass der Quecksilbergehalt der Fraktionen zur Verwertung 0,5 mg/kg Trockenmasse nicht übersteigt (Österreich).
Elektrische Leitungen	Kabel und elektrische Leitungen sind mechanisch in Metalle und Restfraktionen aufzutrennen. Dies gilt nicht für Kabel und elektrische Leitungen mit paraffinöl- oder teerölgetränkten Papierummantelungen, sofern diese frei von halogenhaltigen Materialien sind. (Österreich)			
Kühlgeräte	Kompressoröle mit <0,2 % Gesamthalogengehalt müssen für eine kontrollierte Zerstörung thermisch behandelt werden. Kompressoröle mit >0,2 % Gesamthalogengehalt können ins Recycling oder in normale Verbrennungsanlagen gehen. (Niederlande)	Behandlung des Kältekreislaufes von Kühl- und Klimageräten	Behandlung des Isolierschaums von Kühlgeräten	Behandlung des Kältekreislaufes von Kühl- und Klimageräten Der Restgehalt an FCKW R12/FCKW/H-FKW/H-FCKW im Kompressoröl darf 0,1 Gewichtsprozent nicht überschreiten.

Bereich	Verfahrensanforderungen Prozess	Verfahrensanforderungen Verfahrensablauf	Zielanforderung Zielwert	Zielanforderung Analyse
		Vor der Behandlung des Isolierschaums sind eine Absaugung des Kältekreislaufes und eine Vordemontage durchzuführen, wobei die Erfassungsmenge an aus dem Kältekreislauf gewonnenem FCKW/H-FCKW mindestens 115 Gramm (bestimmt als Reinsubstanz) pro Kühlgerät im Jahresdurchschnitt der Geräte betragen muss. (Österreich)	Bei der Zerkleinerung hat die Rückgewinnungsmenge an FCKW/H-FKW/H-FCKW (bestimmt als Reinsubstanz) bei Typ-1-Geräten (Haushaltskühlgeräte mit 180 Liter Nutzinhalt) 240 Gramm pro Gerät, bei Typ-2-Geräten (Haushaltskühl- und Gefrierkombinationen mit Nutzinhalt von 180 bis 350 Liter) 320 Gramm pro Gerät, bei Typ-3-Geräten (Haushaltstiefkühltruhen und Gefrierschränke mit bis zu 500 Liter Nutzinhalt) 400 Gramm pro Gerät zu betragen. (Österreich) Die Erfassungsmenge an aus dem Kältekreislauf gewonnenen Gasen muss mind. 115 Gramm pro Kühlgerät betragen. Im Durchschnitt muss mind. 300 g Gas aus der Schaumisolierung entfernt werden. (Dänemark)	Die Abluftkonzentration an flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) darf bei der Behandlung von Geräten, die VOC als Kältemittel im Kühlkreislauf oder im Isolierschaum enthalten, 50 mg C/m³ nicht überschreiten. (Österreich) Die maximale Konzentration an Gasrückständen in der Schaumisolierung und den Kompressorölen darf 0,2 % nicht überschreiten. (Dänemark)

Bereich	Verfahrensanforderungen Prozess	Verfahrensanforderungen Verfahrensablauf	Zielanforderung Zielwert	Zielanforderung Analyse
Lampen	Bei der Behandlung von Lampen und deren Fraktionen ist ein Auftreten von Quecksilber- und Staubemissionen, einschließlich diffuser Emissionen, zu vermeiden. Das während des Behandlungsprozesses frei werdende Quecksilber und die anfallenden Stäube sind abzuscheiden. Das Leuchtpulver ist vom Glaskörper abzutrennen. Das gewonnene Natronkalkglas, die Aluminiumendkappen und die sonstigen Metallteile sind einer stofflichen Verwertung zuzuführen. (Österreich)			Der Quecksilbergehalt in den Glasfraktionen darf jeweils den Grenzwert von 5 mg/kg Trockenmasse nicht übersteigen. Alle anderen Fraktionen zur Verwertung dürfen jeweils den Quecksilbergehalt von 10 mg/kg Trockenmasse nicht überschreiten. Der Anteil von Blei in der Natronkalkglasfraktion darf 0,2 Gewichtsprozent nicht übersteigen. (Österreich). Bei der Behandlung von Lampen dürfen die Quecksilber-Konzentrationen in der Luft aller Arbeitsbereiche, einschließlich der Lagerbereiche die durch die europäische Gesetzgebung und deren nationale Umsetzung festgelegten MAK-Werte nicht überschreiten. Als bestmögliches Ziel sollten die MAK-Grenzwerte bei den Behandlungsanlagen während 8 Stunden den Grenzwert von 0,02 mg/m³ nicht überschreiten (Niederlande)
Batterien	Bleibatterien sind getrennt von allen anderen Batterien und Akkumulatoren zu behandeln. Bei der Behandlung von Bleibatterien sind Blei und Kunststoff zurückzugewinnen, um sie stofflich zu verwerten.			Quecksilbergehalt darf in allen zurückgewonnenen Fraktionen aus Batterien, ausgenommen in der Quecksilberreinfraktion, 20 mg/kg Trockenmasse nicht übersteigen.

Bereich	Verfahrensanforderungen Prozess	Verfahrensanforderungen Verfahrensablauf	Zielanforderung Zielwert	Zielanforderung Analyse
	Aus Bleibatterien: Frei vorliegende Schwefelsäure ist zu verwerten. Nickel-Cadmium-Akkumulatoren und Nickel-Metallhydrid-Akkumulatoren sind getrennt von allen anderen Batterien und Akkumulatoren zu verwerten. Die gemeinsame Behandlung von Nickel-Metallhydrid-Akkumulatoren mit Nickel-Cadmium-Akkumulatoren ist zulässig. Aus Nickel-Cadmium-Akkumulatoren ist Nickel zurückzugewinnen, um es stofflich verwerten zu können. Cadmium ist als eigene Fraktion zurückzugewinnen. Knopfzellen sind thermisch zu behandeln. Quecksilber ist als eigene Fraktion abzuscheiden. Aus Zink-Kohle- und Alkali-Mangan-Batterien sind zumindest Zink und entweder Eisenschrott oder Ferromangan zurückzugewinnen und einer stofflichen Verwertung zuzuführen.			Der Bleigehalt im zurückgewonnenen Kunststoff aus Bleibatterien darf 500 mg/kg nicht übersteigen. (Österreich)

Bereich	Verfahrensanforderungen Prozess	Verfahrensanforderungen Verfahrensablauf	Zielanforderung Zielwert	Zielanforderung Analyse
	<u>Lithiumbatterien</u> sind getrennt von allen übrigen Batterien und Akkumulatoren zu behandeln. Abweichend davon ist eine gemeinsame Behandlung von Lithiumbatterien mit Knopfzellen sowie von Lithiumbatterien mit Zink-Kohle- und Alkali-Mangan-Batterien zulässig. Aus Lithiumbatterien ist Eisenschrott oder Ferromangan zurückzugewinnen und einer stofflichen Verwertung zuzuführen. Quecksilber ist als eigene Fraktion abzuscheiden. (Österreich)			
PCB	Zur Behandlung von PCB-haltigen und PCT-haltigen Ölen sind nur solche Verfahren zulässig, die bei einem Einsatz von PCB- und PCT-haltigen Ölen im Prozentbereich einen Zerstörungsgrad von PCB und PCT von zumindest 99,9999 % gewährleisten (Österreich).			Sofern der PCB-Gehalt weniger als 50 ppm beträgt, können Eisen und sonstige Metalle aus Kondensatoren ins Recycling und die Wiederverwertung weitergegeben werden. (Dänemark)
Schadstoffentfrachtung				Die Überwachung und Kontrolle der Qualität bei der Entfrachtung von Kondensatoren, Batterien und Leiterplatten aus allen Massenströmen

Bereich	Verfahrensanforderungen Prozess	Verfahrensanforderungen Verfahrensablauf	Zielanforderung Zielwert	Zielanforderung Analyse
				Um die Qualität der mechanischen Schadstoffentfrachtung zu überprüfen, gelten folgende vorläufigen Grenzwerte in der Shredder-Leichtfraktion aus der ersten mechanischen Bearbeitungsphase: Kupfer 10.000 mg/kg Cadmium 100 mg/kg Polychlorierte Biphenyle 50 mg/kg. Falls eine weitere Behandlungsphase die Abtrennung von Kupfer beinhaltet, muss der Grenzwert für Kupfer nicht angewendet werden. (Niederlande)
Leiterplatten	Eine stoffliche Verwertung von der von Metallen getrennten Restfraktion der Leiterplatten ist nicht zulässig. (Österreich)			

Quellen: Irland: Statutory instruments, S.I. No. 149 of 2014, Österreich: Abfallbehandlungspflichten (AbfallBPV), Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich Jahrgang 2017 Ausgegeben am 7. April 2017 Teil II; Niederlande: Regulation on WEEE 14758/2014, Dänemark: Statutory Order on placing on the market of electrical and electronic equipment and management of waste electrical and electronic equipment, GlobalDenmark Translations, März 2014.

3 AG 1 – Leiterplatten und ressourcenrelevante Bauteile

3.1 Ressourcenrelevante Rohstoffe in Leiterplatten

3.1.1 Zusammensetzungen und Prioritäten

Der Aufwand und die Komplexität der Rückgewinnung von Rohstoffen (hier: Metallen) steigen mit sinkenden Konzentrationen dieser Metalle in den Abfällen (Hagelüken 2012). Ziel abfallwirtschaftlicher Maßnahmen (und der Produktgestaltung) ist es daher unter anderem¹¹, die Konzentration von Zielmetallen in bestimmten Fraktionen zu erhöhen und eine Verdünnung zu verhindern. Gleichzeitig muss die ökologische Vorteilhaftigkeit der Rückgewinnung im Kontext vorliegender Elementkonzentrationen und der möglichen Wege zur Erhöhung der Konzentrationen gesehen werden.

Metallkonzentrationen in Leiterplatten schwanken stark zwischen 1 und 50.000 mg pro kg Leiterplatte.

Eine Recherche von Wolf et al. (2016) ergab bei Edelmetallhändlern eine Spanne von 4 bis 17 Leiterplattenfraktionen, die nachfolgend exemplarisch aufgeführt sind (siehe Tabelle 6).

Tabelle 6: Bezeichnungen Leiterplattenfraktionen (Analyse von Internetseiten von Ankäufern von Leiterplatten)

Fraktion	Salzburger Metallverwertungs Gesellschaft	Recycling Team	ESG Edelmetalle Scheideanstalt	mairec Precious Metals Recycling	Hamarec Edelmetallrecycling
1	Leiterplatten aus dem EDV und Industriebereich, Epoxidharzträger	Server Rückwände	Klasse I-A	Keine Veröffentlichungen von namentlichen Bezeichnungen	Leiterplatten Klasse 1++
2	Leiterplatten aus dem EDV und Industriebereich, Hartpapierträger	Steckkarten	Klasse I-B		Leiterplatten Klasse 1+
3	Leiterplatten aus dem Konsumgüterbereich, Epoxidharzträger	Platinen Klasse 1+	Klasse I-C		Leiterplatten Klasse 1+ Dual
4	Leiterplatten aus dem Konsumgüterbereich, Hartpapierträger	Platinen Klasse 1A	Klasse II-A		Laptop-Platinen
5		Platinen Klasse 1B	Klasse II-B		Computer und Serversteckkarten ohne Anhaftungen

¹¹ Weitere Ziele sind z. B. die Vermeidung von Kontaminationen durch Störstoffe bzw. Schadstoffe bzw. deren Separation.

Fraktion	Salzburger Metallverwertungs Gesellschaft	Recycling Team	ESG Edelmetalle Scheideanstalt	mairec Precious Metals Recycling	Hamarec Edelmetallrecycling
6		Platinen Klasse 2	Leiterplatten Klasse III		Computer und Serversteckkarten mit Slotblende
7		Platinen Klasse 3	Rückwände		Computer und Serversteckkarten mit Anhaftungen
8		Platinen aus Handy & Smartphone	Unbestückte Leiterplatten		Leiterplatten Klasse 1a (alte Generation)
9					Leiterplatten Klasse 1a alte Generation (mit Anhaftungen)
10					Leiterplatten Klasse 1b (ohne Anhaftungen)
11					Leiterplatten Klasse 1b (mit Anhaftungen)
12					Leiterplatten Klasse 2a
13					Leiterplatten Klasse 2b
14					Handy- und Smartphoneplatinen
15					Server-Rückwände
16					Laufwerk-Platinen
17					Festplatten-Platinen

Quelle: Wolf et al. (2016), Anmerkung: Die Reihenfolge der verschiedenen Leiterplatten (1-17) bildet nicht durchgehend deren Wertigkeit ab.

Diese Kategorisierung sowie die Hinweise auf die Geräte, die die jeweiligen Leiterplattenkategorien enthalten, können bei der Entwicklung einer Liste von separat zu behandelnden Altgeräten mit hochwertigen Leiterplatten genutzt werden (siehe auch Wolf et al. 2016 Kapitel 3.4.1).

Abbildung 2 und Abbildung 3 geben einen Überblick über das Vorkommen von Metallen in Geräten der Gerätekategorien 3 (IT/TK) und 4 (Unterhaltungselektronik und Photovoltaik) der Anlage 1 zum

ElektroG¹². Auffällig sind die hohen Gehalte an Sn und Sb. Deutlich wird jedoch auch die Relevanz von Au. Speziell in Hochtechnologiegeräten (z. B. Laptops, Mobiltelefongeräten, Digitalkameras, Videokameras, etc.) kommen z. B. Ta, W, Te, Rh, Ce, Pr, Nd, Au, Ag, La in höheren Konzentrationen vor. Die Daten zu den Gehalten in Leiterplatten stammen aus einer Studie von Oguchi et al. (2011), welche die Resultate mehrerer japanischer Studien für die Gerätearten mit relevanten Leiterplattenqualitäten und -mengen zusammenfasst (Blaser et al 2012).

Laut Blaser et al. (2012) enthalten andere Bauteile als Leiterplatten nicht so viele verschiedene ressourcenrelevante Metalle, die Metalle werden aber durchaus spezifisch in anderen Bauteilen eingesetzt. Trotz einer ausführlichen Literaturrecherche der Autoren der Studie konnten nur wenige Angaben zum durchschnittlichen Gehalt an seltenen Metallen in ausgewählten, typischen (Kleinst-) Komponenten auf Leiterplatten gefunden werden. Es wurde als Herausforderung angesehen, dass sich viele Komponenten in ihrer Bauform, in ihren Eigenschaften und damit auch in ihrer Zusammensetzung stark unterscheiden. Eine Aggregation der Datensätze zu durchschnittlichen Metallkonzentrationen je Bauteil sei daher nicht möglich (Blaser et al 2012).

¹² Derzeitige Gerätekategorien. Zurzeit existieren zehn Gerätekategorien. Ab 15. August 2018 erfolgt eine Änderung des Zugschnitts in sechs Gerätekategorien, siehe Anhang 15.1.

Abbildung 2: Durchschnittliche Metallkonzentration in mg pro kg Leiterplatten in Geräten der Gerätekategorien 3 und 4 der Anlage 1 des ElektroG

mg/kg PWB		Au	Be	Ce	Co	Dy	Ga	Gd	Ge	In	Ir	La	Li	Nb	Nd	Os	Pd	Pr	Pt	Re	Rh	Ru	Sb	Sn	Ta	Tb	Te	W
PC	mg/kg	229.2	2.3	20.0	11.9	-	2.6	-	-	-	-	110.0	81.6	19.0	100.0	-	55.1	-	0.9	-	-	2.5	2020	19125	1.6	-	1.9	94.3
	#	9/0/0	2/1/6	1/0/0	2/0/6	0/0/0	2/0/6	0/0/0	0/0/6	0/1/6	0/0/0	1/0/0	4/0/3	1/0/0	1/0/0	0/0/0	4/0/5	0/0/0	3/0/6	0/0/0	0/2/6	1/1/0	8/0/0	8/0/0	2/0/6	0/0/0	2/0/6	2/0/5
Laptop	mg/kg	436.3	32.0	30.0	80.0	-	9.5	-	13.5	1.5	-	105.0	9.0	36.0	485.0	-	166.3	-	1.3	-	-	6.3	1276.5	15667	1933.3	-	-	3.7
	#	3/0/0	2/0/0	1/0/0	2/0/0	0/0/0	3/0/0	0/0/0	2/0/0	1/1/0	0/1/0	2/0/0	2/0/0	2/0/0	2/0/0	0/0/0	3/0/0	0/0/0	2/1/0	0/0/0	0/3/0	1/2/0	2/0/0	3/0/0	1/2/0	0/0/0	0/3/0	1/2/0
Telefongerät	mg/kg	-	-	-	100.0	-	-	-	-	-	-	200.0	200.0	100.0	300.0	-	-	-	-	-	-	-	1400	34000	-	-	-	-
	#	0/1/0	0/0/0	0/0/0	1/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/1/0	0/0/0	1/0/0	1/0/0	1/0/0	1/0/0	0/0/0	0/1/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	1/0/0	1/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0
Drucker	mg/kg	46.7	-	-	29.3	-	2.1	-	2.4	-	-	4.9	69.1	1.1	43.0	-	19.3	-	-	-	-	-	396.7	13667	-	-	-	10.0
	#	3/0/0	0/2/1	0/0/0	3/0/0	0/0/0	2/0/1	0/0/0	2/0/0	0/2/1	0/0/0	2/0/0	3/0/0	2/0/0	2/0/0	0/0/0	3/0/0	0/0/0	0/2/0	0/0/0	0/2/0	0/2/0	3/0/0	3/0/0	0/2/1	0/0/0	0/2/0	1/2/0
Mobiletelefon	mg/kg	1431.6	40.3	817.2	538.9	55.6	118.5	100.0	72.0	50.7	-	830.0	120.0	24.3	2670.7	-	371.8	260.0	13.7	-	540.0	9.0	759.5	34105	2801	69.5	100.0	2339
	#	20/0/0	16/0/0	11/0/0	19/0/0	14/0/0	17/0/0	1/0/0	5/0/0	6/1/0	0/0/0	15/0/0	2/0/0	3/0/0	15/0/0	0/0/0	20/0/0	3/0/0	13/0/0	0/0/0	1/0/0	4/0/0	19/0/0	19/0/0	18/0/0	2/0/0	1/0/0	18/0/0
Faxgerät	mg/kg	35.0	-	-	420.0	-	-	-	-	-	-	-	36.0	-	-	-	110.0	-	-	-	-	-	670.0	7400	-	-	-	72.0
	#	1/0/0	0/0/1	0/0/0	1/0/0	0/0/0	0/0/1	0/0/0	0/0/0	0/0/1	0/0/0	0/0/0	1/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	1/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	1/0/0	1/0/0	0/0/1	0/0/0	0/0/0	1/0/0
TV, CRT	mg/kg	8.7	-	-	11.5	-	-	-	-	-	-	1.7	1.0	7.1	2.4	-	8.1	-	-	-	-	-	2693	17129	-	-	-	-
	#	3/1/4	0/1/4	0/0/0	3/0/4	0/0/0	0/1/4	0/0/0	0/1/4	0/1/4	0/1/0	1/0/0	2/1/4	1/0/0	1/0/0	0/0/0	3/1/4	0/0/0	0/0/4	0/0/0	0/0/4	0/1/0	7/0/0	7/0/0	0/1/4	0/0/0	0/1/4	0/1/4
TV, Plasma	mg/kg	150.0	-	-	-	-	-	-	100.0	-	-	-	100.0	-	-	-	100.0	-	-	-	-	-	800.0	14650	100.0	-	-	-
	#	1/1/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	1/0/0	0/0/0	0/2/0	0/0/0	1/0/0	0/0/0	0/0/0	1/0/0	0/0/0	0/2/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	2/0/0	2/0/0	1/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0
TV, LCD	mg/kg	127.7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11.0	-	-	-	-	-	1800	25000	-	-	-	-
	#	3/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/1/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	2/1/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	1/0/0	1/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0
Videorekorder, VCR	mg/kg	11.5	-	-	47.3	-	4.5	-	-	-	-	-	3.3	-	-	-	25.0	-	6.0	-	-	6.0	1300	17800	11.5	-	-	19.0
	#	1/0/1	0/1/1	0/1/0	2/0/0	0/0/0	1/0/1	0/0/0	0/0/0	0/0/1	0/0/0	0/0/0	1/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	1/0/1	0/0/0	1/0/0	0/0/0	0/1/0	1/0/0	2/0/0	2/0/0	1/0/1	0/0/0	0/1/0	2/0/0
DVD-Spieler	mg/kg	132.8	-	5.0	55.0	-	9.0	-	-	-	-	-	-	-	100.0	-	10.3	-	4.5	-	-	1.5	1200	22333	76.5	-	-	6.5
	#	4/0/0	0/2/0	1/1/0	1/1/0	0/0/0	2/0/0	0/0/0	0/0/0	0/1/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	1/0/0	0/0/0	2/2/0	0/0/0	2/0/0	0/0/0	0/2/0	1/1/0	3/0/0	3/0/0	2/0/0	0/0/0	0/2/0	2/0/0
Stereoanlage	mg/kg	6.2	-	-	3.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	470.0	22000	-	-	-	85.0
	#	1/0/0	0/0/1	0/0/0	1/0/0	0/0/0	0/0/1	0/0/0	0/0/0	0/0/1	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/1	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	1/0/0	1/0/0	0/0/1	0/0/0	0/0/0	0/0/0
Kassettenradio	mg/kg	26.0	-	-	4.0	-	6.0	-	-	-	-	-	8.1	-	-	-	17.0	-	2.0	-	-	-	3035	23800	4.5	-	1.0	23.5
	#	2/0/0	0/1/1	0/1/0	1/1/0	0/0/0	1/0/1	0/0/0	0/0/0	0/0/1	0/0/0	0/0/0	1/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	1/1/0	0/0/0	1/0/0	0/0/0	0/1/0	0/1/0	2/0/0	2/0/0	1/0/1	0/0/0	1/0/0	2/0/0
Digitalkamera	mg/kg	794.0	68.4	74.4	164.4	56.2	51.8	-	140.0	86.7	-	139.0	52.0	191.7	336.3	-	189.5	-	1.0	-	235.0	10.5	1800	39300	8139	18.0	55.0	693.9
	#	10/0/0	5/0/0	4/1/0	10/0/0	5/0/0	5/0/0	0/0/0	1/0/0	2/1/0	0/0/0	8/0/0	1/0/0	3/0/0	8/0/0	0/0/0	10/0/0	0/0/0	2/0/0	0/0/0	1/1/0	2/0/0	10/0/0	10/0/0	10/0/0	1/0/0	1/1/0	8/0/0
Videokamera	mg/kg	528.8	-	222.7	150.0	61.6	89.0	100.0	200.0	70.0	-	445.0	-	386.0	816.7	-	860.0	100.0	10.2	-	-	13.0	1889	38625	8683	30.0	215.0	578.6
	#	8/0/0	0/1/0	6/0/0	7/1/0	5/0/0	3/0/0	1/0/0	1/0/0	1/1/0	0/0/0	6/0/0	0/0/0	2/0/0	6/0/0	0/0/0	8/0/0	1/0/0	6/0/0	0/0/0	0/1/0	1/0/0	8/0/0	8/0/0	8/0/0	1/0/0	1/1/0	7/0/0
CD-Spieler, tragbar	mg/kg	370.0	-	100.0	80.0	100.0	-	-	140.0	-	-	100.0	-	270.0	200.0	-	5.0	-	-	-	-	-	1400	50000	665.0	-	-	20.0
	#	2/0/0	1/0/0	1/0/0	2/0/0	1/0/0	0/0/0	0/0/0	1/0/0	0/1/0	0/0/0	1/0/0	0/0/0	1/0/0	1/0/0	0/0/0	1/1/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	2/0/0	2/0/0	2/0/0	0/0/0	0/0/0	1/0/0
Minidisk-Spieler, tragbar	mg/kg	935.0	60.0	20.0	150.0	100.0	-	-	120.0	-	-	100.0	20.0	550.0	100.0	-	275.0	-	-	-	-	-	1150	48000	9600	-	-	105.0
	#	2/0/0	1/0/0	1/0/0	2/0/0	1/0/0	0/0/0	0/0/0	1/0/0	0/1/0	0/0/0	1/0/0	1/0/0	1/0/0	1/0/0	0/0/0	1/1/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	2/0/0	2/0/0	2/0/0	0/0/0	0/0/0	2/0/0
in mg/kg PWB		>10000		>5000		>1000		>500		>100		>50		>10		<10												

Anmerkung: Unter jedem Wert sind die Anzahl Werte angegeben, welche als a) gemessene Konzentrationen, b) „< - Werte“, Typ A (nicht gefunden, Nachweisgrenze angegeben) bzw. c) „not defined“-Werte, Typ B (nicht gefunden, Nachweisgrenze unbekannt) in die ø-Konzentrationen eingeflossen sind. Die Werte von b) und c) sind als Nullwerte berücksichtigt worden.

Quelle: Blaser et al. (2012); die Datengrundlagen stammen aus verschiedenen Jahren. Auf den Status die Geräte (Altgerät/Neugerät) geht die Studie nicht ein.

Abbildung 3: Metallgehalte in Leiterplatten in Geräten der Gerätekategorien 3 und 4 der Anlage 1 des ElektroG, bezogen auf das ganze Gerätegewicht [mg pro kg Gerät]. Metalle in anderen Gerätekomponenten als den Leiterplatten sind hier nicht berücksichtigt

mg/kg device		Au	Be	Ce	Co	Dy	Ga	Gd	Ge	In	Ir	La	Li	Nb	Nd	Os	Pd	Pr	Pt	Re	Rh	Ru	Sb	Sn	Ta	Tb	Te	W
PC	mg/kg	19.1	0.2	1.7	1.0	-	0.2	-	-	-	-	9.2	6.8	1.6	8.3	-	4.6	-	0.1	-	-	0.2	168	1591	0.1	-	0.2	7.8
Laptop	mg/kg	63.7	4.7	4.4	11.7	-	1.4	-	2.0	0.2	-	15.3	1.3	5.3	70.8	-	24.3	-	0.2	-	-	0.9	186	2288	282.4	-	-	0.5
Telefongerät	mg/kg	-	-	-	1.9	-	-	-	-	-	-	3.9	3.9	1.9	5.8	-	-	-	-	-	-	-	27	658	-	-	-	-
Drucker	mg/kg	0.8	-	-	0.5	-	0.0	-	0.0	-	-	0.1	1.2	0.0	0.8	-	0.3	-	-	-	-	-	7	239	-	-	-	0.2
Mobiletelefon	mg/kg	280.7	7.9	160.2	105.7	10.9	23.2	19.6	14.1	9.9	-	162.7	23.5	4.8	523.7	-	72.9	51.0	2.7	-	105.9	1.8	149	6687	549.1	13.6	19.6	458.7
Faxgerät	mg/kg	4.3	-	-	51.2	-	-	-	-	-	-	-	4.4	-	-	-	13.4	-	-	-	-	-	82	903	-	-	-	8.8
TV, CRT	mg/kg	0.1	-	-	0.1	-	-	-	-	-	-	0.0	0.0	0.1	0.0	-	0.1	-	-	-	-	-	33	210	-	-	-	-
TV, Plasma	mg/kg	11.7	-	-	-	-	-	7.8	-	-	-	7.8	-	-	7.8	-	-	-	-	-	-	-	62	1143	7.8	-	-	-
TV, LCD	mg/kg	15.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.3	-	-	-	-	-	220	3539	-	-	-	-
Videorekorder, VCR	mg/kg	1.8	-	-	7.5	-	0.7	-	-	-	-	-	0.5	-	-	-	4.0	-	0.9	-	-	0.9	205	2812	1.8	-	-	3.0
DVD-Spieler	mg/kg	18.6	-	0.7	7.7	-	1.3	-	-	-	-	-	-	-	14.0	-	1.4	-	0.6	-	-	0.2	168	3127	10.7	-	-	0.9
Stereoanlage	mg/kg	0.7	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	52	2442	-	-	-	9.4
Kassettenradio	mg/kg	2.7	-	-	0.4	-	0.6	-	-	-	-	-	0.8	-	-	-	1.8	-	0.2	-	-	-	316	2444	0.5	-	0.1	2.4
Digitalkamera	mg/kg	160.4	13.8	15.0	33.2	11.4	10.5	-	28.3	17.5	-	28.1	10.5	38.7	67.9	-	38.3	-	0.2	-	47.5	2.1	364	7939	1644.1	3.6	11.1	140.2
Videokamera	mg/kg	93.6	-	39.4	26.6	10.9	15.8	17.7	35.4	12.4	-	78.8	-	68.3	144.6	-	152.2	17.7	1.8	-	-	2.3	334	6837	1536.9	5.3	38.1	102.4
CD-Spieler, tragbar	mg/kg	37.4	-	10.1	8.1	10.1	-	-	14.1	-	-	10.1	-	27.3	20.2	-	0.5	-	-	-	-	-	141	5050	67.2	-	-	2.0
Minidisk-Spieler, tragbar	mg/kg	146.8	9.4	3.1	23.6	15.7	-	-	18.8	-	-	15.7	3.1	86.4	15.7	-	43.2	-	-	-	-	-	181	7536	1507.2	-	-	16.5
in mg/kg device		>10000		> 5000		>1000		>500		>100		>50		>10		<10												

Quelle: Blaser et al. (2012); die Datengrundlagen stammen aus verschiedenen Jahren. Auf den Status die Geräte (Altgerät/Neugerät) geht die Studie nicht ein.

Im UBA-Projekt RePro (Sander et al. 2018) erfolgte eine Ermittlung von Metallmengen je Geräteart über Literatursauswertungen und ergänzende chemische Analysen (siehe Tabelle 7). Dabei zeigten sich die höchsten Goldgehalte in folgenden Gerätearten¹³:

- ▶ PC,
- ▶ Laptop,
- ▶ Tablet,
- ▶ Mobiltelefone,
- ▶ Bildschirme,
- ▶ Kameras,
- ▶ DVD Player,
- ▶ Videospielkonsolen.

Für Silber ergab sich ein recht ähnliches Bild mit Unterschieden vor allem bei schnurlosen Heimtelefonen und Navigationsgeräten:

- ▶ PC,
- ▶ Laptop,
- ▶ Schnurloses Heimtelefon,
- ▶ Navigationsgerät,
- ▶ Mobiltelefone,
- ▶ Bildschirme,
- ▶ Kameras,
- ▶ DVD Player,
- ▶ Videospielkonsolen.

¹³ Die hohen Literaturwerte für USB-Sticks wurden verworfen, da sie nicht plausibel sind.

Tabelle 7: Metallmengen je Geräteart nach Sander et al. (2018) Angaben in mg/Gerät

	Gold	Silber	Palladium	Gallium	Zinn	Tantal
PC	316 – 338	804 – 2127	146 – 212	15,5	25.380	9,9
Laptop nicht differenziert	246 – 250	437	49,3 – 79,5	4	6.357	2.304
Laptop mit CCFL	100	440	40	k. A.	k. A.	1.700
Laptop mit LED	k. A.	k. A.	k. A.	1,6	k. A.	k. A.
Tablet Computer	131	26,4	k. A.	0,4	5.273	23,7
Externe Festplatten	5 – 5,1	31 – 31,1	3 – 3,1	k. A.	k. A.	k. A.
USB Stick	2,4 – 192	12,4 – 35,1	0,1	k. A.	71,5	k. A.
Beamer	20	45,3	4	0,7	5.899	0 – 25,6
Multifunktionsdrucker mit Scanner	13,3 – 15,7	29 – 98,7	2,5 – 8,7	0,1	6.630	0 – 15,9
Schnurloses Heimtelefon	3,8 – 27,1	294 – 305	0,8 – 22,4	4,3	4.520	0,5
Navigationsgerät	30 – 48,2	453 – 630	61,9	0,03	6.750	15,9
Handy	50 – 68,4	127 – 715	10 – 36,6	4,7	1.167	86,7
Smartphone	30	305	11	0,1	648	0 – 2,4
Digitalkamera	4,9 – 155	38,6 – 204	0,9 – 21	0,7 – 4,3	572 – 1.891	0,6 – 383
Camcorder / Videokamera (digital)	6,4 – 117	34,4 – 531	1,6 – 103	2,4 – 5,5	710 – 4.035	60 – 850
LCD Monitor nicht differenziert	28,3 – 113	299	3,2 – 22,8	k. A.	k. A.	k. A.
LCD Monitor mit CCFL	200	520	40	k. A.	530	k. A.
LCD Monitor mit LED	k. A.	k. A.	k. A.	3,3	530	k. A.
LCD Fernseher undifferenziert	47,5 – 183	198 – 550	0 – 15	k. A.	k. A.	k. A.
LCD Fernseher mit CCFL	140	580	44	k. A.	18.300 – 26.576	k. A.
LCD Fernseher mit LED	k. A.	k. A.	k. A.	4,9	18.300 – 26.576	k. A.

	Gold	Silber	Palladium	Gallium	Zinn	Tantal
CRT Monitor	8,5 – 13	110 – 210	4,8 – 5	k. A.	810	k. A.
CRT Fernseher	6,8 – 170	191 – 2650[1]	2,3 – 67	k. A.	13.000 – 48.546	k. A.
Fernbedienung	0,4 – 6,6	3,6 – 54,5	0,1 – 3,6	0,1 – 1,2	243 – 502	0,1 – 6,5
DVD Spieler	46,5 – 628	318 – 5024	9 – 15,7	4	9.856 – 63.114	34,5
Tragbare Videospiele	5 – 12,7	21,6 – 75,9	0,8 – 1,6	1,7	12.210	0,2
Videospielkonsolen	30,3 – 356	1051	6,1 – 66,5	30,9	66.521	26,3
MP3 Player	7,5 – 55	140 – 215	1,5 – 5	0,4	825 – 1.500	0 – 0,8
Lautsprecher	1,2 – 4,1	11,4	1,1	k. A.	4.396	k. A.
LED Lampen	2,5	10,1	k. A.	0,03 – 0,2	300	k. A.
Leuchtstoffröhren	0,03	0,3	0,02	k. A.	110	k. A.
Bohrmaschine, batteriegetrieben	0,1	k. A.	0,04	k. A.	k. A.	k. A.
Wecker, batteriegetrieben	0,02	k. A.	0,01	k. A.	k. A.	k. A.
Kaffeemaschine	0,1	k. A.	0,02	k. A.	k. A.	k. A.
Rasierapparat	0,2	k. A.	0,1	k. A.	k. A.	k. A.

3.1.2 Leiterplatten in Flachbildschirmen

Flachbildschirme (FBS) enthalten Leiterplatten in verschiedenen Anwendungszusammenhängen, wie z. B. Leiterplatte-Netzteil, Leiterplatte-Anschluss und Leiterplatte-Bildeinheit.

Sellin et al. (2016) berichten aus Demontageversuchen, dass dabei die Leiterplatten des Netzteils die größten Gewichtsanteile aufweisen.

Tabelle 8: Zusammensetzung von FBS

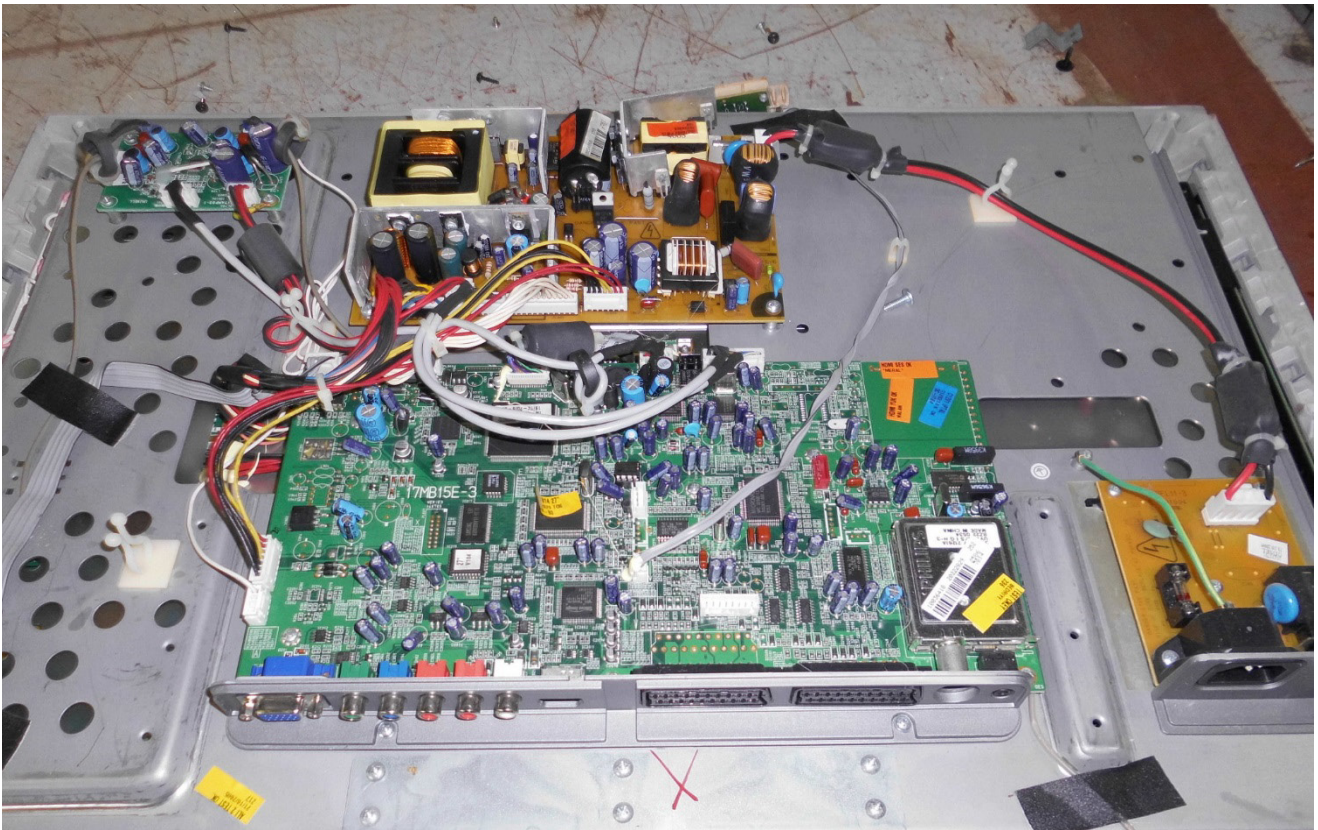
Fraktion	LCD-Geräte (seitliche Beleuchtung) Anteil %	LCD-Geräte (flächige Beleuchtung) Anteil %
Fe-Metalle	29,35	46,50
Kunststoffe	17,81	23,00
Leiterplatte-Netzteil	4,61	4,35
Leiterplatte-Anschluss	2,61	3,04
Leiterplatte-Bildeinheit	0,49	1,35
Hintergrundbeleuchtung	0,31	0,93
LCD-Anzeige (Folien)	13,26	5,82
LCD-Anzeige (bildgebende Einheit)	6,42	6,15
Fuß	24,19	6,97
Kabel	0,95	1,88

Quelle: Sellin et al. (2016)

Dementsprechend sind ca. 8 % bis 9 % des FBS-Gewichtes im Durchschnitt Leiterplatten.

Tesar und Öhlinger (2012) geben für Flachbildschirm-Monitore Leiterplatten-Anteile von 7,5 % bis 8,5 % an, für Fernseher von 6,1 % bis 11 %. Dabei greifen die Autoren auf eine vergleichbar große Datenbreite aus Österreich aus dem Jahr 2012, Deutschland aus dem Jahr 2011 und der Schweiz aus dem Jahr 2011 zurück.

Abbildung 4: Beispiel für Leiterplatten auf einer Flachbildschirm-Rückwand



Quelle: ELPRO; Leiterplatte-Netzteil oben Mitte, Leiterplatte-Anschluss rechts unten, Leiterplatte-Bildeinheit Mitte unten

Die Gewichte von Leiterplatten variieren stark, je nach Größe und Aufbau des FBS. Jehle (2017c mündl.) nennt auf der Grundlage von Demontageversuchen (5-10 FBS je Kategorie) als Gewicht verschiedener Leiterplattenklassen aus FBS

- ▶ Kl. I Folie: 0,023 kg/St.,
- ▶ Kl. I: 0,057 kg/St.,
- ▶ Kl. II: 0,311 kg/St.,
- ▶ Kl. III als Baugruppe (mit Rahmen): 2,51 kg/St.,
- ▶ Kl. III einzeln: 0,764 kg/St.

Dabei stellt die „Klasse I Folie“ eine Leiterplattenart dar, die deutlich dünner ist, als klassische Leiterplatten.

3.1.3 Stand der Rückgewinnungsverfahren

Tabelle 9 gibt an, in welchem Status (Industriemaßstab, Pilotanlage, Labormaßstab) sich die aktuell am meisten fortgeschrittene Rückgewinnungstechnologie je Metall befindet. Für die Metalle Gold, Kobalt, Iridium, Osmium, Palladium, Platin, Rhodium, Ruthenium, Antimon, Zinn und Tellur existieren Technologien, die deren Rückgewinnung im Industriemaßstab aus end-of-Life-Produkten erlauben. Keine Rückgewinnung aus post-consumer-Altprodukten bestehen derzeit für Beryllium, Gadolinium, Germanium, Niob, Rhenium, Tantal und Wolfram. Dabei sind die Ursachen der technologischen Herausforderungen jeweils zu unterscheiden, wie z. B. die fehlende Separation von Bauteilen, um die für die Rückgewinnung notwendigen Konzentrationen und Reinheiten zu erreichen (z. B. Be, Ta, W),

oder das Fehlen geeigneter Rückgewinnungsverfahren (z. B. Re). Für Seltene Erden bestehen noch keine Technologien für die Rückgewinnung aus post-consumer-Abfallfraktionen im Industriemaßstab (Ce, Dy, Pr, Nd, Gd, Tb). Für alle Metalle der Seltenen Erden - mit Ausnahme von Gadolinium - existieren Rückgewinnungstechnologien in Pilotanlagen oder im Labormaßstab. (Blaser et al 2012, Sander et al. 2016)

Tabelle 9: Kategorisierung der Metalle nach existierenden Rückgewinnungsketten für post-consumer-Abfallfraktionen

Rückgewinnungsketten im Industriemaßstab	Rückgewinnungsketten in Pilotanlagen	Rückgewinnungsketten im Labormaßstab
Ag, Au, Co, Ir, Li, Os, Pd, Pt, Rh, Ru, Sb, Sn, Te	In, Ce, La, Nd, Pr (Ce, La aus NiMH-Batterien)	Ce, Dy, Ga, Tb, Be, Ge, Nb, Re, Ta, W (Ce, Tb aus Leuchtstoffen)

Quellen: Blaser et al. (2012), Sander et al. (2016)

Kupfer und Edelmetalle: Üblicherweise werden geeignete Komponenten wie Leiterplatten, die sowohl nennenswerte Mengen an Kupfer als auch geringere Mengen an Edelmetallen enthalten, einem Schmelzprozess (Pyrometallurgie) unterworfen. Das Kupfer fungiert für die Edelmetalle dabei als sogenanntes Sammlermetall, d. h. z. B. Edelmetalle werden in die sich bildende flüssige Kupferphase sehr gut eingebunden. Kunststoffanteile aus den Komponenten werden in den Prozessen als Energieträger oder ggf. zur Unterstützung der reduzierenden Ofenatmosphäre genutzt. Unedle Bestandteile (z. B. Glas, Aluminium, Seltene Erden, Tantal) werden in die Schlacke eingebunden. Nach dem Abstich der Kupferphase erfolgt in einer weiteren Verfahrensstufe (Elektrolyse des Rohkupfers) die Feinreinigung des Kupfers. Dabei fallen die enthaltenen Edelmetalle (Gold, Silber, Platin, Palladium, Rhodium) in deutlich erhöhter Aufkonzentration im sogenannten Anodenschlamm an. Aus diesem werden in speziellen Verfahren, die sich bei den einzelnen Unternehmen im Detail unterscheiden, die Edelmetalle mit sehr guten Rückgewinnungsraten (i.d.R. deutlich über 90 %, vgl. GFMS 2005) in hoher Reinheit zurückgewonnen (Buchert et al 2012).

Zinn wird im Bereich der Elektro- und Elektronikgeräte vor allem in Loten eingesetzt. In Bildschirmen und PV-Modulen wird es zudem als ITO eingesetzt. **Zinn auf Leiterplatten**, das der Kupfermetallurgie zugeführt wird, wird zurückgewonnen. Bei der integrierten Kupferhütte von UMICORE in Hoboken werden dabei verschiedene Prozessschritte durchlaufen (Isa Smelter --> Austrag über Schlacke, die im Schachtofen weiterverarbeitet wird; dort wird das Zinn über den Bleioutput ausgetragen. Das Calciumstannat CaSnO_3 wird in der Zinnhütte weiter verarbeitet. Zinnrückgewinnung erfolgt auch bei anderen integrierten Kupferhütten (Aurubis, Boliden). (Hagelüken 2017)

Seltenerdmetalle: Aufgrund ihres unedlen Charakters werden die Seltenerdmetalle nicht in einer Kupferphase mit hoher Ausbeute aufgenommen, sondern gelangen verdünnt in Form ihrer Oxide in Schlacken und sind damit bislang für das Recycling nicht verfügbar (UNEP 2009, Schüler et al. 2011).

3.1.4 Smart appliances

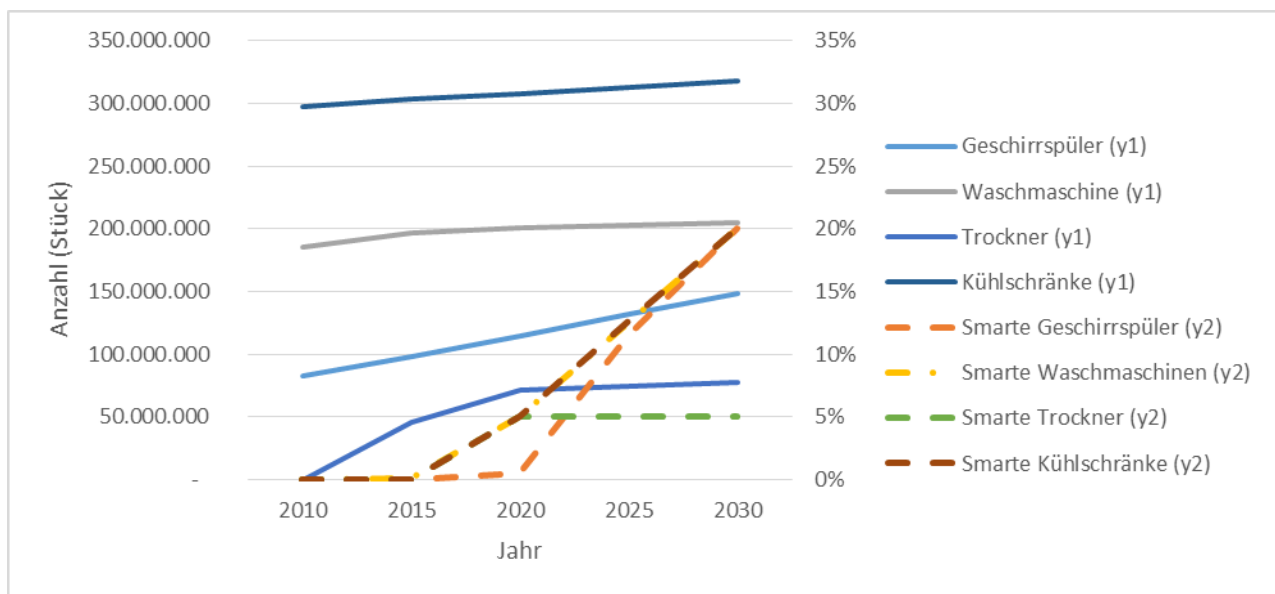
Klassischerweise ist die Behandlung von Haushaltsgroßgeräten nicht auf Elektronikbauteile/ Leiterplatten ausgerichtet, sondern auf die Gewinnung der Massenwerkstoffe (Stahl, NE-Metalle, Glas, ggf. Kunststoff). Seit mehreren Jahren ist zu beobachten, dass auch in zunehmenden Anteilen in Haushaltsgroßgeräten auch Leiterplatten eingesetzt werden, siehe Abbildung 5.

Hinsichtlich der Überlegungen zu Behandlungsanforderungen ist zu beachten, dass Haushaltsgroßgeräte teilweise in „Großschreddern“ behandelt werden und dass sie derzeit eine eigene Sammelgruppe

darstellen, jedoch ab Dezember 2018 zusammen mit weiteren größeren Geräten, darunter auch IT-Geräten, zu einer gemeinsamen Sammelgruppe „Großgeräte“ zusammengefasst werden.

In ‚intelligenten‘ Haushaltsgeräten werden zunehmend elektronische Elemente eingesetzt. Im smart-home-Konzept werden intelligente Haushaltgeräte vernetzt und zentral überwacht, gesteuert und/oder ausgewertet.

Abbildung 5: Bestand von Haushaltsgroßgeräten (linke Y-Achse) und Anteil der smart appliances (rechte Y-Achse) in EU28 (ab 2015 Prognose)



Datengrundlage: Vanthournout (2017)

Die Steuerungseinheiten der smart appliances enthalten im Wesentlichen Komponenten zur drahtlosen Kommunikation einschließlich Antennen, Steuerungselektronik und Kabel (Vanthournout 2017). Breit angelegte Darstellungen der Zusammensetzungen dieser Anwendungen sind nicht verfügbar. Wenn davon ausgegangen wird, dass die Zusammensetzung der Leiterplatten der in Haushaltsroutern vergleichbar ist, kann eine Qualität der Klasse 2 für diese Leiterplatten angenommen werden. Die Anwendungen sind vergleichsweise ‚jung‘ und ihre Entwicklung ist sehr dynamisch. Auch daher kann diese Einschätzung nur eine grobe Orientierung darstellen.

Angaben zum Gewicht der Leiterplatten in smart appliances liegen nicht vor.

In vielen smart appliances sind Bildschirme enthalten. Nach den derzeitigen Anforderungen des ElektroG müssen solche Bildschirme separiert werden, soweit ihre Fläche 100 cm² übersteigt. Es kann nach Aussage von Herstellern davon ausgegangen werden, dass die Bildschirme keine quecksilberhaltige Hintergrundbeleuchtung enthalten.

3.1.5 Geräteliste mit hochwertigen Leiterplatten

Eine hohe Eingangskonzentration von Zielmetallen in die Abfallbehandlung wird als wichtiges Element zum Erzielen einer hohen Rückgewinnung angesehen (Hagelüken 2017). Als wichtigste Gerätearten können unter Bezug auf das Leitelement Gold (vergleiche Kapitel 0) die in der Tabelle 10 dargestellten Geräte angesehen werden. Für eine Separierung dieser edelmetallreichen Gerätearten aus dem allgemeinen Elektroaltgerätestrom bestehen bei einigen Gerätearten Synergien zu anderen Zielsetzungen der Behandlung von EAG, insbesondere zur Schadstoffentfrachtung.

Tabelle 10: Prioritäre Gerätearten für die Rückgewinnung von Edelmetallen aus Leiterplatten

Sammelgruppe	Geräteart	Quelle	Anmerkung
1, 4	Smart appliances	Siehe Kapitel 3.1.4	
2	Bildschirm flach	Oguchi et al. (2011) Sander et al. (2018)	Synergie mit Schadstoffzielen (Hg)
2	Laptop, Tablet	Oguchi et al. (2011) Sander et al. (2018)	Synergie mit Schadstoffzielen (Hg, Batterie)
4, 5	PC	Oguchi et al. (2011) Sander et al. (2018)	
4, 5	Drucker, Laser	Sander et al. (2018)	Synergie mit Schadstoffentfrachtung (Toner)
5	Mobiltelefon	Oguchi et al. (2011) Sander et al. (2018)	Synergie mit Schadstoffentfrachtung (Batterie)
5	Digitalkamera	Oguchi et al. (2011) Sander et al. (2018)	Synergie mit Schadstoffentfrachtung (Batterie)
5	DVD/CD-Player mobil	Oguchi et al. (2011) Sander et al. (2018)	Synergie mit Schadstoffentfrachtung (Batterie)
5	USB	Sander et al. (2018)	Geringe Größe erschwert Separation aus einem gemischten Gerätestrom
5	Videospielkonsole		
5	Navigationssystem		Synergie mit Schadstoffentfrachtung (Batterie)
5	Router	Wolf et al. (2016)	Synergie mit Gewinnung einer Kunststofffraktion möglich
5	Festplatten	Wolf et al. (2016)	Synergie mit Gewinnung einer Seltenerd-Magnetfraktion möglich

Anmerkung: Es handelt sich um die ab Dezember 2018 gültigen Sammelgruppen nach ElektroG.

3.2 Minimierung der Verluste ressourcenrelevanter Rohstoffe

3.2.1 Mechanische und manuelle Behandlung von Leiterplatten

Für eine möglichst vollständige Rückgewinnung der in Leiterplatten enthaltenen Edelmetalle aus Elektroaltgeräten ist es sinnvoll, wenn die Vorbehandlungsketten für die Zielmetalle eine Aufkonzentration erreichen bzw. wenn eine Verdünnung bzw. ein ‚Verschleppen‘ in Fraktionen, die nicht der Kupferlinie zugeführt werden, minimiert wird.

Im Folgenden werden zentrale Aussagen verschiedener Literaturquellen zusammengefasst, die eine Bilanzierung von Verbleibswegen bzw. Rückgewinnungseffizienzen von Zielmetallen in Behandlungsketten mit mechanischer und/oder manueller Leiterplattenseparation untersucht haben.

Die Abbildung 6 zeigt zwei Extrembeispiele für Leiterplatten auf, zum einen manuell separierte Leiterplatten und zum anderen Leiterplatten(stücke) aus der Behandlung in einem Großschredder mit post-Schredder-Technologie.

Die Gegenüberstellung von zwei Fotos zeigt Leiterplatten mit sehr niedrigem Zerstörungsgrad nach der manuellen Demontage und Leiterplatten mit hohem Zerstörungsgrad nach der mechanischen Behandlung in einem Großschredder.

Abbildung 6: Beispiele von Leiterplatten mit unterschiedlichen Zerstörungsgraden



Quelle: Bild 1 Ökopol, Bild 2 Schmid (2014)

3.2.1.1 Vergleich von Behandlungsverlusten bei PC

In einem Forschungsprojekt (Salhofer et al. 2009) wurden zwei unterschiedliche Behandlungspfade hinsichtlich der Edelmetallaustragspfade verglichen. Grundlage waren dabei in allen Fällen baugleiche PCs, wodurch eine hohe Vergleichbarkeit der Ergebnisse der unterschiedlichen Behandlungspfade erreicht werden konnte.

- ▶ Bei der manuellen Hauptzerlegung wurden Hauptplatinen der PC (als direkt zugängliche Leiterplatten) einschließlich der Kontakte entnommen, dies entspricht der Vorgehensweise von Demontagebetrieben im Routinebetrieb.
- ▶ Bei der vertieften manuellen Zerlegung wurden Festplatten, Laufwerke und Netzteile weiter demontiert und Leiterplatten aus diesen Bauteilen gewonnen. Die bei der Demontage anfallenden Fraktionen sind in Tabelle 11 dargestellt.
- ▶ Bei der mechanischen Aufbereitung wurden folgende Verfahrensschritte angewandt: Im Smasher, einer um die Längsachse rotierenden Trommel, wurden die PCs in ihre Bauteile zerlegt, in der anschließenden Sortierstrecke wurden schadstoffhaltige Bauteile und bestimmte

wertstoffhaltige Bauteile händisch entnommen. Daran anschließend wurden die durchlaufenen Fraktionen im Regelbetrieb im Schredder weiter zerkleinert und aufgetrennt.

Aus den Massenbilanzen und Ergebnissen der Analysen wurde der Inhalt an Edelmetallen im Inputmaterial (Monocharge PCs) bestimmt. Die Quantifizierung der Inputmengen basierte auf den Ergebnissen aus der manuellen Demontage, da bei der geringen mechanischen Beanspruchung keine Verluste aus der Bearbeitung zu erwarten waren. Die in beiden untersuchten Verfahren (manuell, mechanisch) resultierenden Fraktionen wurden danach zugeordnet, ob sie Verfahren mit Edelmetallrückgewinnung (Cu-Hütten, Edelmetallhütten) zugeführt werden. Daraus konnten die Rückgewinnungsraten für beide Verfahren ermittelt werden.

Durch die weitgehende Auftrennung der NE-Materialien aus der mechanischen Behandlung wurden die Wertstoffe in hohem Ausmaß rückgewonnen, dies gilt neben den Basismetallen auch für Edelmetalle.

In Tabelle 11 sind die Ergebnisse der Rückgewinnungsraten von Edelmetallen in Abhängigkeit von der mechanischen Aufbereitung aufgeführt.

Tabelle 11: Gehalte und Rückgewinnungsraten von Edelmetallen für Demontage und mechanische Aufbereitung von PC

Metall	Gehalt [ppm]	Hauptzerlegung	Vertiefte Zerlegung	Mech. Aufbereitung
Ag	91	49 %	92 %	75 %
Au	23	80 %	97 %	70 %
Pd	9	66 %	99 %	41 %

Quelle: Salhofer et al. (2009)

Die Verluste (z. B. Gold) waren bei der manuellen Behandlung geringer als bei einer mechanischen Aufbereitung: Goldausbeute im Versuch von 2009: manuell 97 %, mechanisch rund 70 %.

3.2.1.2 Behandlungsversuch der TU Berlin 2010

Auch Chancerel et al. (2010) konnte signifikante Auswirkungen auf die Edelmetallausbeuten durch Schreddern bzw. eine mechanische Aufbereitung von Elektroaltgeräten feststellen. Durch Schreddern konnte eine Verteilung der Spurenmetalle in Kunststoffen und in der Eisenfraktion nachgewiesen werden. Diese gingen für die weitere Rückgewinnung verloren (Chancerel et al 2010).

In Tabelle 12 sind die Gesamt-Rückgewinnungsraten für Gold in der Erstbehandlung der Elektroaltgeräte aus Chancerel et al. (2010) aufgeführt. Mit 61 % war die Goldrückgewinnung für Mobiltelefone besonders hoch. 40 % der Mobiltelefone wurden ohne Erstbehandlung metallurgisch verwertet. Die niedrige Goldrückgewinnung aus Low-grade-Geräten mit 29 % ist darauf zurückzuführen, dass diese ohne Leiterplattenentnahme geschreddert werden (Chancerel et al 2010).

Tabelle 12: Gesamt-Rückgewinnungsrate für Gold in der Erstbehandlung im Jahr 2007 in Deutschland, Angaben in %

Altgerät	Keine Erstbe- handlung	Ma- nu- elle Erst- be- hand- lung	Mecha- nische Erstbe- hand- lung 1	Mecha- nische Erstbe- hand- lung 2	Gold- rück- gewin- nung bei manu- eller Erst- be- hand- lung	Gold- rückge- win- nung bei mecha- nischer Erstbe- hand- lung 1	Gold- rückge- win- nung bei me- chani- scher Erstbe- hand- lung 2	Goldrück-ge- winnung in der Erstbe- handlung ²
Mobiltelefone	40	10		50	90		24	61 ± 6
Personal Compu- ter		24		76	90		50	60 ± 6
CRT Monitore		24		76	60 ¹		60 ¹	60 ± 6
Größere High- grade Geräte		24		76	90		24	40 ± 4
Kleinere High- grade Geräte		24		76	90		24	40 ± 4
Low-grade Ge- räte		26	25	49	50	15	24	29 ± 3

Quelle: Chancerel et al. (2010a)

Anmerkungen: Kategorisierung der Anlagen:

- o Manuell: ausschließlich manuelle Behandlung der EAG, mechanische Folgebehandlung für Teilfraktionen möglich,
- o Mechanisch 1: mechanische Zerkleinerung in einem Schredder ohne vorausgehende Demontage oder Vorzerkleinerung,
- o Mechanisch 2: mechanische Zerkleinerung mit Vorzerkleinerung oder vorausgehender Demontage zur Entfrachtung von Schad- und Wertstoffen.

¹ Einschließlich mechanischer Behandlung der separierten Leiterplatten.

² Die Unsicherheit ist angegeben als Standardabweichung.

3.2.1.3 RePro

Mechanische Behandlung von sortenreinen und gemischten EAG

Im Rahmen des UBA-Projektes RePro (Sander et al. 2018) erfolgte im Jahr 2014 die Behandlung von EAG der Geräten der Informations- und Telekommunikationstechnologie, Geräte der Unterhaltungselektronik entsprechend der Sammelgruppe 3 des ElektroG des Jahres 2005 sowie von Haushaltskleingeräten, Beleuchtungskörpern, elektrischen und elektronischen Werkzeugen, Spielzeuge, Sport- und Freizeitgeräten, Medizinprodukten, Überwachungs- und Kontrollinstrumenten (entsprechend der Sammelgruppe 5 des ElektroG von 2005), wie sie regelmäßig von öRE bei Erstbehandlungsanlagen angeliefert werden. Beide Sammelgruppen wurden nach Vorgabe des ElektroG des Jahres 2005 vorsortiert und von Schad- und Störstoffen befreit.

Es zeigte sich, dass durch die manuelle Entnahme der Platinen nach der Vorzerkleinerung eine Anreicherung aller ressourcenrelevanten Metalle mit Ausnahme von Nd gelingt. Die Konzentrationen im

Shreddervormaterial und in der Kunststofffraktion liegen dagegen nur etwas über oder unter dem Niveau des Inputs.

Die gröbere Fraktion „Kunststoff-Metall-Gemisch“ (K.M.G.) mit einem Kornband von 8-40 mm ließ sich mit Hilfe des Induktionssensors in die Fraktionen Mischmetall und Kunststoffe lose sortieren. Die Verluste an ressourcenrelevanten Metallen in die Fraktion Kunststoffe lose können als geringfügig eingestuft werden. Im so gewonnenen Material konzentrieren sich die Edelmetalle auf. Es eignet sich daher für den direkten Einsatz in Kupferhütten.

Neben den reinen Metallfrachten müssen auch die Metallkonzentrationen berücksichtigt werden. Liegen sie zu niedrig, wird eine Rückgewinnung technisch aufwendig und ist dadurch unter Umständen ökonomisch nicht tragbar. Die Mindestkonzentrationen für eine erfolgreiche Vermarktung schwanken erheblich gemäß Angebot und Nachfrage und müssen daher im Einzelfall und im Zusammenhang mit den verfügbaren Rückgewinnungstechnologien bewertet werden.

Manuelle versus mechanische Behandlung am Beispiel von schnurgebundenen Festnetztelefonen

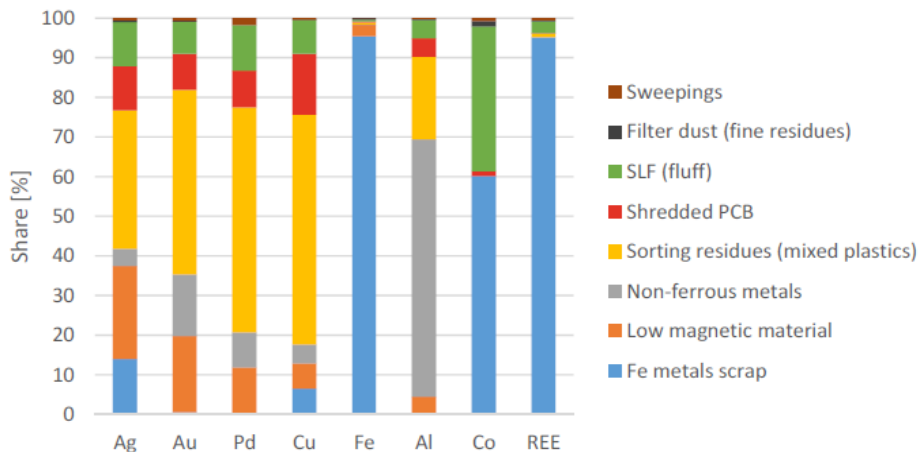
Der Versuch zur mechanischen und manuellen Behandlung von schnurgebundenen Festnetztelefonen zeigte ein ähnliches Ergebnis. Bei der mechanischen Behandlung liegt der Austrag der ressourcenrelevanten Metalle in die beiden Hauptfraktionen bei hohen 96,8 %. Es wurde jedoch insgesamt nur eine geringe Anreicherung erzielt. Für die Fraktion Kunststoff-Metall-Gemisch ließe sich das Ergebnis durch die nachträgliche Sortierung mit dem Induktionssensor zwar verbessern, im Falle des Feinguts wären aber weitere aufwendige und mit Verlusten behaftete Prozesse nötig. Bei der manuellen Zerlegung gelangen hingegen 88,5 % der ressourcenrelevanten Metalle in eine Fraktion mit einem Massenanteil von nur 18 %, die direkt an Cu-Hütten vermarktet werden kann. Allerdings ist der Aufwand für die manuelle Zerlegung zu beachten. In der Praxis würden zwar andere Methoden als die weitgehend zerstörungsfreie Demontage angewendet werden, trotzdem wäre mit einem zeitlichen und damit finanziellen Aufwand zu rechnen, der dieses Vorgehen gegenüber der mechanischen Aufbereitung nicht wirtschaftlich macht.

3.2.1.4 UPgrade

Die durchgeführte Stoffflussanalyse im Rahmen der Bilanzierung einer Behandlungsanlage für Elektroaltgeräte im UPgrade Projekt (Rotter et al. 2016, Flamme 2016) zeigte, dass sich Gold und Silber besonders in der Eisenfraktion anzureichern schienen. Es stellte sich im weiteren Projektverlauf jedoch heraus, dass die bestehende Analytik an ihre Grenzen gestoßen war, siehe 3.3.1 zu den analytischen Herausforderungen.

In Abbildung 7 werden die Ergebnisse zum Verbleib der Element-bezogenen Massen in der mechanischen Aufbereitung der Elektroaltgeräte im Rahmen des UPgrade-Projektes dargestellt. Es ist zu erkennen, dass sowohl Silber, Gold, Palladium als auch Kupfer nicht konzentriert in der Leiterplattenfraktion aufgefunden wurden, sondern zu großen Anteilen in Sortierresten (gemischte Kunststofffraktion) vorliegen.

Abbildung 7: Massenbezogener Verbleib der Elemente in der mechanischen Aufbereitung



Quelle: Ueberschaar und Rotter (2017)

3.2.1.5 Sonstige Studien und aktuelle Entwicklungen

Edelmetalle liegen teilweise als Beschichtung auf Leiterplatten vor und sind im Vergleich zu anderen Materialien besonders weich. Das führt dazu, dass mechanisch-physikalische Behandlungsschritte von Leiterplatten hohe Verluste von Edelmetallen verursachen. (Lu und Xu 2016)

Der Zerkleinerungsgrad hat auf die weiteren Rückgewinnungsverfahren erheblich Einfluss. Die Partikelgröße der zerkleinerten Leiterplatten kann die weiteren physikalischen und chemischen Rückgewinnungsverfahren stark einschränken. (Youssef et al. 2012)

Im Vergleich zu den in den Kapiteln 3.2.1.1 und 3.2.1.2 dargestellten Rückgewinnungsraten der untersuchten mechanischen Behandlungspfade vor etwa 10 Jahren liegt die Effizienz der Edelmetallrückgewinnung bei der mechanischen Behandlung nach Aussagen von Behandlern mittlerweile in der Größenordnung von 80-85 %. Dies ist beispielsweise auf den Einsatz nasser Sortierverfahren und/oder die Lenkung weiterer Nicht-Leiterplatten-Fractionen (z. B. Staubfraktionen) in die Kupferhütte zurückzuführen (AG Leiterplatten 2016).

Eine (rein ökonomisch motivierte) vollständige Selbstoptimierung findet allerdings bisher nur bedingt statt, da die Preise die Umweltwirkungen nicht vollständig widerspiegeln.

3.2.1.6 Fazit

Insgesamt steigt mit zunehmendem Aufschlussgrad der Leiterplatten die Wahrscheinlichkeit der Verschleppung der Edelmetalle aus der Leiterplattenfraktion in andere Fraktionen. Die manuelle Behandlung sichert den geringsten Zerstörungsgrad.

Die mechanische Behandlung kann aufgrund der Verschleppung ressourcenrelevanter Materialien im Zerkleinerungsprozess zu erheblichen Ressourcenverlusten führen. Je größer die Zerstörung, umso größer sind die Austragungen von Zielmetallen in andere Fraktionen, die nicht den spezifischen Rückgewinnungsprozessen zugeführt werden (z. B. für Edelmetalle der Kupferprozess) oder die nicht in der Art weiter behandelt werden, dass die ressourcenrelevanten Metalle aufkonzentriert und in den Cu-Prozess eingespeist werden.

Eine belastbare technologiespezifische Bewertung des ersten Aufschlusschrittes erlaubt die verfügbare Datengrundlage jedoch nur sehr eingeschränkt. Aktuelle Studien, die die Effektivität verschiede-

ner derzeit angewandter Behandlungsketten mit realistischem Inputmaterial und einschließlich praxisorientierter Trenntechniken kettenbilanzierend bewerten, existieren aufgrund des sehr hohen Aufwands sowie der vorhandenen Datenunsicherheiten und Monitoringschwierigkeiten (siehe Kapitel 3.3) nicht.

3.2.2 Verfahrensaspekte der Kupferroute

In integrierten Kupferhütten können aus den Leiterplatten (-fraktionen) unter anderem Kupfer, Edelmetalle, Platingruppenmetalle, Zinn, Blei und Antimon zurückgewonnen werden.

Die Notwendigkeit der Aufbereitung von Kupfer-Schrotten und kupfer- und edelmetallhaltigen Abfällen ergibt sich aus dem z. T. geringen Kupfer- und Edelmetall-Gehalt der Altprodukte und der Verbindung mit Störstoffen. Die Aufbereitung des Inputmaterials vor den Schmelzprozessen in der Hütte verfolgt dabei folgende Zielstellungen:

- ▶ Anreicherung des Cu-Inhaltes und des Gehaltes eventueller weiterer Wertstoffe (Edelmetalle, Ni u. a.),
- ▶ Abtrennung von metallischem Eisen (Stahl, Gusseisen) und Aluminium,
- ▶ Abtrennung von Schadstoffen (PVC und anderer Kunststoffe) und Inertstoffen,
- ▶ Zerkleinerung auf erforderliche Stückgrößen oder Kompaktierung von Feingut.

Durch diese Aufbereitung kann eine Optimierung des anschließenden Schmelzprozesses erreicht werden. Folgende Effekte werden damit erzielt:

- ▶ Verringerung der Schlackenmenge, der Verstäubung, der Flugstaubmenge und der Umweltbelastung (Dioxinbildung u. a.),
- ▶ Erhöhung des Kupfer-Ausbringens und Gewinnung der anderen Wertstoffe,
- ▶ Senkung der Schmelzkosten (Energieverbrauch, Massenreduzierung).

Die erwähnte Dioxinbildung in den darauffolgenden Schmelzverfahren wird vor allem durch organische Chlor-Verbindungen verursacht. Das sind im Falle der Kupfer-Materialien überwiegend die PVC-Isolierschläuche von Kabeln und Litzen. Die in Leiterplatten verwendeten Flammenschutzmittel (Bromverbindungen) sind hierbei ebenfalls problematisch. Unter anderem, da stets die Gefahr von PVC- und PTFE-Beimengungen vorhanden ist und in den Abgasen die 100%ige Oxidation zu CO₂ Probleme bereitet, wird meist ein sehr geringer Kunststoffanteil gefordert. Aufgrund hoher Edelmetallgehalte wird bei der Verwertung von Leiterplatten aber ein größerer Anteil an Kunststoffen mit Flammenschutzmitteln bei der schmelzmetallurgischen Verarbeitung in Kauf genommen.

Alle Edelmetalle legieren sich hervorragend mit Blei- oder Kupferschmelzen, die deshalb als Sammlermetalle für Edelmetalle zum Einsatz kommen. Parallel zur Auflösung der Edelmetalle in den Blei- oder Kupferschmelzen bilden sich bei diesen Schmelzprozessen Schlacken, die Begleitstoffe und Verunreinigungen aufnehmen.

Die Entscheidung zwischen der Anwendung eines speziellen Edelmetallrecyclings¹⁴ oder dem Zusatz der Edelmetallabfälle beim Kupferrecycling wird durch vielfältige Faktoren bestimmt. Dabei sind unter anderem die vorhandene Verfahrens- und Apparatechnik, die Vermischung mit Kupfer- und Nickelschrotten, die Zeitdauer der Edelmetallrückgewinnung, die Edelmetallverluste der Verfahren, die Verfahrenskosten, die Marktsituation zu berücksichtigen. Optimale Sammlerbedingungen für alle Edelmetalle und das Ausbringen weiterer Nebenmetalle aus den Abfällen werden durch Anwendung

¹⁴ Z. B. Scheideanstalten.

eines Kombinationsverfahrens von Kupfer- und Bleischmelzen, das für Elektronikschrott entwickelt wurde, erreicht. (Martens und Goldmann 2016)

3.2.3 Antimonrückgewinnung

Die gegenwärtige Antimonproduktion wird zu 70 % in Form von Antimontrioxid (Sb_2O_3) als Synergist bei Flammenschutzmitteln in der Kunststoffverarbeitung eingesetzt. Außerdem besitzen PbSb-Legierungen (5-10 % Sb) große Bedeutung für die Blei-Starterbatterien als Hartblei sowie zusammen mit Zinn als Lagermetall. Die Rückgewinnung von Antimon aus Flammenschutzmittelanwendungen ist derzeit Gegenstand der Forschung. In Multimaterial-Rückgewinnungsprozessen könnte Antimon direkt hydrometallurgisch oder aus Flugstäuben einer Verbrennung gewonnen werden. (Martens und Goldmann 2016)

In integrierten Kupferhütten kann Antimon als Antimonsalz für die industrielle Anwendung zurückgewonnen werden. Die Rückgewinnungseffizienz wird auf 70 % geschätzt (Brusselaers 2006, Hagelücken 2015, Meskers 2015, Nolte 2015). Dieser Pfad steht für Leiterplattenkunststoffe zur Verfügung, nicht jedoch für Gehäusekunststoffe, die keine Zielmetalle der integrierten Kupferhütte enthalten.

Der Input integrierter Kupferhütten besteht aus einer Vielzahl unterschiedlicher Materialien. Das Antimon wird zudem nicht als reine Fraktion bzw. reiner Stoff in einem Prozess der Hütte produziert. Vielmehr greifen verschiedene Prozesse ineinander bzw. der antimonhaltige Output verschiedener Prozesse wird in anderen Prozessen zusammengeführt (teilweise auch in anderen Hütten). Die Zuordnung des Antimonoutput solcher Prozessketten zu einem möglichen Leiterplatteninput stellt daher eine Herausforderung dar.

Eine Festlegung von quantitativen anteiligen Rückgewinnungszielen für Antimontrioxid aus Leiterplatten ist angesichts dieser Situation schwierig. Alternativ kann jedoch die Zuführung von Leiterplatten zu Rückgewinnungsverfahren wie der integrierten Kupferhütte als Anforderung genutzt werden.

3.2.4 Rückgewinnung sonstiger Rohstoffe

Von allen im Projekt UPgrade untersuchten Zielmetallen zeigte Gallium das geringste Potential für eine zeitnahe Entwicklung wirtschaftlicher Recyclingwege (Rotter et al. 2016).

Selbst wenn bewiesen wurde, dass Gallium durch mehrere aufeinanderfolgende und aufwendige Schritte aus galliumhaltigen Bauteilen aufkonzentriert werden konnte, ist eine weitere selektive Trennung von Gallium aus der Kupfer/Goldmatrix notwendig. Dies ist allerdings mit weiterem Aufwand verbunden und wurde in Rotter et al. (2016) nicht weiter untersucht. Des Weiteren wurde Arsen als problematisches Störelement nicht näher betrachtet (Rotter et al. 2016).

Germanium, Gallium, Indium und andere Metalle, die bisher im Recyclingprozess vollständig verloren gehen, sind in Leiterplatten in so geringen Mengen enthalten, dass eine Rückgewinnung mit sehr hohen Aufwänden verbunden wäre (Rotter et al. 2016).

Einzig die Tantalgehalte in einem Teil der Leiterplatten ließen eine gezielte Entfernung tantalhaltiger Bauteile (Kondensatoren) interessant erscheinen. Die Bewertung verschiedener Verfahren zur Separierung der Tantalkondensatoren von den Leiterplatten zeigte jedoch Probleme bei Selektivität der Verfahren (Separation von fast ausschließlich Ta-Kondensatoren) und der Verschleppung anderer Zielmetalle in den Tantalprozess (und damit die Verluste dieser Zielmetalle) auf (Rotter et al. 2016, Sander et al. 2018).

Aktuell werden Versuche zur Leiterplattenentstückung durchgeführt, z. B. an der Hochschule Aschaffenburg oder im Rahmen des EU-Projektes ADIR¹⁵ mit dem Institut Fraunhofer ILT (AG Leiterplatten 2016 und 2017).

3.2.5 Behandlung von Leiterplattenfraktionen nach dem Stand der Technik

Nur wenn die Kupfer- und Edelmetallrückgewinnung der bei der EAG-Behandlung gewonnenen Leiterplattenfraktionen nach dem Stand der Technik erfolgt, können hohe Recyclingeffizienzen der Metalle und ein hohes emissionsseitiges Umweltschutzniveau sichergestellt werden.

Innerhalb der EU setzt die Industrie-Emissions-Richtlinie (IE-RL) ¹⁶ den Rahmen für die Anforderungen an die Endbehandler von Leiterplatten, d. h. in der Regel die Kupferhütten, nach den besten verfügbaren Techniken (BVT). Die Anforderungen werden in den BVT-Schlussfolgerungen des einschlägigen BVT-Merkblatts für die Nichteisenmetallindustrie festgelegt und wurden als Durchführungsbeschluss (EU) 2016/1032 veröffentlicht¹⁷.

Da die bei der EAG-Behandlung separierten Leiterplattenfraktionen stets Anlagen, die die besten verfügbaren Techniken anwenden, zur Verwertung zugeführt werden sollen, ist zu prüfen, wie sich solch eine Behandlungsanforderung formulieren lässt, sodass sie sowohl für eine Endbehandlung innerhalb Deutschlands und der EU als auch gleichwertig außerhalb der EU, wo die IE-RL nicht gilt, anwendbar ist. Notwendig hierfür ist die Prüfung, welche Möglichkeiten bestehen, die Anforderung so weit zu konkretisieren oder zu unterlegen, dass ein möglichst sicherer Vollzug realisierbar ist.

Die Prüfung bezieht sich auf die metallurgischen Prozesse der Rückgewinnung von Kupfer, Edel- und weiteren Metallen, nicht auf mögliche mechanische Folgebehandlungsprozesse für Leiterplattenfraktionen.

3.2.5.1 Industrie-Emissions-Richtlinie

Im Kontext der Fragestellung ist der Industriebereich der Nichteisenmetallindustrie relevant.

Artikel 2 („Geltungsbereich“) der IE-RL bestimmt in Pkt. (1): „Diese Richtlinie gilt für die in den Kapiteln II bis VI genannten industriellen Tätigkeiten, die eine Umweltverschmutzung verursachen.“

In Kapitel II („Vorschriften für die in Anhang I aufgeführten Tätigkeiten“) verweist Artikel 10 („Geltungsbereich“) auf Tätigkeiten, die in Anhang I der RL aufgelistet sind und bei denen gegebenenfalls die in dem genannten Anhang festgelegten Kapazitätsschwellen erreicht werden.

Anhang I der RL enthält den Bereich „2. Herstellung und Verarbeitung von Metallen“ und darin den Unterbereich „2.5. Verarbeitung von Nichteisenmetallen:

- a) Gewinnung von Nichteisenrohmetallen aus Erzen, Konzentraten oder sekundären Rohstoffen durch metallurgische Verfahren, chemische Verfahren oder elektrolytische Verfahren;
- b) Schmelzen von Nichteisenmetallen, einschließlich Legierungen, darunter auch Wiedergewinnungsprodukte und Betrieb von Gießereien, die Nichteisen-Metallgussprodukte herstellen, mit einer

¹⁵ Siehe auch Summary Report 11/2017 http://cordis.europa.eu/result/rcn/205058_en.html und ADIR-Homepage: <https://www.adir.eu/>

¹⁶ Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 24. November 2010 über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung) (Neufassung), Amtsblatt der Europäischen Union L 334/17 17.12.2010.

¹⁷ Durchführungsbeschluss (EU) 2016/1032 der Kommission vom 13. Juni 2016 über Schlussfolgerungen zu den besten verfügbaren Techniken (BVT) gemäß der Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates für die Nichteisenmetallindustrie, <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/ALL/?uri=CELEX%3A32016D1032>

Schmelzkapazität von mehr als 4 t pro Tag bei Blei und Kadmium oder 20 t pro Tag bei allen anderen Metallen.“

Einordnung: Alle bekannten Kupferhütten, die Edelmetalle bzw. Sondermetalle aus Leiterplatten (-fraktionen) zurückgewinnen (d. h. diese Metalle als einen „nicht-Abfall-Output“ erzeugen), sind im Geltungsbereich der IE-RL erfasst.

Eine Datengrundlage, die die Metalldurchsätze von Scheideanstalten auflistet, liegt nicht vor. Es wird vermutet, dass der Schwellenwert von 20 t/d mit Blick auf die Edelmetallgewinnung oftmals nicht überschritten wird und die Anlagen somit nicht in den Geltungsbereich der IE-RL fallen. Jedoch werden Leiterplattenfraktionen nach vorliegenden Kenntnissen nicht in Scheideanstalten einer Edelmetall-Rückgewinnung unterzogen. Für Leiterplattenfraktionen können Scheideanstalten teilweise als Zwischenhändler/ Mengenkonsolidierer dienen.

Anmerkung 1: Es ist zu berücksichtigen, dass die Rückgewinnung mehrstufig auch in aufeinanderfolgenden Anlagen erfolgen kann (z. B. Blei, Antimon). Im Prinzip sind alle NE-Rückgewinnungen von der IE-RL abgedeckt, soweit der Schwellenwert überschritten wird. Es erscheint sinnvoll, auf Anlagen zu fokussieren, die Kupfer bzw. Gold als nicht-Abfall produzieren. Dies trifft auf die den Autoren bekannten integrierten Kupferhütten zu.

Anmerkung 2: Die Frage, ob in allen Anlagen im Geltungsbereich der IE-RL alle relevanten Metalle zurückgewonnen werden (können), ist von der Schlussfolgerung zunächst nicht berührt.

3.2.5.2 BVT-Merkblatt für die Nichteisenmetallindustrie (NFM BREF)

Das aktuelle Referenzdokument zu BVT in der Nichteisenmetallindustrie trägt das Datum 2017 (JRC 2017). Die BVT-Schlussfolgerungen wurden im Sommer 2016 auch separat als Durchführungsbeschluss (EU) 2016/1032 veröffentlicht, siehe Kapitel 3.2.5.3 dieses Berichts.

Im gemeinsamen Kapitel des BVT-Dokuments zur primären und sekundären Kupfererzeugung werden emissionsbezogene Anforderungen gestellt plus Anforderungen zur Behandlung kupferreicher Schlacken (Kapitel 3.3.3.4 Copper-rich slag processing).

Für den Bereich der Sekundärkupfererzeugung (Kapitel 3.3.4) werden ebenfalls emissionsbezogene BVT benannt. Relevant ist im Zusammenhang mit Leiterplatten und Leiterplattenfraktionen unter anderem die Begrenzung von PCDD/F-Emissionen.

Weiterhin behandeln die BVT zur Sekundärkupfererzeugung auch die Prozessrückstände (Kapitel 3.3.7). Zu berücksichtigende Techniken sind entsprechend dem BVT-Dokument hierbei:

- ▶ reuse in the smelting process to recover copper and other metals;
- ▶ recovery of metals in external plants;
- ▶ treatment for other useful applications.

In Kapitel 7 werden Prozesse zur Herstellung von Edelmetallen behandelt. Kapitel 7.3 („Techniques to consider in the determination of BAT“) enthält bis auf eine Ausnahme ausschließlich BVT im Zusammenhang mit der Emissionsreduzierung¹⁸.

Fazit: Für die Festlegung von „vergleichbaren Anforderungen“ für Nicht-EU-Anlagen in Bezug auf Rückgewinnungseffizienzen liegen im BVT-Dokument zur Nichteisenmetallindustrie keine Referenzen vor. Emissionsbezogene BVT-Formulierungen bestehen.

¹⁸ Außerdem: Prevention, treatment and release or recovery of waste liquors from PM refining operations.

3.2.5.3 BVT-Schlussfolgerungen der Kommission

Die im ‚Durchführungsbeschluss (EU) 2016/1032 der Kommission vom 13. Juni 2016 über Schlussfolgerungen zu den besten verfügbaren Techniken (BVT) gemäß der Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates für die Nichteisenmetallindustrie‘ dargestellten Schlussfolgerungen dienen als Mindestanforderungen für die unter Kapitel II der IE-RL fallenden Anlagen der Nichteisenmetallbranche.

Behandelt werden die Felder Emissionen, Umwelt- und Energiemanagement und Prozesssteuerung. Kapitel 1.2. nennt BVT-Schlussfolgerungen für die Kupfererzeugung. Darin heißt es in Kapitel 1.2.1. („Sekundärrohstoffe“):

„Die BVT zur Steigerung der Rückgewinnung von Sekundärrohstoffen aus Schrott besteht darin, nicht-metallische Komponenten durch Anwendung einer oder einer Kombination der folgenden Techniken von anderen Metallen als Kupfer zu trennen.

- ▶ Manuelle Trennung großer sichtbarer Komponenten,
- ▶ Magnetische Trennung von Eisenmetallen,
- ▶ Optische Trennung oder Wirbelstromtrennung von Aluminium,
- ▶ Trennung verschiedener Metall- und Nichtmetallkomponenten aufgrund ihrer relativen Dichte (mittels Flüssigkeiten unterschiedlicher Dichte oder Luft)“.

Anzumerken ist, dass es sich bei den aufgelisteten Punkten nicht um Rückgewinnungsaktivitäten im Sinne der Fragestellung dieses Kapitels handelt, sondern um Vorbehandlungsverfahren.

Für die hydrometallurgische Rückgewinnung werden einige stoffbezogene BVT-Schlussfolgerungen benannt¹⁹, die sich jedoch nicht auf Rückgewinnungseffizienzen beziehen.

BVT 48 nennt Maßnahmen zur Verminderung der PCDD/F-Emissionen in die Luft aus der pyrolytischen Behandlung von Kupfer-Spänen sowie aus dem Einschmelzen oder Schmelzen, der Feuerraffination (Anodenofen) und der Konvertierung in der Sekundärkupfererzeugung. Als BVT-assoziiierter Emissionswert für PCDD/F-Emissionen in die Luft wird $\leq 0,1 \text{ ng I-TEQ/Nm}^3$ genannt.

Fazit: Anforderungen an die Rückgewinnungseffizienz von Edelmetallen bzw. strategischen Rohstoffen liegen aus den „Schlussfolgerungen zu den BVT“ nicht vor. Emissionsbezogen können am ehesten Dioxin-Emissionsniveaus als Anforderungen mit spezifischem Bezug auf die hier betrachteten Inputstoffe (Leiterplatten bzw. Leiterplattenfraktionen) bei der Entwicklung von Behandlungsanforderungen herangezogen werden.

¹⁹ Z. B. in Kapitel 1.2.5 („Abwasser“): Wiederverwendung des Wassers, das im Abkühlungsbereich, vom Flotationsprozess und vom Hydrotransport der Endschlacke gesammelt wurde; im Schlackekonzentrationsprozess; Recycling der Beizlösungen und des Spülwassers; Behandlung der Rückstände (Rohform) aus der Lösungsmittelextraktionsphase in der hydrometallurgischen Kupfererzeugung zur Rückgewinnung des organischen Anteils der Lösung; Zentrifugieren des Schlammes aus Reinigungsvorgängen und aus den Absetzeinrichtungen der Lösungsmittelextraktionsphase in der hydrometallurgischen Kupfererzeugung. In Kapitel 1.2.6. („Abfall“) wird beispielsweise genannt: Wiederverwendung des erschöpften Elektrolyts aus dem hydrometallurgischen Kupferprozess als Laugungsmittel.

3.2.5.4 „Equivalent conditions“, gleichwertige Bedingungen nach Elektroaltgeräte-Richtlinie

Gemäß Artikel 10 Absatz 2 der Elektroaltgeräte-Richtlinie werden Elektro(nik)altgeräte, die aus der EU ausgeführt werden, nur dann für die Erfüllung der Verpflichtungen bzw. Zielvorgaben gemäß Artikel 11 der Richtlinie berücksichtigt, wenn der Exporteur beweisen kann²⁰, dass die Behandlung unter Bedingungen erfolgt ist, die den Anforderungen der Richtlinie gleichwertig sind.

Die EU-Kommission hat die Sachverständigengruppe für unter die Elektroaltgeräte-Richtlinie fallende delegierte Rechtsakte konsultiert und dabei die Ergebnisse einer Studie zu „Equivalent Conditions“ (Mugdal et al. 2013) sowie die CENELEC-Aktivitäten zur Normung unter dem Mandat M/518²¹ mit berücksichtigt.

Im Ergebnis wurde festgestellt: „Aufgrund der Konsultationsergebnisse wurde es angesichts der Verbindung zwischen den Normen und der Festlegung von Kriterien für die Bewertung der Gleichwertigkeit der Bedingungen für die Behandlung von aus der EU ausgeführten Elektro- und Elektronik-Altgeräten für erforderlich gehalten, die Finalisierung der Normen für die Behandlung von Elektro- und Elektronik-Altgeräten abzuwarten.“ (EU 2017a).

Die Veröffentlichung der für die Leiterplatten-Endbehandlung relevanten Norm DIN CLC/TS 50625-5 erfolgte im Oktober 2017 auf Deutsch (siehe auch Kapitel 3.6).

Fazit: Eine Referenz für die Festlegung „vergleichbarer Bedingungen“ für die Behandlung von EAG außerhalb der EU besteht derzeit aus dem Bereich der Elektroaltgeräte-Richtlinie nicht.

3.2.5.5 Schlussfolgerungen zur gleichwertigen Behandlung von Leiterplattenfraktionen

Für die Festlegung „vergleichbarer Bedingungen“ für Anlagen außerhalb des Geltungsbereichs der IERL könnten emissionsbezogene Anforderungen aus den BVT-Schlussfolgerungen für die Nichteisenmetallindustrie benannt werden:

- ▶ Ein Zusammenhang von Emissionen mit der Verwertung von Leiterplatten bzw. Leiterplattenfraktionen in pyrometallurgischen Prozessen ist z. B. über den Parameter PCDD/F-Emissionen gegeben. Ein in den BVT-Schlussfolgerungen für die NE-Metallindustrie entsprechend der BVT-Schlussfolgerung Nr. 48 zugeordneter Emissionswert ist in Tabelle 5 „BVT-assoziierte Emissionswerte für PCDD/F-Emissionen in die Luft aus der pyrolytischen Behandlung von Kupfer-Spänen sowie aus dem Schmelzen, Einschmelzen, der Feuerraffination und der Konvertierung in der Sekundärkupfererzeugung Parameter“ (BVT-assoziiierter Emissionswert) genannt, und zwar $\leq 0,1 \text{ ng I-TEQ/Nm}^3$ (als Mittelwert über einen Probenahmezeitraum von mindestens sechs Stunden entsprechen BVT 10 einmal pro Jahr).
- ▶ Für hydrometallurgische Verfahren könnten
 - a) die abwasserbezogenen Anforderungen herangezogen werden (beispielsweise BVT 53: Die BVT zur Vermeidung des Anfalls von Abwasser aus der Primär- und Sekundärkupfererzeugung besteht in einer bzw. einer Kombination der folgenden Techniken ...) oder
 - b) abfallbezogene Anforderungen herangezogen werden wie beispielsweise BVT 54: „Die BVT zur Verminderung der zu entsorgenden Mengen von Abfall aus der Primär- und Sekundärkupfererzeugung besteht darin, Vorgänge so zu organisieren, dass die Wiederver-

²⁰ Im Einklang mit den Verordnungen (EG) Nr. 1013/2006 und (EG) Nr. 1418/2007.

²¹ M/518: Auftrag an CEN, CENELEC und ETSI im Bereich Elektro- und Elektronik-Altgeräte (Richtlinie 2012/19/EU) <http://ec.europa.eu/environment/waste/weee/pdf/m518%20DE.pdf>

wendung oder, wenn dies nicht möglich ist, das Recycling von Prozessrückständen erleichtert wird, unter anderem durch Anwendung einer oder einer Kombination der folgenden Techniken...”

Ein spezifischer Zusammenhang (d. h. ein Zusammenhang der sich speziell aus der Verarbeitung von Leiterplatten ergibt, aber nicht aus der Verarbeitung der anderen Inputfraktionen ergibt) mit der Verarbeitung von Leiterplatten bzw. ihren Fraktionen ist jedoch nicht gegeben.

Für eine Ableitung von Anforderungen an die Rückgewinnungseffizienz liegen aus der IE-RL keine Referenzanforderungen vor.

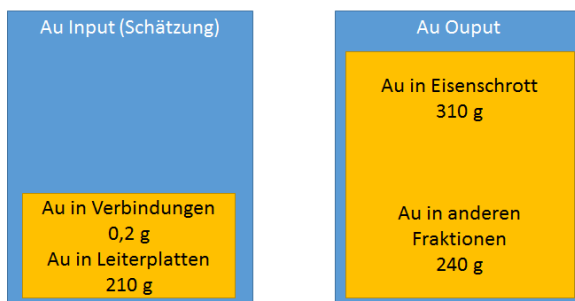
3.3 Herausforderungen bei der Formulierung von Behandlungsanforderungen für Leiterplatten

3.3.1 Analyse/Monitoring

In UPgrade (Rotter et al. 2016) wurde festgestellt, dass die Analyse von kritischen und Edelmetallen in bestimmten Fraktionen (Eisenfraktion) mit systematischen Fehlern verbunden sein kann. Es wird für jedes Element und jeden Outputstrom eine spezifische Methodenentwicklung empfohlen. Mit der Methodenentwicklung zur Probenaufbereitung und chemischen Analyse komplexer Abfallfraktionen befasst sich zurzeit das EU-Projekt ProSUM (TU Berlin 2017, Mähltitz 2017).

Zur Validierung der Ergebnisse ist eine Plausibilitätsprüfung zwischen Inputzusammensetzung, stofflicher Zusammensetzung der Outputfraktionen sowie der Analytik dieser Fraktionen notwendig (siehe Abbildung 8). Mengenabweichungen können auf analytische Probleme hinweisen.

Abbildung 8: Vergleich der Au-Gehalte im In- und Outputstrom



Quelle: Datengrundlage Flamme (2016), eigene Darstellung

In dem Projekt ProSUM erfolgt unter anderem auch eine Methodenentwicklung zur Analytik (Ueberschaar 2017).

3.3.2 Datenverfügbarkeit

Insgesamt gibt es mehrere Punkte, die die Repräsentativität, Vollständigkeit und Aktualität der in der Literatur vorliegenden Daten infrage stellen:

- ▶ In vielen Studien bzw. Untersuchungen liegt eine geringe Stichprobengröße vor.
- ▶ Die vorliegenden Daten geben kein ausreichendes Bild von Seltenen Erden in EEE.
- ▶ In Untersuchungen zu Leiterplatten handelt es sich meistens um tendenziell ältere Geräte.
- ▶ Das Alter der Geräte ist in vielen Studien unbekannt.

(Blaser et al 2012)

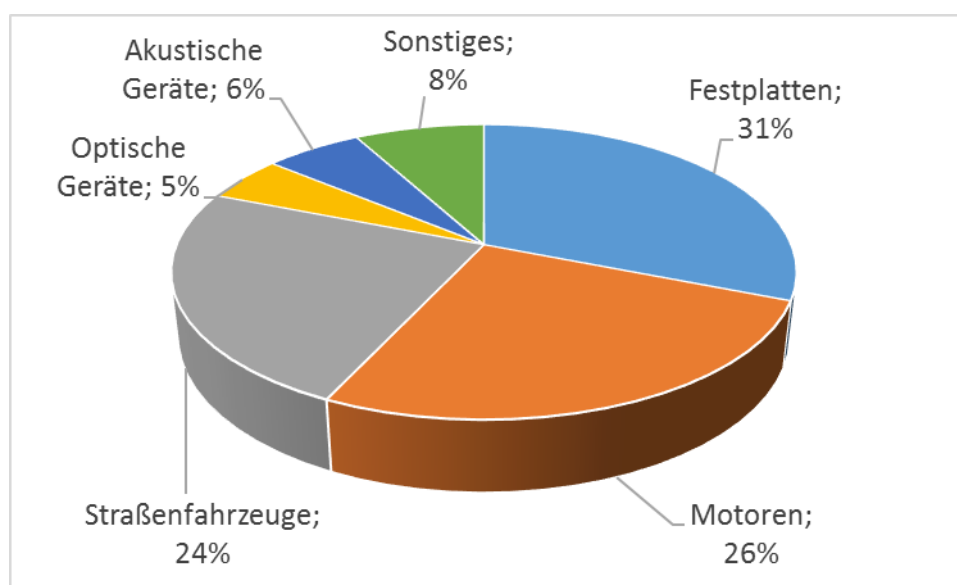
Eine Verbesserung der Datenlage wird zukünftig unter anderem über die Arbeiten des Projektes ProSum (Mähltitz 2017) erwartet.

3.4 Nd-Magnete

Magnete können je nach Anwendungsbereich und Funktion die Seltenerdmetalle Neodym, Praseodym, Dysprosium und Terbium enthalten. Sie werden dann als Neodym-Eisen-Bor-Magnete (NdFeB-Magnete bzw. im Berichtskontext auch Nd-Magnete) bezeichnet. Die Magnete sind luftdicht umschlossen (Nickel- oder Kunststoffummantelung) und das Magnetmaterial ist spröde, zerbricht also leicht bei mechanischer Beanspruchung und geht in unspezifischen Vorbehandlungsprozessen (wie z. B. beim Schreddern von ganzen EAG oder Komponenten) für eine Wiedergewinnung verloren (Sander et al. 2016). Dies ist bei der Beurteilung von Behandlungs- bzw. Verwertungswegen zu berücksichtigen.

Hochwertige Magnete, in denen Seltene Erden zum Einsatz kommen, finden sich in Altgeräten aktuell massenrelevant vor allem bei Festplatten und Motoren. Die Menge bei Pedelecs nimmt zu (siehe zu den Einsatzmengen auch Abbildung 9).

Abbildung 9: Globaler Neodym-Einsatz in Magneten nach Anwendungsbereichen



Datengrundlage: Shin Etsu (2009), eigene Darstellung.

In Tabelle 13 werden Nd-Mengenströme im Abfallpotential für Deutschland dargestellt. Es wird angenommen, dass das zu erschließende Potenzial bis auf den IT Bereich tendenziell stark steigen wird.

Tabelle 13: Mengenströme Nd im Abfallpotenzial Deutschland

Produkt	Abfallpotenzial 2020	Tendenz	Quelle
IT (v.a. Festplatten)	77 t	sinkend	Sander et al. (2012), Sander et al. (2018)
Motoren (Maschinen)	60 t	steigend	Buchert (2014)
Elektrofahrräder	6 t	stark steigend	Sander et al. (2016)
Windenergieanlagen	3 t	stark steigend	
Autos	2 t	stark steigend	

Produkt	Abfallpotenzial 2020	Tendenz	Quelle
Raumklimaanlagen	2 t	stark steigend	
FCC-Katalysatoren	2 t	gleichbleibend	
Nabendynamos	1 t	steigend	
MRTs	<1 t	gleichbleibend	

3.4.1 Magnetarten in Festplatten und optischen Laufwerken

In Festplatten können Seltenerd-Magnete in zwei Varianten auftreten: als Magnete des Schwingspulenbetätigers (Abbildung 10) und als Ringmagnete der Spindelmotoren (Abbildung 11). Beide Formen der Permanentmagnete sind Neodym-Eisen-Bor-Magnete, weisen jedoch sowohl eine andere Zusammensetzung als auch ein unterschiedliches Gewicht als auch eine andere Lage und Einbausituation auf. In den Magneten des Schwingspulenbetätigers wird Praseodym teilweise als günstiges Substitut beige-mischt, wobei sich die Neodymkonzentration reduziert. Dies ist allerdings nur bis zu einem bestimmten Mischverhältnis von maximal 3:1 sinnvoll, da sonst die Qualität des Magneten darunter leidet.

Für externe Festplatten ergab die Literaturlauswertung im Rahmen des UBA-Projektes RePro (Sander et al. 2012, Sander et al. 2018) eine Nd-Masse von 1 g bis 11,5 g/Gerät. Für Festplatten in PC ergab die Literaturrecherche eine durchschnittliche Masse von 6,8 g Nd/Gerät.

Die Anwendungen und Gewichte sowie die Seltenerd-Konzentration von Magneten in Notebooks sind jeweils in Tabelle 14 und Tabelle 15 dargestellt.

Tabelle 14: Anwendung und Gewicht von Seltenerd-Magneten in Notebooks

Magnetanwendung	Anzahl der Magnete pro Notebook	Durchschnittliches Gesamtgewicht pro Notebook [g]
Schwingspulenbetätiger einer 2,5-Zoll-Festplatte	Meist 2, seltener 1	3,0
Spindelmotor der Festplatte	1 Ringmagnet	1,1
Spindelmotor des optischen Laufwerks	1 Ringmagnet	1,6
Lautsprechermagnete	2	2,5

Quelle: Buchert et al. (2012)

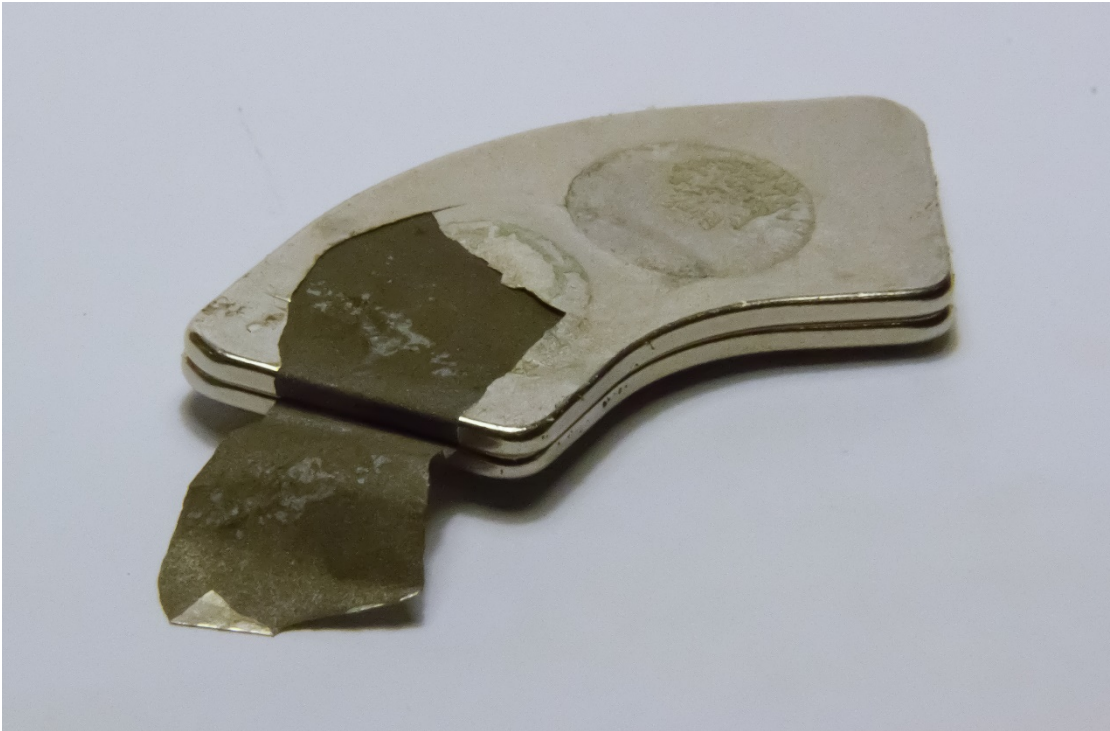
Tabelle 15: Seltene-Erden-Konzentration von Magneten in Notebooks

Magnetart	Nd [%]	Pr [%]	Dy [%]
Magnete des Schwingspulenbetätigers	Zusammen 29		2
Ringmagnete der Spindelmotoren	29	0	0
Magnete der Lautsprecher	Zusammen 31		0

Quelle: VAC (2011)

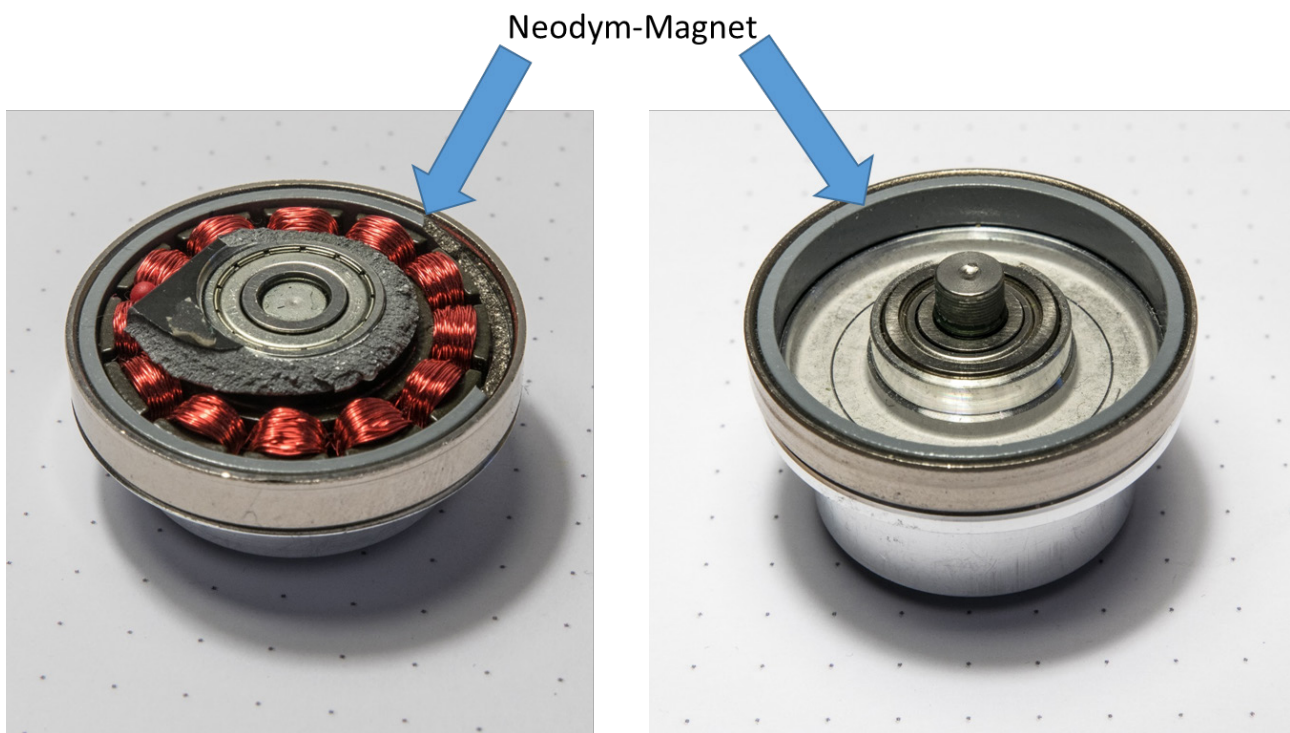
Ueberschaar und Rotter (2015) geben an, dass der Linearmagnet durchschnittlich 1 % Dy enthält, während der Spindelmagnet durchschnittlich 4 % enthält.

Abbildung 10: Seltene Erden Magnet des Schwingspulenbetätigers mit teilweise geöffneter Nickelbeschichtung



Quelle: Ökopol

Abbildung 11: Geöffnete Spindelmotoren mit Ringmagneten



Quelle: Ökopol

3.4.2 Separation und Verwertung

Wesentliches Problem bei der Vorbehandlung ist die Separation der Magnete von anderen Bestandteilen der Altgeräte. Ein mechanischer Aufschluss birgt das Risiko der Zerstörung des spröden Materialverbundes. Eine manuelle Separation oder ein schonender Grobaufschluss wird durch die feste Verbindung von Magneten und Gehäusen erschwert. Bei Festplatten sind die Magnete des Schwingspulenbetätigers in der Regel nach dem Lösen von Schrauben zerstörungsfrei separierbar. Bei Motoren wie z. B. in Pedelecs und bei Nabendynamos erfolgt oftmals eine Verpressung oder/und Verklebung der Magnete.

Zudem haften die Magnete, wenn sie in eine mechanische Behandlung gelangen, an den (magnetischen) Aufschlussaggregaten. Eine Separation ist vor allem bei Zerstörung des Materialverbundes der Magnete aufwendig. Zudem muss für eine Verwertung die Nickel- oder Kunststoffbeschichtung der Magnete entfernt werden²². Im Zuge der Datenvernichtung von Festplatten (siehe 3.5.1.2) wird ein Teil der Nd-Magnete mechanisch stark zerkleinert und mit anderen Fraktionen vermischt.

Großtechnische Rückgewinnungsverfahren für Nd-Magnete konnten im Rahmen der Literaturrecherche und Experteninterviews nicht identifiziert werden. Das vor einiger Zeit angekündigte großtechnische Verfahren bei Solvay (Rhodia 2012 mündl.) ist nicht am Markt. Hitachi (siehe folgende Textbox) führt ein Separationsverfahren für Nd-Magnete durch. Daraus könnte geschlossen werden, dass ein Absatzweg für post-Consumer-Nd-Magnete auch großtechnisch besteht. Weitere, über die unten dargestellten hinausgehende Informationen sind jedoch nicht verfügbar. Zu möglicherweise eingesetzten Mengen von post-consumer-Magneten in Herstellungsprozesse von Primärmagneten liegen ebenfalls keine Informationen vor.

Prinzipiell können als Verwertungsstufen für Nd-Magnete die Wiederverwendung der Magnete (d. h. ohne weitgehende Zerstörung der äußeren Form), die (werkstoffliche) Verwertung der Magnetmaterialien (z. B. durch Sintern nach einem Aufmahlen, d. h. mit Zerstörung der äußeren Form) und die Rückgewinnung der Seltenen Erden (rohstoffliche Verwertung) unterschieden werden. Zu allen Wegen erfolgen derzeit Forschungen (siehe z. B. Gauß et al. 2015, Binnemanns et al. 2013, Buchert et al. 2014, Bast et al. 2014, Brown et al. 2014, Zakotnik 2009).

Für die Rückgewinnung von Seltenen Erden können hydrometallurgische Verfahren angewandt werden. Durch die Variabilität der Verfahren besteht theoretisch die Möglichkeit der Behandlung vielfältiger Inputstoffe. Allerdings setzen die ökonomischen Effekte von Störstoffen sowie der Durchsatz von Hilfsstoffen in der Praxis Grenzen. Die Effizienz der Verfahren erhöht sich mit steigender Konzentration der Zielelemente in den Inputstoffen. Informationen zu konkreten Schwellenwerten für aktuelle Mindestgehalte lagen nicht vor. Teilweise reagieren die Effizienzen hydrometallurgischer Verfahren auch auf das Verhältnis der Konzentrationen von Zielmetallen zueinander (Beispiel: bei der Rückgewinnung von SE-Magnetrohstoffen ist das Verhältnis von Nd zu Dy ein entscheidender Faktor für die Konfiguration des Verfahrens).

²² Ein möglicher Weg, der sich im Moment in der technischen Entwicklung befindet, kann die Entmagnetisierung der Nd-Magnete sein. Siehe Holzhauer et al. (2014).

Beispiel Hitachi – Entwicklung eines „post-Consumer-Recycling“ für Nd-Magnete durch Hersteller

Hitachi hat ein „Recyclingverfahren“ (Hitachi 2010) für Nd-Magnete aus Festplatten, Lüftermotoren und Kompressoren entwickelt. „Anders als alle bisherigen Verfahren, die ausschließlich Reste und Abfälle aus der Magnetproduktion behandeln, soll dieser Prozess Magnete nach der Nutzung durch den Endverbraucher recyceln.“ Der entwickelte Prozess besteht im Wesentlichen aus zwei Schritten: der mechanischen Separation der Magnete aus ihren Bauteilen und der chemischen Rückgewinnung des Nd bzw. Sm aus den Magneten (Hitachi 2010).

Um Nd-Magnete aus den Festplatten zu lösen, wird die Festplatte 30 min lang in eine sich drehende Trommel gegeben, die die Festplatten in Einzelteile zerlegt. Die Nd-haltigen Teile bleiben im Ganzen erhalten und können von Arbeitern herausgesammelt werden. Mit dieser Maschine sollen 200 Festplatten pro Stunde zerlegt werden, ein Arbeiter könnte in der gleichen Zeit lediglich 12 Festplatten auseinandernehmen (Nemoto et al. 2011).

Anschließend folgt die Gewinnung von Neodym und Dysprosium aus den Magneten. Es handelt sich nach Meyer (2012) um einen Prozess, der ohne die Verwendung von Säuren auskommt. In einem Extraktionsprozess werden Nd und Dy entzogen, während Fe und B im Extraktionsmittel unlöslich sind und verbleiben. In ersten Versuchen wurden laut Hitachi 95 % der in den Magneten enthaltenen SE gewonnen. Mit den extrahierten Stoffen sollen neue Magnete hergestellt werden, da Hitachi laut eigener Angabe große Mengen an Nd-Magneten verwendet (Meyer 2012).

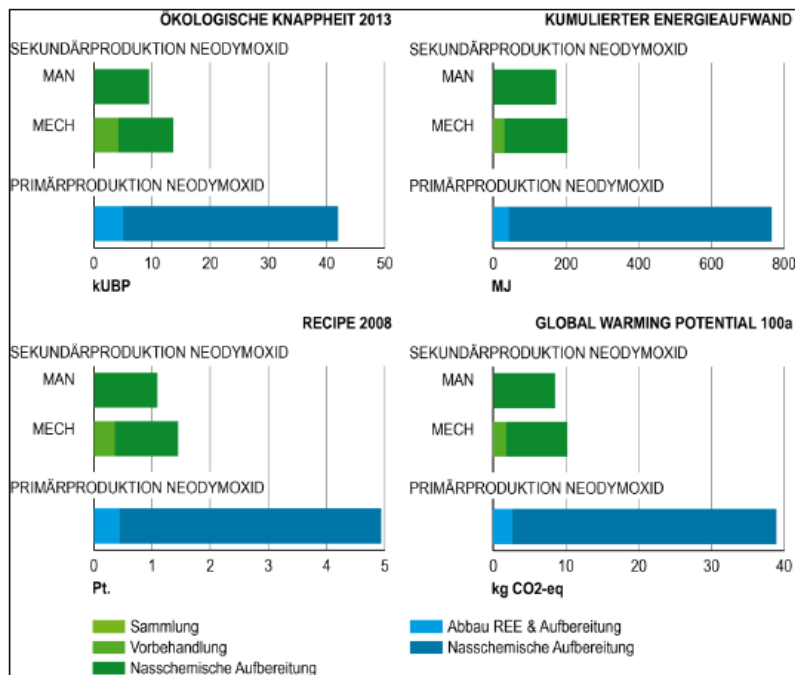
Das Beispiel zeigt einen Fall der Umsetzung des Prinzips der erweiterten Herstellerverantwortung, bei dem der Hersteller auch eine Verantwortung für die Abfallphase seiner Produkte wahrnimmt.

3.4.3 Ökologische Bewertung des Nd Recyclings

Die Sekundärproduktion von Neodymoxid aus Festplatten ist gegenüber der Primärproduktion aus ökologischer Sicht entsprechend einer Studie von Böni (2015)²³ auf der Grundlage eines Prozessdesigns im Labormaßstab ökologisch vorteilhaft (siehe Abbildung 12).

²³ Es wurde beim Treffen der AG 1 darauf hingewiesen, dass sich die Bilanzen auf Verfahren beziehen, die es großtechnisch noch nicht gibt und eine Primärgewinnung im Ausland betrachtet, über die teilweise nur bedingt verlässlichen Daten vorliegen.

Abbildung 12: Umweltbelastung der Hauptprozesse für drei verschiedene Produktionswege von Neodymoxid



Quelle: Böni et al. (2015)

Die auf manueller (MAN) Isolierung der Magnete beruhende Sekundärproduktion ist mit weniger Umweltbelastungen verbunden als die Sekundärproduktion, in welcher die Vorbehandlung nach der Entmagnetisierung mechanisch (MECH) über einen Schredder-Prozess und anschließende Fraktionierung erfolgt.

Die positive Bewertung des Nd-Recyclings aus Elektroaltgeräten wird sowohl in der Wirkungskategorie „Ökologische Knappheit“ als auch drei weiteren Bewertungsmethoden weitgehend bestätigt.

Diese Aussage wird ebenfalls in Sprecher et al. (2014) bestätigt. Hier wurden ebenfalls zwei unterschiedliche Recyclingprozesse für Seltenerdoxide aus Nd-Magneten miteinander verglichen und u. a. zwischen manuell und mechanischer Separation der Nd-Magneten unterschieden. Es wurde festgestellt, dass der Recyclingprozess 88 % weniger Energieaufwand und 99 % geringere Humantoxizität mit sich zieht.

Die ökologische Vorteilhaftigkeit der Sekundärgewinnung gegenüber der Primärgewinnung belegt auch (Bast et al. 2015). Danach schneiden alle untersuchten Verwertungsverfahren bei den untersuchten Wirkungskategorien vorteilhaft ab. Die jeweilige Wahl des Verfahrens in der Praxis (Route 1 ReUse, 2 Remelt (werkstofflich) oder 3 ReMat (rohstofflich)) werde laut Bast et al. (2015) vom Verschmutzungsgrad der Magneten und der Marktnachfrage abhängen²⁴.

²⁴ Zur Einordnung der Ergebnisse gibt der MORE-Bericht noch die Hinweise: „Die Ergebnisse basieren (Ausnahme Route 2) überwiegend auf Labordaten. Skaleneffekte bei Automatisierung und Upscaling, d. h. Minderungspotenziale sind noch denkbar als auch ggf. erhöhte Aufwendungen für die Motordemontage und Magnetabtrennung im Falle einer Automatisierung. Die Strahlenbelastung wurde aus methodischen Gründen und Datengründen heraus nicht als Wirkungskategorie in den Ökobilanzen quantifiziert. Ungeachtet dessen besteht hier ein weiterer großer ökologischer Vorteil im Falle der Wiederverwendung bzw. dem werkstofflichen oder rohstofflichen Recycling von NdFeB-Magneten gegenüber der Primärroute“ (Bast et al. 2015).

Die Auswertung der Literatur zeigt, dass die Sekundärproduktion von Neodymoxid aus Festplatten – bewertet auf der Grundlage von Prozessdesigns im Labormaßstab – der Primärproduktion aus ökologischer Sicht vorzuziehen ist. Die manuelle Separation der Magneten zieht wesentlich weniger Verluste nach sich und weist weniger ökologische Belastungen auf.

Aus Umweltgründen ist die Separation von neodymhaltigen Magneten und Zuführung zum Magnetrecycling oder zur Seltenerd-Rückgewinnung wünschenswert, jedoch hat sich in der Praxis aufgrund der ökonomischen Situation bisher keine Separierung etabliert. Durch eine Rückgewinnung von Neodym könnte die Versorgungssicherheit dieses als kritischem Rohstoff (Eu 2017) eingestuftes Seltene Erden Elements verbessert werden.

3.5 Datenschutz, Vernichtung von Datenträgern

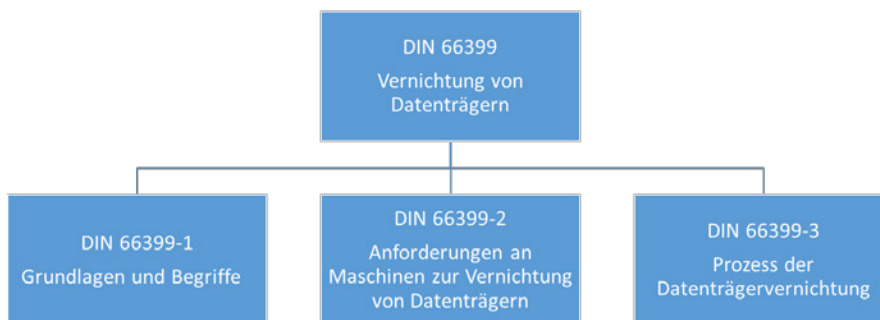
3.5.1 DIN 66399 – Vernichten von Datenträgern

3.5.1.1 Allgemeines zur Norm

Sofern auf Elektroaltgeräten Daten gespeichert sind bzw. Datenträger enthalten sind, kann es sein, dass bei der Entsorgung auch die Vorschriften des Bundesdatenschutzgesetzes bzw. der Landesdatenschutzgesetze zu beachten sind.

Laut Korniska (2017 mündl.) hat sich im Bereich des Datenschutzes in zertifizierten Entsorgungsbetrieben die Zertifizierung nach DIN-Norm 66399 zur Datenträgervernichtung durchgesetzt. Sie gibt den Rahmen für eine geschlossene Prozesssicherheit. Sie besteht aus 3 Teilen: DIN 66399-1, DIN 66399-2 und DIN-SPEC 66399-3 (siehe Abbildung 13) und ermöglicht, anhand der Schutzklassen und Sicherheitsstufen, die für den jeweiligen Bedarf angemessene Verfahrenskette zu wählen. (Reisswolf 2012)

Abbildung 13: Struktur der DIN 66399



Quelle: Informationsgrundlage Reisswolf (2012), eigene Darstellung

Zu Beginn muss die Schutzklasse der Daten definiert werden (Tabelle 16). Daraus ergeben sich die Sicherheitsstufen (Tabelle 17). Zuletzt ergibt sich für den Typ des Datenträgers (z. B. Festplatten, USB-Sticks, CD/DVD), welcher für die Behandlung relevant ist, in der DIN die vorgeschriebene Anforderung an die Behandlung. Die Anforderung enthält in der Regel eine Maximalgröße der Materialteilchen nach der Datenvernichtung.

Tabelle 16: Schutzklassen der Daten nach DIN 66399

Schutzklasse	Beschreibung
Schutzklasse 1 - normaler Bedarf für interne Daten	Der Schutz von personenbezogenen Daten muss gewährleistet sein. Andernfalls besteht die Gefahr, dass der Betroffene in seiner Stellung und seinen wirtschaftlichen Verhältnissen beeinträchtigt wird.
Schutzklasse 2 - hoher Bedarf für vertrauliche Daten	Gefahr, dass der Betroffene in seiner gesellschaftlichen Stellung oder in seinen wirtschaftlichen Verhältnissen erheblich beeinträchtigt wird.
Schutzklasse 3 - sehr hoher Bedarf für besonders geheime Daten	Der Schutz personenbezogener Daten muss unbedingt gewährleistet sein. Andernfalls kann es zu einer Gefahr für Leib und Leben oder für die persönliche Freiheit des Betroffenen kommen.

Quelle: TÜV (2017)

Tabelle 17: Sicherheitsstufen nach DIN 66399

Sicherheitsstufe	Datenträger-Vernichtungsempfehlung
1	Allgemeine Daten - Reproduktion mit einfachem Aufwand
2	Interne Daten - Reproduktion mit besonderem Aufwand
3	Sensible Daten - Reproduktion mit erheblichem Aufwand
4	Besonders sensible Daten - Reproduktion mit außergewöhnlichem Aufwand
5	Geheim zu haltende Daten - Reproduktion mit zweifelhaften Methoden
6	Geheime Hochsicherheitsdaten - Reproduktion technisch nicht möglich
7	Topsecret Hochsicherheitsdaten - Reproduktion ausgeschlossen

Quelle: TÜV (2017)

3.5.1.2 Datenvernichtung von Festplatten

Für Festplatten mit normalen Datenschutzbedarfen hat sich in der Praxis die Sicherheitsstufe H4-5 etabliert (Korniska 2017 mündl.) (Kramer 2017e mündl.). Die DIN 66399 besagt für die Sicherheitsstufen H4 und 5 Folgendes:

Datenträgerart H – Informationsdarstellung auf Festplatten mit magnetischem Datenträger:

- **Sicherheitsstufe 4:** Datenträgervernichtung derart, dass die Reproduktion der auf ihnen wiedergegebenen Daten nur unter außergewöhnlich hohem Aufwand (Personen, Hilfsmittel, Zeit) möglich ist. Dies entspricht folgender Anforderung an den Zustand des Datenträgers nach sachgerechter Behandlung: Datenträger mehrfach zerteilt und verformt und Fläche der Materialteilchen max. 2000 mm² (Projektionsfläche). Toleranz für 10 % des Materials max. 3800mm².
- **Sicherheitsstufe 5:** Datenträgervernichtung derart, dass die Reproduktion der auf ihnen wiedergegebenen Daten nur unter Verwendung gewerbeunüblicher Einrichtungen bzw. Sonderkonstruktionen sowie forensische Methoden, möglich ist. Dies entspricht folgender Anforderung an den Zustand des Datenträgers nach sachgerechter Behandlung: Datenträger mehrfach zerteilt und verformt und Fläche der Materialteilchen max. 320 mm² (Projektionsfläche). Toleranz für 10 % des Materials max. 800mm².

(DIN 66399)

Die DIN-gerechte Vernichtung von Daten auf Festplatten ist folglich immer mit einer Zerkleinerung der Festplatten verbunden. Die DIN-Norm gibt keine Anforderungen oder Alternativen an für eine zerstörungsfreie Datenlöschung.

3.5.1.3 Sicherheitsmaßnahmen

Je nach Schutzklasse müssen entsprechende organisatorische und technische Maßnahmen zur Überwachung der Datenvernichtung getroffen werden. Schutzklasse 2 entspricht dem Standard für die Festplatten mit normalem Schutzbedarf (wie bei Daten aus Privathaushalten). Hier schreibt die DIN vor, dass die Festplatten bzw. die Daten innerhalb von **24 h nach Erhalt vernichtet sein müssen**. Bei Schutzklasse 3 muss gewährleistet werden, dass **sofort nach Erhalt des Datenträgers** die Vernichtung erfolgen muss. Des Weiteren muss der Betrieb vorweisen, dass bei einem Ausfall der Anlage diese Anforderungen dennoch gewährleistet werden können. Zusätzlich müssen bei der Behandlung von Datenträgern zusätzliche Sicherheitsmaßnahmen getroffen werden wie z. B. Kameras, Schleusen, geschlossenes Gelände, geschultes Personal etc. (Korniska 2017 mündl.)

3.5.1.4 Verfahren der Datenvernichtung auf Festplatten

Es können zwei grundsätzliche Verfahren unterschieden werden, die Daten auf Festplatten irreversibel zu löschen,

- ▶ die mechanische Zerkleinerung der Festplatte im Schredder und
- ▶ die Datenlöschung in einem starken Magnetfeld (Degausser).

Mechanische Zerkleinerung

Die Zerkleinerung von Festplatten erfolgt in Schreddern. Laut Kramer (2017c mündl.) stellt die Anforderung an die Projektionsfläche eine Herausforderung dar, diese an die Sieblochgröße anzupassen. Über die Siebung erfolgt der Nachweis für die erfolgreiche Zerstörung. Diese muss für das Zertifikat nachgewiesen werden. Des Weiteren stelle der Zerkleinerungsgrad grundsätzlich keinen Nachteil für die Rückgewinnung des Stahlschrotts dar. Für die Rückgewinnung von Aluminium (teilweise folienartig vorliegend) ist der Zerkleinerungsgrad suboptimal (teilweise zu klein). Für die Leiterplatte wird ein hoher Zerstörungsgrad erwartet mit entsprechender Verteilung der Bestandteile in die verschiedenen Fraktionen.

Für die Möglichkeit einer Rückgewinnung des vorliegenden Nd aus den Festplatten sei eine manuelle Separation der Nd-Magnete notwendig, da diese durch das Schreddern und den weiteren Verlauf verloren wären (Kramer 2017c mündl.)²⁵.

Datenlöschung im Magnetfeld

Eine zerstörungsfreie Löschung der Daten ist laut Vogel (2017 mündl.) mittels Degausser möglich. Hierfür liegt allerdings keine spezielle Norm und demnach keine Zertifizierung nach Norm vor.

Der Degausser ermöglicht laut Bundesamt für Sicherheit in der Informationstechnik (BSI) die Löschung von Informationen nach allen national eingestuften Geheimhaltungsgraden mittels Entmagnetisieren/Durchfluten der Festplatten. Dadurch wird die Struktur der Datenscheibe zerstört. Dieser wird auch von Erstbehandlern eingesetzt. (Hellmann 2017) Laut Vogel (2017 mündl.) wurde dieses

²⁵ Theoretisch denkbar ist auch, dass man automatisiert zuerst die Ecke mit den Magneten von der Festplatte abschneidet von der Festplatte und dann den Rest schreddert. Siehe auch REMANENCE-Projekt <http://www.project-remanence.eu/project-outputs/video-remanence-trials>

Verfahren bevorzugt, da laut Untersuchungen die Behandlung mittels Shredder teilweise unzureichend war. Nachteilig am Degausser ist, dass die Festplatten warm werden und im Unterschied zur Softwarelöschung im Anschluss keiner Wiederverwendung zugeführt werden können. Zudem hat dieses Verfahren nur einen sehr niedrigen Durchsatz (Brüning 2017b mündl.).

Nach der Datenlöschung im Degausser wurden die hochwertigen Festplatten in einer sozialen Einrichtung manuell demontiert, um die Metalle bzw. die Leiterplatten als Reinfractionen zu separieren (Vogel 2017 mündl.). Die Separation von Nd-Magneten wurde eingestellt, da keine Absatzwege bekannt waren.

3.5.2 Behandlungspraxis für Festplatten mit und ohne Datenschutzanforderungen

Laut dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz ist das Schreddern von Festplatten durch ein Datenvernichtungsunternehmen nach § 3 Abs. 10 ElektroG eine abfallrechtliche Erstbehandlung im Sinne des ElektroG und verlangt dementsprechend eine Zertifizierung als Erstbehandlungsanlage gem. § 11 Abs. 3 ElektroG. (STMUV 2014)

Über eine Literaturrecherche und Experteninterviews ist nicht klärbar, in welchen Verhältnissen Festplatten in üblichen Behandlungswegen unzerstört separiert oder geschreddert werden (Kramer 2017e mündl., Herx 2017 mündl., Förster 2017b mündl.). Es sind ebenfalls keine Daten verfügbar, wie viele Institutionen nach DIN 66399 schreddern oder eine zerstörungsfreie Datenlöschung mittels Degausser durchführen (Herx 2017 mündl.). Das Schreddern von Festplatten kann sowohl den Datenschutzgründen als auch als Aufschlussmethode, um Metalle einfacher abzutrennen, dienen. Es ist insgesamt nur festzustellen, dass unterschiedliche Verfahren etabliert sind.

Die Zertifizierung nach DIN 66399 ist zwar branchenüblich, dennoch erfolgt oftmals eine Behandlung der Festplatten ohne Zertifizierung. Laut der Firma Reisswolf gelangen höchstens 70 % der Festplatten in eine datenschutzkonforme Behandlung. Dabei ist zu beachten, dass hierbei auch die Festplatten aus dem gewerblichen Bereich (z. B. Server) mit berücksichtigt wurden. Ein relevanter Anteil würde als Ganzes nach Holland verkauft und anschließend nach Asien exportiert (Herx 2017 mündl.).

Die Firma Electrocycling entfernt die Festplatten der Elektroaltgeräte aus dem Bereich der privaten Quellen nicht vor einer mechanischen Behandlung. Beim Behandler liegt nach Aussage von Kramer (2017e mündl.) hierbei keine Datenschutzverpflichtung, da der Verbraucher selbst für die Löschung der Daten verantwortlich sei. Grundsätzlich sind allerdings wenig Festplatten in den Geräten zu erwarten, da diese meist vorher ausgebaut werden, bevor sie bei Electrocycling ankommen. Bei gewerblichen Altgeräten wird anders vorgegangen. Diese beinhalten überwiegend noch Festplatten. Wenn der Auftraggeber eine datenschutzkonforme Löschung der Daten anfordert, erfolgt dies bei Electrocycling mittels Schreddern nach DIN 66399 je nach angeforderter Sicherheitsstufe. (Kramer 2017e mündl.). Diese Methode sei laut Herx (2017 mündl.) der Firma Reisswolf Deutschland GmbH branchenüblich (Herx 2017 mündl.). Solange kein schriftlicher Vertrag mit einem Auftraggeber bzgl. der geforderten Schutzklasse abgeschlossen ist, bestehen keine Datenschutzanforderungen an den Behandler.

Remondis entnimmt die Festplatten als Ganzes, um sie dann weiter zu verkaufen. Ein Schreddern der Festplatten würde wenig Sinn machen, da sie als Ganzes noch einen Marktwert besitzen. (Förster 2017b mündl.)

Ab 25. Mai 2018 gilt die neue EU-Datenschutz-Grundverordnung 2016/679/EU²⁶, die die bereits seit 1995 geltende EU-Datenschutzrichtlinie (Richtlinie 95/46/EG) ersetzt. Es wird nach Nerx (2017 mündl.) erwartet, dass dies auch Auswirkungen auf bestehende Definitionen einer datenschutzkonformen Löschung Einfluss haben kann.

3.6 CENELEC-Anforderungen an die Endbehandlung kupfer- und edelmetallhaltiger Fraktionen

Im Oktober 2017 erschien eine neue CENELEC-Norm DIN CLC/ 50625-5 „Spezifikation für die Endbehandlung der Fraktionen von Elektro- und Elektronik-Altgeräten – Kupfer und Edelmetalle“. Sie umfasst auch die Behandlung von Leiterplatten(fraktionen) in Kupferhütten. Damit kommen die darin festgelegten Anforderungen potenziell für die Formulierung von Anforderungen an die Edelmetallrückgewinnung aus Leiterplatten in Frage.

Sollen kupfer- oder edelmetallhaltige Fraktionen (z. B. Leiterplattenfraktionen) an die Endbehandlung, (z. B. Kupferhütte) zur Metallrückgewinnung abgegeben werden, sind vertraglich maximale Annahmewerte für bestimmte Schadstoffe in der angelieferten Fraktion zu vereinbaren. Die Norm nennt folgende Richtwerte:

- ▶ Typischer zulässiger PCB-Abnahmewert < 50 ppm,
- ▶ Typischer zulässiger Hg-Abnahmewert < 10 ppm,
- ▶ Typischer zulässiger Be-Abnahmewert < 200 ppm.

In der Norm geforderte Metallausbeuten (Letztbehandlung) sind in Tabelle 18 aufgeführt. Der Input entspricht dem Material, welcher dem letzten Behandlungsschritt zugeführt wird.

Tabelle 18: Geforderte Metallausbeuten aus Leiterplatten laut DIN CLC/ 50625-5

Metall	Input	Metallausbeute
Cu	100 %	≥ 90 %
Au	100 %	≥ 90 %
Ag	100 %	≥ 90 %
Pd	100 %	≥ 90 %

Quelle: DIN CLC/ 50625-5

Die Norm gibt Grenzwerte für Abwasser, Abluftemissionen, Lärm und die Luft am Arbeitsplatz vor. Die Anforderungen an die Abluft sind teilweise weniger streng als die BVT-Schlussfolgerungen für die Nichteisenmetallindustrie, siehe Abschnitt 3.2.5.3. So beträgt der Dioxin-Grenzwert in den BVT-Schlussfolgerungen 0,1 ng l-TEQ/m³ ((EU) 2016/1032), während er in der Norm DIN CLC/50625-5 mit 0,5 mg l-TEQ/m³ weniger streng festgelegt ist. Der Bezugszeitraum als jährlicher Durchschnittswert macht die Abluftgrenzwerte weniger anspruchsvoll als in der BVT-Schlussfolgerung.

²⁶ Verordnung (EU) 2016/679 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27. April 2016 zum Schutz natürlicher Personen bei der Verarbeitung personenbezogener Daten, zum freien Datenverkehr und zur Aufhebung der Richtlinie 95/46/EG (Datenschutz-Grundverordnung), Amtsblatt der Europäischen Union L 119/75 4.5.2016.

3.7 Empfehlung für Behandlungsanforderungen

Folgende Anforderungsempfehlungen ergeben sich aus dem Bearbeitungsprozess in Abstimmung mit den Akteuren, den Inhalten der vorangegangenen Kapitel sowie der fachlichen Bewertung der Autoren:

- ▶ 1.1 Verpflichtende Separation vor mechanischer (Grob-)Zerkleinerung von Geräten mit besonders hohen Wertstoffgehalten in Leiterplatten (siehe insbesondere Tabelle 19),
- ▶ 1.2 Separation von Leiterplatten aus den in der Tabelle 19 aufgeführten Altgeräten vor mechanischer (Grob-)Zerkleinerung, vorrangig manuell, ansonsten nach schonendem Grobaufschluss.

Tabelle 19: Leitgeräte für hochwertige Leiterplatten

Sammelgruppe ab Ende 2018	Geräte
SG 1 (Wärmeüberträger) und SG 4 (Großgeräte)	Smarte Geräte
SG 2 (Bildschirmgeräte)	Flachbildschirm, Laptop, Tablet
SG 4 (Großgeräte) und SG 5 (Kleingeräte)	Server, PC, Laserdrucker
SG 5 (Kleingeräte)	Mobiltelefon, Smartphone, Digital-/Videokamera, DVD-/CD-Player, Videospielkonsolen, Navigationssystem, Router, Festplatte ²⁷

- ▶ 1.3 Separation einer reinen Leiterplattenfraktion von mindestens 4 % des Gesamtinputs FBS-Geräte und Zuführung zu einer Verwertung, bei der enthaltene Edelmetalle und Kupfer zurückgewonnen werden,
- ▶ 1.4 Kontinuierliche Verbesserung der Edelmetallrückgewinnung,
- ▶ 1.5 Abgabe separierter Leiterplattenfraktionen zur metallurgischen Rückgewinnung nur an Anlagen:
 1. mit folgenden Rückgewinnungsgraden im Rückgewinnungsprozess (Zielwerte): Cu, Au, Ag, Pd je mindestens 90 %,
 2. mit Rückgewinnung von Sn, Pb, Sb in der Prozesskette,
 3. die die BVT-Schlussfolgerungen für die Nichteisenmetallindustrie unter der IE-Richtlinie für PCDD/F-Emissionen erfüllen.
- ▶ 1.6 Abtrennung von Kühlkörpern aus hochwertigen, separierten Leiterplattenfraktionen vor metallurgischem Prozess der Cu-/Pb-Route, soweit die Edelmetallverluste nicht erhöht werden,
- ▶ 1.7 Separation SE-haltiger Magnete mindestens des Linearmotors aus Festplatten und Motoren von Pedelecs als separater Stoffstrom und Zuführung zu einem Verwertungsverfahren. Für Festplatten, die aus Datenschutzgründen zerkleinert werden, gilt dies nur, sofern es die zeitlichen Vorgaben an die Datenvernichtung erlauben.

²⁷ Für Festplatten, die aus Datenschutzgründen zerkleinert werden, gilt dies nur, sofern es die zeitlichen Vorgaben an die Datenvernichtung erlauben.

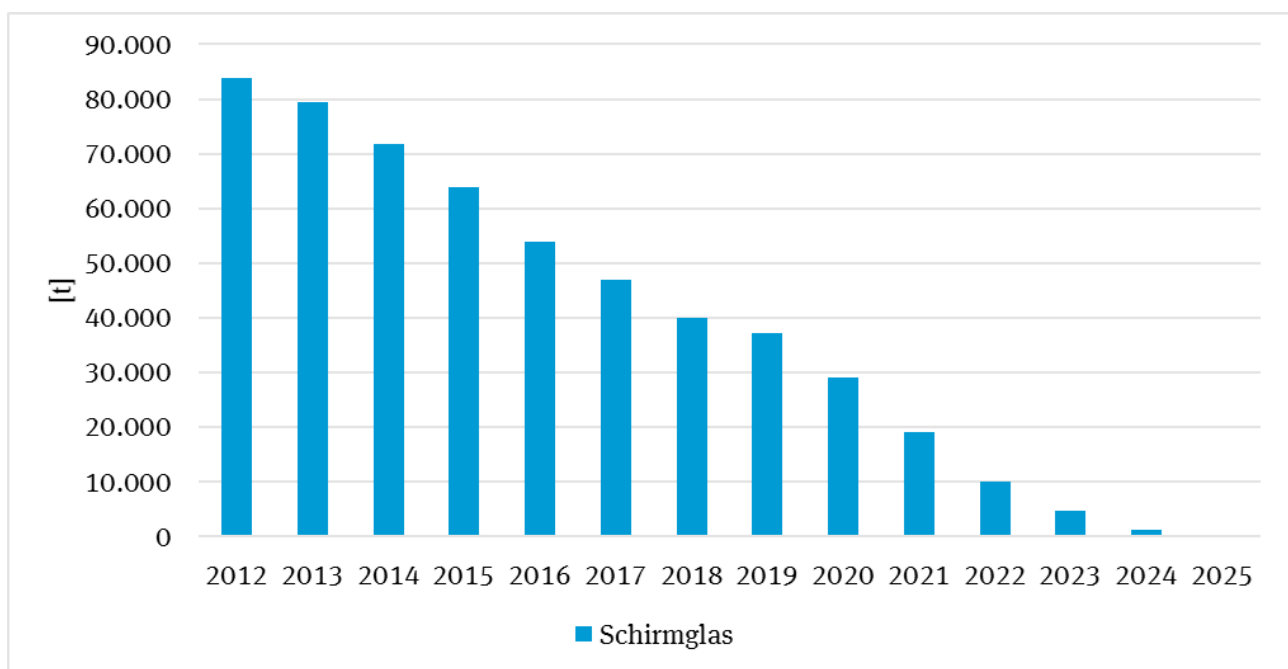
4 AG 2 – Bildschirmgeräte

4.1 Ressourcenrelevante Rohstoffe in Bildschirmgeräten

4.1.1 Schirmglas aus CRT-Bildschirmen

In CRT-Geräten kann das Gewicht der Bildröhre bis zu 85 % des Gerätegewichts betragen. Erstbehandler sehen den durchschnittlichen Glasanteil in CRT-Geräten eher bei 60-70 % (AG Schadstoffentfrachtung 2017). Das Gewicht der Röhre setzt sich aus ca. 65 % Schirmglas sowie 30 % Konusglas und 5 % Halsglas zusammen (Widmer et al. 2015). Das Schirmglas, welches den größten Anteil ausmacht, ist im Allgemeinen bleifrei und kann bei einer ausreichend genauen Trennung hochwertig verwertet werden.

Abbildung 14: Prognose anfallender Schirmglasmengen in Deutschland pro Jahr



Quelle: Eigene Hochrechnung, RePro (Sander et al. 2018)

Mit der Annahme einer konstanten Glasmasse von 17,8 kg für CRT-Fernsehgeräte und 8 kg für CRT-Monitore (Widmer et al. 2015), den in Verkehr gebrachten Mengen der jeweiligen Geräte in Deutschland (RePro, Sander et al. 2018), einer durchschnittlichen Lebensdauer von 6 Jahren für CRT-Monitore und 9 Jahre für CRT-Fernsehgeräten und einer Rücklaufquote von ca. 60 % (in den formellen Sektor) ergeben sich die in Abbildung 14 dargestellten potentiellen Schirmglasmengen, welche in Deutschland pro Jahr in die Behandlung gelangen.

Beispielsweise werden im Behandlungsprozess eines Recyclingunternehmens für Bildschirmgeräte 33 % des Inputmaterials als trockenes entschichtetes Frontglas als Rohstoff in der Behälterglas- und Keramikproduktion eingesetzt. In Gesprächen mit der Glasindustrie wurde ebenfalls angemerkt, dass die werkstofflichen Eigenschaften des Schirmglases vorteilhaft für einen Teilbereich der Produktion seien, dieses zusätzlich sehr kostengünstig ist und somit gerne eingesetzt wird. Schirmglas kann zu circa 1-3 % bei der Produktion zugemischt werden, was bei den vorliegenden Produktionsmengen in der Behälterglasindustrie eine erhebliche Menge ausmacht. Westphal (2017 mündl.) und Jehle (2017c mündl.) schätzen die Kapazitäten von Schirmglas in der Keramik und Behälterglasindustrie auf ca.

100.000 Tonnen pro Jahr. Auch auf der AG-Sitzung am 22.03.2017 zu Bildschirmgeräten wurde mehrfach von den Akteuren bestätigt, dass der Absatz von Schirmglas kein Problem darstellt. Der Einsatz von Bildröhrenglas bzw. Schirmglas ist allerdings ungeeignet für den Einsatz in der Flachglasindustrie, da Blei Barium und Strontium produktionstechnische Schwierigkeiten mit sich bringen (Diederich und Daniel 2011).

Entscheidend seien auch die Anforderungen, welche im Standardblatt T120 „Qualitätsanforderungen für Glasscherben zum Einsatz in der Behälterglasindustrie“ angegeben werden. Die dort angegebenen Anforderungen und Grenzwerte gelten als Leitlinie zwischen Kunden und Lieferanten in der Glasindustrie. Die T 120 gibt als Richtwert 200 ppm für Schwermetallverunreinigungen in zu verwertenden Glasscherben an. Eine sensorgestützte Trennung von bleihaltigem Glas, z. B. mittels Röntgentechnik, kann laut LAGA M 31 B (Entwurf Stand 15.03.2017) eine bleifreie Faktion mit < 0,1 % Pb erzeugen.

4.1.2 Kunststoffe in Flachbildschirmen

(Siehe Kapitel 6)

4.1.3 Leiterplatten in Bildschirmgeräten

(Siehe Kapitel 3.1.2)

4.1.4 Indium

Indium stellt entsprechend EU (2017) einen kritischen Rohstoff dar. Es wird in Bildschirmen als Indium-Zinn-Oxid in Flachbildschirmen eingesetzt; hauptsächlich in LCD-Bildschirmen und in Touchscreens. Auch wenn die LCD-Panels je nach Anwendung einen unterschiedlichen Anteil am Gesamtgewicht des Produkts aufweisen, ist der Aufbau der Komponenten relativ einheitlich: Grundlage bildet auf beiden Seiten eine Schicht TFT-Glas, auf der Farbpigmente und abschließend die nur einige Hundert Nanometer dicke ITO-Schicht aufgetragen wird. Auf den Außenseiten werden Polarisationsfolien aufgeklebt (vgl. Rotter et al. 2012), zwischen den beiden beschichteten Glasplatten befinden sich die Flüssigkristalle. In Form von InGaN-Verbindungen wird Indium in bisher geringen Mengen, aber mit zunehmender Bedeutung auch in speziellen LEDs eingesetzt.

Indium wird als Koppelprodukt bei der Primärzinkgewinnung gewonnen, daher ist die Gewinnung von Indium in den ersten Prozessstufen vor der Aufkonzentration zu hohen Reinheiten nicht mit spezifischen Aufwänden verbunden. Das Indiumpotenzial in Flachbildschirmen wurde im UBA-Projekt RePro (Sander et al. 2018) für das Jahr 2012 auf 1 bis 3 t geschätzt. Dies entspricht 0,1 bis 0,5 % der Weltjahresproduktion. Das Recycling von Indiumproduktionsabfällen (ITO) ist großtechnisch etabliert, die Separation von Indium aus Altprodukten jedoch noch im Versuchsstadium. Die ökologischen Untersuchungen zeigten nur geringe ökologische Vorteilhaftigkeit des Indiumrecyclings aus Bildschirmen (Widmer et al. 2015).

Unter der Voraussetzung, dass die Indiumnachfrage die Koppelproduktmenge nicht übersteigt²⁸, wird nur eine geringe ökologische Vorteilhaftigkeit des Indiumrecyclings aus Bildschirmen festgestellt, wenn eine manuelle Demontage erfolgt. Bei einer mechanischen Separation der Indiumschicht wurde kein ökologischer Vorteil festgestellt²⁹ (Widmer et al. 2015).

²⁸ Angesichts der aktuellen Situation und der vorhersehbaren Mengenentwicklung wird es als unwahrscheinlich angesehen, dass der zukünftige Indium-Verbrauch so stark ansteigt, dass die Koppelproduktion über die Zinkroute nicht mehr ausreichend Material liefern wird.

²⁹ „Dabei zeigte es sich, dass die Rückgewinnung von Indium mit vorangehender manueller Zerlegung etwas besser abschneidet als die heutige Primärproduktion (Indium wird als Nebenprodukt von Zink gewonnen), während die Rückgewinnung

4.2 Schadstoffrelevanz von Bildschirmgeräten

4.2.1 Emissionen während der Behandlung

4.2.1.1 Vorbemerkung

Quecksilber und Quecksilberanhaftungen sind nicht einfach nachweisbar bzw. messbar. Das Unternehmen Lightcycle Retourlogistik und Service GmbH hat 2014 einen Feldversuch in 4 Ländern durchgeführt³⁰, bei dem festgestellt wurde, dass in der Hg-Analytik unterschiedliche Verfahren angewendet werden und die Ergebnisse je nach Verfahren stark schwanken. Die Ergebnisse von Analysen sind nicht leicht reproduzierbar, was demnach eine Vergleichbarkeit der Messwerte erschwert. Schlussfolgerung aus dem Feldversuch war, dass die Analyse stark durch das inhomogene Material an Metall und Metall-Plastikfraktionen beeinflusst wird. Es wurde während des Fachgesprächs zu Lampen am 8.3.2017 beim Umweltbundesamt mehrfach von den Akteuren der Wunsch geäußert, dass, wenn man Grenzwerte festlegt, auch festgelegt werden muss, wie diese leicht reproduzierbar gemessen werden können. Auch aus dem weiteren Teilnehmerkreis wurde auf die Herausforderungen bei den Hg-Messungen hingewiesen. Die LV Lampenverwertung GmbH führte ebenfalls Messungen durch. Die analysierten Proben wiesen trotz des gleichen Vorgehens bei der Probennahme, zum Teil aus derselben Grundgesamtheit, enorme Schwankungen auf. Die gemessenen Quecksilbergehalte unterschieden sich teilweise um das 6-Fache bis 8-Fache, obwohl die Proben aus demselben Bigbag entnommen worden sind. Dies wurde von mehreren Akteuren im Laufe des Fachgesprächs zu Lampen bestätigt.

4.2.1.2 Cadmium

Leuchtpulver in CRT-Geräten können Cadmium enthalten. Jehle (2011) berichtet von CdO-Gehalten im Leuchtpulver von 0,16 % (umgerechnet ca. 0,14 % Cd).

BiPro (2006) beschreibt, dass früher v. a. bei Monochrombildröhren Cadmiumverbindungen eingesetzt wurden. Auch wenn heute kein Cadmium mehr verwendet wird, können alte Geräte noch cadmiumhaltige Leuchtpulver enthalten.

Tsydenova et al. (2011) berichten in einem Artikel aus dem Jahr 2009 von Cadmium in Leuchtschichten von „Old TV sets, PC monitors“ (S. 46).

Die RoHS-Richtlinie beschränkt den Einsatz von Cadmium seit 2006 auf zulässige Höchstkonzentrationen von 0,01 % in homogenen Werkstoffen.

Nach Balde et al. (2015) liegt die durchschnittliche Nutzungsdauer eines CRT-Fernsehers bei ca. 9 Jahren. Das heißt, dass bei Zugrundelegung einer Weibull-Verteilung für die Entsorgungswahrscheinlichkeit, ein relevanter Anteil der CRT-Altfernseher ein Inverkehrbringungsdatum vor dem Jahr 2006 aufweisen. Es ist daher nicht auszuschließen, dass über alte CRT noch Cd-haltige Leuchtpulver in die Erstbehandlung gelangen können.

von Indium nach mechanischer Aufbereitung mit größeren Umweltauswirkungen verbunden ist als die Primärproduktion. Sollte Indium in Zukunft nicht mehr wie heute als Nebenprodukt, sondern als Hauptprodukt gewonnen werden, etwa aufgrund einer starken Zunahme der Nachfrage durch die Wirtschaft, würde die Primärproduktion hingegen mit großem Abstand schlechter abschneiden als beide Rückgewinnungsverfahren (manuelle Zerlegung bzw. maschinelle Aufbereitung der Flachbildschirme vor der nasschemischen Weiterverarbeitung)“ (Widmer et al. 2015). Grundsätzlich muss bei der notwendigen Abwägung berücksichtigt werden, dass durch ein Recycling von Indium nicht weniger Zink-Primärerz abgebaut werden wird und somit die Umweltentlastung nur aus dem Raffinationsschritt zum reinen Indium resultiert. Eine solche konsequenzielle Betrachtung führt zu anderen Ergebnissen als eine attributive Betrachtung.

³⁰ Es beteiligten sich Italien, Spanien, Deutschland und Frankreich. 14 Verwertungsanlagen nahmen teil, 68 Probeentnahmen wurden analysiert, jede Probe mit 3 Aufschlüssen, d.h. 204 Messungen wurden erzielt. Drei Labore führten die Analysen durch u.a. AgroLab und Wessling in Deutschland.

Durch Abkippen von CRT-Fernsehern oder Monitoren kann es nach einer Zerstörung der Bildröhre zu einer Emission von Cd-haltigen Leuchtpulvern kommen.

4.2.1.3 Quecksilber

Trotz der starken Rückläufigkeit des Einsatzes von Quecksilber sind derzeit immer noch relevante Mengen im Abfallstrom aufzufinden. Hierbei sind vor allem die Flachbildschirme mit quecksilberhaltiger Hintergrundbeleuchtung für den Eintrag verantwortlich. Eine Hg-Freisetzung durch Zerstörung der Hg-haltigen Hintergrundbeleuchtung kann vor allem durch die mechanische Behandlung von ganzen Geräten oder Bauteilen erfolgen. Dies kann eine Kontamination der Abluft und des Schreddermaterials mit sich bringen (Nunweiler 2016). Nach verschiedenen Angaben variieren die Quecksilbergehalte der Hintergrundbeleuchtung (CCFL-Röhren) zwischen 2,5 und 10 mg pro Röhre, wobei Werte zwischen 3 und 5 mg als üblich gelten. Monitore weisen in der Regel 1 oder 2 Röhren auf. Fernseher enthalten durchschnittlich 16 Röhren bis mehr als 50 Röhren bei großen Geräten. Mit der Annahme von durchschnittlich 4 mg Hg pro CCFL-Röhre variieren die Quecksilbergehalte von maximal 8 mg Hg bei Monitoren und 64 mg bis mehr als 200 mg Hg bei (großen) Fernsehgeräten (Wolf et al. 2016))

Quecksilber ist bei Raumtemperatur dampfförmig und dementsprechend lungengängig. Bei einer Inhalation des farb- und geruchlosen Gases kann bis zu 80 % in der Lunge zurückbleiben. Von dort aus gelangt es in den Blutkreislauf und kann als Zell- und Protoplasmagift wirken (Böni 2011) (Wolf et al. 2016).

Die DIN EN 50625-1 schreibt vor, dass Gasentladungslampen und quecksilberhaltige Bauteile vor einer Behandlung, die zu deren Beschädigung führen kann, zu entfernen sind oder in einer Weise zu behandeln sind, dass Quecksilber entfernt und überwacht werden kann, um eine umweltgerechte Behandlung nachzuweisen (DIN EN 50625-1).

Durch ein Abkippen von Flachbildschirmen mit quecksilberhaltiger Hintergrundbeleuchtung können und werden Geräte beschädigt, wie die Akteure aus den Treffen zur AG 2 mitteilten. Dennoch werden in der Praxis Bildschirme abgekippt und teilweise gebaggert (Brüning 2017a mündl.) (Fröhlich 2017 mündl.).

Eine manuelle Zerlegung von Flachbildschirmen stellt für Demonteure keine Gefahr dar, solange mit einer geeigneten Arbeitsplatzabsaugung gearbeitet wird. Diese sollte nach Loogk (2017 mündl.) als Pflichtbestandteil am Arbeitsplatz eingeführt werden.

In Wolf et al. (2016) wird angegeben, dass ohne eine Absaugung während der Entnahme von CCFL-Röhren maximale Hg-Konzentrationen gemessen wurden, die teilweise das Fünffache des Arbeitsplatzgrenzwertes von $0,02 \text{ mg/m}^3$ Raumluft überschritten.

Laut Tesar und Öhlinger (2012) sind die Anforderungen an die maximale Hg-Belastung im Bereich von Zerlegearbeitsplätzen mit Arbeitsplatzabsaugung leicht einzuhalten. Als kritisch zu identifizieren sind Lagerbereiche für Gebinde mit zerbrochenen Kapillaren (Tesar und Öhlinger 2012).

Nach DIN EN 50625-2-2 muss im Fall eines trockenen Behandlungsprozesses, die das Zerschneiden der Röhrenbildschirme beinhaltet, die Behandlung in einer Umgebung mit einer Staubabsaugung inkl. wirksamen Luftfiltersystem erfolgen.

4.2.2 Blei

Im Gegensatz zum Schirmglas aus CRT-Geräten ist Konusglas mit 20-25 % Bleioxid stark bleihaltig. Das Glaslot (Frittenglas), welches als Verbindungsstück zwischen Schirm- und Konusglas fungiert, besitzt mit 70-80 % einen noch höheren Bleioxidgehalt (LAGA M 31 B Stand 15.03.2017).

Der Glasbruch aus der CRT-Behandlung wird derzeit vor allem als Mischglas keiner hochwertigen Verwertung zugeführt, sondern als Bergversatz eingesetzt. Eine weitere Form der derzeitigen Verwertung stellt den Einsatz als Zuschlagstoff in Baustoffen dar (Nunweiler 2016). Dies macht weiterhin einen sehr hohen Absatzweg des bleihaltigen CRT-Glases aus. In verschiedenen Arbeitskreis- und Arbeitsgruppentreffen wurde angemerkt, dass die Entsorgung des Mischglases aus CRT-Geräten über die Niederlande bei einigen Recyclingunternehmen etabliert ist. Diese wären ohne diesen Entsorgungsweg nicht überlebensfähig (v. Bormann 2017). Laut LAGA M 31 B (Stand 15.03.2017) ist der Einsatz von gemischtem Bildröhrenglas oder Konusglas als Betonzuschlagstoff (z. B. in Legioblocks) abzulehnen (siehe auch Abbildung 15). Begründet wird dies mit einer dadurch verursachten unkontrollierten Verteilung von Schadstoffen.

Abbildung 15: Beispiel für die Nutzung von Bildschirmglas als Betonzuschlagstoff (aufgebrochener Betonbaustein)



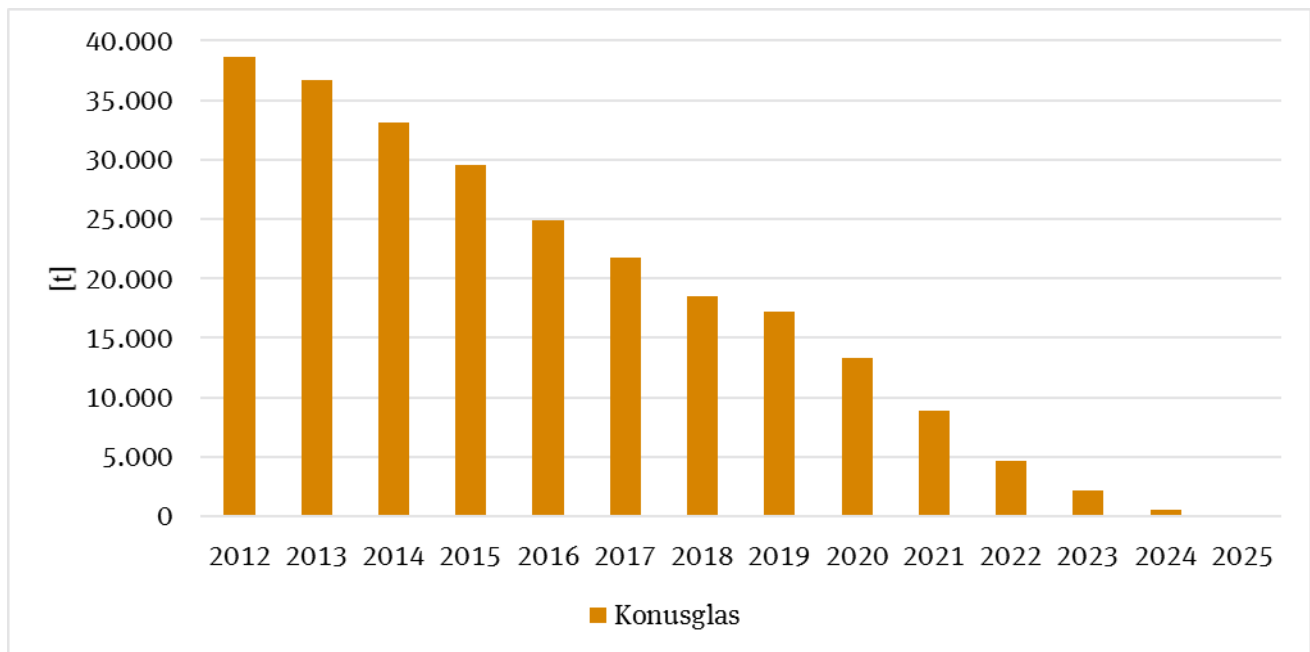
Bildquelle: Ökopool

Mögliche Absatzwege für Konusglas sind der Einsatz in der Bleihütte als Schlackenbildner und der Versatz unter Tage. Der Versatz unter Tage ist hierbei nur in trockenen Salzgesteinsformationen erlaubt, die über einen Langzeitsicherheitsnachweis verfügen (LAGA M 31 B Stand 15.03.2017). Der Absatzweg in Bleihütten hat laut Jehle (2017c mündl.) nur sehr begrenzte Kapazitäten.

Zurzeit gibt die Elektronik Recycling GmbH ca. 500-1.000 t bleihaltiges CRT-Glas an die Bleihütte weiter (Jehle 2017c mündl.). Die Agro Drisa GmbH gibt jährlich ca. 1.500 t Konusglas in die Bleihütte (Schulte 2017 mündl.). Die RTG GmbH hingegen beliefert keine Bleihütte, sondern gibt ca. 1.000 t Mischglas pro Monat als Verwertung in die Verfüllung zur Deponie in Stork. Es erfolgt keine gezielte Trennung von Schirm- und Konusglas (Padovan 2017 mündl.). Die Agro Drisa GmbH verwertet ca. 10.000 t Mischglas pro Jahr als Wegebaumaterial auf Deponien oder als Deponiebaumaterial (Schulte 2017 mündl.).

In Abbildung 16 wird eine Hochrechnung der potentiell anfallenden Konusglasmengen pro Jahr dargestellt. Für die Berechnungen wurden dieselben Annahmen bezüglich der Mengenverteilung von Konusglas in CRT-Geräten und Gewichtsangaben für CRT-Fernsehgeräte und -Monitore aus Kapitel 4.1.1 dieses Berichts getroffen.

Abbildung 16: Prognose anfallender Konusglasmengen in Deutschland pro Jahr



Quelle: eigene Hochrechnung.

Die Versatzverordnung besagt nach § 3 in Anlage 1, dass Abfälle welche eine Bleikonzentration ≥ 100 g/kg erreichen, weder zur Herstellung von Versatzmaterial noch unmittelbar als Versatzmaterial eingesetzt werden dürfen. Dabei wird vorausgesetzt, dass die Gewinnung der Metalle aus den Abfällen technisch möglich und wirtschaftlich zumutbar sowie unter Einhaltung der Anforderungen an die Zulässigkeit einer solchen Verwertung durchführbar ist. Konusglas weist einen Bleigehalt von teilweise über 200 g/kg auf (Diederich und Daniel 2011).

4.2.3 Flammschutzmittel

(Siehe Kapitel 6.2.2.1)

4.3 Weitere Normenanforderungen

Gemäß der CENELEC-Norm (TS 50625-3-3) werden folgende Grenzwerte für Glas in Fraktionen/Komponenten bei der CRT-Röhrenbehandlung gesetzt:

- ▶ 4 % CRT-Glas bei Komponente Ablenkeinheit,
- ▶ 8 % CRT-Glas bei Komponente Elektronenkanone,
- ▶ 2 % CRT-Glas in gemischter Fraktion (Kunststoff, Metalle, Holz nach Glasseparation),
- ▶ 2 % CRT-Glas in Fraktion der Metallrahmen und Lochmaske (Fe-Metall-Fraktion).

Die Konzentration von Schwefel in der gereinigten Glasfraktion wird mit einem Grenzwert von 5 mg/kg (TS) angegeben und darf nicht überschritten werden (TS 50625-3-3).

Nach CENELEC (EN 50625-2-2) darf bleifreies Schirmglas für eine stoffliche Verwertung max. 0,5 mg Pb pro kg beinhalten.

4.4 Empfehlungen für Behandlungsanforderungen

Folgende Anforderungen ergeben sich aus dem Bearbeitungsprozess in Abstimmung mit den Akteuren sowie den Inhalten der vorangegangenen Kapitel:

- ▶ 2.1 Kein Abkippen der BSG aus dem Container vom Beförderungsfahrzeug, sondern Abstellen des Containers und Abgleiten lassen der BSG,
- ▶ 2.2 Witterungsgeschützte Lagerung von CRT-/FBS-Geräten und deren schadstoffhaltigen Fraktionen,
- ▶ 2.3 Erfassung des Staubes und des frei werdenden Quecksilbers am Entstehungspunkt bei Prozessen mit Staubeentwicklung und/oder Schadstofffreisetzungsgefahr bei BSG,
- ▶ 2.4 Werkstoffliche Verwertung der Kunststoffe von BSG-Rückwänden mit einem Gesamtbromgehalt kleiner eines noch festzulegenden Grenzwertes,
- ▶ 2.5 Verpflichtende Separation vor mechanischer (Grob-)Zerkleinerung der Rückwände von CRT-Geräten,
- ▶ 2.6 Trennung von Pb-haltigem Konusglas und Pb-freiem Schirmglas aus CRT-Geräten,
- ▶ 2.7 Werkstoffliche Verwertung von mindestens 25 % des Glases des CRT-Input,
- ▶ 2.8 Schwefelkonzentration in gereinigter Glasfraktion von CRT-Geräten: max. 5 mg/kg,
- ▶ 2.9 PbO-Gehalt der Schirmglasfraktion: max. 0,1 %,
- ▶ 2.10 Grenzwerte für CRT-Glas in sonstigen Fraktionen:
 - 1. 8 % in Elektronenkanonen,
 - 2. 4 % in Ablenkeinheit,
 - 3. 2 % CRT-Glas in Fraktion aus Anti-Explosionsrahmen, Lochmasken und ggf. weiteren Bestandteilen,
- ▶ 2.11 Keine Verwertung des CRT-Glases als Baumaterial,
- ▶ 2.12 Erzeugung einer separaten Lampenfraktion bei FBS-Geräten mit Hg-haltiger Hintergrundbeleuchtung,
- ▶ 2.13 Keine gemeinsame Folgebehandlung von FBS-Geräten und Hg-haltigen Lampen,
- ▶ 2.14 Lagerung von Lampenbruch aus FBS-Geräten in dicht verschlossenem Gebinde,
- ▶ 2.15 Separierung der PMMA- und PC-Scheiben von FBS-Geräten und werkstoffliche Verwertung,
- ▶ 2.16 Alle Fraktionen der FBS-Geräte (ausgenommen Lampenglas) zur Verwertung: max. 0,5 mg Hg/kg,
- ▶ 2.17 2025: Anwendung von Verfahren zur Rückgewinnung von In aus FBS-Geräten, wenn 2022 Anlagen in Deutschland zur Verfügung stehen.

5 AG 3 – Photovoltaikmodule

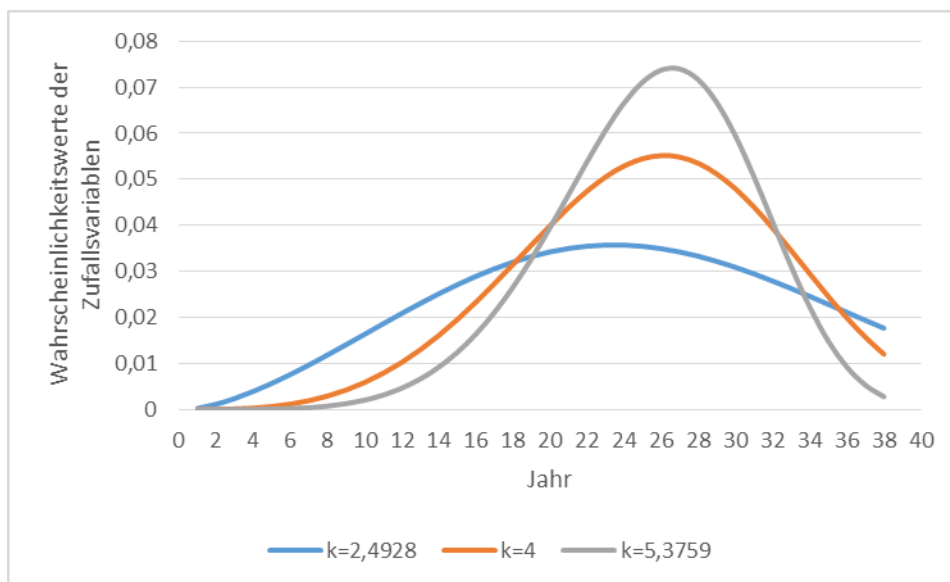
5.1 Ressourcenrelevante Rohstoffe in Photovoltaikmodulen

5.1.1 Ressourcenrelevante Rohstoffe in PV-Modulen

Die Mengen ressourcenrelevanter Rohstoffe pro installierter Leistung (g/Wp) variieren. Für c-Si wurden in Sander et al. (2007) 95 kg/kWp abgeschätzt. Die Si-Menge kann nach derselben Quelle mit ca. 3 kg/kWp abgeschätzt werden. Für CIGS-Module berechnen Sander et al. (2016) eine Spannbreite der enthaltenen Rohstoffmengen von 2,3 bis 20 g/kWp für Gallium und von 9,8 bis 29 g/kWp für Indium. Bei CdTe-Zellen ist der Indiumanteil in TCO (in alten Modulen) von Relevanz. Die Berechnung ergab eine Spannbreite für die Indiumgehalte von 15,4 bis 18,3 g/kWp³¹. Bei a-Si-Zellen ist ebenfalls der Indiumanteil im TCO von Relevanz. Hier wird ein Indiumgehalt von 5,32 g/kWp abgeschätzt³².

Für die Bestimmung der Abfallmenge der kritischen Rohstoffe im Jahr 2020 wurden Weibull-Modellierungen je PV-Technologie durchgeführt. Die Verweildauer wurde mit 25 Jahren berücksichtigt, der Formparameter wurde entsprechend den Untersuchungen in Zimmermann (2015) und IRENA (2016) variiert (siehe Abbildung 17).

Abbildung 17: Wahrscheinlichkeitswerte der Zufallsvariablen bei variierenden Formparametern



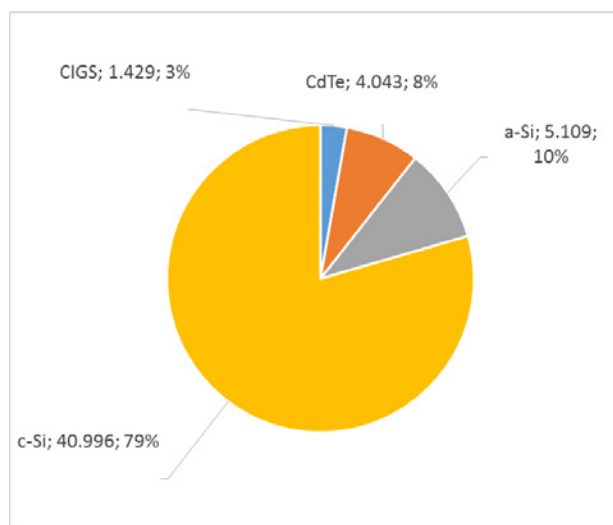
Quelle: eigene Berechnungen.

Das Abfallpotenzial im Jahr 2020 wird weit überwiegend durch Module mit c-Si-Technologie bestimmt (79 %), gefolgt von a-Si-Modulen mit 10 % und CdTe-Modulen mit 8 % (siehe Abbildung 18).

³¹ Die Datenerhebung stützt sich im Wesentlichen auf eine Studie sowie Angaben eines Herstellers. Eine weitere Studie wurde von der Betrachtung ausgeschlossen, da die Berechnung der Indiumgehalte nicht nachvollziehbar war.

³² Die Datenlage stellt sich hier noch schlechter dar, als bei CdTe-Zellen. In Studien zu kritischen Materialien sowie in LCA- und LCI-Studien von Photovoltaikzellen bleibt der Indiumgehalt bei a-Si-Zellen meist unberücksichtigt. Teilweise wird die Verwendung von Indium zwar erwähnt (bspw. in Sander et al. 2007). Mengenangaben werden jedoch nicht gemacht. Auch Herstelleranfragen ergaben diesbezüglich keine zusätzlichen Informationen. Die Produktanalyse stützt sich daher auf eine Quelle.

Abbildung 18: Abfallpotenzial von PV-Modulen im Jahr 2020 nach PV-Technologien (Mengenangaben in t)



Quelle: eigene Berechnungen

Für die Berechnung der in 2020 als Abfall anfallenden Mengen ressourcenrelevanter Rohstoffe wurde der Formparameter berücksichtigt, der auch die frühen Ausfälle von PV-Modulen mit berücksichtigt (2,4928; IRENA 2016). Hieraus ergeben sich die in Tabelle 20 dargestellten Ergebnisse. Es zeigt sich, dass Si einen Mengenanteil von 99,6 % ausmacht.

Tabelle 20: Abfallpotenzial ressourcenrelevanter Rohstoffe aus Photovoltaikanlagen in 2020

Element	Menge in 2020 (t)
Si	1.565
In	0,9
Cd	2,5
Te	3
Ga	0,1
Summe	1.571

Quelle: eigene Berechnungen

Die Europäische Kommission (KOM 2017) benennt von denen in PV-Modulen enthaltenen Stoffen Gallium, Indium, metallisches Silizium, Antimon und Beryllium als kritisch.

Bei der Mengenanalyse muss für eine Betrachtung von Zeitreihen als Datenunsicherheit auch berücksichtigt werden, dass sich die Masse Material pro kWp im Laufe der Jahre verändert (IRENA 2016). Für die exemplarische Betrachtung der Situation im Jahr 2020 erscheint jedoch die Nutzung eines konstanten Faktors vertretbar, wie es bei der Berechnung erfolgt ist.

Reuter et al. (2013) nennen eine globale Gallium-Produktionsmenge von 152 t für das Jahr 2006. USGS (2017) nennt als globale Produktionsmenge für low-grade Gallium 375 t für 2016, was ein Rückgang von 20 % im Vergleich zum Vorjahr war. Für Indium nennen Reuter et al. (2013) eine globale Produktionsmenge für 2006 von 581 t, USGS (2017a) für das Jahr 2016 von 655 t (Refinery production; Vorjahr: 759 t).

Eine Rückgewinnung dieser Stoffe wird angesichts der dargestellten Mengenverhältnisse vor allem dann sinnvoll sein, wenn eine Zusammenführung von Stoffströmen aus anderen Quellen realisiert werden kann (siehe auch Sander et al. 2016).

Ähnliches könnte auch für Silizium gelten. Bei einem Gesamtverbrauch von Si im Jahr 2016 von über 7 Millionen Tonnen (USGS 2017b) macht die potenzielle Menge aus dem Recycling von c-Si-Modulen in Deutschland einen sehr geringen Anteil aus. Zusätzlich ist hier aber zu beachten, dass keine anderen mengenrelevanten Quellen eines vergleichbaren Si-Materials für die Zusammenführung von Recyclingströmen zur Verfügung stehen.

Literaturdaten, die den Anteil von gebrauchten PV-Modulen, die in die Zweitnutzung bzw. Wiederverwendung oder in den Export gehen, liegen nicht vor. Eine kurze Expertenbefragung über Telefoninterviews ergab Schätzungen zwischen 30 % und 80 %. Laut Friedrichs (2017 mündl.) liegt die derzeitige Wiederverwendung bei 70 %.

In den großtechnisch in Deutschland zur Verfügung stehenden Behandlungsverfahren wird Silizium aus c-Si-Modulen nicht als separate Fraktion erfasst. Um ausreichend reine Fraktionen zu erhalten, wäre eine Vorabtrennung von Glas und Silizium vor der mechanischen Zerkleinerung notwendig und somit ein Aufschluss des Materialverbundes. Entsprechende Verfahren sind im Labor- bzw. Pilotmaßstab Verfahren verfügbar (thermisch, hydrometallurgisch) (IRENA 2016).

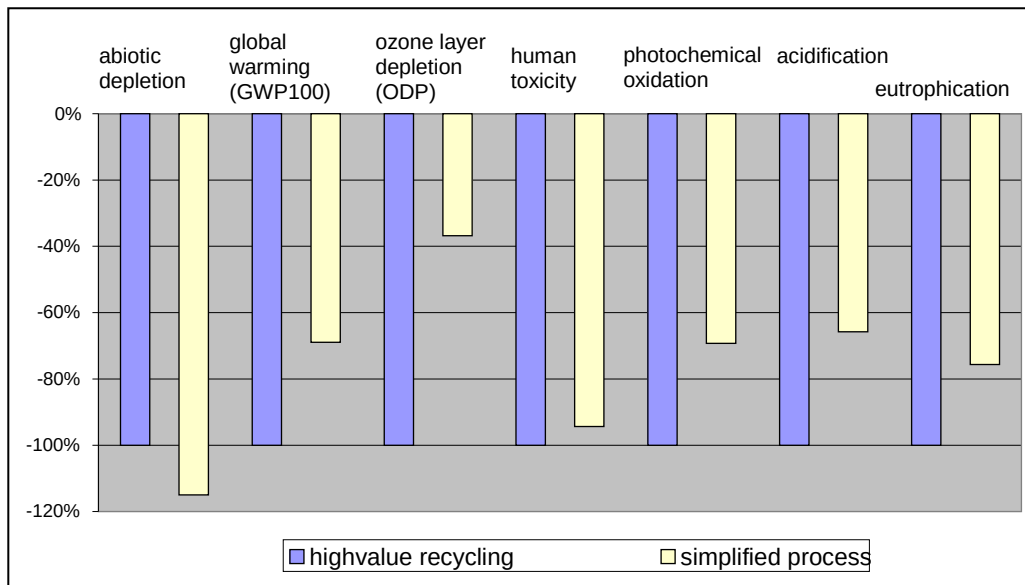
Für Tellur und Cadmium aus CdTe-Modulen ist eine großtechnische Rückgewinnungslinie für Module der Firma FirstSolar etabliert (IRENA 2016).

Indium und ggf. Gallium aus CIGS bzw. a-Si und ggf. CdTe-Modulen müssen aus dem Materialverbund aufkonzentriert werden, um eine Rückgewinnung ökonomisch und technisch realisierbar zu machen. Dies ist z. B. über das Löse- bzw. Laugungsverfahren der LoserChemie GmbH im Labormaßstab realisiert (Palitzsch o. J.).

Angesichts der derzeit praktizierten Behandlungs- und Verwertungswege ist eine Rückgewinnungsquote kritischer Rohstoffe (EU 2017) aus PV-Modulen von 0 % festzustellen. Für die verschiedenen Ansätze im Labor- bzw. Pilotmaßstab zur Rückgewinnung von Indium und Gallium aus CIGS-Zellen lassen sich die Rückgewinnungsraten auf 70 % bis 90 % beziffern (Marwede et al. 2013). Die potenzielle Rückgewinnungsquote von Si aus c-Si-Modulen kann mit > 75 % abgeschätzt werden (Sander et al. 2007).

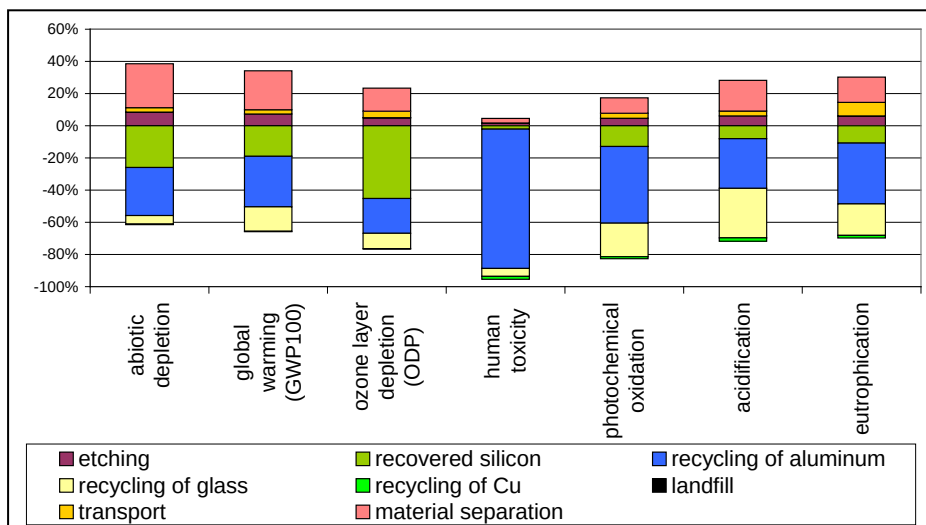
Eine ökobilanzielle Betrachtung der Rückgewinnung von Si aus c-Si-PV-Modulen liegt aus Sander et al. (2007) vor (siehe Abbildung 19 und Abbildung 20), die K. Wambach und S. Schlenker berechnet haben.

Abbildung 19: Vergleich von Entsorgungswegen für c-Si Module



Quelle: Sander et al. (2007), Erarbeitung: K. Wambach, S. Schlenker

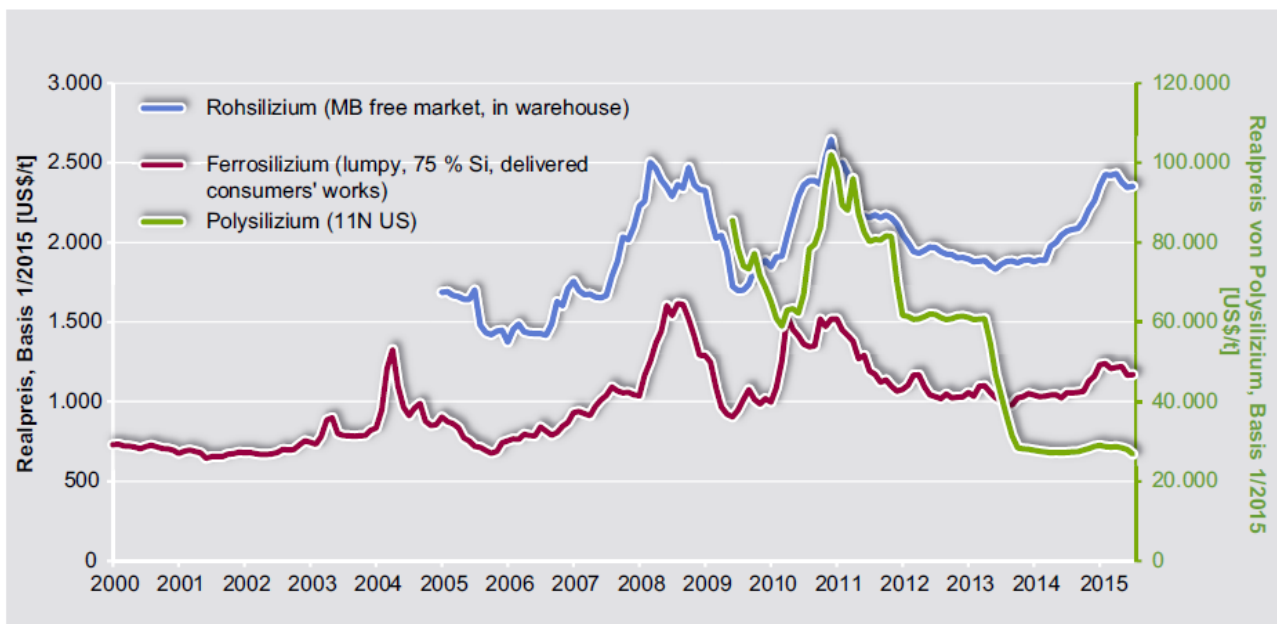
Abbildung 20: Ergebnisse der Sachanalyse der Ökobilanz für das Szenario „Hochwertiges Recycling“



Quelle: Sander et al. (2007), Erarbeitung: K. Wambach, S. Schlenker

Die Ergebnisse zeigen die ökologische Vorteilhaftigkeit der Si-Rückgewinnung. Die derzeit verfügbaren Mengen (siehe Wolf et al. 2016) sowie die Kostensituation im Vergleich zu den Preisen von Primärsilizium (siehe Abbildung 21) sind die wesentlichen Gründe, warum Rückgewinnungsverfahren nicht großtechnisch realisiert sind.

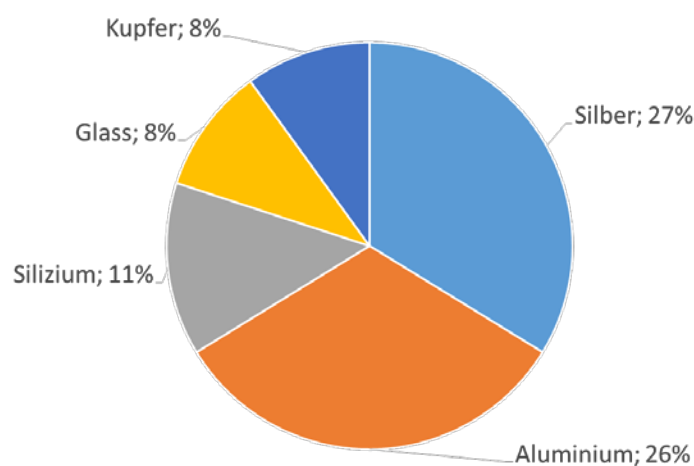
Abbildung 21: Entwicklung der Siliziumpreise von 2000 bis 2015



Quelle: BGR (2016)

Das Kontaktgitter und die Frontsammelschienen von c-Si-Modulen enthalten Silber. Aktuell werden ca. 95 % der c-Si-Module mit Silber im Siebdruckverfahren hergestellt, bei denen die Kontaktlinien auf der Frontseite ca. 6 % bis 8 % der Frontfläche abdecken (Wambach 2015). Die Menge an Silber geht in den Modulen seit mehreren Jahren zurück. Wambach (2016) nennt einen Rückgang von 0,165 g/Wp im Jahr 2005 auf 0,02 g/Wp im Jahr 2016. Für aktuelle c-Si-Module zeigt die Betrachtung der Werte der eingesetzten Rohstoffe, dass Silber den höchsten Wertanteil einbringt (siehe Abbildung 22).

Abbildung 22: Wertbezogene Betrachtung der Rohstoffinhalte eines aktuellen c-Si-Moduls



Quelle: Datengrundlage IRENA (2016), eigene Darstellung

Für die derzeit anfallenden geringen Mengen an Gallium, Indium und Silizium stehen keine großtechnischen Rückgewinnungsverfahren zur Verfügung. Um die Entwicklung und Implementierung solcher

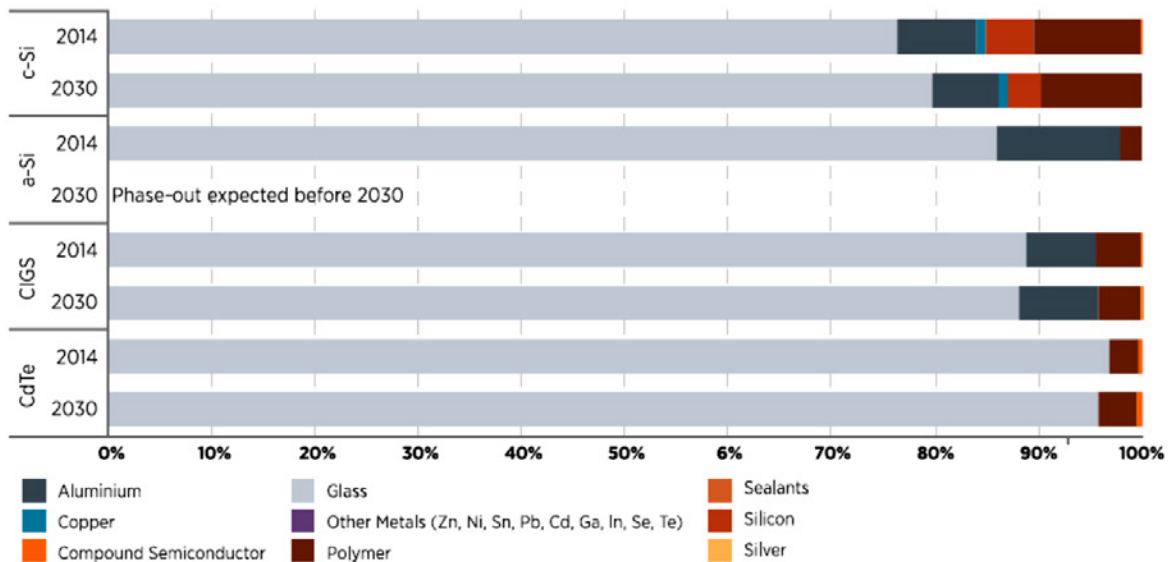
Verfahren zu fördern, kann eine politische Willensbekundung in Form einer zukünftigen Rückgewinnungsanforderung gestellt werden. Dabei ist der Zeitpunkt für die Fristsetzung zum einen deswegen unklar, weil die economy of scale-Effekte nicht bekannt sind. Zum anderen aber auch, weil unklar ist, welcher Anteil von „alten“ Modulen in die weitere Nutzung gehen. Angesichts der geringen Mengen, die für das Jahr 2020 berechnet wurden, erscheint eine Durchsetzung schwierig und eine mittelfristige Perspektive sinnvoll zu sein.

5.1.2 Glasverwertung

Großtechnisch stehen Behandlungsverfahren für PV-Module in Deutschland zur Verfügung, die eine Zerkleinerung des Moduls (nach ggf. Abtrennung von Aluminiumrahmen) ohne vorherige Trennung der Schichten vornehmen (siehe Wolf et al. (2016) IRENA (2016)).

Der Anteil Glas je Modul unterscheidet sich je nach PV-Technologie und Alter der Module (siehe Abbildung 23).

Abbildung 23: Zusammensetzung von PV-Modulen

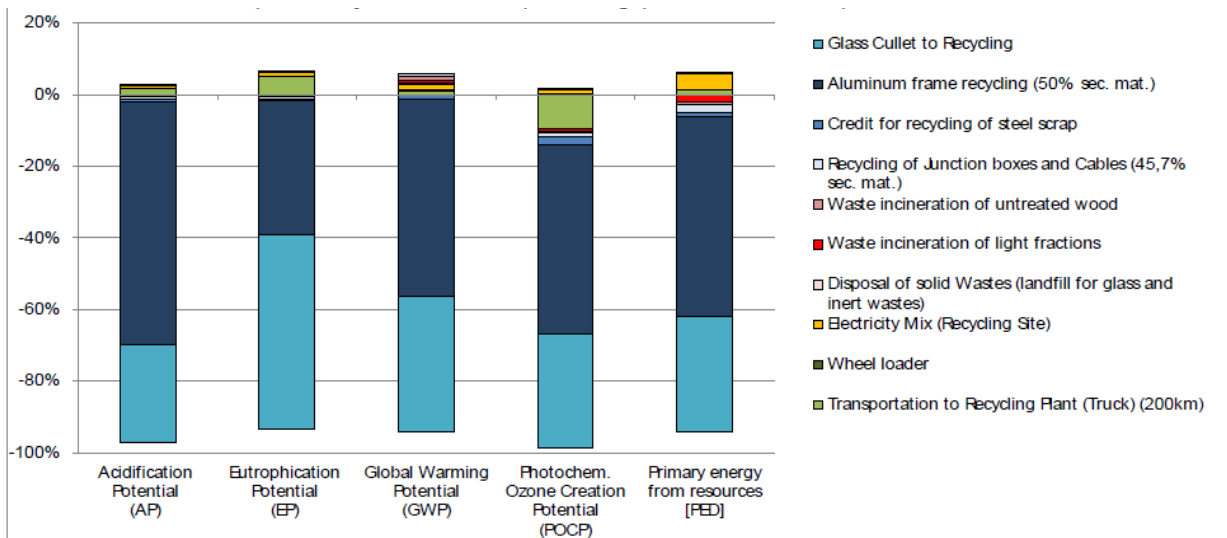


Quelle: IRENA (2016)

Die Verwertung des Glases von PV-Modulen kann in verschiedenen Industriezweigen erfolgen. Bei entsprechender Reinheit der Glasfraktion, die bei c-Si-Modulen üblicherweise nach Abtrennung des Glases durch einen Aufschluss der Laminierung (thermisch, chemisch, mechanisch) erreicht wird, ist eine Nutzung in der Flachglasproduktion möglich (Wambach 2015). Eine Verwertung als Schaumglas ist ebenfalls möglich, insofern die Glasfraktion so verunreinigt ist, dass eine Nutzung in der Flachglasproduktion nicht möglich ist (Blengini 2012).

Die Verwertung von Glas aus PV-Modulen trägt zu einem wichtigen Teil zur positiven Umweltrelevanz der PV-Modulverwertung bei. In der ökobilanziellen Betrachtung, die die Grundlage der Abbildung 24 bildet, wurde die Verwertung von c-Si-Modulen betrachtet und eine Verwertung als Flachglas.

Abbildung 24: Life Cycle Impact Assessment für c-Si-Modulrecycling

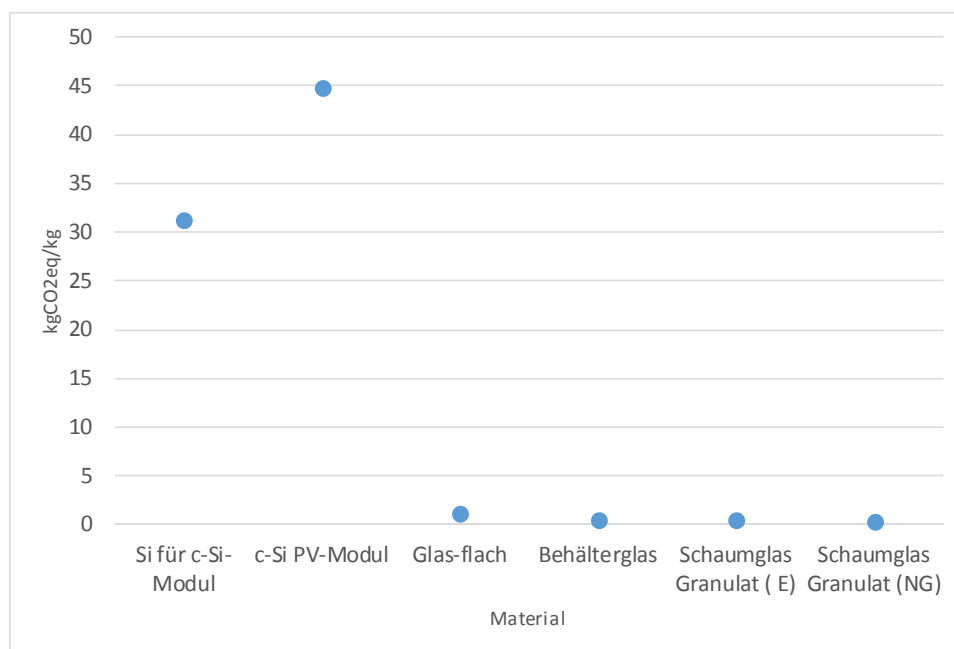


Quelle: Fraunhofer IBP (2012). Der in dem LCIA angesetzte Anteil an Sekundärmaterialien entsprach dem EU-Durchschnitt (Al: 50 %, Cu 45,7 %).

Um Unterschiede in der Glasverwertung je nach Zielprodukt beurteilen zu können und in die Diskussion zu Behandlungsanforderungen einfließen zu lassen, wäre im Idealfall eine vergleichende LCA der verschiedenen Verwertungswege sinnvoll (Recycling zu Flachglas, Behälterglas, Schaumglas, Isolierfaser). Lassesson (2008) und Wille (2013) zeigen auf, dass die Verwertung von Autoglas zu Flachglas ökologische Vorteile im Vergleich zur Verwertung von Autoglas zu Straßen- und Wegebbaumaterial hat.

Um eine orientierende Betrachtung zu ermöglichen sind in der Abbildung 25 die Treibhauspotentiale verschiedener Materialien dargestellt. Deutlich wird dabei die besondere Klimarelevanz der Si-Produktion. Hinsichtlich der Verwertung von Glas zeigt sich das vergleichsweise geringe Treibhauspotential der Glasherstellung.

Abbildung 25: Treibhauspotenzial als GWP verschiedener Materialien

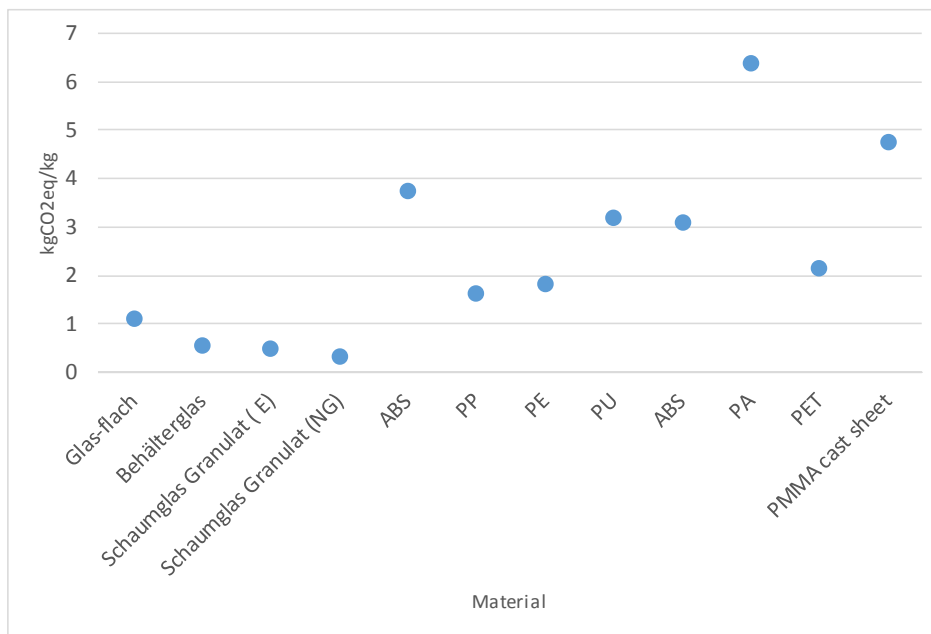


Quellen: PROBAS - FabrikSilizium-Modul-mono-DE-2010, Jahr: 2010, Datenquelle: Öko-Institut, Outputs: Silizium, PROBAS - FabrikSilizium-Modul-multi-DE-2010, Jahr: 2010, Datenquelle: Öko-Institut, Outputs: PV-Modul, PROBAS - Steine-ErdenGlas-flach-DE-2010, Jahr: 2010, Datenquelle: Öko-Institut, Outputs: Glas-flach, PROBAS - Behälterglas, Jahr: 2004, Datenquelle: ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg, Outputs: Behälterglas, Blengini et al. 2011 (Elektrische Erhitzung), Blengini et al. 2011 (Erhitzung durch Gas)

Innerhalb der Betrachtung möglicher Verwertungswege für das Glas zeigt sich, dass die Herstellung von Schaumglas ggf. einen niedrigeren Treibhauspotenzials (GWP) aufweisen kann³³, als z. B. die Herstellung von Kunststoffen (siehe Abbildung 26).

³³ Dabei ist zu berücksichtigen, dass Blengini et al. (2011) die Herstellung von Schaumglas aus Abfallfraktionen bilanzieren.

Abbildung 26: GWP verschiedener Materialien



Quellen: PROBAS - Steine-ErdenGlas-flach-DE-2010, Jahr: 2010, Datenquelle: Öko-Institut, Outputs: Glas-flach, PROBAS - Behälterglas, Jahr: 2004, Datenquelle: ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg, Outputs: Behälterglas, Blengini et al. 2011 (Elektrische Erhitzung), Blengini et al. 2011 (Erhitzung durch Gas), PROBAS - ABS, Datenquelle: PlasticsEurope, Outputs: ABS, PlasticsEurope 2016

Ersetzt Schaumglas Kunststoff als Isoliermaterial z. B. in Gebäuden, ergibt sich also ein verringertes GWP in den eingesetzten Materialien.

Technisch ist zu berücksichtigen, dass Glas aus PV-Modulen für seine spezifischen Eigenschaften konfiguriert ist und ggf. Antimon enthält.

Schlussfolgernd ist eine Verwertung von Altglas aus PV-Modulen als Flachglas ökologisch vorteilhaft. Sie wäre möglich, wenn Separationsverfahren angewandt werden, die großtechnisch derzeit nicht etabliert sind. Die Verfügbarkeit von einfachen Recyclingverfahren (Schreddern) verhindert eine solche kostenintensivere Lösung anscheinend. Die ökologische Absicherung einer möglichen Vorrangstellung der hochwertigen Glasverwertung ist derzeit noch schwach.

5.2 Schadstoffe in PV-Modulen

In PV-Modulen werden verschiedene Stoffe mit potenziell gefährlichen Eigenschaften eingesetzt. Die folgende Übersicht (Tabelle 21) stellt den Verwendungszusammenhang dieser Stoffe dar.

Tabelle 21: Schadstoffe und ihre Verwendungszwecke in PV-Modulen

Stoff	Hauptverwendungsbereiche
Be	Kontakte
Cd	Zellen, Kontakte
F	Folien
Pb	Lote, Verbindungselemente
Sb	Folien, Glas
Se	Zellen

5.2.1 Beryllium

Beryllium wird als Kupfer-Beryllium-Legierung (CuBe-Legierung) mit einem Beryllium-Gehalt von 0,15 bis 2 % verwendet, um die mechanischen Eigenschaften von Kupfer zu verbessern (Stabilität, Schaltfestigkeit). Zwar bestehen Gesundheitsrisiken für Beryllium (BeST 2016), ein Expositionsrisiko wird dennoch bei CuBe-Legierungen nicht gesehen, auch aufgrund der sehr geringen Mengen in den Anwendungen (Groß 2008).

Ein Recycling des Berylliums aus Legierungen erfolgt nicht. Technologien zur Rückgewinnung von Be aus CuBe-Legierungen sind nicht bekannt (BeST 2017). Grund ist auch, dass nur sehr geringe Mengen Be im Kupferschrott enthalten sind.

Das Be geht in der thermischen Kupfermetallurgie in die Schlacke über (BeST 2017).

Insgesamt scheinen besondere Behandlungsanforderungen bezüglich einer Separation von Be nicht prioritär. Eine Zuführung des Kupfers in das Kupferrecycling wird allgemein als sinnvoller Entsorgungsweg angesehen.

5.2.2 Cadmium

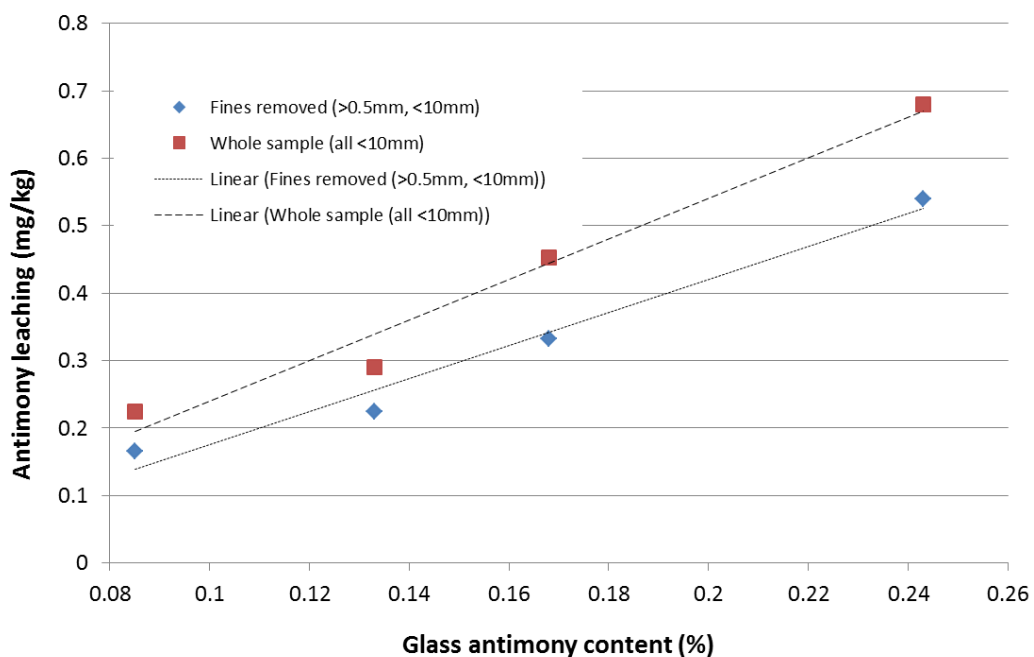
Cadmiumtellurid ist ein direkter Halbleiter mit sehr starker Lichtabsorption und einer Bandlücke, die gut an das Sonnenspektrum angepasst ist. Zusammen mit Cadmiumsulfid bildet es einen Heteroübergang. Beide Materialien können einfach aufgebracht werden, z. B. durch thermische Verdampfung oder mit der sogenannten close-spaced sublimation (Sander et al. 2007).

Eine Verwertungskette, die auch die Verwertung des CdTe einschließt, ist für Deutschland für Module des größten Herstellers (FirstSolar) etabliert (siehe auch Sinha et al. 2012).

5.2.3 Antimon

Antimon kann in einigen Glassorten von PV-Modulen enthalten sein (Konzentrationen zwischen 100 und 300 ppm) (Ramaswami 2014). Es wird zur Entgasung der Schmelze bzw. zur Verbesserung der Transparenz des Glases eingesetzt (Wambach 2015). Aufgrund der Bindung in der keramischen Matrix eluiert das Antimon nur zu einem geringen Grad. Die Abfalleinstufung erfolgt als nicht-gefährlicher Abfall (Slade 2010) (siehe auch Abbildung 27).

Abbildung 27: Ergebnisse eines Round Robin Eluattests von Sb-haltigem Glas



Quelle: Wambach (2015) nach Slade (2010)

Eine Rückgewinnungsmöglichkeit des Sb aus Glas ist nicht bekannt.

Für die Notwendigkeit besonderer Behandlungsanforderungen hinsichtlich der Separation und separaten Behandlung von Sb-Glas liegen keine Anhaltspunkte vor. Eine Nutzung im Glasrecycling ist möglich.

Zusätzlich sei Antimon mit 200-300 ppm in den PET-Folien (Wambach 2017). Eine Rückgewinnungsmöglichkeit ist nicht bekannt.

5.2.4 Blei

Blei wird unter anderem in Lote und auf Verbindungselementen genutzt (siehe Tabelle 22).

Tabelle 22: Verschiedene Lote in PV-Modulen

Lote mit Blei	Bleifreie Lote
Sn62Pb36Ag2	Sn 100
Sn60Pb40	Sn60Bi38Ag2
Sn62Pb31.2Ag2Zn0.8	Sn43Bi57, Sn60Bi40
	Sn96.5Ag3.5
	Sn96.5Ag3Cu0.5

Quelle: Wambach (2015)

Die Verbindungselemente in PV-Modulen haben geringe Größen. Die Breite beträgt 1,2 bis 1,5 mm, die Dicke 0,08 bis 0,25 mm (Wambach 2015).

Techniken zur Separation des Bleis von den Komponenten sind in der Metallurgie verfügbar. Allerdings besteht oftmals ein Zielkonflikt mit der Rückgewinnung anderer Metalle. Üblicherweise wird bei

elektrischen und elektronischen Komponenten aus PV-Anwendungen die Rückgewinnung von Kupfer als prioritär gesehen. In der Kupfermetallurgie wird Pb in die Pfade Staub, Schlamm oder Schlacke ausgetragen und könnte (technologisch betrachtet) in nachfolgenden Schritten zurückgewonnen werden (Reuter et al. 2013).

Zusätzlich befindet sich Bleioxid in den Glasfritten der Module. In der mechanischen Aufbereitung gehen die Glasfritten bzw. das Bleioxid in die Kunststofffraktion über (Wambach 2017).

Die Notwendigkeit spezifischer Anforderungen an die Separation von Blei ergibt sich nicht, wenn die elektrischen bzw. elektronischen Komponenten einem Kupferrecycling zugeführt werden.

5.2.5 Sonstige Schadstoffe

Fluor ist in Kunststoffen zur Kapselung und in Rückseitenfolien enthalten (Wambach, Förster 2015; Wambach 2016). Verwertungsverfahren sind nicht bekannt. Die Separation von F-haltigen Kunststoffen erfolgt üblicherweise in der Behandlungskette, um andere Zielfractionen verwertbar zu machen. Aus spezifischen Anforderungen an die Behandlungsverfahren wird kein Zusatznutzen gesehen.

Selen wird beispielsweise in CIGS-Modulen genutzt. Es ist als giftig bzw. gesundheitsgefährdend eingestuft. Großtechnisch realisierte Rückgewinnungsmöglichkeiten aus PV-Modulanwendungen sind nicht bekannt.

5.3 Weitere normative Anforderungen

Nach dem CENELEC Entwurf TS 50625-3-5 müssen folgende Grenzwerte für Schadstoffe in der Glasfraktion aus siliziumbasierten PV-Modulen eingehalten werden:

- ▶ Pb-Gehalt: 100 mg/kg,
- ▶ Cd- und Se-Gehalt: 1 mg/kg.

Für die Glasfraktion aus nicht-siliziumbasierten Modulen müssen folgende Grenzwerte für Schadstoffe eingehalten werden:

- ▶ Pb-Gehalt: 100 mg/kg,
- ▶ Cd- und Se-Gehalt: 10 mg/kg.

5.4 Empfehlungen für Behandlungsanforderungen

Folgende Anforderungen ergeben sich aus dem Bearbeitungsprozess in Abstimmung mit den Akteuren sowie den Inhalten der vorangegangenen Kapitel:

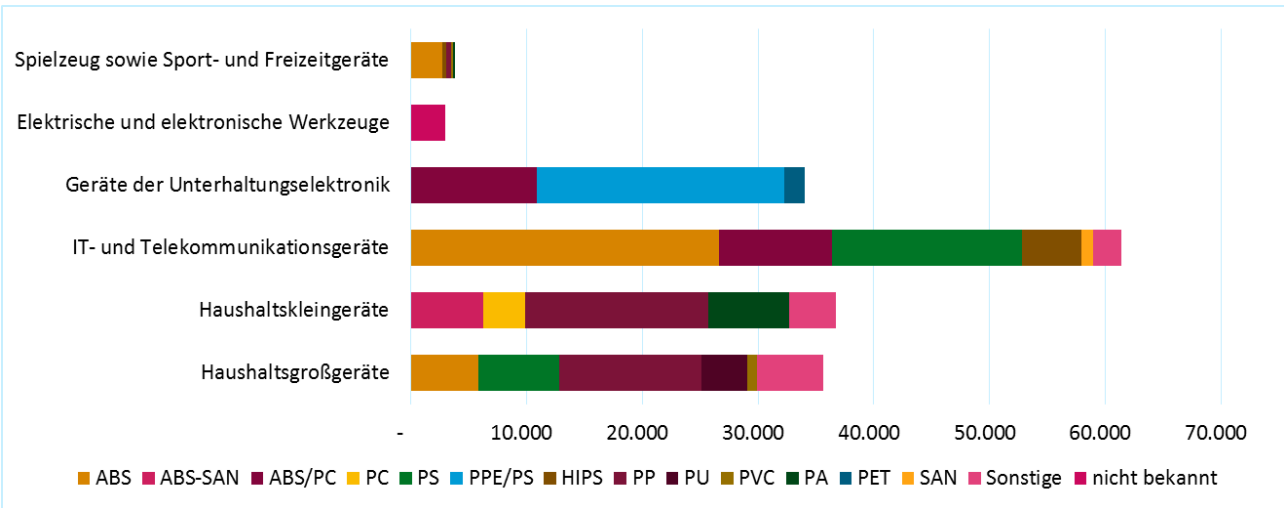
- ▶ 3.1 Bruch sichere Entladung, Lagerung und Umgang der PV-Module sowie kein Vorbrechen oder Verdichten der PV-Module vor der Sortierung und Erstbehandlung,
- ▶ 3.2 Die Gefahr eines Kurzschlusses in PV-Modulen zur VzW oder zur Verwertung ist auszuschließen,
- ▶ 3.3 Witterungsgeschützte Lagerung von beschädigten Photovoltaikmodulen, Modulbruchstücken und schadstoffhaltigen Fraktionen der PV-Module,
- ▶ 3.4 Keine Vermischung und Behandlung der PV-Module mit Bauabfällen,
- ▶ 3.5 Erfassung von Staub am Entstehungspunkt bei Prozessen mit Staubentwicklung oder Schadstofffreisetzungsfahr bei Behandlung von PV-Modulen,
- ▶ Getrennte Behandlung von siliziumbasierten und nicht-siliziumbasierten PV-Modulen. Verfahren für die gemeinsame Behandlung sind zulässig, insofern bei einer Vermischung siliziumbasierter und nicht-siliziumbasierter Module die Grenzwerte für Glas und andere Fraktionen zur

- Verwertung von 10 mg Pb/kg, 1 mg Se/kg, 1 mg Cd/kg eingehalten werden; Kombinationszellen bzw. Tandemzellen sind als nicht-siliziumbasierte Module einzustufen,
- ▶ 3.7 Maximale Schadstoffgehalte für Glas und andere Fraktionen zur Verwertung:
 1. siliziumbasierte Module
 - Pb-Gehalt: 100 mg/kg
 - Cd- und Se-Gehalt: 1 mg/kg
 2. nicht-siliziumbasierte Module und gemischte Modultypen
 - Pb- und Se-Gehalt: 10 mg/kg
 - Cd-Gehalt: 1 mg/kg
 - ▶ 3.8 Keine Vermischung oder Verdünnung schadstoffhaltiger Fraktionen mit anderen Fraktionen bei PV-Modulen,
 - ▶ 3.9 Vorrangige Verwertung von Glas aus PV-Modulen als Flachglas oder Behälterglas,
 - ▶ 3.10 Rückgewinnung von Cd und Te aus CdTe-PV-Modulen,
 - ▶ 3.11 Werkstoffliche Verwertung von Aluminium aus der Behandlung der PV-Module,
 - ▶ 3.12 2030: Anwendung von Verfahren zur Rückgewinnung von In, Ga aus PV-Modulen; 2020: Überprüfung der Anforderung,
 - ▶ 3.13 2025: Anwendung von Verfahren zur Rückgewinnung von Ag, Si aus PV-Modulen; 2020: Überprüfung der Anforderung.

6 AG 4 – Kunststoffe

Elektroaltgeräte weisen einen mengenrelevanten Anteil an Kunststoffen auf. Die im Jahr 2013 erfasste Menge an EAG entspricht einer Größenordnung von ca. 180.000 t Kunststoffen. Je nach Gerätekategorien entspricht dies einem Anteil zwischen 5 % und 20 % (Baxter 2014) (siehe auch Tabelle 23). Wilts et. al (2016) geben für das Jahr 2010 ein Potential von 193.000 t an. Abbildung 29 gibt einen Überblick über die Kunststoffmengen je Sorte und EAG-Geräteart.

Abbildung 28: Kunststoffmengen je Sorte in EAG je Geräteart in 2013



Quelle: eigene Berechnung

6.1 Kunststoffanteile in EAG

Entsprechend Baxter (2014) beträgt der Anteil von Kunststoffen in den EAG zwischen 5 % und 20 % (siehe Tabelle 23).

Tabelle 23: Kunststoffgehalt je Gerätegruppe

Gerätegruppen	Anteil (%)
Haushaltsgroßgeräte	15 %
Haushaltskleingeräte	20 %
IT- und Telekommunikationsgeräte	20 %
Unterhaltungselektronik, Beleuchtungskörper, Werkzeug, Medizingeräte	20 %
Spielzeug, Freizeit-, Sportgeräte, Überwachungs-, Kontrollinstrumente	5 %

Quelle: Baxter (2014)

Der Anteil der verschiedenen Kunststoffsorten variiert je nach Gerätekategorie (siehe Tabelle 24).

Tabelle 24: Kunststoffanteile in EAG je Gerätekategorie

Kunststoff	1. Haushaltsgroßgeräte	2. Haushaltskleingeräte	3. Geräte der Informations- und Telekommunikationstechnik	4. Geräte der Unterhaltungselektronik und Photovoltaikmodule	5. Beleuchtungskörper	6. elektrische und elektronische Werkzeuge	7. Spielzeug sowie Sport- und Freizeitgeräte	8. Medizinprodukte	9. Überwachungs- und Kontrollinstrumente	10. automatische Ausgabegeräte
ABS	40 %	35 %	15 %	42 %	15 %	15 %	42 %	15 %	15 %	15 %
PP	35 %	35 %	0 %	3 %	15 %	15 %	48 %	15 %	15 %	15 %
PS	0 %	10 %	40 %	35 %	50 %	50 %	0 %	50 %	50 %	50 %
PC	15 %	3 %	10 %	0 %	20 %	20 %	0 %	20 %	20 %	20 %
PVC	0 %	10 %	0 %	15 %	0 %	0 %	1 %	0 %	0 %	0 %
PBT	8 %	3 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
PA	0 %	2 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Other	2 %	2 %	35 %	5 %	0 %	0 %	9 %	0 %	0 %	0 %

Quelle: Baxter (2014)

Die massenrelevantesten Kunststoffe ABS, PP, PS sind in einer Qualität separierbar, die einen Einsatz auf dem Niveau der ursprünglichen Funktion ermöglicht (funktionales Recycling) (Köhnlechner 2017b mündl.). PC ist ebenfalls prinzipiell für eine entsprechende hochwertige Verwertung rückgewinnbar. PVC aus Gerätekategorie 2 (HHKG), 3 (IT/TK) und 4 (UE) wird üblicherweise nicht auf vergleichbarem Qualitätsniveau wie im Ursprungsprodukt wieder eingesetzt, sondern z. B. als Backenfüße (Milieu 2017).

Wenn nicht zwischen funktionalem Recycling und allgemeiner stofflicher Verwertung unterschieden werden soll, kann eine Zielquote für die Verwertung auf der Basis der in den EAG enthaltenen Kunststoffanteile bestimmt werden. Für eine Fokussierung auf das funktionale Recycling sollte eine Orientierung auf gut verwertbare Massenkunststoffe und dementsprechend ein Abzug auf den Gesamtgehalt der Kunststoffe erfolgen.

In beiden Fällen sollte berücksichtigt werden, dass Verarbeitungsverluste auftreten und Kunststoffe mit verwendungsbeschränktem Flammenschutzmittel in der Regel ausgeschleust werden müssen. Entsprechend den Angaben von Köhnlechner (2017b mündl.) kann ein 50 % zu 50 % Verhältnis bei der Bilanzierung „Output Erstbehandler“ vs. „Output zur werkstofflichen Verwertung beim Folgebehandler“ angesetzt werden. Zusätzlich muss beachtet werden, dass nicht 100 % der Kunststoffe bei der Vorbehandlung in den Strom an den Folgebehandler kommen, sondern geringe Anteile auch als „Verunreinigung“ in anderen Fraktionen enthalten sind.

6.1.1 Großgeräte

Im Hinblick auf die neuen Sammelgruppen, wird sich die Zusammensetzung und damit der Kunststoffanteil im Vergleich zu den jetzigen Sammelgruppen bezüglich zwei Neuerungen verändern: Einerseits greift ab 15.08.2018 der offene Anwendungsbereich (Open Scope), andererseits wird eine Größenunterscheidung eingeführt. In Österreich sind gerätegrößenorientierte Sammelgruppen seit 2005 eingeführt. Um eine Vorstellung zu bekommen, wie die Sammelgruppe Großgeräte, die eine Kantenlänge von > 50 cm aufweisen müssen, sich in Deutschland zukünftig zusammensetzen könnte, ist in Tabelle 25 die Zusammensetzung in Österreich aufgeführt. Die ursprünglichen Messungen zu den Daten stammen aus dem Jahr 2006. Für die aktuellen Berechnungen werden immer noch diese Werte in Österreich angenommen (Fürnsinn 2017 mündl.). Mit ca. 94 % weisen die Haushaltsgroßgeräte (exkl. Kühl-, Gefrier- und Klimageräte) den mit Abstand größten Anteil auf. Der Kunststoffanteil dieser Geräte liegt laut Baxter (2014) bei ca. 15 % (inkl. Kühlgeräte). VKE (2003) gibt einen Kunststoffanteil von 21 % für Haushaltsgroßgeräte an. Je nach Quelle schwanken die Werte. In Sander et al. (2004) wird ein Kunststoffanteil von 6,4 % angegeben, wobei dieser Wert von Miele übernommen wurde und damit die Zusammensetzung eines Herstellers aus dem Premiumsegment angibt. Es ist davon auszugehen, dass der Anteil aufgrund der besonderen Hochwertigkeit von Miele-Geräten besonders gering ist und damit nicht den Durchschnitt an Haushaltsgroßgeräten widerspiegelt.

Aufgrund der sehr geringen Anteile sonstiger Gerätekategorien in der neuen zu erwartenden Sammelgruppe Großgeräte haben diese selbst mit hohen Kunststoffgehalten maximal 1-2 % Einfluss auf den Gesamtanteil an Kunststoffen in Großgeräten.

Tabelle 25: Zusammensetzung Sammel- und Behandlungskategorie Großgeräte gem. EAG-VO in Österreich

Gerätekategorie gem. Anhang I (EAG-VO)	Anteil an GG in %
Haushaltsgroßgeräte (exkl. Kühl-, Gefrier- und Klimageräte)	93,85
IT & UE-Geräte (exkl. Bildschirmgeräte)	1,8
Beleuchtungskörper – groß	0,01

Gerätekategorie gem. Anhang I (EAG-VO)	Anteil an GG in %
Elektrische und elektronische Werkzeuge – groß	2,43
Spiel-, Sport- und Freizeitgeräte – groß	0,02
Automatische Ausgabegeräte ohne Kühlvorrichtung	0,0
Medizinische Geräte – groß	0,0
Überwachungs- und Kontrollinstrumente – groß	0,0
Unterhaltungselektronik (exkl. Bildschirmgeräte) – groß	0,01
Haushaltskleingeräte – groß	1,89

Quelle: EAK (2007)

Eine werkstoffliche Verwertung der Kunststoffe aus der Sammelgruppe Großgeräte wird dadurch begünstigt, dass hier besonders wenig polybromierte Flammschutzmittel zu erwarten sind. In der DIN EN 50625-1 wird angegeben, dass Kunststofffraktionen aus Haushaltsgroßgeräten als frei von bromierten Flammschutzmitteln gelten und somit dem Recycling zugeführt werden sollen. Auch Wilts et al. (2016) deuten darauf hin, dass Haushaltsgroßgeräte in Bezug auf flammgeschützte Kunststoffe den kleinsten gewichtsmäßigen Anteil ausmachen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass Kühlgeräte üblicherweise bei den Haushaltsgroßgeräten berücksichtigt werden und ihr Kunststoffanteil die Gesamtangaben zu den durchschnittlichen Gehalten wesentlich prägen.

6.1.2 Wärmeüberträger

Kühlgeräte enthielten nach Wilts et al. 2016 im Durchschnitt 6,2 kg Kunststoffe pro Gerät. Nach Buekens und Yang (2014) bestehen die Kunststoffe unter anderem zu 31 % aus PS&EPS und 26 % aus ABS. Von Kunststoffaufbereitern wird angegeben, dass diese Bestandteile mit einer Quote von 85 % - 90 % stofflich verwertet werden können. Mit dem Hintergrund, dass in den letzten Jahren ein stetiger Anstieg an Kunststoffbestandteilen in Kühlgeräten zu beobachten ist und von den Behandlern ein weiterer Anstieg in den kommenden Jahren erwartet wird, wurde eine werkstoffliche Verwertung von 10 % - 15 % der Kunststoffe aus Kühlgeräten (ohne Berücksichtigung von PU) als machbar eingestuft (Förster 2017b mündl.).

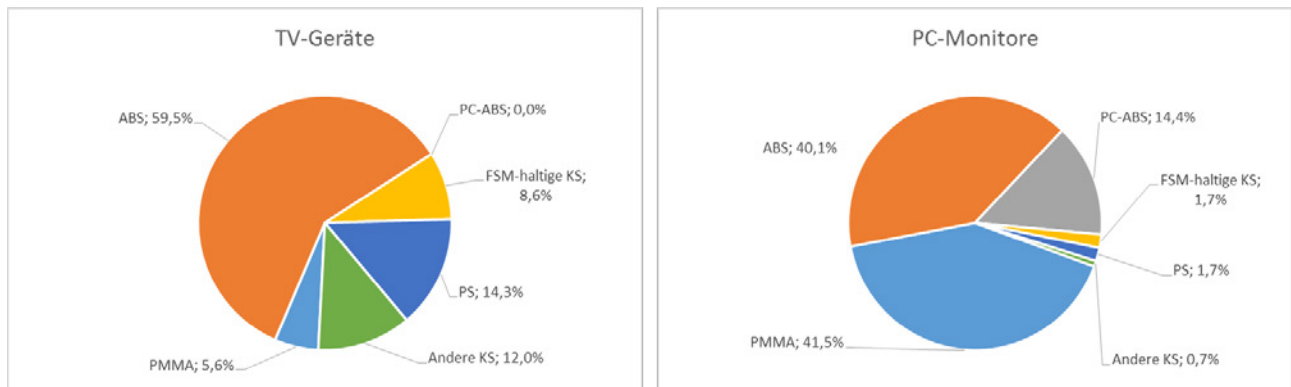
Die „Innenausstattung“ von Kühlgeräten besteht weitgehend aus PS. Die Voraussetzungen für eine Abtrennung der Kunststoffe sind nach Novak (2001) ideal. Der PS-Kunststoff liegt hier in besonders hochwertiger Form vor, da er lebensmittelecht ohne bromierte Flammschutzmittel ist (Manhart 2017 mündl.). Dies wird ebenfalls in der DIN EN 50625 aufgeführt. Kunststofffraktionen aus Abfallströmen, die aus Wärmeüberträgern, welche flüchtige Fluorkohlenwasserstoffe oder flüchtige Kohlenwasserstoffe enthalten sowie aus Haushaltsgroßgeräten stammen, gelten als frei von bromierten Flammschutzmitteln, die in der POP-VO geregelt sind (im Folgenden POP-BFSM) und dürfen dem Recycling zugeführt werden (DIN EN 50625-1).

Die Behandlung von Altkühlgeräten erfolgt in zwei aufeinanderfolgenden Stufen. In der ersten Stufe (Stufe 1) wird durch Absaugung des Kältemittels und Maschinenöls der Kältekreislauf des Kühlgeräts trockengelegt. In einem nachfolgenden Schritt wird der Kompressor des Kühlgeräts abgetrennt und restentleert. Das Kältemittel wird während des Prozesses der Stufe 1 in einem geschlossenen System vom Maschinenöl abgetrennt. Die zweite Behandlungsstufe (Stufe 2) beinhaltet das Entgasen des treibgashaltigen Isoliermaterials. Dies erfolgt in einer gasdichten Zerkleinerung durch einen Querstromzerspanner in einer Stickstoffatmosphäre bei gleichzeitiger Absaugung und Reinigung der treibgashaltigen Abluft (Herco Kühltechnik Hermanns & Co. GmbH 2017a, Herco Kühltechnik Hermanns & Co. GmbH 2017b, Martens und Goldmann 2016).

6.1.3 Bildschirmgeräte

Flachbildschirmgeräte bestehen etwa zu einem Drittel aus Kunststoffen (Tesar und Öhlinger 2012), zum Teil aus hochwertigen wie PMMA (siehe Abbildung 29), die nach LAGA M 31 B (Stand 15.03.2017) möglichst sortenrein wiedergewonnen und stofflich verwertet werden sollten. Speziell die Füße der Bildschirme bestehen oftmals aus hochwertigen Kunststoffen (Wolf et al. 2016).

Abbildung 29: Anteile verschiedener Kunststoffarten in Flachbildschirmgeräten



Quelle: Tesar und Öhlinger (2012) basierend auf Salhofer et al. (2012)

Kunststoffbestandteile des Displays wie PMMA können in allen LCD-Technologien vorhanden sein. Laut Plastics Europe (2017) ist PMMA zu 100 % recycelbar. Für eine hohe Sortenreinheit wird eine manuelle Separierung empfohlen (Jehle 2017a mündl.). Die separierten Polarisationsfolien und Streuscheiben bestehen jeweils aus hochwertigen, reinen Kunststoffen und können an geeignete Kunststoffrecycling-Betriebe zur weiteren Rohstoffgenerierung abgegeben werden (Fröhlich 2015). LCD-Flachbildschirmgeräte mit LED-Hintergrundbeleuchtung enthalten nach den Erfahrungen von IUTA immer dicke, durchsichtige Streuscheiben (Wolf et al. 2016). Nach Jehle (2017a mündl.) sind entgegen dem Erwartungshorizont, PMMA Scheiben in LED Bildschirmen nicht in den Mengen enthalten, wie vermutet. Behandler finden zunehmend dünnere PMMA-Scheiben, folienartige bis kaum vorhandenes PMMA in LED-FBS. In CCFL-FBS jedoch sind stets dicke PMMA-Scheiben vorhanden. PMMA in der PC-/ABS-Kunststofffraktion verschlechtert die physikalischen Eigenschaften des Kunststoffzyklats (European Flame Retardants Association 2013). Dies spricht ebenfalls für eine Separation.

6.1.4 Kleingeräte

Zukünftig werden sich unter anderem folgende Gerätegruppen in der Sammelgruppe „Kleingeräte“ befinden, bei denen keine der äußeren Abmessungen mehr als 50 cm beträgt:

- ▶ Haushaltskleingeräte,
- ▶ Informations- und Telekommunikationsgeräte,
- ▶ Geräte der Unterhaltungselektronik,
- ▶ Leuchten und sonstige Beleuchtungskörper,
- ▶ Geräte für die Ausbreitung oder Steuerung von Licht,
- ▶ elektrische und elektronisch Werkzeuge,
- ▶ Spielzeuge,
- ▶ Sport- und Freizeitgeräte,
- ▶ Medizinprodukte und
- ▶ Überwachungs- und Kontrollinstrumente.

In den AG- und AK-Sitzungen wurde mehrfach von den Akteuren angegeben, dass eine Recyclingquote von 10 % der Kunststoffe der Inputmasse aus Elektrokleingeräten realisierbar sei.

Die dominierenden Kunststoffsorten in Elektrokleingeräten sind ABS, PP und PS (Baxter 2014), die als marktrelevante Kunststoffe einzustufen sind (Köhnlechner 2017a mündl.) (Schwesig 2017 mündl.).

Da sich auch hier, in der zukünftigen Sammelgruppe, die Zusammensetzung der Kunststoffe ändern wird, wird wie bereits zu den Großgeräten die Zusammensetzung in Österreich aufgeführt.

Tabelle 26: Zusammensetzung Sammel- und Behandlungskategorie Elektrokleingeräte gem. EAG-VO in Österreich

Gerätekategorie gem. Anhang I (EAG-VO)	Anteil in %
Haushaltskleingeräte	26,54
IT- & UE-Geräte (exkl. Bildschirmgeräte)	38,31
Unterhaltungselektronik (exkl. Bildschirmgeräte)	16,54
Beleuchtungskörper – klein	4,62
Elektrische und elektronische Werkzeuge – klein	6,34
Spiel-, Sport- und Freizeitgeräte – klein	0,28
Medizinische Geräte – klein	0,73
Überwachungs- und Kontrollinstrumente – klein	0,65
Haushaltsgroßgeräte (exkl. Kühl-, Gefrier- und Klimageräte) – klein	5,77
Automatische Ausgabegeräte ohne Kühlvorrichtung – klein	0

Quelle: EAK (2007)

Der hohe Anteil an Gutprodukt (Kunststoffen mit wenig FSM und marktfähigen Kunststoffen ABS, PP, PS) macht die Fraktion aus Haushaltskleingeräten für Aufbereiter (z. B. MBA und Wersag) besonders attraktiv (Köhnlechner 2017a mündl.) (Schwesig 2017 mündl.) (Wolf et al. 2016).

6.2 Bromierte Flammenschutzmittel in Kunststoffen aus EAG

6.2.1 Rechtlicher Rahmen zu bromierten Flammenschutzmitteln

Die RoHS-Richtlinie in der ursprünglichen Fassung (RICHTLINIE 2002/95/EG) bestimmt, dass ab dem 1. Juli 2006 neu in Verkehr gebrachte Elektro- und Elektronikgeräte keine polybromierten Diphenylether (PBDE) enthalten dürfen. Ab dem 1.7.2008 war auch der Einsatz von Deca-BDE in Elektro- und Elektronikgeräten verboten (UBA 2008).

In der Kommissionsentscheidung 2005/618/EG³⁴ wurde ein Grenzwert eingefügt, dass dementsprechend der Gehalt an PBDE kleiner 0,1 % im homogenen Werkstoff sein muss.

Die novellierte RoHS-Richtlinie (RICHTLINIE 2011/65/EU) behielt den Konzentrationsgrenzwert von < 0,1 % im homogenen Werkstoff bei.

Für bestimmte Gerätegruppen sind Übergangsfristen in Artikel 4 Absatz 3 definiert:

³⁴ COMMISSION DECISION of 18 August 2005 amending Directive 2002/95/EC of the European Parliament and of the Council for the purpose of establishing the maximum concentration values for certain hazardous substances in electrical and electronic equipment (notified under document number C(2005) 3143) (2005/618/EC).

- ▶ medizinische Geräte und Überwachungs- und Kontrollinstrumente: ab dem 22. Juli 2014 in Verkehr gebrachte Geräte;
- ▶ in-vitro-Diagnostika: ab dem 22. Juli 2016 in Verkehr gebrachte Geräte;
- ▶ industrielle Überwachungs- und Kontrollinstrumente: ab dem 22. Juli 2017 in Verkehr gebrachte Geräte.

Die Verwendungsbeschränkung gilt nach Absatz 4 der novellierten RoHS-Richtlinie nicht für Kabel oder Ersatzteile für die Reparatur, die Wiederverwendung, die Aktualisierung von Funktionen oder die Erweiterung des Leistungsvermögens von

- ▶ a) vor dem 1. Juli 2006 in Verkehr gebrachten Elektro- und Elektronikgeräten,
- ▶ b) vor dem 22. Juli 2014 in Verkehr gebrachten medizinischen Geräten,
- ▶ c) vor dem 22. Juli 2016 in Verkehr gebrachten In-vitro-Diagnostika,
- ▶ d) vor dem 22. Juli 2014 in Verkehr gebrachten Überwachungs- und Kontrollinstrumenten,
- ▶ e) vor dem 22. Juli 2017 in Verkehr gebrachten industriellen Überwachungs- und Kontrollinstrumenten,
- ▶ f) Elektro- und Elektronikgeräten, für die eine Ausnahme galt und die vor Auslaufen dieser Ausnahme in Verkehr gebracht wurden, soweit diese Ausnahme betroffen ist.

Die POP-Verordnung fordert neben Bestimmungen zur Herstellung, zum Inverkehrbringen und Verwendung auch abfallwirtschaftliche Maßnahmen. Entsprechend Art. 7 Abs. 2 bis 4 der POP VO (Stand 31.03.2016) müssen Abfälle mit betroffenen bromierten Flammschutzmitteln oberhalb festgelegter Konzentrationsgrenzwerte entsprechend Anhang IV der POP VO so beseitigt oder verwertet werden, dass die darin enthaltenen persistenten organischen Schadstoffe zerstört oder unumkehrbar umgewandelt werden, damit die verbleibenden Abfälle und Freisetzungen nicht die Eigenschaften persistenter organischer Schadstoffe aufweisen. Die betroffenen bromierten Flammschutzmittel können vom Abfall abgetrennt werden, sofern diese Stoffe anschließend beseitigt werden.

Die Anforderungen gelten unter anderem für Tetrabromdiphenylether, Pentabromdiphenylether, Hexabromdiphenylether und Heptabromdiphenylether, deren Konzentrationen bei der Verwertung von Abfällen in der Summe den Wert von 1.000 mg/kg nicht überschreiten dürfen.

Deca-BDE wurde bei dem achten Treffen der "Conference of the Parties to the Stockholm Convention" auf die Verbotsliste gesetzt (Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (2017a), Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (2017b), Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (2017c)). Ausnahmen wurden für Kunststoffgehäuse und Teile für Haushaltsgeräte zum Heizen, Bügeleisen, Ventilatoren und Tauchsieder benannt (Stockholm Konvention on Persistent Organic Pollutants 2017d).

Es kann festgestellt werden:

- ▶ Der Grenzwert der POP-VO für bromierte Flammschutzmittel von 1.000 mg/kg (in der Summe aller genannten BFSM) wird in vielen Rückwänden von CRT überschritten³⁵.

³⁵ Das belegen die Werte aus der Literatur, dem SVT-Gutachten (Wolf et al. 2016) und die Daten von ELPRO. Dies wurde von den Entsorgern nicht bezweifelt.

- Die POP-VO bestimmt, dass Teile eines Altgerätes, die beschränkte bromierte Flammschutzmittel enthalten³⁶, separiert und entsprechend POP-VO entsorgt werden müssen³⁷. Wann diese Separation in der Behandlungskette erfolgen muss, ist nicht festgelegt. Insofern ist die Separation beim Folgebehandler rechtlich nicht ausgeschlossen³⁸.
Der Abfallbesitzer muss jedoch sicherstellen, dass die bromierten Flammschutzmittel entsprechend den Anforderungen der POP-VO zerstört werden³⁹.
- Das KrWG formuliert in § 9 ein Vermischungsverbot von gefährlichen Abfällen mit anderen Kategorien von gefährlichen Abfällen oder mit anderen Abfällen, Stoffen oder Materialien.
- Die Entsorgung der Kunststoffe mit hohen Gehalten regulierter bromierter Flammschutzmittel muss als gefährlicher Abfall erfolgen⁴⁰. Seit August 2017 sind für die EAG-relevanten POP-BFSM jedoch die Konzentrationsgrenzwerte der POP-VO nicht mehr ausschlaggebend für die Einstufung, sondern die HP-Kriterien der EU-Abfallrahmenrichtlinie.
- Die Verbringung als grün gelisteter Abfall nach China ist nicht rechtskonform, wenn der Abfall die Grenzwerte der POP-VO für persistente organische Stoffe überschreitet.
- Die Ausfuhr von Altkunststoffen, die die Grenzwerte der POP-VO für persistente organische Stoffe überschreitet als ‚Nicht-Abfall‘ ist nicht möglich, da der (POP-BFSM-haltige) Kunststoff kein rechtskonformes Verwertungsverfahren durchlaufen hat und die Abfalleigenschaft somit nicht beendet sein kann⁴¹.

³⁶ Grundlage: „Summe der Konzentrationen von Tetrabromdiphenylether, Pentabromdiphenylether, Hexabromdiphenylether und Heptabromdiphenylether: 1 000 mg/kg“ (Anhang IV („Liste der Stoffe, die den Abfallbewirtschaftungsbestimmungen gemäß Artikel 7 unterliegen“)).

³⁷ Grundlage: „Wenn nur ein Teil eines Produkts oder Abfalls, wie ein Altgerät, persistente organische Schadstoffe enthält oder mit diesen verunreinigt ist, so wird dieser abgesondert und dann gemäß dieser Verordnung entsorgt“. (Anhang V („Behandlung von Abfällen“) Teil 1, letzter Absatz).

³⁸ Grundlage: „Ein Vorbehandlungsverfahren vor der Zerstörung oder unumkehrbaren Umwandlung gemäß diesem Teil dieses Anhangs kann durchgeführt werden, vorausgesetzt, dass ein in Anhang IV aufgelisteter Stoff, der während der Vorbehandlung von dem Abfall isoliert wird, anschließend gemäß diesem Teil dieses Anhangs beseitigt wird.“ (Anhang V („Behandlung von Abfällen“) Teil 1 — Beseitigung und Verwertung gemäß Artikel 7, Absatz 2).

³⁹ Grundlage: „Ungeachtet der Richtlinie 96/59/EG werden Abfälle, die aus in Anhang IV aufgelisteten Stoffen bestehen, sie enthalten oder durch sie verunreinigt sind, ohne unnötige Verzögerung und in Übereinstimmung mit Anhang V Teil I so beseitigt oder verwertet, dass die darin enthaltenen persistenten organischen Schadstoffe zerstört oder unumkehrbar umgewandelt werden, damit die verbleibenden Abfälle und Freisetzungen nicht die Eigenschaften persistenter organischer Schadstoffe aufweisen. Beseitigungs- oder Verwertungsverfahren, die zur Verwertung, Wiedergewinnung, Rückgewinnung oder Wiederverwendung von in Anhang IV aufgelisteten Stoffen führen können, sind verboten.“ (Artikel 7 („Abfallbewirtschaftung“), Abs. 2 und 3).

⁴⁰ Grundlage: Mit Wirkung vom 1. August 2017 an ist die ursprüngliche Regelung zur Einstufung POP-haltiger Abfälle als gefährliche Abfälle entsprechend Nummer 2.2.3 der Anlage zu § 2, Abs. 1 der AVV (Abfallverzeichnisverordnung vom 10. Dezember 2001 (BGBl I S. 3379), die zuletzt durch Artikel 2 der Verordnung vom 22. Dezember 2016 (BGBl I S. 3103) geändert worden ist) durch Artikel 2 der Verordnung zur Überwachung von nicht-gefährlichen Abfällen mit persistenten organischen Schadstoffen und zur Änderung der Abfallverzeichnisverordnung geändert. Demnach werden POP-haltige Abfälle nicht mehr automatisch als gefährlich eingestuft, wenn sie die Konzentrationsgrenzwerte der POP-VO überschreiten, sondern dann, wenn sie die HP-Kriterien der Abfallrahmenrichtlinie 2008/98/EC erfüllen (siehe Anlage (zu § 2, Abs. 1) der AVV).

⁴¹ Grundlage: § 5 Ende der Abfalleigenschaft

(1) Die Abfalleigenschaft eines Stoffes oder Gegenstandes endet, wenn dieser ein Verwertungsverfahren durchlaufen hat und so beschaffen ist, dass

1. er üblicherweise für bestimmte Zwecke verwendet wird,
2. ein Markt für ihn oder eine Nachfrage nach ihm besteht,
3. er alle für seine jeweilige Zweckbestimmung geltenden technischen Anforderungen sowie alle Rechtsvorschriften und anwendbaren Normen für Erzeugnisse erfüllt sowie
4. seine Verwendung insgesamt nicht zu schädlichen Auswirkungen auf Mensch oder Umwelt führt.

(Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen)

Weiterhin sind in der Chemikalien-Verbotsverordnung⁴² Penta- und OctaBDE seit 2003 mit Gehalten > 0,1 % verboten.

Die REACH-Liste der PBT-Stoffe enthält einige PBDE wie z. B. DecaBDE.

6.2.2 Art und Menge

Die folgende Tabelle gibt einen Überblick über Einsatzfelder von Flammenschutzmitteln.

Tabelle 27: Einsatzfelder verschiedener Flammenschutzmittel

Chemikaliengruppe	Chemikalie oder Chemikaliengemisch	Abk.	Status	Typische Nutzung
Bromierte Flamm-schutzmittel	Pentabromodiphenylether (Mischung)	pentaBDE	Beschränkt	PUR Schaum
	Octabromodiphenylether (Mischung)	octaBDE	Beschränkt	Diverse
	Decabromodiphenylether	decaBDE	Im Phase-out	Diverse
	Hexabromocyclododecane	HBCDD	Im Phase-out	PS Schaum
	Tris(2,3-dibromopropyl) phosphat	Tris (Br)	Im Phase-out	
	1,2-bis (2,4,6-tribromophenoxy)ethan	BTBPE		ABS
	Tetrabromobisphenol A	TBBPA		Leiterplatten
	Ethylhexyl 2,3,4,5-tetrabromobenzoat	EH-TBB		PUR Schaum
	Bis (2-ethylhexyl) tetrabromophthalat	BEH-TBB		PUR Schaum; Epoxidkabel
	Mischung aus TBB, TBPH, triphenylphosphate und triarylphosphates (Mischung)	Firemaster® 550		PUR Schaum
Chloriert Flamm-schutzmittel	Chlorparaffine			PVC
	Tris (2-chloroethyl)phosphate	TCEP	WHO krebserzeugend; Kalifornien Prop. 65	PUR Schaum, Textilien
	Tris (1-chloro-2-propyl)phosphate	TCIPP		PUR Schaum
	Bis (hexachlorocyclopentadieno) cyclooctane	Dechloran Plus		
	Tris (1,3-dichloro-2-propyl)phosphate	TDCIPP	Kalifornien Prop 65	PUR Schaum, Textilien

Quelle: Babrauskas et al. (2015)

(Kreislaufwirtschaftsgesetz – KrWG) KrWG Ausfertigungsdatum: 24.02.2012, Vollzitat: "Kreislaufwirtschaftsgesetz vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212), das zuletzt durch Artikel 4 des Gesetzes vom 4. April 2016 (BGBl. I S. 569) geändert worden ist" Stand: Zuletzt geändert durch Art. 4 G v. 4.4.2016 I 569).

⁴² Chemikalien-Verbotsverordnung (ChemVV) vom 20. Januar 2017 (BGBl. I S. 94), die durch Artikel 5 des Gesetzes vom 18. Juli 2017 (BGBl. I S. 2774) geändert worden ist.

In der für das UBA durchgeführten Literaturlauswertung in Wolf et al. (2016) wurden teilweise Werte für PBDE über dem Grenzwert von 1.000 ppm gefunden. In Analysen im Rahmen der Arbeiten zu Wolf et al. (2016) wurden in mehreren Proben höhere Werte für Deca-BDE gefunden.

LfU (2014) berichtet, dass PBDE in Konzentrationen bis zu 15 % eingesetzt wurden.

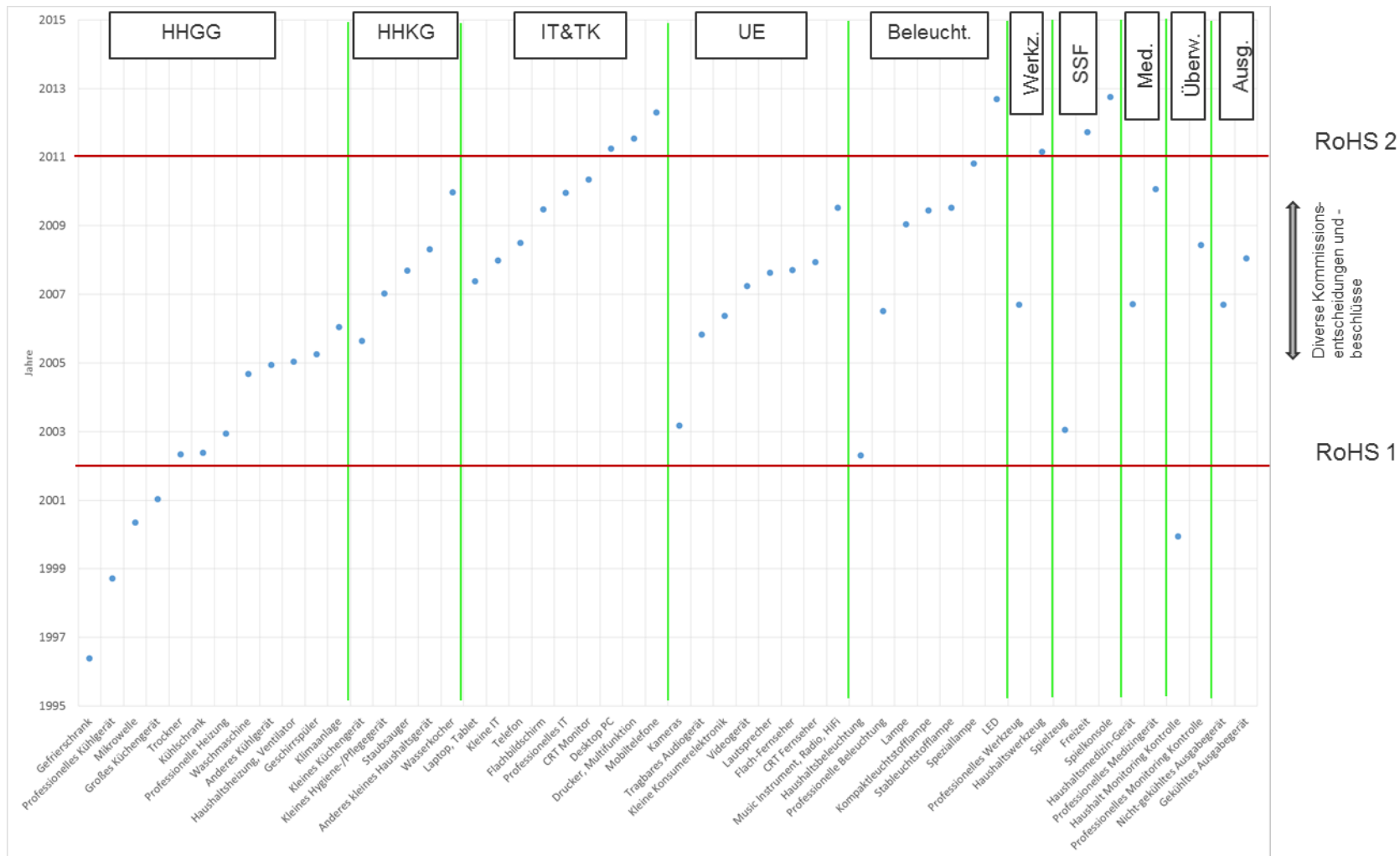
Dechloran und Dechloran Plus (Dechloran A, DDC-CO) sind als gesundheitsgefährdend eingestufte Flammenschutzmittel. Dechloran wurde im Zeitraum von 1959 bis 1972 in Anstrichen, Kunststoffen und elektrischen Geräten eingesetzt. Es wurde anschließend durch Dechloran 602 (C₁₄H₄Cl₁₂O), Dechloran 603 (C₁₇H₈Cl₁₂), Dechloran 604 (C₁₃H₄Br₄Cl₆) und (vor allem massenrelevant) durch Dechloran Plus (C₁₈H₁₂Cl₁₂) ersetzt (Feo et al. 2012). Dechloran Plus (DP, C₁₈H₁₂Cl₁₂) wurde in Kabeln, Computern und Kunststoffdächern als Ersatz für Dechloran (Mirex, C₁₀Cl₁₂) eingesetzt (OxyChem 2004). Taverna et al. (2017) haben bei der Untersuchung von Kleingeräten in der Schweiz nur geringe Werte für Mirex und DDC-CO gefunden.

Die Untersuchungen zu Flammenschutzmittelgehalten zeigen unter anderem auch, dass das Alter der Altgeräte Einfluss auf die mögliche Präsenz von POP-BFSM hat. Die folgende Abbildung 30 stellt dar, in welchem Jahr verschiedene Gerätearten, die 2017 als Altgeräte anfielen, in Verkehr gebracht wurden. Dazu wurden die durchschnittlichen Nutzungsdauer nach Balde et al. (2015) genutzt.

Aufgetragen sind zudem die Jahre der Beschränkung von PBDE durch die RoHS-Richtlinien.

Deutlich wird, dass vor allem Haushaltsgroßgeräte, die heute als Altgeräte anfallen, aus einer Zeit stammen, in der PBDE noch nicht durch die RoHS beschränkt waren. Außerdem zeigt die Grafik, dass die meisten Gerätegruppen, die jetzt als Abfallpotenzial anfallen, in der Zeit vor der novellierten RoHS-Richtlinie in Verkehr gebracht wurden.

Abbildung 30: In-Verkehr-Bringung und Entsorgung von Elektrogeräten und Elektroaltgeräten nach Gerätekategorien



Quelle: eigene Darstellung, Daten durchschnittliche Nutzungsdauern Balde et al. (2015)

6.2.2.1 Flammschutzmittel in Bildschirmgeräten

Gehäusekunststoffe von CRT-Geräten können mit hoher Wahrscheinlichkeit polybromierte Flammschutzmittel enthalten (LAGA M 31 B Stand 15.03.2017). Auch in Wolf et al. (2016) werden CRT-Geräte als überwiegend flammschutzmittelhaltig beschrieben. Laut Ueberschaar (2017 mündl.) ist der Flammschutzmittelanteil in Flachbildschirmen als wesentlich geringer einzuschätzen. Wolf et al. (2016) geben an, dass in den ABS-Gehäuserückwänden aus LCD-Fernsehern Antimon, Brom, Chlor und TBBPA nachgewiesen wurde. Hierbei lag eine TBBPA-Konzentration von 10.000 ppm vor. Brom wurde mit einer Konzentration von 4.520 ppm Brom nachgewiesen. Bei Untersuchungen von Gehäusen von CRT-Fernsehern und -Monitoren wurden Antimonkonzentrationen bis zu fast 100.000 ppm nachgewiesen. Durchschnittlich waren 100 – 10.000 ppm Antimon in den CRT-Gehäusen enthalten (Schlummer et al. 2007).

Taverna et al. (2017) beschreiben Gehalte an BFSM in Bildschirmgehäusen, die in Tabelle 21 aufgelistet sind. Dabei handelt es sich um Mischfraktionen aus Flach- und Röhrenbildschirmgehäusen mit rund 40 % LCD-TV-Gehäuse, gut 25 % CRT-TV-Gehäuse, je 13 % LCD- und CRT-PC-Gehäuse und 7 % Notebookgehäuse.

Tabelle 28: Gehalte ausgewählter Stoffe in Bildschirm- und Notebookgehäusen inkl. 95 %-Konfidenzintervall, Angaben in mg/kg und auf zwei signifikante Stellen gerundet

Bildschirm- und Notebookgehäuse	Konzentration[mg/kg]	Fehler [mg/kg]
BDE 28	0,046	0,012
BDE 47	0,61	0,15
BDE 99	0,92	0,2
BDE 100	0,16	0,045
BDE 153	35	3,5
BDE 154	3,3	0,31
BDE 183	240	26
BDE 197	120	12
BDE 206	120	11
BDE 207	160	21
BDE 208	39	9,6
DecaBDE (BDE 209)	3300	170
HBCDD	84	10
TBBPA	4000	260
DecaBB	10	n.b.
TBP	50	n.b.
DBE-DBCH	50	n.b.
PBT	10	n.b.
PBEB	10	n.b.
HBB	3	0,7
Mirex	10	n.b.
EH-TBB	10	n.b.

Bildschirm- und Notebookgehäuse	Konzentration[mg/kg]	Fehler [mg/kg]
BTBPE	1300	81
BEH-TEBP	10	n.b.
DDC-CO	270	53
DBDPE	1400	170
TTBP-TAZ	140	20

Quelle: Taverna et al. (2017) S. 41; n.b. = nicht bestimmt; Fehler = «n.b.» → Konzentration kleiner als BG, dazugehörige Konzentration entspricht der ½ BG

Nach Taverna et al. (2017) zeigt die Analyse für DecaBDE, dass kein signifikanter Unterschied zwischen der Anwendung von DecaBDE bei älteren CRT- und neueren LCD-Geräten besteht. Je rund 20 % der DecaBDE-Einträge stammen aus den Gehäusen dieser Geräte.

Auch bei PentaBDE, OctaBDE und TBBPA sehen Taverna et al. (2017) keine signifikanten Unterschiede zwischen verschiedenen Bildschirmgenerationen. Bei HBCDD lasse sich ein deutlicher und signifikanter Unterschied bei den Frachten aus CRT- und LCD-Bildschirmen erkennen. Bei DDC-CO (Dechloran Plus) zeigten sich höhere Werte bei CRT-Gehäusen (Taverna et al. (2017).

In LCD-Panels (Bildschirmoberfläche inkl. Flüssigkristallschicht und Plexiglas ohne Rahmen und Hintergrundbeleuchtung) wurden nur geringe Gehalte BFSM gefunden (Taverna et al. 2017).

Eine Sortentrennung der Kunststoffe im Bereich der Kunststoffgehäuse ist bereits teilweise etabliert. Eine Trennung der dunklen und hellen Bildschirmgehäuse erzeugt eine PS- (dunkel) und eine ABS- (hell) angereicherte Fraktion. Hierbei ist anzumerken, dass die PS-Fraktion deutlich weniger Flammenschutz enthält als die ABS-Fraktion (Nisters 2017 mündl.).

In Wäger et al. (2010) wurden Kunststoffe aus Bildschirmgeräten untersucht. Es konnten OctaBDE-Konzentrationen von 900 ppm in CRT-Fernsehern und bis zu 2.500 ppm in CRT-Monitoren nachgewiesen werden. Flachbildschirme hingegen wiesen kein OctaBDE auf. In Proben der Gerätekategorien 1 bis 4 wurde DecaBDE, ausgenommen Flachbildschirme, nachgewiesen. TBBPA-Gehalte von 37.000 ppm wurden in CRT-Monitoren nachgewiesen. CRT-Fernseher wiesen mit 1.000 ppm deutlich geringere Konzentrationen auf (Wäger et al. 2010).

In Wolf et al. (2016) wird angegeben, dass in Untersuchungen von geschredderten CRT-Fernseher- und -Monitor-Gehäusen OctaBDE in fünf von sieben Proben gefunden wurde. Die Konzentration lag dabei zwischen 3.000 und 14.000 ppm (Wolf et al. 2016).

6.2.2.2 Flammenschutzmittel in Haushaltskleingeräten

Im Gegensatz zu Haushaltsgroßgeräten und IT-/TK-Geräten weisen Haushaltskleingeräte den größten Anteil an Kunststoffen ohne Flammenschutzmittel auf (Wilts et al. 2016). Laut Schwesig (2017 mündl.) besitzen Haushaltskleingeräte kaum bis gar keine Flammenschutzmittel mehr.

Einzelne Geräte wurden in Experteninterviews als flammenschutzmittelfrei bezeichnet wie z. B. Tablets (Schwesig 2017 mündl.), Drucker (ausgenommen Laserdrucker) sowie Staubsauger und Kaffeemaschinen (Fahrner 2016 mündl.). Kaffeemaschinen sind als kritisch zu betrachten (Fahrner 2016 mündl.).

Der Anteil flammgeschützter Kunststoffe in Telekommunikationsgeräten entspricht laut APME (2001) und Wäger et al. (2010) circa 75 %. Wegen des FSM-Anteils sind sie in der Kunststoffaufbereitung besonders unbeliebt (Köhnlechner 2017a mündl.) (Schwesig 2017 mündl.).

Ein ebenso hoher Anteil an flammgeschützten Kunststoffen wird bei Werkzeugen angegeben. 80 % der Kunststoffe aus Werkzeugen sollen flammgeschützt sein (APME 2001, Wäger et al. 2010).

Die Konzentrationen verschiedener Flammschutzmittel in Elektroaltgeräten (hier Kleingeräte⁴³) sind in Tabelle 29 für die Schweiz für das Jahr 2011 aufgelistet.

Tabelle 29: Konzentrationen ausgewählter untersuchten Stoffe in EAG-Kleingeräten in der Schweiz 2011

Stoff	Mittelwert [mg/kg]	Unsicherheit $\pm$ [mg/kg]
PentaBDE	2,4	0,69
OctaBDE	120	33
DecaBDE (BDE 209)	390	45
HBCDD	14	4,1
TBBPA	630	85
DecaBB	4,5	2,7
TBP*	18	1,4
DBE-DBCH*	19	1
PBT*	3,7	0,2
PBEB*	3,7	0,2
HBB	2,9	1,7
Mirex*	3,7	0,2
EH-TBB*	3,7	0,2
BTBPE	150	14
BEH-TEBP*	3,7	0,2
DDC-CO	33	11
DBDPE	340	200
TTBP-TAZ	14	4,8

* Häufig unter der Bestimmungsgrenze

Quelle: Taverna et al. (2017); Anmerkung: Diese Tabelle listet auch chlorierte Flammschutzmittel wie Dechloran (Mirex) und Dechloran Plus (DDC-CO) auf.

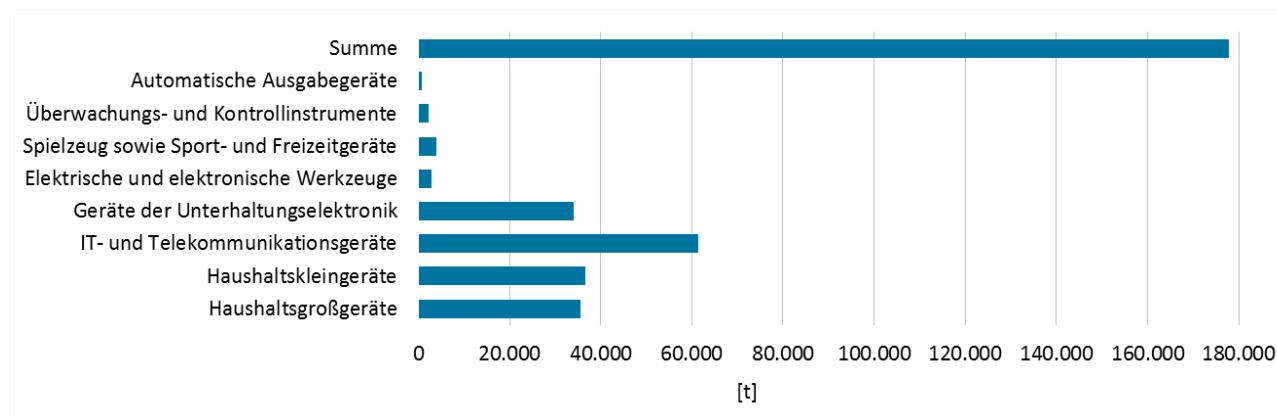
6.3 Kunststoffrecyclingpotenzial

Da verwendungsbeschränkte bromierte Flammschutzmittel in der Kreislaufführung möglichst weitgehend reduziert werden sollten, reduziert sich das Recyclingpotenzial für eine werkstoffliche Verwertung. Mit den Angaben an Gehalten an Flammschutzmittel aus Wolf et al. (2016) wurden die Kunststoffe mit verwendungsbeschränkten Flammschutzmitteln in einer weiteren Hochrechnung von dem

⁴³ Haushaltsgeräte klein (SENS+SWICO): 25 % ; Unterhaltungselektronik (SWICO): 36 %; Kommunikationstechnik (SWICO): 3 %; EDV- und Büroelektronik (SWICO): 36 %.

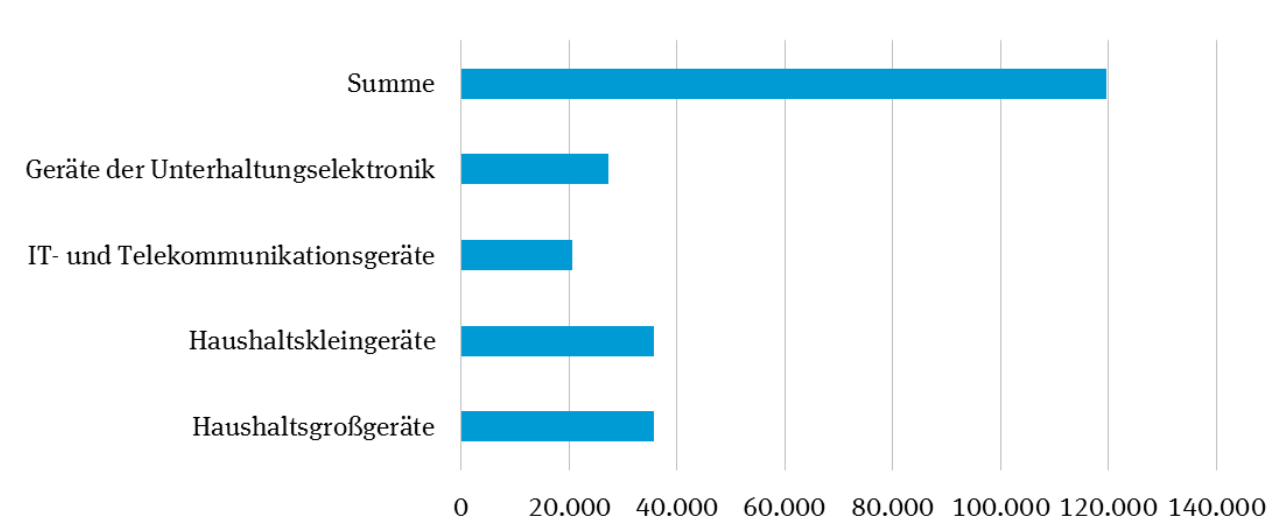
Gesamtpotenzial der werkstofflichen Verwertung der Kunststofffraktion aus EAG abgezogen⁴⁴ (Abbildung 32). Das Kunststoffpotential wird resultierend auf ca. 120.000 t geschätzt.

Abbildung 31: Potential an Kunststoffen in erfassten EAG im Jahr 2013 vor Abzug von Kunststoffen mit anwendungsbeschränkten Flammenschutzmittel (Angaben in t/a)



Quelle: eigene Hochrechnung. Anteil Kunststoffe aus Wolf et al. (2016) und Wilts et al. (2016)

Abbildung 32: Potential an Kunststoffen in erfassten EAG im Jahr 2013 nach Abzug von Kunststoffen mit anwendungsbeschränkten Flammenschutzmittel (Angaben in t/a)

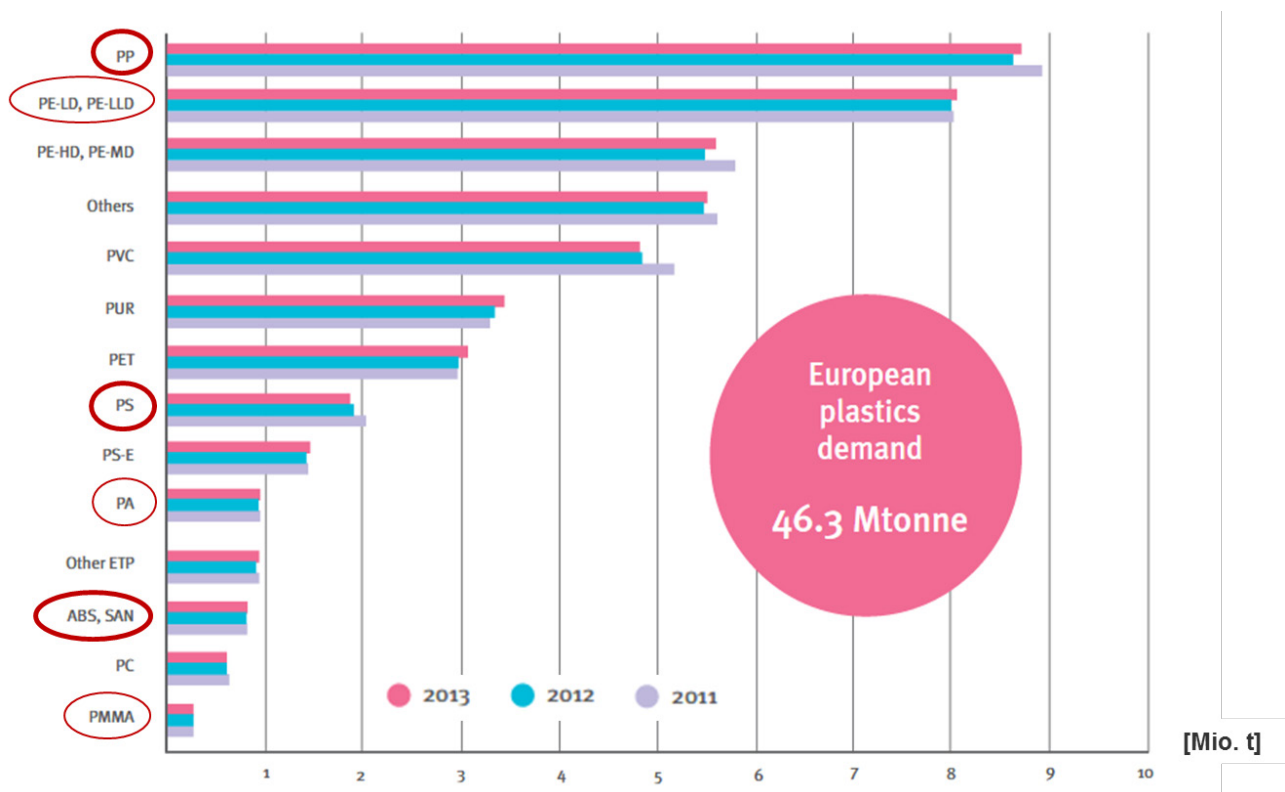


Quelle: eigene Hochrechnung. Anteil Kunststoffe aus Wolf et al. (2016) und Wilts et al. (2016), Anteil Flammenschutzmittel Wolf et al. (2016)

Laut Plastics Europe (2012) bestand die Kunststoffnachfrage in Europa bei 45,9 Mio. t, davon 2,5 Mio. t bei der Elektronikbranche. Der Markt für reine Kunststoffe ist in einer solchen mengenorientierten Betrachtung dementsprechend vorhanden.

⁴⁴ Dabei wird davon ausgegangen, dass die Kunststoffe mit verwendungsbeschränkten BFSM nicht so vorbehandelt werden, dass die BFSM separiert und die entfrachteten Kunststoffe verwertet werden (z. B. durch Solvolyse).

Abbildung 33: Kunststoffnachfrage je Sorte (EU)



Quelle: Plastics Europe (2012)

6.4 Manuelle vs. mechanische Separation von Kunststoffen

Kunststoffe aus EAG können sowohl manuell als auch mechanisch separiert werden. Beide Verfahren haben jeweils Vor- und Nachteile und werden in der Literatur unterschiedlich bewertet.

In Bezug auf große Kunststoffteile werden hinsichtlich der manuellen Demontage deutliche Potenziale gesehen. Eine manuelle Separation bewirkt eine Steigerung der werkstofflichen Verwertung. Je nach Anfallstelle wird eine doppelte bis sechsfache Erhöhung der separierten Kunststoffe bei Haushalts-großgeräten angegeben (Wilts et al. 2016). Zudem bedeutet eine insgesamt zunehmende Demontage-tiefe eine Steigerung der Erlöse für die mit weniger Störstoffen behafteten und einwandfrei separier-ten Stoffe (Martens und Goldmann 2016).

Manuelle Demontagelinien werden allerdings in den seltensten Fällen eingeführt. Eine manuelle Sepa-ration bedeutet einen hohen Zeit- und Kostenaufwand, der sich in den meisten Fällen nicht amortisiert (Martens und Goldmann 2016).

Die Firma MBA erreicht bei der mechanischen Separation einen Verunreinigungsgrad des Kunststoffs zur werkstofflichen Verwertung von 0,5 %, die Firma Wersag von 2 %. Beide Aufbereitungsprozesse verlaufen ohne manuelle Separation, allerdings werden in der aktuellen Konfiguration der Kette 50 % der Inputkunststoffe nicht der werkstofflichen Verwertung zugeführt. In welchem Umfang eine Opti-mierung der Vorprozesse oder die Änderung der ökonomischen Situation beim Absatz des Aufberei-ter-Outputs die Quote verbessert, ist nicht bekannt (Schwesig 2017 mündl.) (Köhnlechner 2017a mündl.).

Laut LAGA M 31 B (Entwurf Stand 15.03.2017) kann bei Kunststoffen, die bromierte Flammschutzmit-tel enthalten, von einer manuellen Demontage abgesehen werden und andere Verfahren eingesetzt werden, wenn dabei keine Schadstoffe in die zu verwertenden Materialströme eingetragen werden.

Insgesamt konnte in der Literaturrecherche keine vergleichende Bilanzierung zu beiden Verfahrenstypen gefunden werden.

6.5 Dynamisierung von Recyclingquoten

Eine Dynamisierung von Recyclingquoten kann zum einen den Behandlern/Verwertern Zeit geben, sich auf die neuen Anforderungen einzustellen. Sie kann auch gleichzeitig einen Impuls zur Investition in fortgeschrittenen Behandlungs- und Verwertungstechniken erzeugen, in die nicht investiert würde, wenn der zukünftige Input bzw. die Nachfrage unsicher wäre.

Eine solche Dynamisierung basiert üblicherweise auf einer Prognose der zukünftigen Entwicklung der Mengenströme, der Zusammensetzungen und der Behandlungstechnik. Zu berücksichtigen sind bei der Diskussion von Zuwachsraten bei dynamischen Quoten die jeweiligen Prognoseunsicherheiten.

6.6 Empfehlungen für Behandlungsanforderungen

Folgende Anforderungen ergeben sich aus dem Bearbeitungsprozess in Abstimmung mit den Akteuren sowie den Inhalten der vorangegangenen Kapitel:

- ▶ 4.1 werkstoffliche Verwertung von Kunststoffen im Umfang von:
 - SG 1 Wärmeüberträger: 10 % der Altgeräte-Inputmasse,
 - SG 2 Bildschirmgeräte: 5 % der Alt-FBS-Geräte-Inputmasse und Steigerung um weitere 5 % nach 5 Jahren,
 - SG 4 Großgeräte: 10 % der Inputmasse und Steigerung um weitere 2,5 % nach 5 Jahren,
 - SG 5 Kleingeräte: 10 % der Inputmasse und Steigerung um weitere 5 % nach 5 Jahren;
- ▶ 4.2 Separation der losen Glas- und Kunststoffinnenteile aus Kühl- und Tiefkühlgeräten für Stufe-1-Behandlungsanlagen; vorrangige Separation der losen Glas- und Kunststoffinnenteile aus Kühl- und Tiefkühlgeräten vor einem Zerkleinerungsprozess für Stufe-2-Behandlungsanlagen von Kühl- und Tiefkühlgeräten;
- ▶ 4.3 Separation von Holz und Holzverbundstoffen von allen Geräten > 25 cm Kantenlänge;
- ▶ 4.4 Separation Staubsaugerbeutel;
- ▶ 4.5 Für Kunststofffraktionen zur werkstofflichen Verwertung darf der Gesamtbromgehalt max. x ppm (noch festzulegen) betragen. Bei Überschreitung dieses Grenzwertes darf nur eine werkstoffliche Verwertung erfolgen, wenn nachgewiesen wird, dass die Grenzwertüberschreitung nicht von den nach POP-VO, REACH und RoHS regulierten bromhaltigen Stoffen verursacht wird; sonst muss eine Abtrennung und Zuführung der über dem Grenzwert belasteten Kunststofffraktionen zu einer Behandlung entsprechend der POP-VO erfolgen;
- ▶ 4.6 Separation der Kunststoffteile eines Altgerätes, die durch POP-VO geregelte FSM enthalten, vor einer mechanischen (Grob-) Zerkleinerung; unterstützend kann eine Liste erstellt werden, die verpflichtend zu separierende und optional zu separierende Altgeräte benennt.

7 AG 5 – Schadstoffentfrachtung

7.1 Systematisierung der Zerkleinerungs- und Sortierschritte

Bei der Schadstoffentfrachtung im Rahmen der Vorbehandlung vor der Verwertung oder Beseitigung können verschiedene Aggregate eingesetzt werden, die den Geräteverbund aufschließen und die Inhaltsstoffe bzw. Komponenten so für nachfolgende Separationsverfahren (einfacher) zugänglich machen („liberation“). Verschiedene Quellen untersuchen solche Verfahren und systematisieren sie nach verschiedenen Ansätzen.

VDI 2343 Blatt 4 systematisiert (Vor-)Behandlungsverfahren nach geeigneten Beanspruchungsarten und nennt Beispiele entsprechender Zerkleinerungsmaschinen für verschiedene Aufgabenstellungen:

- ▶ Für die Erzeugung definierter Materialstückigkeit werden als geeignete Beanspruchungsarten Schneidbeanspruchung, Schlagbeanspruchung und Fallkörperbeanspruchung genannt (Beispielmaschinen sind Guillotinscheren, Alligatorscheren, Rotorscheren, Rotorschneider und Schneidmühlen, Smasher). Für die Beanspruchungsart Prallbeanspruchung (bei Spänen in Verbindung mit Biegung und Torsion) wird als Zerkleinerungsmaschine das Beispiel der Prallmühlen genannt.
- ▶ Für kleinstückige Fraktionen aus EAG bei der Aufschlusszerkleinerung werden als geeignete Beanspruchungsarten Schneidbeanspruchung und Prallbeanspruchung in Verbindung mit Druck-Schub-Beanspruchung genannt. Beispielmaschinen hierfür sind Schneidmühlen und Hammermühlen (z. B. Schredder, Querstromzerspaner).
- ▶ Für Faserverbundwerkstoffe und Schichtverbunde wird als geeignete Beanspruchungsart die Prallbeanspruchung in Verbindung mit Druck-Schub-Beanspruchung genannt (Beispielmaschinen: Prallmühlen).

Van Schaik und Reuter (2014) stellen heraus, dass bei dem Aufschlussverhalten von Materialien in Aufschlussaggregaten Wahrscheinlichkeiten betrachtet werden können, aber keine absoluten Ja/Nein-Antworten gegeben werden können im Sinne, dass bestimmte Verfahren absolut ungeeignet und andere absolut geeignet sind.

Reuter et al. (2013) stellen den wesentlichen Einfluss unterschiedlicher Verbindungstypen im Geräteverbund (Schrauben, Kleben, etc.) auf die Freisetzung von Material bzw. Stoffen heraus.

Deutlich wird bei den Darstellungen nach verschiedenen Ansätzen, dass eine generelle Festlegung von Verfahren als „geeignet“ oder „ungeeignet“, für z. B. einen schonenden Grobaufschluss, kaum möglich ist. Vielmehr handelt es sich beim Aufschlussverhalten von Altgeräten um Wahrscheinlichkeiten, bei denen die Überlappungen der „Eignung“ verschiedener Verfahren aber auch vor allem der Fahrweisen verschiedener Verfahren groß sind (auch abhängig vom Aufbau und der Zusammensetzung des Gerätes). Es kann nicht davon ausgegangen werden, dass ein Verfahren z. B. für Kondensatoren als nicht zerstörend oder immer zerstörend eingestuft werden kann. Vielmehr unterscheiden sie sich in einem Kontinuum aus Zerstörungswahrscheinlichkeiten. Sinnvoll wäre es daher, das Ziel der „schonenden Behandlung“ als Trennkriterium genauer zu definieren (siehe Kapitel 12.6).

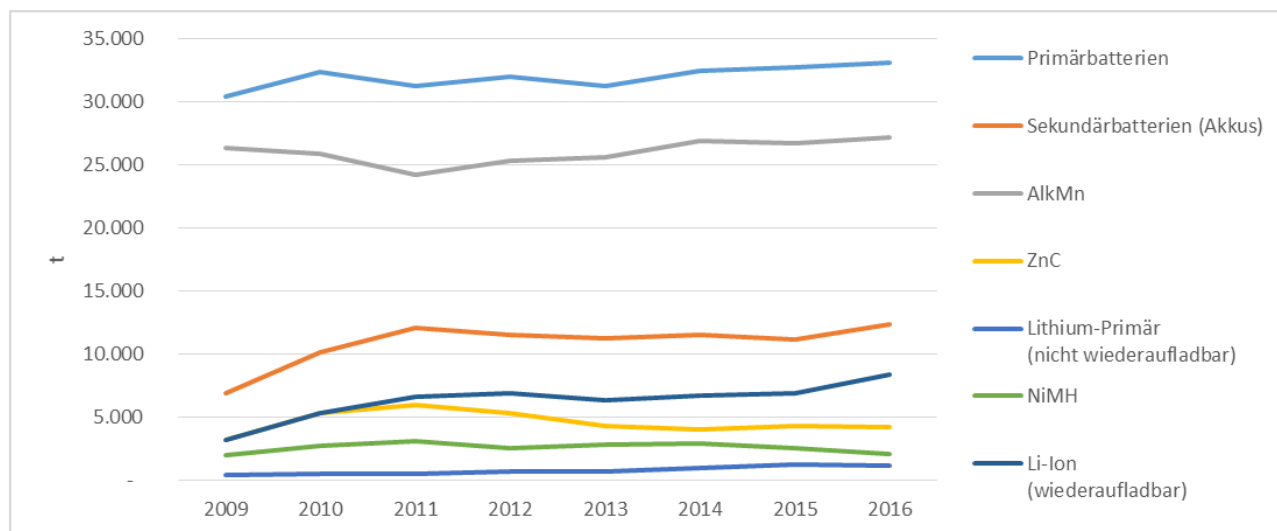
7.2 Selektive Behandlung und Mengenrelevanz aus Anhang 4 ElektroG

7.2.1 Batterien

7.2.1.1 Mengenrelevanz

Die Mengenströme bei Batterien werden über das etablierte Produktverantwortungssystem erfasst. Die folgende Abbildung 34 stellt die in Verkehr gebrachten Primär- und Sekundärbatteriemengen der Gerätebatterien der größten Batteriesysteme dar.

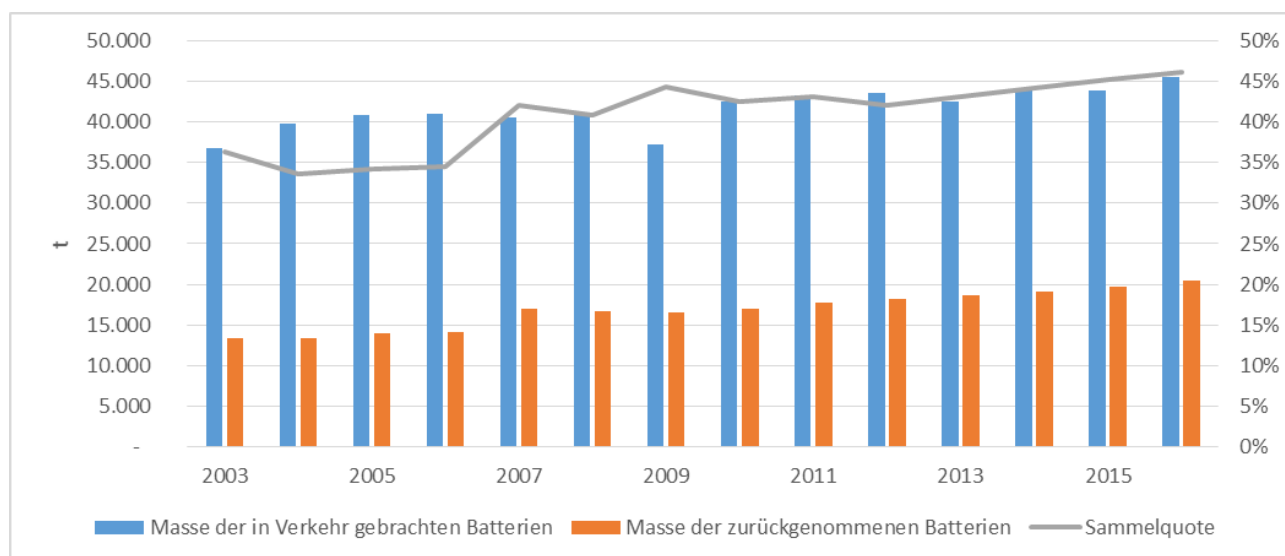
Abbildung 34: Gerätebatterien: Entwicklung der in Verkehr gebrachten Primär- und Sekundärbatterien und der größten Batteriesysteme



Quelle: UBA (2017a) auf der Grundlage von Erfolgskontrollberichten der Rücknahmesysteme für Geräte-Altbatterien

Zahlen zur Sammelmenge liegen als aggregierte Mengen vor. Die Sammelquote von Gerätealtbatterien lag im Jahr 2015 bei 45,3 % für die 4 Rücknahmesysteme in Deutschland, wie Abbildung 35 zeigt.

Abbildung 35: Gerätebatterien - Sammelquote in Deutschland bis 2015



Quelle: UBA (2017a)

Es lassen sich keine offiziellen Zahlen und Publikationen finden, die den Anteil der Gerätebatterien in Elektroaltgeräten bei der Sammlung von Altbatterien angeben. Lediglich von GRS (2014) wurde angegeben, dass sich ca. 30 % der anfallenden Altbatterien in EAG befinden.

7.2.1.2 **Stand der Behandlung**

Batterien sind vor allem in Bezug auf Kleingeräte relevant. In einem etablierten Verfahren eines Recyclingunternehmens wird die EAG-Fraktion schonend aufgeschlossen (Wellenschredder mit großen Abständen). Hierfür ist eine Vorseparation von Druckern sowie harten Gegenständen wie, Werkzeuge und Motoren etc. notwendig. Diese werden absortiert und auf Zerlegeplätze oder über andere Aggregate behandelt. Laut Fahrner (2017 mündl.) werden die Batterien in dem Verfahren nicht beschädigt. Das aufgeschlossene Material läuft durch Sortierkabinen, in denen manuell Batterien, Kondensatoren, Holz, Flusen und Textilien abgetrennt werden (Fahrner 2017 mündl.). Die absortierte Batteriefraktion wird an einem zweiten Arbeitsplatz nachsortiert, um mögliche Fehlsortierungen zu korrigieren (Kondensatoren, lithiumhaltig, beschädigt etc.). Die aussortierte Batteriefraktion wird an einen Batteriesortierer weitergegeben, der diese nach elektrochemischen Systemen sortiert und in die Verwertung gibt. Die Separation vor als auch nach einem Aufschluss wird praktiziert. Dennoch muss vor jeder mechanischen Aufbereitung eine permanente Sichtung erfolgen. Wärmezähler mit Lithiumbatterien, welche erfahrungsgemäß häufig auftauchen, werden aussortiert (Fahrner 2017 mündl.).

Ein EAG-Erstbehandler entnimmt die Batterien manuell. Selbst bei Anlieferung von schadstoffentfrachteten Fraktionen werden diese nochmals manuell auf Batterien untersucht. Hierbei werden in lithiumhaltige und sonstige Batterien differenziert. Diese werden an das Gemeinsame Rücknahmesystem weitergegeben (Kramer 2017d mündl.).

Ein anderer EAG-Erstbehandler entnimmt die Batterien ebenfalls manuell. Es wird nicht nach Art der Batterien sortiert. Ausschließlich NiCd-Batterien und Pb-haltige Batterien werden separat erfasst. Die restliche Batteriemischfraktion wird an das Gemeinsame Rücknahmesystem weitergegeben. Bei Geräten wie elektronischen Zahnbürsten ist es ggf. schwieriger, die Batterien zu entnehmen (Jehle 2017b mündl.).

7.2.1.3 **Altgerätebatterieentsorgung**

Alle Hersteller von Gerätebatterien müssen sich entweder am Gemeinsamen Rücknahmesystem für Geräte-Altbatterien beteiligen oder über ein herstellereigenes Rücknahmesystem die Rücknahme gewährleisten. Der weitere Behandlungsprozess ist bei beiden Systemen der Gleiche. Die gemischten Batteriefractionen gelangen in Sortieranlagen in Deutschland und werden nach elektrochemischen Systemen sortiert und den entsprechenden Verwertungsverfahren zugeführt (UBA 2012, GRS 2013).

GRS Batterien nutzt zwei Sortiervverfahren, um die Batterien nach chemischen Systemen zu trennen. Das elektromagnetische Verfahren basiert auf einem elektromagnetischen Sensor, welcher die Rundzellen mit einer Reinheit von 98 % identifiziert. Das Röntgenverfahren sortiert im Anschluss an eine Größensortierung mittels Röntgensensor. Dieser differenziert die verschiedenen Batterie-Systeme durch die Graustufung im Röntgenbild. Dieses Verfahren erreicht eine Reinheit von mehr als 98 %. Alle AlMn- und ZnC-Batterien durchlaufen im letzten Schritt einen UV-Sensor, der letztendlich die quecksilberfreien Batterien identifiziert. Da bis 2005 europäische Batteriehersteller quecksilberfreie AlMn- und einen Teil der quecksilberfreien ZnC-Batterien mit einem UV-sensiblen Pigment im Lack versehen haben, ermöglicht dieses Verfahren eine Verwertung der markierten Batterien. Da allerdings festgestellt wurde, dass der Quecksilbergehalt kontinuierlich abnimmt, ist eine Identifizierung mittels UV nur noch bedingt notwendig (GRS 2013).

7.2.1.4 Manuelle vs. mechanische Separation der Gerätealtbatterien

Beschädigte Batterien gasen ggf. aus und stellen ein Gefahrenpotenzial für Mitarbeiter dar. Die Ausgasung kann schon bei Dellen in der Batteriehülle stattfinden. Besonders durch beschädigte Lithium-Knopfzellen können Brände entstehen (Kuhlmann 2017 mündl.) (Schulze-Wettendorf 2017 mündl.). Eine manuelle Entnahme der Batterien birgt die geringste Beschädigungswahrscheinlichkeit (Kuhlmann 2017 mündl.). Eine Behandlung mit Prallmühle und Querstromzerspaner führt zu einer höheren Beschädigungswahrscheinlichkeit (Schulze-Wettendorf 2017 mündl.).

In Abbildung 36 sind Batterien aus der EAG-Behandlung aufgeführt. Die Batterien weisen sehr unterschiedliche Qualitäten auf, die mitunter problematisch für die weitere Verwertung sind. Nicht selten werden stark beschädigte Altbatterien aus Elektroaltgeräten, deren Identifizierung und stoffliche Verwertbarkeit stark eingeschränkt sind, an die Stiftung GRS übergeben. Diese Batterien können nur noch mit speziellen und aufwendigen Sicherheitsvorkehrungen einer geordneten Entsorgung zugeführt werden (Schulze-Wettendorf 2017b).

Abbildung 36: Batterien aus der EAG-Behandlung



Quelle: (GRS 2012)

Nach Schulze-Wettendorf (2017) müssen Übergabestellen die Altbatterien in einem Zustand übergeben, in dem eine Sortierung und deren stoffliche Verwertung möglich sind. Sie sind so zu entfernen, dass sie nicht beschädigt werden und nach der Entfernung identifizierbar sind (Schulze-Wettendorf 2017).

7.2.1.5 Empfehlungen und Hinweise aus Literatur

Das LAGA-Merkblatt 31 B empfiehlt und weist hin auf den folgenden Umgang mit Batterien und Akkumulatoren in und aus Elektroaltgeräten (LAGA M 31 B Stand 15.03.2017):

Batterien und Akkumulatoren aus Elektroaltgeräten sind so zu entfernen, dass diese nicht beschädigt werden und nach der Entfernung identifizierbar sind. Es ist darauf zu achten, dass Batterien und Akkumulatoren vor einer mechanischen Zerkleinerung der Geräte vollständig entnommen werden. Für den Fall, dass ein schonender mechanischer Grobaufschluss von Elektroaltgeräten mit fest verbauten Batterien erfolgt, sollen Batterien unbeschädigt bleiben und vollständig über eine manuelle Sortierung entfernt werden. Besonders bei Geräten mit (lithiumhaltigen) Hochenergiebatterien stellen die Sammlung, der Transport und die Behandlung ein erhöhtes Risiko dar. Lithiumhaltige Batterien weisen ein hohes Brandrisiko auf. Schon bei einer geringen mechanischen Beanspruchung bzw. bei einer Zerstörung des Gehäuses kann es zu einer Selbstentzündung kommen. Bleibt das Gehäuse intakt, stellt dieses einen Schutz dar.

Nach Wolf et al. (2016) ist ein mechanisches Öffnen von Hochenergiebatterien, z. B. mittels „Vorbrecher“ zu vermeiden (Wolf et al. 2016).

7.2.2 Toner

7.2.2.1 Schadstoffrelevanz von Tonern

Technisch gesehen sind Tintenpatronen und Tonerkartuschen jeweils mit verschiedenen Druckertechnologien verbunden. Eine statische Aufladung bedarf es in den gängigen Druckertechnologien bei trockenen Tonern.

Toner können flüchtige organische Kohlenwasserstoffe (VOC) wie Styrol, Toluol, Ethylbenzol, Xylol, Phenole, Aldehyde und Ketone, aber auch unterschiedliche Karbonsäuren beinhalten (CIPHO 2007). In einigen Fällen wurde auch kanzerogenes Benzol in Tonermaterialien nachgewiesen (LAGA M 31 B). Für gewöhnlich bestehen pulverförmige Toner aus 90 % Harz und 5 % farbgebendes Pigment. Die übrigen Anteile machen überwiegend Hilfsstoffe wie Wachse, Eisenoxid (Fe_3O_4) oder ladungssteuernde Mittel aus. Als Farbpigmente werden meistens Triphenylmethanpigmente, Perylene oder Azopigmente verwendet (Brüning 2006). In Tabelle 30 und Tabelle 31 werden typische Bestandteile jeweils eines Flüssig- und eines Trockentoners aufgeführt.

Tabelle 30: Typische Bestandteile eines Flüssigtoners

Bestandteil	Gewicht %
Isoparaffinisches Kohlenwasserstoffgemisch	< 100

Quelle: CIPHO (2007)

Tabelle 31: Typische Bestandteile eines Trockentoners

Bestandteil	Gewicht %
Acrylate/Styrol/Kunsthharz/Polyester	< 95
Pigmente (inklusive Eisenoxide)	< 12
Wachs	< 5
Amorphes Siliziumoxid/Titandioxid	< 1

Quelle: CIPHO (2007)

Nach der Vergabegrundlage für Umweltzeichen „Aufbereitete Tonermodule für elektrofotografische Drucker, Kopierer und Multifunktionsgeräte“ RAL-UZ 177 (Blauer Engel, Ausgabe Januar 2017) dürfen in solchen Tonern keine Stoffe enthalten sein, die Quecksilber-, Cadmium-, Blei-, Nickel- oder

Chrom(VI)-Verbindungen als konstitutionelle Bestandteile enthalten. Des Weiteren müssen Verunreinigungen wie Schwermetalle, die durch Herstellungsprozesse eingetragen werden, minimiert werden. Zulässige Prüfwerte werden wie folgt angegeben:

Tabelle 32: Zulässige Prüfwerte für Schwermetalle und metallorganische Verbindungen nach RAL-UZ 177 für Toner

Prüfparameter	Prüfwert [mg/kg]
Cadmium	5,0
Kobalt	25
Nicke	70
Blei	25
Quecksilber	2,0
Chrom VI (als Chrom)	1,0
Summe Tributylzinn (TBT) und Dibutylzinn (DBT)	0,5
Summe sonstiger zinnorganischer Verbindungen	5

Quelle: RAL-UZ 177 (2017)

Zusätzlich wird in der Vergabegrundlage aufgeführt, dass keine krebserregenden Azo-Farbmittel eingesetzt werden dürfen, die krebserzeugende aromatische Amine freisetzen können (RAL-UZ 177 2017). Diese werden auch in der Verordnung (EG) 1907/2006 (REACH Verordnung), Anhang XVII, Anlage 8 (siehe auch TRGS 614) gelistet.

Die BAM und das UBA haben in Studien nachgewiesen, dass beim Betrieb fotoelektrischer Druckgeräte sowohl flüchtige organische Verbindungen (volatile organic compounds, VOC) als auch Feinstäube freigesetzt werden. Diese konnten teilweise die Größenordnung von Nanopartikel erreichen (Jann und Wilke 2006, Bake und Moriske 2006). Mögliche Quellen neben den Tonerprodukten können auch Papier und Materialien der Geräte sein (Mersch-Sundermann o.J.). Die Größe von Tonerstaub liegt zwischen PM_{2,5}⁴⁵ und PM₁₀. Feinstaub dieser Größenordnung ist teilweise alveolengängig (Brüning 2006).

In Untersuchungen von 25 verschiedenen Tonern wurden wiederum keine zertifizierungspflichtigen Substanzen gefunden. Allerdings wurden hierbei eher neuere Modelle untersucht (Rhein 2017 mündl.). Cannon und Kodak stellen seit 1994 keine giftigen Toner mehr her (Müllenschläder 2017 mündl.).

Es ist grundsätzlich sehr schwer, eine genaue Aussage über die Gefährlichkeit von Tonern zu treffen. Die Vergleichbarkeit und Reproduzierbarkeit wird aufgrund der Vielzahl an Tonern mit unterschiedlicher Zusammensetzung auf dem Markt fast unmöglich (Brüning 2006).

Dies gilt in besonderem Maße auch für Tinten, für die kaum aktuelle Literaturquellen zur Zusammensetzung verfügbar sind. Eine durchgeführte Recherche, in der Material Safety Data Sheet Datenbank zu Tintenstrahldruckertinten von HP ergab für mengenrelevante Tinten aus dem Bereich der kleinen Haushalts- und Bürodruker keinen Anhalt für toxische Inhaltsstoffe. VOC wurden als Inhaltsstoffe

⁴⁵ Particulate Matter mit einem maximalen Durchmesser von 2,5 Mikrometer.

identifiziert (Lahm 2017). Als durchschnittlichen Füllgrad von Tintenpatronen in Altgeräten nennt Lahm (2017) 3 % der ursprünglichen Füllmenge.

Grundsätzlich ist die Transparenz gerade in Bezug auf Toner- und Tinteninhaltsstoffe derzeit nicht gewährleistet (Wirth 2017 mündl.).

7.2.2.2 Mengenrelevanz

Für die Betrachtung im Rahmen der BehandlungsV ist die Menge der Kartuschen in Altgeräten relevant. Sander et al. (2018) geben das Abfallpotenzial in Deutschland für Laserdrucker für das Jahr 2015 mit 2,9 Millionen Altgeräten an⁴⁶. Laut GfK wurden im Jahr 2011 4,6 Millionen Tintenstrahldrucker in Deutschland verkauft (Reder 2011). Bei einer angenommenen Nutzungsdauer von 6 Jahren stellt dies in einer vereinfachten Betrachtung⁴⁷ das Abfallpotenzial dar.

7.2.2.3 Stand der Behandlung

Nach Auskunft eines Erstbehandlers werden Drucker vor der mechanischen Behandlung üblicherweise abgetrennt. Eine sorgsame Entfernung der Toner ist wichtig aufgrund der vorherrschenden Explosionsgefahr in der Anlage durch das Pulver (Kramer 2017d mündl.).

Eine Entfrachtung bei beschädigten Geräten ist meistens nicht mehr möglich (Fahrner mündl. 2017). Der Verschmutzungsgrad erlaubt oftmals keine Entfrachtung. Drucker werden in der Sammelstelle teilweise umgedreht in den Container gelagert, sodass hier die Gefahr besteht, dass der Toner herausfällt. In der Regel ist eine zu hohe Verschmutzung der Fall (Jehle 2017b mündl.).

Kleinere Drucker aus Privathaushalten (SG 5) werden meistens so stark beschädigt angeliefert (zerdrückt), dass keine Schadstoffentfrachtung mehr durchgeführt wird. Bei großen Bürogeräten wird der Toner manuell entnommen (Fahrner mündl. 2017).

7.2.2.4 Empfehlungen und Hinweise aus Literatur

In der LAGA M 31 B wird angegeben, dass Tonerkartuschen vor der mechanischen Zerkleinerung entnommen werden müssen. Dasselbe gilt bei Tintenstrahldruckern für Tintenpatronen, die als Flüssigkeit bei der Erstbehandlung zu entfernen sind. Zudem können beschädigte Tonerkartuschen Brände auslösen. Von Tonerkartuschen kann eine Gesundheitsgefährdung ausgehen, wenn enthaltene VOC, teilweise auch Benzol und eventuell Lösungsmittel austreten. Eine Entnahme vor der mechanischen Aufbereitung wirkt einer möglichen Verschleppung in andere Fraktionen entgegen (LAGA M 31 B Stand 15.03.2017). Dies wird auch in Wolf et al. 2016 angegeben. Hiernach sind alle Tonerkartuschen und Farbtoner vor einer mechanischen Öffnung von Geräten zu entfernen, da der lungengängige Tonerstaub eine Gefährdung für die Mitarbeiter darstellt und an restlichen Fraktionen anhaften kann. Des Weiteren empfiehlt die LAGA M 31 B beim Ausbau der Kartuschen die Staubentwicklung zu vermeiden sowie eine energetische Verwertung oder eine thermische Behandlung des Resttoners.

Im BMLFUW Leitfaden zur Behandlung von Elektroaltgeräten werden folgende Empfehlungen zur Behandlung von Toner genannt (BMLFUW 2002):

- ▶ Tonerkartuschen sollten so gesammelt und zwischengelagert werden, dass keine Tonermaterialien freigesetzt werden.
- ▶ So weit als möglich sollten die Tonerkartuschen zur Wiederbefüllung weitergeleitet werden.
- ▶ Tonerkartuschen, die mit schwarzen Pulvertönen befüllt sind, können entleert und die restentleerten Kunststoffbehälter einer Verwertung zugeführt werden.

⁴⁶ Daten zu Tintenstrahldruckern wurden im Rahmen dieses Projektes nicht erhoben.

⁴⁷ Zur Bestimmung des Abfallpotenzials siehe Sander et al. (2016) und Sander et al. (2018).

- ▶ Tonerkartuschen, die flüssige oder pastöse Toner, Farbtoner oder solche Toner enthalten, deren Inhaltsstoffe nicht eindeutig deklariert sind, sollten als Gesamtteil an entsprechende Sammler von gefährlichen Abfällen übergeben werden und einer Entsorgung als gefährliche Abfälle zugeführt werden (z. B. thermische Entsorgung).

7.2.3 Feuerfeste Keramikfasern

Feuerfeste Keramiken können z. B. in

- ▶ Kochfeldern (z. B. Cerankochfelder),
- ▶ automatischen Ausgabegeräten,
- ▶ Radiatoren,
- ▶ sonstigen Wärmeüberträgern, bei denen andere Flüssigkeiten als Wasser für die Wärmeübertragung verwendet werden,
- ▶ Bügeleisen und sonstigen Geräte zum Bügeln, Mangeln oder zur sonstigen Pflege von Kleidung,
- ▶ Fritteusen,
- ▶ Heizgeräten,
- ▶ Herden, Backöfen,
- ▶ Mikrowellengeräten,
- ▶ Sonstigen Großgeräten zum Beheizen von Räumen, Betten und Sitzmöbeln,
- ▶ Sonstigen Großgeräten zum Kochen oder zur sonstigen Verarbeitung von Lebensmitteln,
- ▶ Sonstigen Überwachungs- und Kontrollinstrumenten von Industrieanlagen (z. B. in Bedienpulten),
- ▶ Toastern,
- ▶ Schweiß- und Lötwerkzeugen oder Werkzeugen für ähnliche Verwendungszwecke

enthalten sein (Nix et al. 2003, Jehle 2017b mündl., LAGA M 31 B Entwurf Stand 15.03.2017). Ob es sich dabei in jedem Fall um kanzerogene Keramikfasern handelt, ist unklar. Eine systematische Datengrundlage für die Verwendung kanzerogener Keramikfasern in Elektro- und Elektronikgeräten liegt nicht vor.

Im Rahmen einer Marktrecherche und eines Feldversuchs im Jahr 2014 zum Recycling von Kochmulden mit Glaskeramik (die nicht notwendigerweise in jedem Fall die keramischen Mineralfasern enthalten müssen) hat das Witzenhausen-Institut in Untersuchungen in fünf verschiedenen Städten und Landkreisen festgestellt, dass Kochmulden mit Glaskeramik an kommunalen Rücknahmestellen in geringen Mengen ankommen. Eine Hochrechnung ergab eine Menge von ca. 200.000 bis 300.000 Kochmulden mit Glaskeramik, welche pro Jahr über die Gerätegruppe 1 entsorgt werden. Für alle Entsorgungswege wird eine jährliche Anzahl von bis zu 900.000 Kochmulden mit Glaskeramik geschätzt (Witzenhausen-Institut 2017).

Hinsichtlich der gesundheitlich relevanten Eigenschaften ist zu berücksichtigen, dass die Löslichkeit im Körper deutlich geringer ist als bei anderen glasartigen Fasern. Vor allem gealterte Keramikfasern haben recht hohe Anteile sehr langer und dünner Fasern (Durchmesser $< 1 \mu\text{m}$) (LfU 2017). Die Einstufung von Mineralfasern nach EU 1272/2008 CLP-VO erfolgte für Keramikfaser in die Kategorie 1B (Stoffe, die wahrscheinlich beim Menschen karzinogen sind; die Einstufung erfolgte überwiegend aufgrund von Nachweisen bei Tieren).

Das RAL-Gütezeichen beruht auf toxikologischen Bewertungen der Biobeständigkeit. Es wird für unlösliche Mineralwollen vergeben, die anhand von Tierversuchen als nicht krebserzeugend eingestuft sind. Seit Juni 2000 sind in Deutschland nur noch Mineralwolle-Dämmstoffe mit RAL-Siegel auf dem

Markt. Das In-Verkehr-Bringen und Verwenden aller anderen Mineralwolle-Dämmstoffe zum Zwecke des Schall- und Wärmeschutzes ist verboten. Ob dies auch für Elektrogeräte zutrifft, ist nicht bekannt.

Bei Produkten ohne RAL-Gütezeichen muss die Emission von Faserstäuben bei der Verarbeitung so weit wie technisch möglich verringert werden (TRGS 521). Bei Produkten mit RAL-Gütezeichen müssen Emissionen von Faserstäuben bei der Verarbeitung generell verringert werden. Die Fasern sind jedoch nicht krebserzeugend, daher sind lediglich allgemeine Mindestmaßnahmen zum Schutz vor Stäuben notwendig (TRGS 500).

Es wurde bei der AG-Sitzung zur Schadstoffentfrachtung am 18.05.2017 angemerkt, dass es ein phase-out kanzerogener Keramikfasern gegeben hat. Als Datum wurde für die Hersteller in Deutschland das Jahr 2005 vermutet. Eine abgesicherte Grundlage liegt jedoch nicht vor.

Eine Anfrage an den ZVEI im Juni 2017 ergab keine neuen Informationen.

Die Informationslage zu diesem Schadstoff lässt keine begründete Ableitung von Operationalisierungen der Behandlungsanforderung in Anlage 4 Abs. 1 Pkt. I des ElektroG als Basis von Behandlungsanforderungen zu.

Laut SVT Gutachten dürfen Geräte, die feuerfeste Keramikfasern enthalten, aus Gründen des Mitarbeiterschutzes nie mechanisch geöffnet werden (Wolf et al. 2016).

Dementsprechend muss die generelle Behandlungsanforderung der Anlage 4 ElektroG für alle Verdachtsgeräte bestehen bleiben.

7.2.4 Cd- und Se-haltige Fotoleitertrommeln

Fotoleitertrommeln, die Cadmium und Selen enthalten, können in alten Druckern, Kopierer und Faxgeräten enthalten sein. Diese können aus anorganischen Fotoleitern (z. B. Cadmiumsulfid, Arsenselenid, Galliumarsenid, amorphes Selen) bestehen und bedürfen einer gesonderten Behandlung (LAGA M 31 B Entwurf Stand 15.03.2017). Inzwischen sind Cd- und Se-haltige Fotoleitertrommeln ausschließlich nur noch in älteren gewerblichen Geräten zu finden. Sie sind anhand ihrer charakteristischen Färbung zu erkennen (Fahrner 2017 mündl.). Cadmiumsulfidbeschichtete Fotoleitertrommeln sind an ihrer gelben Färbung zu erkennen. Selenbeschichtete Fotoleitertrommeln besitzen eine silbergrau glänzende Oberfläche. Zudem haben sie einen größeren Durchmesser und eine zur Stirnseite geöffnete Walzenform (BMLFUW 2002).

Nach Informationen von Erstbehandlern liegt keine Mengenrelevanz für EAG aus der Sammlung beim öRE oder über die Vertreiber vor, da mittlerweile die Großkopierer gemietet werden (Fahrner 2017 mündl.). Weiterhin bestätigt Herr Kramer (2017d mündl.), dass Cd- und Se-haltige Fotoleitertrommeln in den Sammelgruppen aus privaten Haushalten nicht enthalten sind (Kramer 2017d mündl.) (ebenefalls Tesar und Öhlinger 2009).

7.2.4.1 Empfehlungen und Hinweise aus Literatur

Fotoleitertrommeln, welche Cadmium und Selen enthalten, sind nach Empfehlung der LAGA M 31 B (Entwurf Stand 15.03.2017) manuell zu demontieren bzw. müssen vor einer mechanischen Zerkleinerung entnommen werden. Dies sollte auch mit Hinblick auf eine Verschmutzung von Fraktionen und dem Mitarbeiterschutz erfolgen (Wolf et al. 2016). Des Weiteren sollten diese dunkel bzw. lichtgeschützt gelagert werden. Eine Dauerbelichtung würde ein Abblättern der schadstoffhaltigen Beschichtung nach sich ziehen (LAGA M 31 B Stand 15.03.2017).

7.2.5 (Elektrolyt-) Kondensatoren

Zahlreiche Elektrogeräte enthalten Elektrolytkondensatoren. Anorganische und organische Säuren mit verschiedenen Lösemitteln und Korrosionsschutz-Additiven sind Bestandteile von Elektrolytkondensatoren. Sie sind somit als wassergefährdend einzustufen (LAGA M 31 B Stand 15.03.2017).

Chemsuisse (2011) hat eine detaillierte Liste von Kondensatoren nach Herstellern erstellt, die bei der Identifikation der PCB-haltigen Kondensatoren unterstützen kann. Nach dieser Liste sind alle PCB-haltigen Kondensatoren vor oder spätestens im Jahr 1988 in Verkehr gebracht worden.

Üblicherweise weisen Altgeräte mit langer Nutzungsdauer (z. B. die Verdachtsgruppen HHGG und Leuchten mit Gasentladungslampen) ein durchschnittliches Alter von deutlich unter 30 Jahren auf (Balde et al. 2015). In Ausnahmefällen kann es jedoch z. B. aus dem Rückbau oder der Sanierung von Gebäuden solche Fälle geben (z. B. aus Deckenleuchten).

In einer Erhebung im Jahr 2016 wurden die in der Tabelle 33 dargestellten Anteile an Elektrolytkondensatoren in EAG festgestellt. Der Vergleich mit den Werten aus der normativen Setzung (siehe Kapitel 7.2.5.2) zeigt, dass die Werte für die SG 1(alt) und 3(alt) gut übereinstimmen, für die SG 5(alt) in der Erhebung leicht höher sind und für die SG 2(alt) deutlich höher sind.

Tabelle 33: Massenanteile von Elektrolytkondensatoren in EAG

Herkunft gemäß ElektroG	Erfassung	SG / Kat.	prozentualer Anteil
Private Haushalte	ear-System & Optierung	Gruppe 1	0,115 %
Private Haushalte	ear-System & Optierung	Gruppe 2	0,050 %
Private Haushalte	ear-System & Optierung	Gruppe 3	0,117 %
Private Haushalte	ear-System & Optierung	Gruppe 5	0,120 %
Private Haushalte	Eigenrücknahme	Kategorie 1	0,300 %
Private Haushalte	Eigenrücknahme	Kategorie 2	0,200 %
Private Haushalte	Eigenrücknahme	Kategorie 3	0,275 %
Private Haushalte	Eigenrücknahme	Kategorie 4	0,250 %
Private Haushalte	Eigenrücknahme	Kategorie 5	0 % (geringer EAG-Input)
Private Haushalte	Eigenrücknahme	Kategorie 6	0 %
Private Haushalte	Eigenrücknahme	Kategorie 7	0 % (geringer EAG-Input)
Private Haushalte	Eigenrücknahme	Kategorie 8	0 % (geringer EAG-Input)
Private Haushalte	Eigenrücknahme	Kategorie 9	0 % (geringer EAG-Input)
Private Haushalte	Eigenrücknahme	Kategorie 10	---% (kein EAG-Input)
Andere Nutzer als private Haushalte	Entsorgungspflichtige Besitzer	Kategorie 8	0,250 % (überwiegend Ultraschallgeräte)

Quelle: Richter (2017)

7.2.5.1 Empfehlungen und Hinweise aus Literatur

Die LAGA M 31 B (Stand 15.03.2017) empfiehlt einen zerstörungsfreien Ausbau als identifizierbarer Stoffstrom sowie eine Aufarbeitung zur stofflichen Verwertung von Elektrolytkondensatoren.

Wolf et al. (2016) empfiehlt, dass Geräte, die größere Elektrolytkondensatoren enthalten, nur vor der Entfrachtung mechanisch zu öffnen sind, wenn nachgewiesen werden kann, dass die Kondensatoren durch den Einsatz des Verfahrens nicht beschädigt werden.

Aus Gründen des Mitarbeiterschutzes und der potenziellen Verunreinigung von Fraktionen sollten Geräte, die Kondensatoren mit PCB enthalten, nicht vor der Entfrachtung mechanisch geöffnet werden.

Für folgende Gerätearten liegt laut einer Untersuchung zu PCB-Anwendungen ein hohes Gefahrenpotenzial vor:

- ▶ Leuchten für Leuchtstofflampen,
- ▶ Ölbrenner,
- ▶ Trockenhauben,
- ▶ Dunstabzugshauben.

Waschmaschinen und Geschirrspüler weisen ein geringes Schadstoffpotenzial auf (Barghoorn 1988) (BMLFUW 2002).

Bereits bei einer geringen gebrauchstypischen Erwärmung wie bei überhitzten Kondensatoren oder beim Shreddern PCB-kontaminierter Metallfraktionen können PCDD und PCDF (polychlorierte Dibenzodioxine und -furane) freigesetzt werden (BMLFUW 2002).

7.2.5.2 Weitere normative Anforderungen

Im Rahmen der Schadstoffentfrachtung nach DIN CLC/TS 50625 müssen folgende Zielwerte erreicht werden:

Großgeräte (kg Kondensatoren pro Tonne behandelt):

- ▶ EU Ziel: 1,3 kg Kondensatoren je Tonne behandelter Großgeräte,
- ▶ Frankreich: 1,4 kg Kondensatoren je Tonne behandelter Großgeräte,
- ▶ Italien: 1,0 kg Kondensatoren je Tonne behandelter Großgeräte,
- ▶ Schweiz: 1,0 kg Kondensatoren je Tonne behandelter Großgeräte.

Kühl- und Tiefkühlgeräte (kg Kondensatoren pro Tonne behandelt):

- ▶ EU Ziel: 0,08 kg Kondensatoren je Tonne behandelter Kühl- und Tiefkühlgeräte,
- ▶ Frankreich: 0,08 kg Kondensatoren je Tonne behandelter Kühl- und Tiefkühlgeräte,
- ▶ Italien: 0,08 kg Kondensatoren je Tonne behandelter Kühl- und Tiefkühlgeräte.

CRT-Bildschirmgeräte:

- ▶ EU Ziel: 1,0 kg Kondensatoren je Tonne behandelter CRT-Bildschirmgeräte,
- ▶ Frankreich: 1,0 kg Kondensatoren je Tonne behandelter CRT-Bildschirmgeräte,
- ▶ Italien: 1,0 kg Kondensatoren je Tonne behandelter CRT-Bildschirmgeräte,
- ▶ Schweiz: 1,0 kg Kondensatoren je Tonne behandelter CRT-Bildschirmgeräte.

Kleingeräte:

- ▶ EU Ziel: 0,9 kg Kondensatoren je Tonne behandelter Kleingeräte,
- ▶ Frankreich: 0,9 kg Kondensatoren je Tonne behandelter Kleingeräte,
- ▶ Italien: 0,9 kg Kondensatoren je Tonne behandelter Kleingeräte,
- ▶ Schweiz: 1,0 kg Kondensatoren je Tonne behandelter Kleingeräte.

7.2.6 Dentalmedizinische Geräte

Verschiedene Komponenten aus dem zahnmedizinischen Bereich können Quecksilber aus Amalgamfüllungen enthalten, wie z. B. Amalgamabscheider oder Teile, die mit quecksilberhaltigem Amalgam in Berührung gekommen sind (auch Kunststoffteile). Diese Komponenten können in elektrischen Altgeräten enthalten sein, so auch in „Zahnarztstühlen“ (Hänel 2017).

Um Kontaminationen zu vermeiden, sind eine Separation von Hg-haltigen Teilen und eine Reinigung von Komponenten mit nachgeschalteter spezifischer Abwasserreinigung notwendig.

Nach Aussage von Hänel (2017) erfolgt nicht immer eine separate Entsorgung des Abscheiders aus zahnmedizinischen Geräten vor der Entsorgung des Altgerätes.

Notwendig ist daher eine Kontrolle solcher dentalmedizinischen Altgeräte auf Hg-Vorkommen und ggf. eine spezialisierte Entsorgung.

7.2.7 Staubsaugerbeutel

Die Datenlage zur Zusammensetzung von Staubsaugerbeutelinhalt in Deutschland bzw. Schadstoffgehalten ist sehr schwach. Mitro et al. (2016) haben in einer Metastudie unter anderem Konzentrationen von organischen Schadstoffen in Hausstaub untersucht. Die analysierten Studien bezogen sich auf die Situation in den USA. Die Untersuchung ergab einen maximalen Gehalt von untersuchten Schadstoffen für DEHP von 0,024 %. Die Werte aller anderen 44 gelisteten Schadstoffe lagen unter 0,01 %.

Davon ausgehend, dass Staubsaugerbeutelinhalt nicht wesentlich stärker mit organischen Schadstoffen kontaminiert sind als Hausstaub, ergeben sich aus Schadstoffsicht aus den untersuchten Studien keine Anhaltspunkte, Staubsaugerbeutel vor der mechanischen Behandlung zu separieren.

Ob die Separation notwendig ist, um die Staubbelastung am Arbeitsplatz bei der mechanischen Behandlung von Staubsaugern zu minimieren, kann daraus jedoch nicht abgeleitet werden. Dies ist von der individuellen Situation bei der mechanischen Behandlung und vor allem von den Staubabscheideeinrichtungen abhängig.

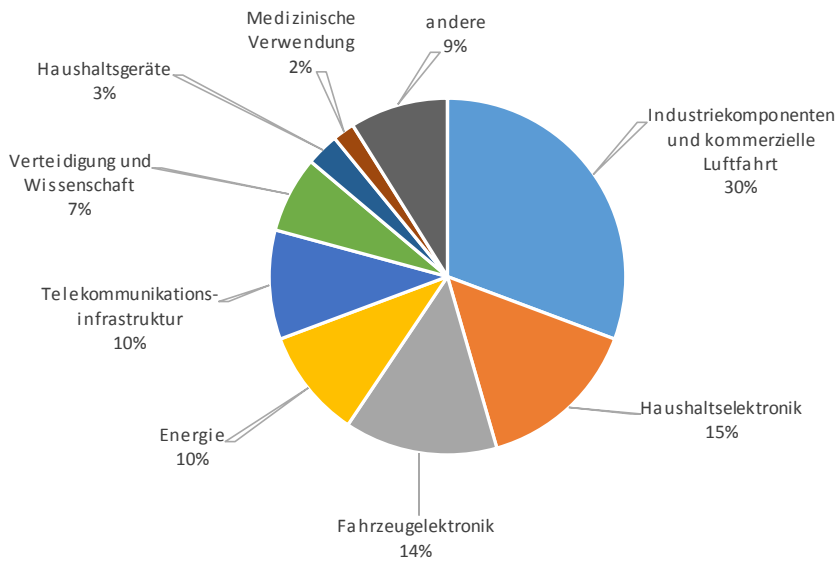
7.3 Weitere Schadstoffe

7.3.1 Beryllium(oxid)

7.3.1.1 Verbrauch und Anwendungsbereich

Weltweit wurden 410 t Beryllium im Jahr 2012 produziert. Davon waren 80 t Beryllium-Metall und 330 t Berylliumlegierungen mit einem Be-Gehalt zwischen 0,2 und 2 %. Eine Übersicht über die weltweite Verteilung des Verbrauchs über die verschiedenen Anwendungsfelder gibt die folgende Abbildung 37.

Abbildung 37: Anwendungsfelder von Beryllium



Quelle: (BeST 2013)

Die Hauptabnahmeländer der EU (Deutschland, Italien und Frankreich) verbrauchten ca. 30 t, Deutschland alleine etwa 22 t (BeST 2015). Knudson (2008) gibt an, dass 11,5 t Be in Produkten enthalten sind, die als Elektro- und Elektronikgeräte in Europa verbraucht werden.

Metallisches Beryllium und Berylliummischungen (Be-Gehalt > 60 %) werden in Europa in Mengen von 2-10 Tonnen pro Jahr verwendet, davon 0,2 t in elektrischen und elektronischen Geräten. Bei Berylliumlegierungen (Be-Gehalt 0,15-2 %) liegt die Verwendungsmenge zwischen 50 und 55 t/a von denen 25 bis 28 t/a in elektrischen und elektronischen Geräten verwendet werden.

Berylliumoxid wird in Europa in Mengen von 2-3 t pro Jahr verwendet (Gensch 2014). Knudson (2008) geht davon aus, dass in der ersten Hälfte der 2000er-Jahre etwa 1,5 t Berylliumoxid pro Jahr in keramischen Anwendungen im elektronischen Bereich in Europa eingesetzt werden.

Als Verwendungsbereiche von Beryllium und Berylliumgemischen werden sehr spezifische langlebige Anwendungen im professionellen Bereich genannt. Anwendungsfälle aus dem Bereich der EAG aus privaten Haushaltungen sind nicht bekannt.

Berylliumlegierungen werden im Bereich der elektrischen und elektronischen Geräte in Schaltfedern und Steckverbindern in Weißer Ware und Verbraucher- sowie Industrieelektronik, Telekommunikationsinfrastruktur von Telekommunikationsgeräten und Medizingeräten sowie in Membranen in Lautsprechern verwendet. Bei Mobiltelefonen sind mögliche Anwendungskomponenten beispielsweise Batterie-, Lautsprecher-, Antennen- und SIM-Kartenkontakte. In PCs können es die Batterie- oder Sockelkontakte sein oder Lager von optischen Laufwerken (Materion 2014) (NGK 2014). Knudson (2008) gibt an, dass der Gehalt von Be in einem Handy bei 40 ppm liegt.

Beryllium-Keramiken (Berylliumoxid) finden Anwendung in Fahrzeugzündsystemen, Transmittern für Radiofrequenz-Anwendungen in Mobiltelefonen, Hochleistungsmikrowellentransmitter, Mobilfunk-Basisstationen, Radarsystemen, Zielsystemen von militärischen Verteidigungsanlagen (Materion 2013, Knudson 2008) sowie in Wärmeleitpasten von Prozessoren und Transistoren in Elektronikgeräten (Eneh 2011). In Lasern für Augenoperationen werden spezielle Beryllium-Keramiken eingesetzt, die besonders präzise Operationstechniken ermöglichen. Beryllium-Keramiken werden ebenfalls bei HIV- und Blindheitstests und in Geräten zur Nierensteinentfernung, Laserhautstraffung, nicht-invasiver

Chirurgie und in Defibrillatorsets verwendet (DG Entr 2010). Es wird als Be-Oxid-Flies z. B. als Isolierungen auf Leiterplatten und in Laborgeräten bzw. medizinischen Geräten eingesetzt, wo hohe Spannungen auftreten. Weiterhin wird es aufgrund seiner Durchlässigkeit für Röntgenstrahlen als Beryllium-Fenster in Röntengeräten eingesetzt (BMLFUW 2002). Be-Oxid wird jedoch mengenrelevant vor allem in B2B-Geräten angewandt (Jehle 2017b mündl.).

Be und Be-Oxid sind nach CLP als giftig oder sehr giftig und gesundheitsgefährdend eingestuft. Die H-Sätze für Beryllium sind 301-315-317-319-330-335-350i-372 und P-Sätze 201-260-280-284-301+310+330-304+340+310, die H-Sätze für Berylliumoxid 350i-330-301-372-319-335-315-317 und die P-Sätze 201-260-280-284-301+310-305+351+338 (IFA 2017).

7.3.1.2 Vorbehandlung

Die Erfassung Be-haltiger Elektroaltgeräte aus privaten Quellen (im Sinne des ElektroG) erfolgt in verschiedenen Sammelgruppen, je nach Geräteart (z. B. derzeit SG 1 für Haushaltsgroßgeräte oder SG 5 für IT). Die Erfassungsrate der Be-haltigen Geräte wird erwartungsgemäß in der gleichen Größenordnung liegen wie die durchschnittliche Erfassungsrate der jeweiligen Gerätekategorien in den Sammelgruppen.

Beryllium, das in NE-Metallkomponenten als Legierung enthalten ist, wird vermutlich in der mechanischen Behandlung näherungsweise mit derselben Effizienz separiert, wie die nicht-Be-haltigen NE-Metall-Komponenten. Zu der Frage, ob Kleinteile wie z. B. kleine Kontakte überproportional häufig in bestimmte Nicht-Zielfractionen ausgetragen werden (z. B. Kunststofffraktion), sind keine Untersuchungen bekannt. Der geringe Gehalt an Be lässt erwarten, dass dies nicht der Fall ist.

Eine Behandlung in der Form, dass Be-Legierungen für die Rückgewinnung separiert werden, ist unwahrscheinlich und wird derzeit nicht praktiziert.

Keramische Be-Komponenten werden in der mechanischen Behandlung mit hoher Wahrscheinlichkeit zerkleinert und treten als Staub aus. Sind die Be-Keramiken von Metall umschlossen, ist der Aufschluss von der Stabilität der Umschließung und dem Behandlungsprozess abhängig.

Eine Separation keramischer Be-Komponenten ist derzeit nach dem Stand der Technik nur manuell möglich.

In der Vorbehandlung sind daher deutlich unterschiedliche Risiken festzustellen, je nachdem ob es sich um Be als Legierungsbestandteil handelt, oder um BeO als keramisches Bauteil.

7.3.1.3 Rückgewinnung

Reine Be-Komponenten, die nicht mit Eisen, Aluminium, Cadmium oder Blei u. ä. verunreinigt sind, können direkt zur erneuten Produktion von Be-Komponenten eingesetzt werden (Materion 2011).

Legierungen, die Be enthalten, machen etwa 0,15 % aller Kupferlegierungen in elektrischen und elektronischen Geräten aus. Sie werden wie nicht Be-haltiges Kupfer wieder eingeschmolzen. Das Be wird im Prozess überwiegend in die Schlacke überführt (BeST 2015).

7.3.2 PCB

Auch wenn 1978 in Deutschland ein PCB-Verwendungsverbot in „offenen Systemen“ wie z. B. als Dichtungsmassen erteilt wurde, kamen weiterhin erhebliche Mengen in Transformatoren und Kondensatoren zum Einsatz. Folgende Handelsnamen sind mit PCB in Verbindung zu bringen (Flasbarth 2013):

- ▶ Aroclor (Monsanto, USA),
- ▶ Clophen und Elanol (Bayer, Deutschland),
- ▶ Pyralene und Phenoclor (Prodelec, Frankreich),
- ▶ Delor (Chemko, CSSR).

Nachdem seit 1983 in Deutschland keine PCBs mehr produziert wurden, wurden auch keine elektro-technischen Produkte mit einer PCB-haltigen Füllung in Verkehr gebracht (Bonk et al. 2011).

Im Jahr 1993 wurde in die Chemikalien-Verbotsverordnung⁴⁸ die 1989 verabschiedete PCB-Verbotsverordnung integriert. Danach ist grundsätzlich die Verwendung von Erzeugnissen verboten, die Zubereitungen mit einem PCB-Gehalt von mehr als 50 mg/kg enthalten. Seit dem 1. Januar 2000 gilt ein endgültiges Verbot für das Betreiben von Geräten, die über einen Liter PCB-haltige Flüssigkeit enthalten, wobei Ausnahmeregelungen bis 2010 dargelegt werden (Flasbarth 2013).

Die Verbote bei Kondensatoren und Transformatoren traten zeitlich gestaffelt in Kraft. Hierzu wird in Tabelle 34 eine Übersicht gegeben.

Tabelle 34: Rechtliche Regelungen für Kondensatoren und Transformatoren in Bezug auf PCB

PCB-haltiges Bauteil	Seit wann verboten
In Verkehr bringen von Kleinkondensatoren (< 1 l PCB)	Verbot seit dem 29. Juli 1989
Verwendung von Kleinkondensatoren 0,1 bis 1 l	Verbot seit dem 1. Januar 2011
Verwendung von Kleinkondensatoren < 0,1 l	Bis zur Außerbetriebnahme, sofern vor dem 29. Juli 1989 schon in Betrieb
In Verkehr bringen von Großkondensatoren (> 1 l PCB)	Verbot seit dem 29. Juli 1989
Verwenden von Großkondensatoren (> 1 l PCB)	Verbot seit dem 1. Januar 1994
In Verkehr bringen von Transformatoren	Verbot seit dem 29. Juli 1989
Verwenden von Transformatoren	Verbot seit dem 1. Januar 2000

Quelle: (Bonk et al. 2011)

Da kleine Kondensatoren bis zur Außerbetriebnahme ohne zeitliche Befristung weiter genutzt werden dürfen, ist damit zu rechnen, dass entsprechende Kondensatoren in den nächsten Jahren dem Entsorgungsprozess zugeführt werden. Teilweise werden weiterhin Kondensatoren mit einer PCB-Füllung von über 1 l sowohl von deutschen als auch ausländischen Betreibern bei den Entsorgungsfachbetrieben angeliefert. Übergangsfristen und Altbestände sind weiterhin Ursachen für zu erwartende Mengen PCB-haltiger Bauteile im Abfallstrom (Bonk et al. 2011).

In einer umfangreichen Untersuchung im Umfeld von drei Recyclingbetrieben wurden von Juli 2013 bis Juli 2014 die Staubbiederschläge und die Schwermetalleinträge aus überwiegend diffusen Emissionsquellen ermittelt. Auch wenn der Einsatz von PCB gesetzlich weitgehend eingeschränkt ist, konnten dennoch Anreicherungen in Graskulturen in unmittelbarer Nähe der Anlagen festgestellt werden. Es ist anzunehmen, dass PCB immer noch über Betriebsprozesse des Altgeräte-recyclings in die Umwelt ausgetragen wird (LUBW 2015).

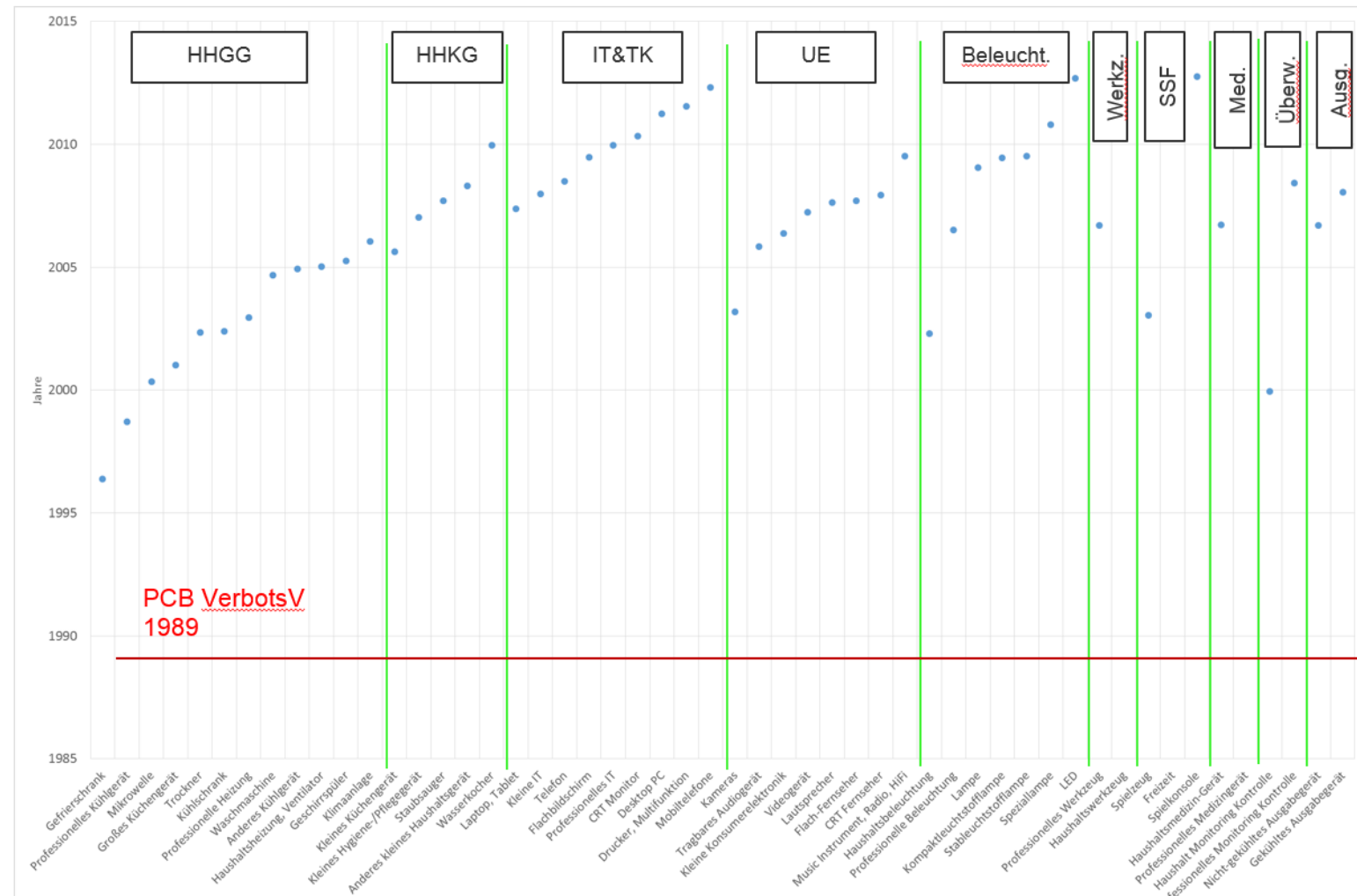
PCB-Kondensatoren kommen laut Beckmann (2017 mündl.) zwar nicht mehr im Übermaße in Altgeräten vor, dennoch treten sie bei bestimmten Gerätearten, z. B. Weiße Ware und Leuchtstoffröhren, immer noch in nennenswerten Mengen auf. Laut einer Untersuchung in Bremerhaven von 4 Schrotthändlern im Jahr 2012 wurden knapp 1.200 Kondensatoren untersucht. Hierbei wurden 52 % der Kondensatoren als PCB-frei, 27 % als PCB-haltig und der Rest als nicht erkennbar identifiziert. Teilweise

⁴⁸ Chemikalien-Verbotsverordnung (ChemVV) vom 20. Januar 2017 (BGBl. I S. 94), die durch Artikel 5 des Gesetzes vom 18. Juli 2017 (BGBl. I S. 2774) geändert worden ist.

stammten diese aus der Weißen Ware und Gebäude-E-Technik. In den meisten Fällen waren die Quellen aber unklar. (Beckmann 2017 mündl.). Bei dem Arbeitsgruppentreffen Schadstoffentfrachtung am 18.05.2017 konnten zwei Akteure die Angaben von Herrn Beckmann nicht bestätigen. Allerdings sei PCB aufgrund von sehr alten Geräten (Deckenleuchten, Wäscheschleudern etc.) noch teilweise aufzufinden.

Die folgende Abbildung 38 stellt (in der gleichen Systematik wie Abbildung 30) dar, in welchem Jahr verschiedene Gerätearten in Verkehr gebracht wurden, die 2017 als Altgeräte anfallen. Dazu wurde die durchschnittliche Nutzungsdauer nach Balde et al. (2015) genutzt. Aufgetragen ist zudem das Jahr der Beschränkung von PCB durch die PCB VerbotsV. Deutlich wird, dass Altgeräte mit durchschnittlichen Verbleibdauern in der Nutzungsphase erwartungsgemäß kein PCB mehr enthalten (zu den Einschränkungen siehe die Abschnitte oben).

Abbildung 38: In-Verkehr-Bringung und Entsorgung - PCB



Quelle: eigene Darstellung, Daten durchschnittliche Nutzungsdauern nach Balde et al. (2015)

7.4 Empfehlungen für Behandlungsanforderungen

Folgende Anforderungen ergeben sich aus dem Bearbeitungsprozess in Abstimmung mit den Akteuren sowie den Inhalten der vorangegangenen Kapitel:

- ▶ 5.1 Verpflichtende Separation von Quecksilber aus dentalmedizinischen EAG vor der mechanischen (Grob-) Zerkleinerung
- ▶ 5.2 Separation der Altbatterien aus batteriebetriebenen Altgeräten, die nach § 14 Abs. 1 Satz 2 im eigenen Behälter getrennt von anderen Altgeräten gesammelt wurden vor einer mechanischen (Grob-) Zerkleinerung
- ▶ 5.3 Zerstörungsfreie Separation von nicht zugänglichen⁴⁹ Altbatterien; nach Entfernung müssen Altbatterien nach chemischen Systemen und Typengruppen untergliedert werden können
- ▶ 5.4 Grenzwert von 100 mg Cd/kg der feinsten NMRF
- ▶ 5.5 Separation von min. 1,8 kg Altbatterien pro t des Inputs Kleingeräte
- ▶ 5.6 Minimierung der Staubentwicklung bei Entladung und Behandlung von Geräten mit Tonern und Fotoleitertrommeln sowie von Tonern und Fotoleitertrommeln selbst
- ▶ 5.7 Separation der Tonerkartuschen, Farbtoner und Resttonerauffangbehälter vor einer mechanischen (Grob-) Zerkleinerung
- ▶ 5.8 Zuführung der geeigneten, vollständig erhaltenen und unbeschädigten Tonerkartuschen sowie der Tintenpatronen in Behandlungsanlagen für die Vorbereitung zur Wiederverwendung (VzW)
- ▶ 5.9 Separation der Cd- oder Se-haltigen Fotoleitertrommeln vor einer mechanischen (Grob-) Zerkleinerung
- ▶ 5.10 Separation von Geräten mit Keramikfasern (z. B. Herde/Kochfelder) vor einer mechanischen (Grob-) Zerkleinerung, sofern nicht aus einer Kennzeichnung sichtbar wird, dass es sich um nicht-kanzerogene Keramikfasern handelt und Entsorgung als separate Bauteilfraktion
- ▶ 5.11 Zerstörungsfreie Separation mindestens der PCB- und der sonstigen Elektrolytkondensatoren, sodass keine Flüssigkeiten austreten
- ▶ 5.12 Grenzwert von 50 mg PCB/kg in der feinsten NMRF und der Staubfraktion; Bei Überschreitung des Grenzwerts ist im Behandlungskonzept zu dokumentieren, wie Kondensatoren ordnungsgemäß separiert werden
- ▶ 5.13 Separation von Kondensatoren:
 - 1. min. 1,3 kg/t behandelter Großgeräte,
 - 2. min. 0,9 kg/t behandelter Kleingeräte,
 - 3. min. 1,0 kg/t behandelter CRT-Bildschirmgeräte,
 - 4. min. 0,08 kg/t behandelter Kühl- und Tiefkühlgeräte,
- ▶ 5.14 Separation der BeO-haltigen Bauteile aus gewerblichen Geräten vor einer mechanischen (Grob-)Zerkleinerung

⁴⁹ Siehe auch Definitionen in Kapitel 13.

8 AG 6 Kühlgeräte

Im Kontext der AG 6 „Kühlgeräte“ erfolgte eine Recherche des Standes der Praxis bezüglich der Entsorgung von Kältemaschinenöl sowie der PUR-Fraktion aus der Kühlgeräteentsorgung.

8.1 Rechtlicher Rahmen

Entsprechend den Anforderungen der Anlage 4 Abs. 1h **ElektroG** müssen FCKW, H-FCKW, HFKW und KW aus getrennt gesammelten Altgeräten entfernt werden und nach Abs. 4b müssen die Gase sachgerecht entfernt und behandelt werden. Ozonschädigende Gase müssen gemäß geltender Vorschriften (EG/1005/2009) behandelt werden.

Die **TA Luft**⁵⁰ regelt bauliche und betriebliche Anforderungen an Anlagen zur Entsorgung von Kühlgeräten oder -einrichtungen, die Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW) enthalten in den Nummern 5.4.8.10.3/5.4.8.11.3. In dieser Regelung wird gefordert, die Anlagen so zu betreiben, dass Emissionen von FCKW weitgehend vermieden oder so weit wie möglich vermindert werden. Entsprechend den Anforderungen der TA-Luft dürfen die FCKW-Gehalte in den entgasten Kältemaschinenölen den Wert von 2 g Gesamthalogen/kg nicht überschreiten. Bei den Isoliermaterialfraktionen zur stofflichen Verwertung wird ein maximaler FCKW-Gehalt von 0,2 % benannt. Isoliermaterialfraktionen mit einem höheren FCKW-Gehalt sind nach den Bestimmungen der TA-Luft einer thermischen Abfallbehandlungsanlage (Verbrennungsanlage für Abfälle) oder einer anderen Abfallbehandlungsanlage mit einer gleichwertigen Zerstörungseffizienz für FCKW zuzuführen.

Derzeit befindet sich die TA-Luft in der Überarbeitung. Eine aktuelle Fassung liegt nicht vor.

Der Entwurf zum BVT-Referenz-Dokuments zur Abfallbehandlung (JRC 2017a) nennt in Kapitel 3.2.3.1.1 „Removal of refrigerants and oils“ zwar als Technik, die als BVT erwägt wird, dass Kältemittel von Ölen getrennt und die Öle entgast werden, es werden jedoch auch im Kapitel zu den BVT-Schlussfolgerungen keine Zielwerte für Restgehalte genannt.

Mögliche Abfallschlüsselnummern, unter denen die Kältemaschinenöle und die PUR-Schäume entsorgt werden können, nennt die **AVV**⁵¹. Im Kapitel 13 der Liste der Abfallarten finden sich die Einträge

- ▶ „13 03 06* chlorierte Isolier- und Wärmeübertragungsöle auf Mineralölbasis mit Ausnahme derjenigen, die unter 13 03 01 fallen“ und
- ▶ „13 03 07* nichtchlorierte Isolier- und Wärmeübertragungsöle auf Mineralölbasis“.

Nach **LAGA M1B** (Entwurf Stand 15.03.2017) werden Öle aus Kühlgeräten unter der Gruppenzusammenfassung „Maschinen-, Getriebe- und Schmieröle (ohne PCB-haltige Isolier- und Wärmeübertragungsöle)“, die z. B. in FCKW-, FKW-, KW-Kühlgeräten, diversen Elektro- und Elektronikgeräten vorkommen, auch unter den Abfallschlüsselnummern

- ▶ 13 02 04* chlorierte Maschinen-, Getriebe- und Schmieröle auf Mineralölbasis,
- ▶ 13 02 05* nichtchlorierte Maschinen-, Getriebe- und Schmieröle auf Mineralölbasis,
- ▶ 13 02 06* synthetische Maschinen-, Getriebe- und Schmieröle,
- ▶ 13 02 07* biologisch leicht abbaubare Maschinen-, Getriebe- und Schmieröle,

⁵⁰ Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) 24. Juli 2002 (GMBl S. 511).

⁵¹ Abfallverzeichnis-Verordnung vom 10. Dezember 2001 (BGBl. I S. 3379), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 4. März 2016 (BGBl. I S. 382) geändert worden ist.

- 13 02 08* andere Maschinen-, Getriebe- und Schmieröle

bzw. unter dem Eintrag A3020 in Anhang III bzw. IV der VVA ⁵²entsorgt.

Nach **LAGA M 31 B** (Entwurf Stand 15.03.2017) werden PU-Isolationsschäume, die FCKW-haltig (voll-/teilhalogeniert) sind und z. B. aus Kühl-, Gefrier- und Klimageräten, Wärmepumpen aus privater und gewerblicher Herkunft (Wärmeüberträger) stammen, ebenso wie Cyclopentan-haltige PU-Schäume aus diesen Anfallstellen unter der ASN 19 12 11* „sonstige Abfälle (einschließlich Materialmischungen) aus der mechanischen Behandlung von Abfällen, die gefährliche Stoffe enthalten“ entsorgt. Es wird angemerkt, dass die stoffliche Verwertung von entgastem PUR-Schaum unter Beachtung der Anforderungen nach TA Luft möglich sei.

8.2 Normung

DIN EN 50574 (2013-06) „Anforderungen an die Sammlung, Logistik und Behandlung von Altgeräten aus dem Haushalt, die flüchtige Fluorkohlenwasserstoffe oder flüchtige Kohlenwasserstoffe enthalten“, nennt in Pkt. 5.2 zur Behandlungsstufe 1, dass alle Kältemittel vom Öl getrennt werden müssen. Das gesamte Öl muss innerhalb eines geschlossenen Systems verbleiben, bis die Konzentration des Kältemittels weniger als 0,2 Gewichts-% flüchtige Fluorkohlenwasserstoffe (VFC) beträgt⁵³. Pkt. 5.7 „Einhaltungskriterien“ nennt als Einhaltungskriterium ebenfalls diesen Gehalt.

Pkt. 5.3 zur Behandlungsstufe 2 nennt als Anforderung, dass der Restgehalt an VFC in u. a. der Kunststofffraktion minimiert werden muss. Der VFC-Restgehalt im zerkleinerten Isolierschaum darf nicht in die Atmosphäre freigesetzt werden.

Die Restkonzentration des Treibmittels in der PU-Fraktion darf entsprechend Pkt. 5.7 der Norm 0,2 % VFC nicht überschreiten.

Zur regelmäßigen Berichterstattung wird in Pkt. 5.6 festgelegt, dass Probenanalysen u. a. für die verbleibende Treibmittel-Konzentration in der PU-Fraktion (Resttreibmittel) und verbleibende Kältemittel-Konzentration im Öl durchgeführt werden müssen.

Anhang D (Informativ) beschreibt in Abschnitt D1 analytische Verfahren zur Bestimmung des Rest-VFC-Gehaltes im Öl bzw. in D4 analytische Verfahren zur Bestimmung des Rest-VFC und -VHC (flüchtige Kohlenwasserstoffe) in der PU-Fraktion.

Das Erscheinen der **VDI-Richtlinie „VDI 2292 Emissionsminderung bei Kühlgeräterecyclinganlagen - Kennwerte für die Trockenlegung und Entgasung“** ist für April 2018 geplant (vdi 2017).

8.3 Statistik

Nach der Statistik des Bundesamtes für Statistik erfolgte bei 4 Behandlungsanlagen für Elektroaltgeräte eine Entsorgung PCB-haltiger Isolier- und Wärmeüberträgeröle unter der ASN 13 03 01* in die Beseitigung. 12 Anlagen entsorgten nichtchlorierte Isolier- und Wärmeübertragungsöle auf Mineralölbasis unter der ASN 13 03 07* in die Verwertung (siehe Tabelle 35).

⁵² VERORDNUNG (EG) Nr. 1013/2006 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 14. Juni 2006 über die Verbringung von Abfällen (ABl. L 190 vom 12.7.2006, S. 1)

⁵³ Dabei wird angemerkt, dass der VFC-Gehalt als Konzentration von R12 im Öl bestimmt und angegeben werden sollte.

Tabelle 35: Entsorgung von Isolier- und Wärmeübertragungsölen aus Zerlegeeinrichtungen für Elektro- und Elektronikaltgeräten

EAV	Abfallart	Anzahl der Einrichtungen gesamt	Gesamt (t)	Davon Beseitigung (t)	Davon Verwertung (t)	Davon Sonstiges einschließlich gewonnener Sekundärrohstoffe und Produkte (t)
130301*	Isolier- und Wärmeübertragungsöle, die PCB enthalten	4	100	100	0	
130307*	nichtchlorierte Isolier- und Wärmeübertragungsöle auf Mineralölbasis	12	700		700	100

Quelle: Destatis (2016)

Nach der gleichen Statistik erfolgte bei 27 Behandlungsanlagen für Elektroaltgeräte eine Entsorgung „nichtchlorierte Maschinen-, Getriebe- und Schmier-öle auf Mineralölbasis“ unter der ASN 13 02 05* in die Verwertung und 3 Anlagen entsorgten „andere Maschinen-, Getriebe- und Schmieröle“ unter der ASN 13 02 08* in die Verwertung (siehe Tabelle 36).

Tabelle 36: Entsorgung von Ölen aus Zerlegeeinrichtungen für Elektro- und Elektronikaltgeräten

EAV	Abfallart	Anzahl der Einrichtungen gesamt	Gesamt (t)	Davon Beseitigung (t)	Davon Verwertung (t)	Davon Sonstiges einschließlich gewonnener Sekundärrohstoffe und Produkte (t)
130205*	nichtchlorierte Maschinen-, Getriebe- und Schmieröle auf Mineralölbasis	27	600	0	600	
130208*	andere Maschinen-, Getriebe- und Schmieröle	3	100		100	

Quelle: Destatis (2016)

Ob es sich bei den dargestellten Mengen um Kompressorenöle aus der Kühlgeräteentsorgung handelt, ist nicht ersichtlich.

Die im LAGA M 31 B genannte ASN 191211* „sonstige Abfälle (einschließlich Materialmischungen) aus der mechanischen Behandlung von Abfällen, die gefährliche Stoffe enthalten“, wurde nach der Statistik von DESTATIS für das Jahr 2015 von 21 Anlagen genutzt. Ca. 90 % der Abfälle wurden in diesem Jahr verwertet, ca. 10 % beseitigt (siehe Tabelle 37).

Tabelle 37: Entsorgungswege der ASN 19 12 11* aus Zerlegeeinrichtungen für Elektro- und Elektronikaltgeräten

EAV	Abfallart	Anzahl der Einrichtungen gesamt	Gesamt (t)	Davon Beseitigung (t)	Davon Verwertung (t)	Davon Sonstiges einschließlich gewonnener Sekundärrohstoffe und Produkte (t)
191211*	sonstige Abfälle (einschließlich Materialmischungen) aus der mechanischen Behandlung von Abfällen, die gefährliche Stoffe enthalten	21	34,5	3,2	31,3	-

Quelle: Destatis (2016)

Bei dem Abfallschlüssel handelt es sich um einen allgemeinen Eintrag. Es ist davon auszugehen, dass auch andere Abfälle hierunter entsorgt werden.

In der Statistik des Bundesamtes für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle (**BAFA**) werden für das Jahr 2016 7.717 t Kompressorenöle genannt (BAFA 2017). Dabei ist zu beachten, dass hier auch solche Mengen enthalten sind, die bei Reparatur- und Wartungsarbeiten z. B. bei Luft- und Kühlkompressoren in Industrieanlagen anfallen.

8.4 Interviewergebnisse

Zur Erhebung des Standes der Praxis wurden E-Mail unterstützte, telefonische Interviews geführt. Dabei wurden Betreiber von 11 Anlagen angesprochen.

Die Kompressorenöle werden bei den Befragten behandelt, bis der Zielwert von 0,2 g FCKW/kg erreicht ist (Wärmebehandlung bei Temperaturen zwischen 80°C und 130°C, Verweilzeit 1 h bis 8 h) und anschließend in die Altölaufbereitung gegeben (alle Befragten). Es werden keine spezifischen Anforderungen von den Abnehmenden gestellt, die über den dargestellten rechtlichen Rahmen hinausgehen.

Die PUR-Fraktion wird bei einem Teil der Befragten kompaktiert bzw. pelletiert und dabei entgast (64 % der Anlagen). Teilweise werden die Schäume durch Erhitzen entgast (27 % der Anlagen). Die weitere Entsorgung erfolgt in die energetische Verwertung (Zementwerk, Abfallverbrennungsanlage) (2/3 der Anlagen) bzw. wegen Überschreitung eines Halogengehaltes von 0,1 % in die thermische Beseitigung (1/3 der Anlagen) (teilweise mit einem Zwischenschritt in der Behandlungskette). In der energetischen Verwertung werden teilweise Schwermetallparameter abgefragt sowie die Unterschreitung von PCB-Werten. Für die thermische Beseitigung werden keine besonderen Anforderungen von den Abnehmern gestellt.

9 Ökologische Aspekte

Die folgenden Abschnitte fassen verschiedene Aspekte der ökologischen Bewertung und Einordnung der Inhaltsstoffe von EAG zusammen.

9.1 Ökologische Relevanz

Zur Einbeziehung der ökologischen Relevanz der Inhaltsstoffe von EAG wurde der ökologische Summenparameter GWP herangezogen.

Die Massennmetalle Al, Fe, Cu, Zn weisen über den gesamten Lebensweg im Vergleich zu den Edelmetallen Au, Ag, Pd deutlich geringere spezifische GWPs (pro t Metall) auf. Ga, Ge, In, Ta haben einen deutlich geringeres spezifisches GWP als Au und Pd, allerdings immer noch wesentlich höher als die der Massennmetalle. Das GWP verschiedener Elemente ist in Abbildung 39 ersichtlich.

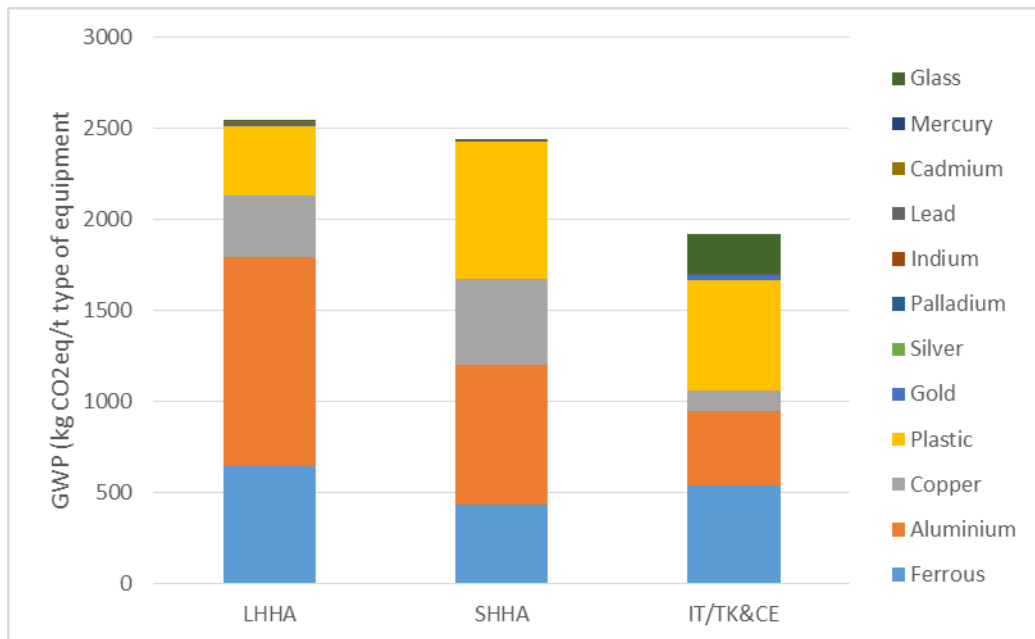
Abbildung 39: GWP verschiedener Elemente kgCO₂eq/kg Material

Alphabetische Sortierung		Sortierung nach GWP	
Element	GWP	Element	GWP
Ag	196	Rh	35.100
Al	8,2	Au	12.500
As	0,3	Pt	12.500
Au	12.500	Ir	8.860
B	1,5	Sc	5.710
Ba	0,2	Os	4.560
Be	122	Pd	3.880
Bi	58,9	Ru	2.110
Ca	1	Lu	896
Cd	3	Tm	649
Ce	12,9	Re	450
Co	8,3	Eu	395
Cr	2,4	Tl	376
Cu	2,8	Tb	297
Dy	59,6	Ta	260
Er	48,7	Ho	226
Eu	395	Ga	205
Fe	1,5	Ag	196
Ga	205	Ge	170
Gd	46,6	Hf	131
Ge	170	Yb	125
He	0,9	Be	122
Hf	131	In	102
Hg	12,1	U	90,7
Ho	226	Th	74,9
In	102	Dy	59,6
Ir	8.860	Sm	59,1
La	11	Bi	58,9
Li	7,1	Er	48,7
Lu	896	Gd	46,6
Mg	5,4	V	33,1
Mn	1	Te	21,9
Mo	5,7	Pr	19,2
Nb	12,5	Nd	17,6
Nd	17,6	Sn	17,1
Ni	6,5	Y	15,1
Os	4.560	Ce	12,9
Pb	1,3	Sb	12,9
Pd	3.880	W	12,6
Pr	19,2	Nb	12,5
Pt	12.500	Hg	12,1
Re	450	La	11
Rh	35.100	Co	8,3
Ru	2.110	Al	8,2
Sb	12,9	Ti	8,1
Sc	5.710	Li	7,1
Se	3,6	Ni	6,5
Sm	59,1	Mo	5,7
Sn	17,1	Mg	5,4
Sr	3,2	Se	3,6
Ta	260	Sr	3,2
Tb	297	Zn	3,1
Te	21,9	Cd	3
Th	74,9	Cu	2,8
Ti	8,1	Cr	2,4
Tl	376	B	1,5
Tm	649	Fe	1,5
U	90,7	Pb	1,3
V	33,1	Zr	1,1
W	12,6	Ca	1
Y	15,1	Mn	1
Yb	125	He	0,9
Zn	3,1	As	0,3
Zr	1,1	Ba	0,2

Quelle: Datengrundlage Nuss (2014)

Für eine erste hoch aggregierte Betrachtung der ökologischen Relevanz von EAG-Bestandteilen wurde die Datengrundlage der EMPA (Müller 2010) zur Zusammensetzung von EAG genutzt. Die Werte wurden dann mit den Ergebnissen der Untersuchungen zum Treibhauspotenzial (GWP) von Nuss (2014), PlasticsEurope (2017) und PROBAS (2017) zusammengeführt. Die Auswertung (siehe Abbildung 40) zeigt für Haushaltsgroßgeräte (HHGG) die Dominanz des Beitrags von Aluminium, gefolgt von Eisen/Stahl. Für Haushaltskleingeräte (HHKG) ergab sich eine hohe Relevanz (Beiträge zum GWP von > 20 % der bewerteten Inhaltsstoffe der Geräte) von Kunststoffen und Aluminium. In der Gruppe IT/TK & UE sind es die Kunststoffe, Eisen/Stahl und Aluminium.

Abbildung 40: Beiträge verschiedener Stoffe zum GWP von EAG-Gerätegruppen



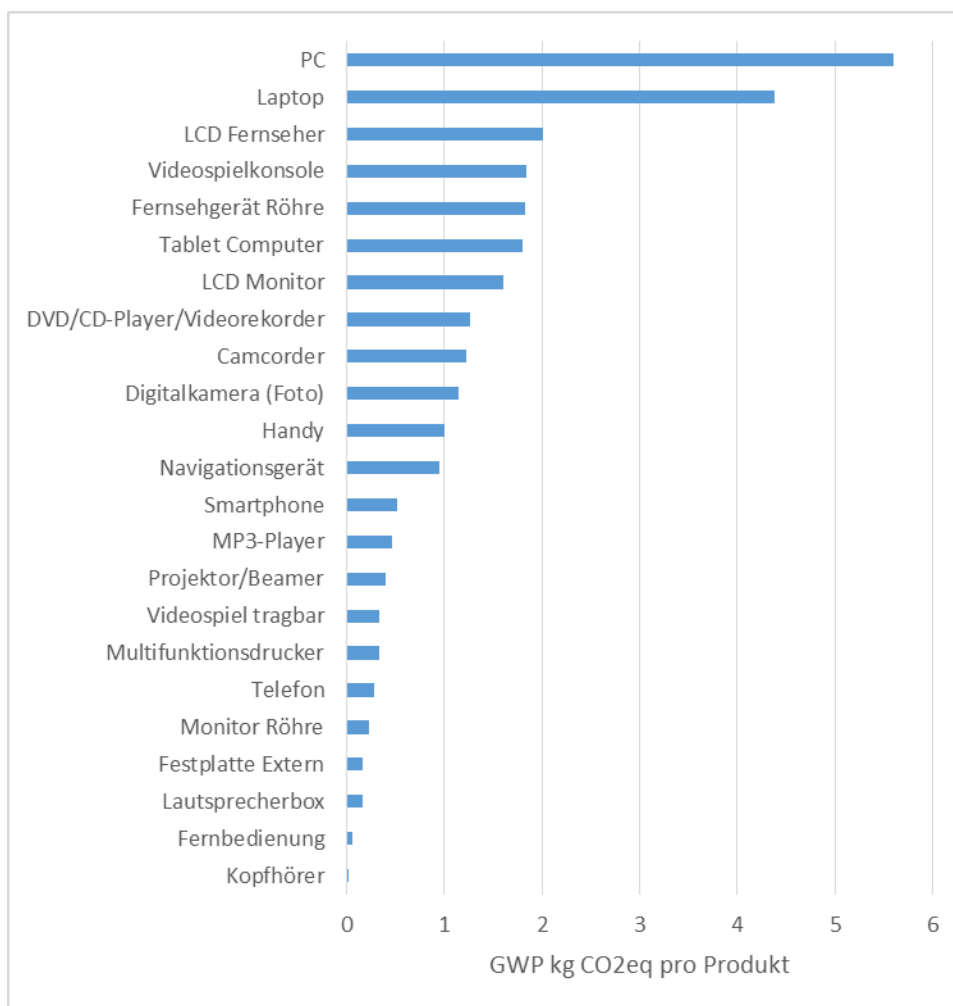
Quelle: Datengrundlagen: Nuss (2014), PlasticsEurope (2017), PROBAS (2017), Müller (2010), eigene Berechnungen

Anmerkung: Für einige Anteile der Gerätegruppen konnte kein GWP-Wert zugeordnet werden, da diese Bestandteile unter „Sonstiges“ aggregiert wurden. Bei den HHGG handelt es sich um 10,1 %, bei den HHKG um 6,2 % und bei IT/TK&UE um 5,4 %. Für Glas wurde der PROBAS-Wert für Flachglas angesetzt. Bei Kunststoffen entsprechend den massenrelevantesten Kunststoffarten (siehe Kapitel 6) der GWP von 2 kgCO₂eq/kg.

Zu berücksichtigen sind bei der Interpretation der dargestellten Durchschnittswerte, dass sich die Gehalte der Edelmetalle je Geräteart sehr stark unterscheiden (siehe auch Kapitel 9.3 und Quelle: eigene Berechnungen)

Tabelle 39). Im UBA-Projekt RePro (Sander et al. 2018) wurden z. B. die GWP-Beiträge der Elemente Ga, Au, Co, Nd, Pd, Ag, Y, Sn und Ta für ausgewählte Altgeräte der Gruppe der IT/TK & UE-Geräte betrachtet und für Durchschnittsgeräte des Untersuchungszeitraums (2010) verglichen. Dabei zeigten sich für die untersuchten Altgeräte Unterschiede in den GWP-Beiträgen bis zum Faktor 230, siehe Abbildung 41.

Abbildung 41: Unterschiede des summarischen GWP von neun Edel- und Sondermetallen ausgewählter Altgeräte der Gruppe IT/TK & UE



Dargestellt sind die summarischen GWP-Beiträge der Elemente Ga, Au, Co, Nd, Pd, Ag, Y, Sn und Ta
 Quelle: Datengrundlage Sander et al. (2018), eigene Darstellung

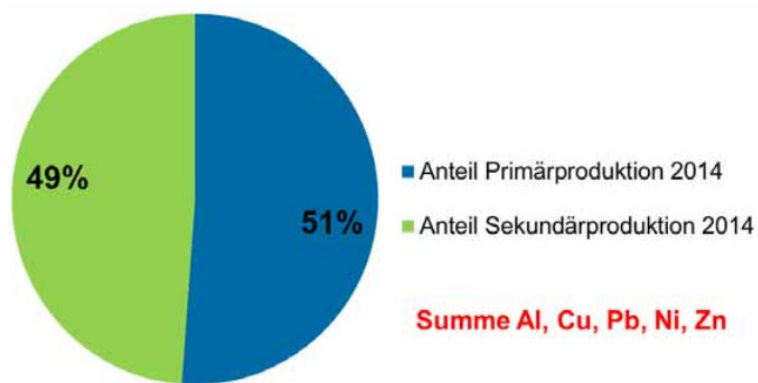
Vor dem Hintergrund der Zielsetzung der Ressourcenschonung und der kritischen Rohstoffe der EU (EU 2017) sind vor allem verschiedene Bestandteile von Leiterplatten von Bedeutung, wie z. B. Seltene Erden, Antimon, Platingruppenmetalle, Gallium und Beryllium, außerdem die Nd-Magnete in Festplatten, Pedelecs und in weiteren Geräten.

9.2 Ökologischer Vorteil Sekundärproduktion

9.2.1 Massenmetalle

In Summe wurden 2014 in Deutschland rund 2,5 Mio. t der NE-Metalle Aluminium, Blei, Kupfer, Nickel und Zink erzeugt. Die Sekundärproduktion hatte daran einen Anteil von 49 % (Abbildung 42). Nahezu die Hälfte der produzierten Masse dieser 5 NE-Metalle wird in Deutschland aktuell aus Sekundärmaterial gewonnen (Buchert et al. 2016).

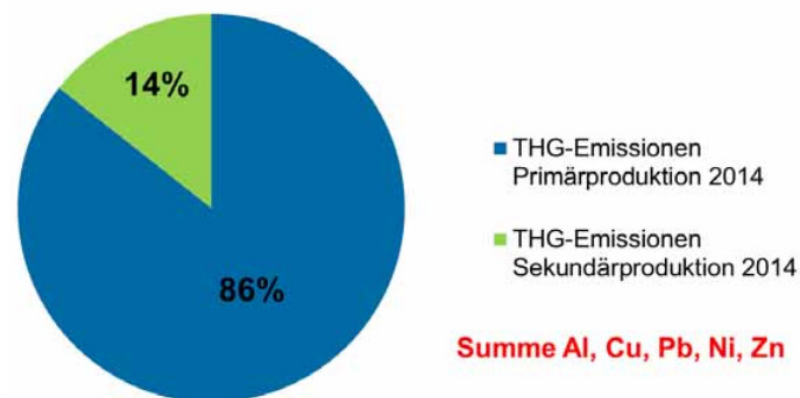
Abbildung 42: Verteilung der NE-Metallproduktion in Deutschland 2014



Quelle: Buchert et al. (2016)

Die Gesamterzeugung von 2,5 Mio. t NE-Metallen in Deutschland 2014 verursachte inkl. aller Vorketten Treibhausgasemissionen von insgesamt rund 10,8 Mio. t CO₂ eq. Auf die Sekundärproduktion entfielen jedoch nur 14 % dieser Treibhausgasemissionen (siehe Abbildung 43) (Buchert et al. 2016).

Abbildung 43: Verteilung der THG-Emissionen der NE-Metallproduktion in Deutschland



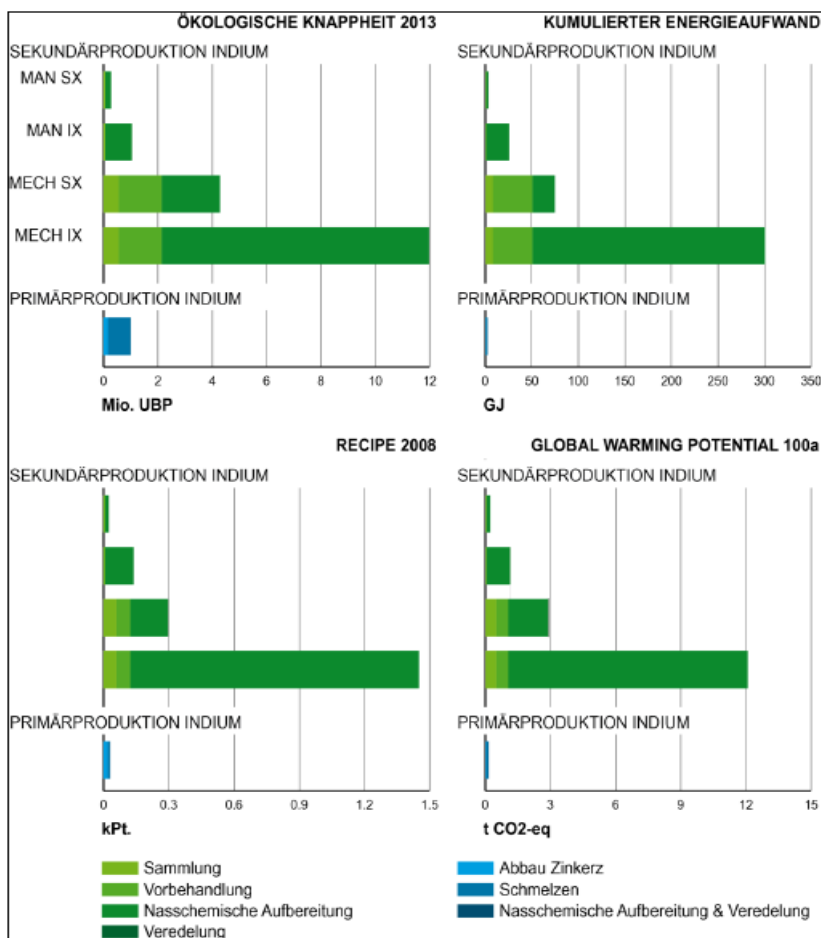
Quelle: Buchert et al. (2016)

9.2.2 Indium

In Abbildung 44 ist die Umweltbelastung der Sekundär- und Primärproduktion von Indium nach (Böni et al. 2015) dargestellt. Die Sekundärproduktion von Indium im Falle einer manuellen Demontage (MAN) (von LCD-Bildschirmen) ist bei der Lösungsmittelextraktion (SX) gegenüber der Primärproduktion als vorteilhaft zu beurteilen. Mit einer Vorbehandlung durch mechanisches Schreddern (MECH) sowohl mit einer nass-chemischen Aufbereitung mittels Lösungsmittelextraktion (SX) oder Extraktion über Ionenaustauscher (IX) haben die Varianten der Sekundärproduktion erheblich mehr Umweltauswirkungen als die Primärproduktion.

Die vergleichsweise gute Umweltbilanz der Primärproduktion von Indium liegt wesentlich in der Tatsache begründet, dass Indium als Nebenprodukt der Zinkgewinnung anfällt. Die positiven Auswirkungen auf die Umwelt, bei Verringerung des primären In-Bedarfs durch das Recycling sind daher gering. Ökonomische Treiber wirken ebenfalls nicht. Es besteht jedoch eine Intensivierung des Zinkrecyclings. Sollte sich dieses weiter durchsetzen, so muss auch das Recycling von In weiter entwickelt werden (Böni et al. 2015).

Abbildung 44: Umweltbelastung der Sekundärproduktion und der Primärproduktion von Indium für vier Bewertungsmethoden



Quelle: Böni et al. (2015)

Ueberschaar (2017) stellt ein Separationsverfahren für Indium aus Bildschirmgeräten im Labormaßstab vor, das einen weniger aufwendigen Weg darstellen könnte.

9.2.3 Neodym

Siehe Kapitel 3.4.3

9.3 Leiterplatten

Die wesentlichen Mengen der Elemente mit besonders hohem GWP und einer hohen Kritikalität (EU 2017) befinden sich in EAG in Leiterplatten. Für eine Massenbetrachtung wurden die GWP der Elemente mit den Elementkonzentrationen bzw. -mengen multipliziert (siehe Tabelle 38 und Quelle: eigene Berechnungen

Tabelle 39). Es zeigt sich, dass in den meisten Fällen Gold das ökologisch relevanteste Element darstellt (gefolgt von Zinn) und somit als Leitmetall bei der Beurteilung der Rückgewinnungseffektivität herangezogen werden sollte.

Tabelle 38: GWP je Masseinheit Leiterplatten in kgCO_{2eq}/t

GWP kgCO _{2eq} /t PWB	Au	Be	Ce	Co	Dy	Ga	Gd	Ge	In	Ir	La	Li	Nb	Nd	Os	Pd	Pr	Pt	Re	Rh	Ru	Sb	Sn	Ta	Tb	Te	W
PC	2.865,0	0,3	0,3	0,1	-	0,5	-	-	-	-	1,2	0,6	0,2	1,8	-	213,8	-	11,3	-	-	5,3	26,1	327,0	0,4	-	0,0	1,2
Laptop	5.453,8	3,9	0,4	0,7	-	1,9	-	2,3	0,2	-	1,2	0,1	0,5	8,5	-	645,2	-	16,3	-	-	13,3	16,5	267,9	502,7	-	-	0,0
Telefongerät	-	-	-	0,8	-	-	-	-	-	-	2,2	1,4	1,3	5,3	0,0	-	-	-	-	-	-	18,1	581,4	-	-	-	-
Drucker	583,8	-	-	0,2	-	0,4	-	0,4	-	-	0,1	0,5	0,0	0,8	-	74,9	-	-	-	-	-	5,1	233,7	-	-	-	0,1
Mobiltelefon	17.895,0	4,9	10,5	4,5	3,3	24,3	4,7	12,2	5,2	-	9,1	0,9	0,3	47,0	-	1.442,6	5,0	171,3	-	18.954,0	19,0	9,8	583,2	728,3	20,6	2,2	29,5
Faxgerät	437,5	-	-	3,5	-	-	-	-	-	-	-	0,3	-	-	-	426,8	-	-	-	-	-	8,6	126,5	-	-	-	0,9
TV, CRT	108,8	-	-	0,1	-	-	-	-	-	-	0,0	0,0	0,1	0,0	-	31,4	-	-	-	-	-	34,7	292,9	-	-	-	-
TV, Plasma	1.875,0	-	-	-	-	-	4,7	-	-	-	1,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10,3	250,5	26,0	-	-	-
TV, LCD	1.596,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	42,7	-	-	-	-	-	23,2	495,9	-	-	-	-
Videorekorder, VCR	143,8	-	-	0,4	-	0,9	-	-	-	-	-	-	0,0	-	-	97,0	-	75,0	-	-	12,7	16,8	304,4	3,0	-	-	0,2
DVD-Spieler	1.660,0	-	0,1	0,5	-	1,8	-	-	-	-	-	-	-	-	1,8	40,0	-	56,3	-	-	3,2	15,5	381,9	19,9	-	-	0,1
Stereanlage	77,5	-	-	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6,1	376,2	-	-	-	1,1
Kassettenradio	325,0	-	-	0,0	-	1,2	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	66,0	-	25,0	-	-	-	39,2	401,9	1,2	-	0,0	0,3
Digitalkamera	9.925,0	8,3	1,0	1,4	3,3	10,6	-	23,8	8,8	-	1,5	0,4	2,4	5,9	-	735,3	-	12,5	-	8.248,5	22,2	23,2	672,0	2.116,1	5,3	1,2	8,7
Videokamera	6.610,0	-	2,9	1,2	3,7	18,2	4,7	34,0	7,1	-	4,9	-	4,8	14,4	-	3.336,8	1,9	127,5	-	-	27,4	24,4	660,5	2.257,6	8,9	4,7	7,3
CD-Spieler, tragbar	4.625,0	-	1,3	0,7	6,0	0,0	-	23,8	-	-	1,1	-	3,4	3,5	-	19,4	-	-	-	-	-	18,1	855,0	172,9	-	-	0,3
Minidisk-Spieler, tragbar	11.687,5	7,3	0,3	1,2	6,0	0,0	-	20,4	-	-	1,1	0,1	6,9	1,8	0,0	1.067,0	0,0	-	-	-	-	14,8	820,8	2.496,0	-	-	1,3

Quelle: eigene Berechnungen

Tabelle 39: GWP je Masseinheit Gerätegruppe in kgCO_{2eq}/t

GWP kgCO _{2eq} /t Gerät	Au	Be	Ce	Co	Dy	Ga	Gd	Ge	In	Ir	La	Li	Nb	Nd	Os	Pd	Pr	Pt	Re	Rh	Ru	Sb	Sn	Ta	Tb	Te
PC	238,8	0,0	0,0	0,0	-	0,0	-	-	-	-	0,1	0,0	0,0	0,1	-	17,8	-	1,3	-	-	0,4	2,2	27,2	0,0	-	0,0
Laptop	796,3	0,6	0,1	0,1	-	0,3	-	0,3	0,0	-	0,2	0,0	0,1	1,2	-	94,3	-	2,5	-	-	1,9	2,4	39,1	73,4	-	-
Telefongerät	-	-	-	0,5	-	-	-	-	-	-	0,0	0,0	0,0	0,1	-	-	-	-	-	-	-	0,3	11,3	-	-	-
Drucker	10,0	-	-	0,0	-	0,0	-	0,0	-	-	0,0	0,0	0,0	0,0	-	1,2	-	-	-	-	-	0,1	4,1	-	-	-
Mobiltelefon	3.508,8	1,0	2,1	0,9	0,6	4,8	0,9	2,4	1,0	-	1,8	0,2	0,1	9,2	-	282,9	1,0	33,8	-	3.717,1	3,8	1,9	114,3	142,8	4,0	0,4
Faxgerät	53,8	-	-	0,4	-	0,0	-	-	-	-	-	0,0	-	-	-	52,0	-	-	-	-	-	1,1	15,4	-	-	-
TV, CRT	1,3	-	-	0,0	-	-	-	-	-	-	0,0	0,0	0,0	0,0	-	0,4	-	-	-	-	-	0,4	3,6	-	-	-
TV, Plasma	146,3	-	-	-	-	-	0,4	-	-	-	0,1	-	-	0,1	-	-	-	-	-	-	-	0,8	19,5	2,0	-	-
TV, LCD	195,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5,0	-	-	-	-	-	2,8	60,5	-	-	-
Videorekorder, VCR	22,5	-	-	0,1	-	0,1	-	-	-	-	-	0,0	-	-	-	15,5	-	11,3	-	-	1,9	2,6	48,1	0,5	-	-
DVD-Spieler	232,5	-	0,0	0,1	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	5,4	-	7,5	-	-	0,4	2,2	53,5	2,8	-	-
Stereanlage	8,8	-	-	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,7	41,8	-	-	-
Kassettenradio	33,8	-	-	0,0	-	0,1	-	-	-	-	-	0,0	-	-	-	7,0	-	2,5	-	-	-	4,1	41,8	0,1	-	0,0
Digitalkamera	2.005,0	1,7	0,2	0,3	0,7	2,2	-	4,8	1,8	-	0,3	0,1	0,5	1,2	-	148,6	-	2,5	-	1.667,3	4,4	4,7	135,8	427,5	1,1	0,2
Videokamera	1.170,0	-	0,5	0,2	0,6	3,2	0,8	6,0	1,3	-	0,9	-	0,9	2,5	-	590,5	0,3	22,5	-	-	4,9	4,3	116,9	399,6	1,6	0,8
CD-Spieler, tragbar	467,5	-	0,1	0,1	0,6	-	-	2,4	-	-	0,1	-	0,3	0,4	-	1,9	-	-	-	-	-	1,8	86,4	17,5	-	-
Minidisk-Spieler, tragbar	1.835,0	1,1	0,0	0,2	0,9	-	-	3,2	-	-	0,2	0,0	1,1	0,3	-	167,6	-	-	-	-	-	2,3	128,9	391,9	-	-

Quelle: eigene Berechnungen

9.4 Kunststoffe

Kunststoffe in EAG weisen einen GWP-Wert zwischen 1,6 und 6,4 kg CO₂eq/kg Material auf (PlasticEurope 2017a). Sie haben damit ein höheres spezifisches Treibhauspotenzial als z. B. Fe (Nuss 2014) (siehe auch Kapitel 6).

Das spezifische GWP liegt mit 4,77 kg CO₂eq/kg für PMMA cast sheet bzw. 4,4 kg CO₂eq/kg für extruded sheet zwischen PA (6,4 kg CO₂eq/kg) und PU (3,2 kg CO₂eq/kg) (PlasticsEurope 2017). Davon ausgehend, dass in einem FBS 1 kg PMMA enthalten ist, ist die ökologische Relevanz des PMMA ca. um den Faktor 6 größer, als die des Goldes in der hochwertigen bildgebenden Leiterplatte des FBS⁵⁴.

Im Vergleich unterschiedlicher Entsorgungswege ist bei den Kunststoffen von Bedeutung, welche Eigenschaften der Kunststoffe jeweils genutzt werden können. Eine grobe Annäherung hieran liefert die Betrachtung der Nutzung der Energieaufwände, die für die Herstellung der Kunststoffe notwendig sind. Bei einer werkstofflichen Verwertung werden diese „Energieinvestitionen“ zu großen Anteilen weiter genutzt, bei einer energetischen Verwertung gehen sie verloren (es wird nur der Heizwert der Kunststoffe genutzt).

- ▶ Der Gesamtenergiegehalt von PC liegt beispielsweise zwischen 66 und 70 MJ/kg. Der untere Heizwert⁵⁵ bei 31 MJ/kg (PlasticsEurope 2017c).
- ▶ Für PE liegen die Werte für den Gesamtenergiegehalt bei 80 bis 83 MJ/kg und für den unteren Heizwert bei 46 MJ/kg (PlasticsEurope 2017d).

9.5 Schadstoffaspekte

Das ElektroG enthält verpflichtende Anforderungen zur selektiven Behandlung von Stoffen, Gemischen und Bauteilen aus EAG im Zuge der Erstbehandlung. Gemäß § 20 ElektroG sind mindestens alle Flüssigkeiten zu entfernen und die Anforderungen an die selektive Behandlung nach Anlage 4 ElektroG zu erfüllen. Die RoHS-Richtlinie⁵⁶ bzw. die ElektroStoffV⁵⁷ beschränkt zusätzlich den Einsatz bestimmter Substanzen in Neugeräten. Die Empfehlungen für Behandlungsanforderungen adressieren verschiedene Schadstoffe, wie z. B. Schwermetalle, bromierte Flammschutzmittel, kanzerogene Faserstoffe und PCB, indem sie die bestehenden Anforderungen konkretisieren bzw. operationalisieren.

Auch wenn die Datenlage zu den Schadstofffrachten in EAG in Deutschland nicht sehr breit ist, kann aus verschiedenen Quellen auf eine hohe Relevanz geschlossen werden:

- ▶ LAGA M 31 B (Entwurf Stand 15.03.2017) führt z. B. aus, dass in Abhängigkeit von der Bildschirmgröße des Gerätes über 50 Röhren verbaut sein, die jeweils ca. 2,5-3 mg Hg enthalten. Der Gesamtgehalt kann nach dieser Quelle bis zu einigen Hundert mg pro Gerät betragen. Auf der Grundlage von Taverna et al. (2017) ergibt sich sogar eine Fracht von knapp einer Tonne Hg pro Jahr⁵⁸.

⁵⁴ GWP Gold: 12.500 kg CO₂eq/kg; Goldgehalt Leiterplatte 130 mg/kg (Blaser et al. 2012), Leiterplattengewicht rund 0,1 kg je FBS (hierbei werden nur die hochwertigen Leiterplatten der Bildeinheit in den FBS berücksichtigt, nicht die weniger hochwertigen, die sich z. B. in den Netzteilen finden).

⁵⁵ Der untere Heizwert gibt an, wie viel Energie in Form von Wärme bei der Verbrennung pro Kilogramm des Stoffs gewonnen werden kann. Anders als beim Brennwert wird hierbei angenommen, dass die entstehenden Verbrennungsgase zwar auf 25 °C abgekühlt werden, der enthaltene Wasserdampf aber nicht kondensiert wird, die Anlage also gasförmig verlässt.

⁵⁶ RICHTLINIE 2011/65/EU DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 8. Juni 2011 zur Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten, Amtsblatt der Europäischen Union 1.7.2011 L 174/88.

⁵⁷ „Elektro- und Elektronikgeräte-Stoff-Verordnung vom 19. April 2013 (BGBl. I S. 1111), die zuletzt durch Artikel 3 der Verordnung vom 4. Mai 2017 (BGBl. I S. 1042) geändert worden ist“.

⁵⁸ Basierend auf einer Erfassungsmenge von 750.000 t EAG pro Jahr.

- Für die in der RoHS anwendungsbeschränkten BFSM ergibt sich auf der Grundlage der Konzentrationsdaten nach Taverna et al. (2017) eine Fracht von knapp 400 t/a für Deutschland.
- Innerhalb des auf der Grundlage von Taverna et al. (2017) hochgerechneten Schwermetall-Massenstroms von 3.300 t/a für Deutschland stellt das Blei den größten Teilstrom dar (2.300 t/a). Als Cadmiummasse ergeben sich in dieser Rechnung 350 t/a. Der Massenstrom von Antimon liegt demnach bei einer Masse von 750 t/a.

Ein Austrag dieser Schadstoffe in die Umwelt ist durch direkte Emissionen (z. B. Hg aus Gasentladungslampen in Bildschirmen), die Verstaubung in der Logistikkette und/oder der Behandlung (z. B. kanzerogene Keramikfasern) oder durch Elution (z. B. Schwermetalle bei nicht-witterungsgeschützter Lagerung) möglich. Zusätzlich sind jedoch die Konsequenzen von Schadstoffen auf die Kreislaufführung von Abfällen durch Recycling zu beachten. Kunststoffe aus EAG werden beim Recycling üblicherweise nicht in geschlossenen Kreisläufen geführt (wie dies z. B. bei Getränkemehrwegkisten beabsichtigt ist). Hierdurch besteht das Risiko, dass bromierte Flammschutzmittel in andere Anwendungsgebiete diffundieren, teilweise auch in Kunststoffe mit Lebensmittelkontakt (Samsonik und Puype 2012). Die effektive Separation von Kunststoffen mit bromierten Flammschutzmitteln beim Erst- oder Folgebehandler kann eine solche Diffusion im Rohstoffkreislauf begrenzen.

9.6 Fazit

Für viele Elektroaltgeräte tragen Eisen/Stahl, Aluminium und Kunststoffe die Hauptanteile zum GWP-Wert bei. Daher kann durch eine möglichst weitgehende hochwertige Verwertung bzw. Rückgewinnung insbesondere dieser Werkstoffe ein hoher Beitrag zur Umweltentlastung geleistet werden.

Betrachtet man die spezifischen GWP-Werte, weisen die Massenmetalle ein geringeres spezifisches GWP als Edelmetalle und viele kritische Rohstoffe auf. Für diese zeigt der ökologische Summenindikator GWP eine höhere spezifische ökologische Relevanz auf. Die ökologische Relevanz von Gold entsprechend dem ökologischen Summenparameter GWP ist so hoch, dass Gold als Leitelement bei der Bewertung von Entsorgungsketten hinsichtlich der Rückgewinnung von Edelmetallen genutzt werden sollte.

Für einige kritische Rohstoffe können über Umweltbewertungen positive Effekte der Rückgewinnung aufgezeigt werden, wie z. B. für Nd. Für andere hängt die ökologische Vorteilhaftigkeit des Recyclings von der Gestaltung der Gesamtkette der Verwertung ab und ist teilweise gering oder gleichwertig zur Primärgewinnung (Bsp. Indium).

Bei der energetischen Verwertung von Kunststoffen geht ungefähr die Hälfte des in den Kunststoffen enthaltenen Energiepotenzials verloren.

Durch das operationalisierte und konkretisierte Management von gefährlichen Inhaltsstoffen in EAG kann zum einen der direkte Austrag dieser Stoffe minimiert werden. Zum anderen ist es hierüber auch möglich, die Kontamination von Rohstoffkreisläufen zu beschränken.

10 Anlagenbesichtigungen

In diesem Kapitel werden zentrale Punkte, die aus den Anlagenbesichtigungen in die Empfehlungen zu den Behandlungsanforderungen eingeflossen sind, zusammengefasst. Die für die Empfehlungen zu den Behandlungsanforderungen relevanten Inhalte und Ergebnisse sind in den Kapiteln 3 bis 7 dargestellt. Eine Beschreibung der Inhalte und Ergebnisse enthalten zudem die (nicht öffentlichen) Besichtigungsprotokolle.

Tabelle 40: Überblick Betriebsanlagenbesichtigungen

Datum	Firma	Fokus
09.02.2017	AGRO DRISA GmbH Dresden	Behandlung von CRT-Bildschirme und CRT-Glas in Scherben und Anforderungen des Recyclings von Bildschirmglas
10.02.2017	WERSAG - Wertstoffe Sachsen GmbH & Co. KG (seit 1.10.2017 bage plastics Deutschland GmbH)	Folgebehandlung der nichtmetallischen Restfraktion und Aufbereitung zum Kunststoffrecycling
10.02.2017	ROSAG - Recycling Ost-sachsen AG	Folgebehandler für Metallfraktionen aus der EBA und Aufbereitung für Metallrecycling, auch Erstbehandler und spezialisierter Aufbereiter
14.02.2017	Süd-Rec Süddeutsche Recycling GmbH	EBA für alle SG, Anforderungen an die Erstbehandlung von EAG
11.04.2017	Coolrec PHB	Aufbereitung von Kunststoffen zu EAG und der Einfluss der Inputzusammensetzung auf die Aufbereitung
03.08.2017	MPM Environment Intelligence KG	Folgebehandler; Input: bestückte Leiterplatten sowie Produktionsabfälle

Weitere relevante Ergebnisse der Anlagenbesichtigungen waren:

- ▶ Zur Verringerung von Störstoffen in der Kunststoffaufbereitung werden in einer EBA Staubsaugerbeutel, große Holzteile und Glas manuell vor der mechanischen Grobzerkleinerung separiert. Elektrische Werkzeuge werden nicht separiert.
- ▶ Große Kunststoffteile werden in der vorgeschalteten EBA zwar aus Kühlgeräten entnommen, aber mit der gemischten Kunststofffraktion weiter verarbeitet.
- ▶ Zur Optimierung des Outputs erfolgt bei Folgebehandlern zur Kunststoffaufbereitung unter anderem eine Störstoffabtrennung durch einen Gummitrenner.
- ▶ Die Restfraktion aus der EAG-Aufbereitung, die nicht werkstofflich verwertet wird, enthält relevante Anteile PS, ABS, PP, die nicht alle mit POP-BFSM belastet sind. Grund ist die gewünschte Reinheit der werkstofflich zu verwertenden Fraktion. Um diese gewünschte Reinheit zu erreichen wird ein begrenzter Verlust „sauberer“ Kunststoffe akzeptiert, der sich ergibt, da Br-haltige und Br-freie Kunststoffe bzw. Ziel-Kunststoffe und Nicht-Ziel-Kunststoffe teilweise überschneidende Trenneigenschaften haben.
- ▶ In der Diskussion bei einem Folgebehandler wurden die in den Diskussionen in der AG entwickelten Separationsanforderungen für Leiterplatten der Klasse I vor der mechanischen Behandlung im Querstromzerspaner bestätigt, da die Verluste an Edelmetallen zu groß wären.

- ▶ Aluminium-Kühlkörper können nach Ansicht eines Folgebehandlers von Klasse-2- und -3-Leiterplatten mechanisch separiert werden. Dies sollte aber aufgrund des Risikos von Edelmetallverlusten nicht bei Leiterplatten der Klasse 1 geschehen.
- ▶ Zukünftige Edelmetallanteile in Leiterplatten: Es wurde bei einem Folgebehandler erwähnt, dass der Einsatz von Edelmetallen durch die zunehmende Miniaturisierung reduziert werde. Eine gegenläufige Entwicklung sei jedoch, dass die Ansprüche/Qualitäten an die LP bei fortschreitender Technologie steigen (2-3-fache Edelmetallbeschichtung je LP).
- ▶ In der Diskussion bei einem Folgebehandler wurde hinsichtlich der Frage zu Kunststoffanteilen in EAG herausgestellt:
 - ▶ SG 5: 40-50 % der Kunststoffe in SG 5 können als werkstofflich verwertbare Zielkunststoffe (= frei von POP-BFSM und großen Anteilen von Füllmitteln und kein PVC) angesehen werden.
 - ▶ In Monitoren ist ein hoher Anteil von POP-BFSM-Kunststoffen enthalten.
 - ▶ In Flachbildschirmfernsehern lag der Anteil von werkstofflich verwertbaren Kunststoffen bei einer EBA im Jahr 2016 bei 85 %.
- ▶ Inputspezifikationen bilden einen wesentlichen Ansatz für die Sicherung der Qualität bei Folgehandlern für Kunststoffe und metallhaltige Fraktionen.
- ▶ Die „Ausbeute“ beim Folgebehandler für werkstofflich verwertete Kunststoffe liegt bei einem gemischten Kunststofffraktionsinput aus SG 5 (alt) bei 50 %.

11 Praktischer Versuch

11.1 Hintergrund und Vorgehen des Versuchs zu bromierten Flammschutzmitteln

Der Fokus der Versuche in dem Projekt lag auf der Identifikation des Vorkommens von bromierten Flammschutzmitteln (BFSM) in Kunststoffen aus EAG.

Im Verlauf der Diskussion im Rahmen der Arbeitsgruppen sowie der Vor- und Nachbereitungen der Arbeitsgruppen zeigte sich als zentraler Aspekt die Beeinflussung der Kreislaufführung von Kunststoffen aus EAG durch darin enthaltene bromierte Flammschutzmittel. Da es sich bei den Kunststoffen um relevante Massenströme handelt und mehrere AG-Themen davon berührt werden (z. B. AG Kunststoffe, AG Bildschirme), wurde dies als prioritäres Thema identifiziert.

Als Problem erwies sich die Erarbeitung faktischer Grundlagen, die, hinsichtlich der Repräsentativität, Akzeptanz im Rahmen der Erarbeitung von Behandlungsanforderungen haben. Dies ist zum einen darin begründet, dass die Anzahl der Gerätearten sehr groß ist und sich die Zusammensetzung und der Aufbau der Geräte über die Zeit vergleichsweise schnell verändert. Zum anderen aber auch darin, dass die Analytik bromierter Flammschutzmittel aufwendig ist und bei der Probenahme die Heterogenität des Inputgemisches der verschiedenen Gerätearten berücksichtigt werden muss.

Als vereinfachter Ansatz wird in der Praxis die Analyse des Gesamtbromgehalts vorgenommen und zur Abschätzung der anwendungsbeschränkten Bromverbindungen ein Abschlag auf die Ergebnisse durchgeführt, da nicht alle Bromverbindungen anwendungsbeschränkt sind. Ob die Schlüsselfaktoren zur Abschätzung anwendungsbeschränkter Stoffe auf der Grundlage der Bromwerte zutreffend sind, wurde infrage gestellt. Zudem ist Deca-BDE aktuell auf die Liste der anwendungsbeschränkten Stoffe genommen worden (Stockholm-Konferenz⁵⁹), womit sich die Notwendigkeit der Neujustierung der benannten Schlüsselfaktoren ergibt.

Hauptfokus der Versuche war die Gruppe der Kleingeräte, da es sich hier um einen besonders heterogenen Inputstrom mit einer Vielzahl von Geräten handelt, die möglicherweise einen erhöhten Gehalt von BFSM enthalten.

Folgendes Vorgehen wurde entwickelt:

- ▶ Erarbeitung einer „Verdachtsliste“: Aus Literatur, aus Interviews mit Experten und durch die Auswertung von Daten bei Erstbehandlern wurde eine Liste von Gerätearten erstellt, die im Verdacht stehen, überproportional häufig bromierte Flammschutzmittel zu enthalten.
- ▶ Behandlung des üblichen Inputgemisches bei einem Erstbehandler und Analyse des Kunststoffoutputs,
- ▶ Separation der Gerätearten der Verdachtsliste bei einem Erstbehandler aus dem normalen Input,
- ▶ Behandlung der nach Verdachtsliste separierten Geräte nach Geräteart bei einem Erstbehandler und Analyse des Kunststoffoutputs,
- ▶ Vergleich der Ergebnisse.

Die Analytik umfasste folgende Substanzen:

- ▶ Brom-gesamt (IC) EN 14582 / CEN/TS 15408

⁵⁹ Eine Anwendungsbeschränkung von Deca-BDE in Elektro- und Elektronikgeräten bestand durch die Bestimmungen der novellierten RoHS-Richtlinie bereits seit der Fassung von 2011.

- ▶ Polybromierte Diphenylether (PBDE) DIN EN 62321 mod. (2,4,4-Tribromdiphenylether (BDE 28), 2,2,4,4-Tetrabromdiphenylether (BDE 47), 2,2',4,4',5-Pentabromdiphenylether (BDE 99), 2,2,4,4,6-Pentabromdiphenylether (BDE 100), 2,2,4,4,5,5-Hexabromdiphenylether (BDE 153), 2,2,4,4,5,6-Hexabromdiphenylether (BDE 154), 2,2,3,4,4,5,6-Heptabromdiphenylether (BDE 183))
- ▶ Octabromdiphenylether
- ▶ Decabromdiphenylether (BDE 209)
- ▶ Flammschutzmittel (TBBPA) (FL) WEX 1348
- ▶ Flammschutzmittel (DBDPE) (FL) WEX 1349
- ▶ Flammschutzmittel (BTBPE) (FL) WEX 1350
- ▶ Hexabromcyclododecan (HBCD) (FL) IN EN 62321 mod.

Eine Analyse von Dechloran Plus wurde nicht durchgeführt, da keine standardisierten Analyseverfahren verfügbar sind.

11.2 Auswertung Primärerhebung

Es erfolgte eine Auswertung von Daten zu 760 EAG und die Systematisierung von Messergebnissen zum Vorhandensein von Brom in Geräten, die bei ELPRO schon vorliegen (große Anzahl von Messungen aus dem Jahr 2011, interne Daten); Vorschlag: Kategorisierung der Geräte in die Gruppen: Gerätearten, die nie Brom enthalten; solche, die immer Brom enthalten; Gerätearten, die manchmal Brom enthalten, aber nicht immer.

Tabelle 41: Ergebnisse der Primärerhebung zu Brom in EAG

Gerät	Anzahl Geräte in der Untersuchung	Anteil Geräte mit Brom
Unterhaltungselektronik	6	100 %
Einbaukaffeevollautomat	1	100 %
Kassen	1	100 %
Rechner / Computer	95	65 %
Aktenvernichter	2	50 %
Waffeleisen, Crepes maker, Popcorn maker	2	50 %
Fernsehgeräte, Monitore	85	47 %
Scanner	9	33 %
Drucker	52	33 %
Stecker	7	29 %
Telefone, Faxgeräte, Modems	95	23 %
Bügeleisen	18	22 %
Ladegerät für Akkus	5	20 %
Spielzeuge	12	17 %
Heizgeräte	7	14 %
Toaster	7	14 %
Notebooks	22	9 %
Mikrowellen	16	6 %
Fernbedienungen	20	5 %

Gerät	Anzahl Geräte in der Untersuchung	Anteil Geräte mit Brom
Tastaturen	25	4 %
Waschmaschinen	27	4 %
Radiowecker, Lautsprecherboxen, Radios, Hi-Fi Anlagen, Kopfhörer, Schallplattenspieler	102	1 %
Staubsauger	21	0 %
Kaffeemaschinen	10	0 %
Kühlschränke	9	0 %
Wasserkocher	9	0 %
Leuchten	7	0 %
Haartrockner	6	0 %
Geschirrspüler	5	0 %
Klimageräte	5	0 %
Körperpflege	5	0 %
Stromzähler	5	0 %
Wäschetrockner	5	0 %
Brotschneidemaschinen, Brotbackautomaten	4	0 %
Taschenrechner	4	0 %
Waagen	4	0 %
Bohrmaschinen	3	0 %
Elektr. Zahnbürsten	3	0 %
Festplatten	3	0 %
Fritteusen	3	0 %
Hochdruckreiniger	3	0 %
Messgerät	3	0 %
Batterieladegerät	2	0 %
Digitalkameras	2	0 %
Gartengeräte	2	0 %
Sägen	2	0 %
Wecker (elektr.)	2	0 %
Dosenöffner	1	0 %
Eierkocher	1	0 %
Eimer	1	0 %
Grills (elektrisch)	1	0 %
Jalousien	1	0 %
Laminiergeräte	1	0 %
Lüfter	1	0 %
Nähmaschinen	1	0 %

Gerät	Anzahl Geräte in der Untersuchung	Anteil Geräte mit Brom
Organizer	1	0 %
Projektoren	1	0 %
Promillerechner	1	0 %

11.3 Erarbeitung einer „Verdachtsliste“

Über die Auswertung von Literatur und von Primärdaten wurde eine ausführliche „Verdachtsliste“ erarbeitet (siehe Tabelle 42).

Tabelle 42: "Verdachtsliste" - Liste der Gerätearten, die potenziell erhöhte Gehalte bromierter Flammenschutzmittel aufweisen können

Geräteart	Quelle
Anrufbeantworter	LAGA M31
Audiogeräte	BSEF (2016)
Audio-Verstärker	LAGA M31
Bohrmaschine	LAGA M31
Bügeleisen	Schöps (2017)
Bügeleisen und sonstige Geräte zum Bügeln, Mangeln oder zur sonstigen Pflege von Kleidung	LAGA M31
Bürogeräte	Ministry of the Environment Finland (2016), Potrykus et al. (2015), Potrykus et al. (2015a)
Computer	Petreas and Oros (2009), Ministry of the Environment Finland (2016), Wäger et al. (2010), Schöps (2017)
CRT Fernseher	LAGA M31B, Leslie et al. (2013)
CRT Monitor	LAGA M31B, Leslie et al. (2013)
Datenverarbeitung (zentral): Großrechner, Minicomputer, Drucker	LAGA M31
Digitalisierungsbox (Telekommunikation)	Leslie et al. (2013)
Drucker undifferenziert	LAGA M31, Petreas and Oros (2009), BSEF (2016), Schöps (2017)
Dunstabzugshauben	BSEF (2016)
Eisenbahnen (elektrisch) oder Autorennbahnen	LAGA M31
Faxgeräte	LAGA M31, BSEF 2016
Fernbedienungen	BSEF 2016
Fernseher	Ministry of the Environment Finland (2016), Wäger et al. (2010), BSEF (2016), EMPA (2010), Schöps (2017)
Fernseher flach	Wolf et al. (2016)

Geräteart	Quelle
Fernseher nicht differenziert	Wäger et al. (2009) Ministry of the Environment Finland (2016), LAGA M31
Flachbildschirm	LAGA M31
Fotokopierer	BSEF (2016)
Fritteusen	LAGA M31
Geschirrspüler	LAGA M31
Haartrockner	Leslie et al. (2013), BSEF (2016)
Haushaltsgroßgeräte	Tange and Slijkhuis (2009), Ministry of the Environment Finland (2016)
Haushaltskleingeräte, die heiß werden	Ministry of the Environment Finland (2016)
Heizgeräte (elektrisch)	LAGA M31
Heizlüfter	BSEF (2016)
Herde und Backöfen	LAGA M31
Hi-Fi-Anlagen	LAGA M31
Kabel	BSEF (2016)
Kaffeemaschinen, Mühlen und Geräte zum Öffnen oder Verschließen von Behältnissen oder Verpackungen	LAGA M31
Kardiologiegeräte	LAGA M31
Kleingeräte	BiPro (2016)
Klimaanlagen	Leslie et al. (2013), LAGA M31
Kopierer professionell	Leslie et al. (2013)
Kopiergeräte	LAGA M31
Körperpflegegeräte, Haarschneidegeräte, Haartrockner, elektrische Zahnbürsten, Rasierapparate, Massagegeräte und sonstige Geräte für die Körperpflege	LAGA M31
Küchengeräte	BSEF (2016)
Kühlgeräte	Leslie et al. (2013), Ministry of the Environment Finland (2016), Tange and Slijkhuis, (2009), BiPro (2016)
Kühlgeräte groß/Kühlschränke	LAGA M31
Lampen, Gasentladungslampen, einschließlich Hochdruck-, Natriumdampflampen und Metaldampflampen	LAGA M31
Lampensockel	BSEF (2016)
Laptops (einschl. CPU, Maus, Bildschirm und Tastatur)	LAGA M31
Laserdrucker	Fahrner (2017b)
Maus und Tastatur	LAGA M31
Messer (elektrisch)	LAGA M31
Mikrowelle	Petreas and Oros (2009)

Geräteart	Quelle
Mobiltelefon	Petreas and Oros (2009), BSEF (2016), LAGA M31
Monitor	Ministry of the Environment Finland (2016), Potrykus et al. (2015), Potrykus et al. (2015a), EMPA (2010), Schöps (2017)
Monitor flach	Wolf et al. (2016)
Monitor nicht differenziert	Wäger et al. (2009), Leslie et al. (2013)
Musikinstrumente	LAGA M31
Näh-, Strick-, Webgeräte oder Geräte zur sonstigen Bearbeitung von Textilien	LAGA M31
Notebooks	LAGA M31
Nuklearmedizinische Geräte	LAGA M31
Produktabgabegeräte (automatisch)	LAGA M31
Radio	Petreas and Oros (2009), LAGA M31
Rasenmäher	LAGA M31
Reiskocher	Kajiwara et al. (2011)
Sägen	LAGA M31
Scanner	BSEF (2016)
Schreibmaschinen (elektrisch und elektronisch)	LAGA M31
Sonstige Belüftungs-, Entlüftungs- und Klimatisierungsgeräte	LAGA M31
Sonstige Geräte oder Produkte zur Übertragung von Tönen, Bildern oder sonstigen Informationen mit Telekommunikationsmitteln	LAGA M31
Sonstige Geräte und Produkte zur Erfassung, Speicherung, Verarbeitung, Darstellung oder Übermittlung von Informationen mit elektronischen Mitteln	LAGA M31
Sonstige Geräte zur Erkennung, Vorbeugung, Überwachung, Behandlung oder Linderung von Krankheiten, Verletzungen oder Behinderungen	LAGA M31
Sonstige Großgeräte zum Beheizen von Räumen, Betten und Sitzmöbeln	LAGA M31
Sonstige Großgeräte zum Kochen oder zur sonstigen Verarbeitung von Lebensmitteln	LAGA M31
Sonstige Großgeräte zur Kühlung, Konservierung und Lagerung von Lebensmitteln	LAGA M31
Sonstige Produkte oder Geräte zur Aufnahme oder Wiedergabe von Tönen oder Bildern, einschl. Signalen oder andere Technologien zur Übertragung von Tönen und Bildern mit anderen als Telekommunikationsmitteln	LAGA M31

Geräteart	Quelle
Sonstige Reinigungsgeräte	LAGA M31
Sonstige Überwachungs- und Kontrollinstrumente von Industrieanlagen (z. B. in Bedienpulten)	LAGA M31
Spielkonsolen	LAGA M31
Spielzeuge	Schöps (2017)
Sportausrüstung mit elektrischen oder elektronischen Bauteilen	LAGA M31
Sportgeräte, Fahrrad-, Tauch-, Lauf-, Rudercomputer usw.	LAGA M31
Staubsauger	LAGA M31
Strahlentherapiegeräte	LAGA M31
Taschen- und Tischrechner	LAGA M31
Telefon	Petreas and Oros (2009), LAGA M31
Telefon, Fax, Modem	Schöps (2017)
Telefone (Münz- und Kartentelefone)	LAGA M31
Telexgeräte	LAGA M31
Teppichkehrmaschinen	LAGA M31
Tonerboxen	BSEF (2016)
Unterhaltungselektronik	Wäger et al. (2010)
Ventilatoren	BSEF (2016), LAGA M31
Videogeräte	Wäger et al. (2009), BSEF (2016)
Videokameras	LAGA M31
Videorekorder	LAGA M31
Videospiele	LAGA M31
Warmwassererzeuger	BSEF 2016
Wäschetrockner	LAGA M31
Waschmaschinen	LAGA M31
Werkzeuge	APME (2001), Wäger et al. (2010)
Werkzeuge: Dreh-, Fräs-, Schleif-, Zerkleiner-, Säg-, Schneid-, Abscher-, Bohr-, Loch-, Stanz-, Falz-, Biegegeräte oder Geräte zur entsprechenden Bearbeitung von Holz, Metall und sonstigen Werkstoffen	LAGA M31
Werkzeuge: Geräte zum Versprühen, Ausbringen, Verteilen oder zur sonstigen Verarbeitung von flüssigen oder gasförmigen Stoffen mit anderen Mitteln	LAGA M31
Werkzeuge: Niet-, Nagel- oder Schraubwerkzeuge oder Werkzeuge zum Lösen von Niet-, Nagel- oder Schraubverbindungen oder für ähnliche Verwendungszwecke	LAGA M31
Werkzeuge: Schweiß- und Lötwerkzeuge oder Werkzeuge für ähnliche Verwendungszwecke	LAGA M31

11.4 Entwicklung Versuchsablauf

In Absprache mit der Firma Süd-Rec Süddeutsche Recycling GmbH erfolgte eine Weiterbearbeitung der ausführlichen „Verdachtsliste“ und es wurde eine praxisorientierte Aggregation von Geräten für die Separation erarbeitet (Positivseparation zur Zusammenstellung einer Fraktion mit erwarteten erhöhten BFSM-Gehalten). Es ergeben sich folgende Gruppen als Input der Behandlungsversuche:

Tabelle 43: Gruppen als Input der Behandlungsversuche

Gruppe	Geräteart	Anmerkungen
1 Drucker, Scanner, etc.	Laserdrucker	
	Faxgeräte	
	Fotokopierer	
	Scanner	
2 Werkzeuge	Werkzeuge	
3 Haushaltskleingeräte, die heiß werden	Haartrockner	
	Sonstige Haushaltskleingeräte, die heiß werden	
	Küchengeräte	
	Bügeleisen	
	Mikrowelle	
4 Telekommunikation	Digitalisierungsbox (Telekommunikation)	
	Telefon	
	Fernbedienungen	Eigentlich eher Gruppe 6 Unterhaltungselektronik, Zusammensetzung vergleichbar
5 Computer	Computer	Keine Leiterplatten
6 Unterhaltungselektronik	Radio	
	Videogeräte	
	Audiogeräte	
	Sonstige Unterhaltungselektronik	
7 Bildschirme, flach	Fernseher flach	Beprobung wg. Kunststoff-Recyclingquote
	Monitor flach	Beprobung wg. Kunststoff-Recyclingquote

11.5 Anlagenbeschreibung

Die Behandlung von EAG zur Herstellung von Probematerial erfolgte bei der Süd-Rec GmbH. Ein Schema zum Aufbau der Anlage zeigt Abbildung 45.

Abbildung 45: Anlagenschaubild Süd-Rec



Bildquelle: UBA

Die relevanten Anlagen waren ein Querstromzerspaner (QZ) für den Grobaufschluss (Nr. 3 auf dem Schaubild), ein nachgeschaltetes Sortierband mit 12 Sortierplätzen zur Herstellung der Kunststofffraktion (Nr. 4 auf dem Schaubild) sowie ein Granulator zur Zerkleinerung der Kunststofffraktion auf Korngröße < 25 mm (Nr. 5 auf dem Schaubild). Hinter dem Granulator erfolgte eine Siebung der feinen metallreichen Hüttenfraktion mit einer Korngröße von 0-10 mm.

Die Behandlung der Inputfraktionen erfolgt vom 9.8.2017 bis 10.8.2017.

Die Anlage für den Grobaufschluss mit anschließender händischer Schadstoffseparation wurde vor der Verarbeitung/Grobzerkleinerung jeder Charge leergefahren. Teilweise liefen noch große Metallstücke der letzten Charge weiter im QZ und dem Sortierband im Kreis, die jedoch das Separationsergebnis für Kunststoffe nicht beeinflussten. Auch die zweite Anlage mit Granulator wurde vor jeder Chargenverarbeitung leergefahren.

11.6 Behandlung, Probenahme

Die Elektroaltgeräte wurden zu weiten Teilen vorab für den Versuch bereitgestellt. Die Erfassung erfolgte in der Regel innerhalb eines Monats (Ausnahme bildeten die Inputfraktionen Telefone, PC, die von externen Dienstleistern geliefert wurden und bei denen keinen Informationen zur Sammelzeit vorlagen).

11.6.1 Drucker, Scanner, etc.

11.6.1.1 Material

- ▶ Herkunft: gemischte Anlieferung örE
- ▶ Art, Anmerkungen: überwiegend aus Haufen mit Bagger separiert, überwiegend große Drucker, keine Scanner, keine Faxgeräte, sichtbare Tonerverunreinigung
- ▶ Verarbeitete Menge (Input gesamt): 3 Schaufeln Radlader (gesamt ca. 3 m³)
- ▶ Outputmenge Kunststofffraktion nach QZ (gesamt): 1 blaue Box 1,25 m³ zu 2/3 gefüllt (ca. 0,8 m³ Outputmenge)

Abbildung 46: Separation von Druckern mit dem Bagger



Bildquelle: Ökopol

Abbildung 47: Altdrucker vor QZ



Bildquelle: Ökopol

11.6.1.2 Aufschluss- und Separationsverfahren

- ▶ QZ
- ▶ Anschließende händische Separation des Kunststoffes (Positivselektion) am Band
- ▶ Lagerung über Nacht in Halle
- ▶ Zerkleinerung Kunststofffraktion im Granulator auf Korngröße < 25 mm

Abbildung 48: Kunststofffraktion Drucker nach QZ



Bildquelle: Ökopol

11.6.1.3 Probenahme

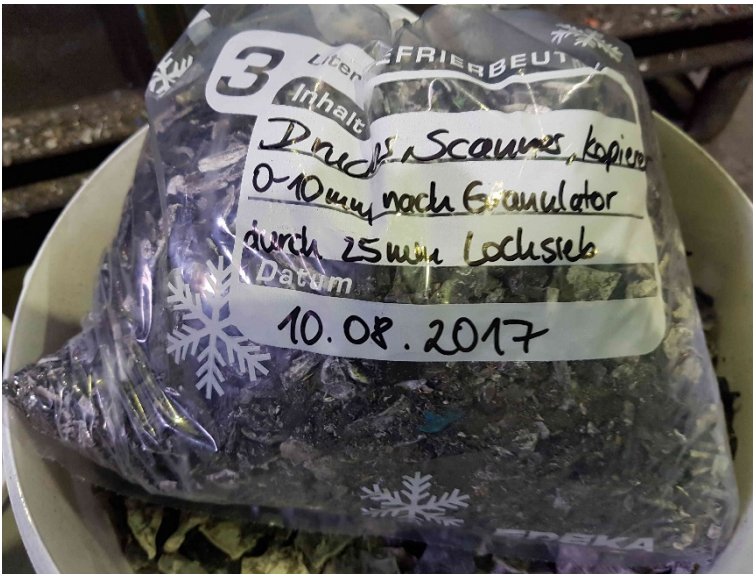
- ▶ Beschreibung Ort: Auswurf Kunststofffraktion
- ▶ Zusätzlich: Auswurf von feinkörnigem metallreichem Hüttenmaterial durch 25 mm Lochsieb nach Granulator
- ▶ Probenahme: aus Fallstrom
- ▶ Anzahl der Proben: 3 Eimer Kunststofffraktion < 25 mm Korngröße; zusätzlich eine Tüte für feinkörniges metallreiches Hüttenmaterial mit 0-10 mm Korngröße
- ▶ Menge je Probe (Einzelangaben): je 10 l (Eimer), 3 l (Tüte)
- ▶ Zeitabstände zwischen Einzelproben (bei laufender Probe): Probenahme je 10 l Eimer alle gleichzeitig

Abbildung 49: Siebfraktion Drucker nach Granulator mit 0-10 mm Korngröße



Bildquelle: Ökopol

Abbildung 50: Probe der Siebfraction Drucker nach Granulator mit 0-10 mm Korngröße



Bildquelle: UBA

Abbildung 51: Probenahme Kunststofffraktion Drucker < 25 mm Korngröße



Bildquelle: UBA

Abbildung 52: Laborprobe Kunststofffraktion Drucker < 25 mm Korngröße



Bildquelle: UBA

Abbildung 53: Generierte Laborproben Drucker



Bildquelle: UBA

11.6.2 Werkzeuge

11.6.2.1 Material

- ▶ Herkunft: gemischte Anlieferung von öRE
- ▶ Art, Anmerkungen: hoher Anteil Rasenmäher
- ▶ Verarbeitete Menge (Input gesamt): 2 Gitterboxen à 1,25 m³ (ca. 2,5 m³)
- ▶ Outputmenge Kunststofffraktion nach QZ (gesamt): 1 Box 1,25 m³ zur Hälfte gefüllt (etwa 0,6 m³ Outputmenge)

Abbildung 54: Werkzeug vor QZ



Bildquelle: Ökopol

11.6.2.2 Aufschluss- und Separationsverfahren:

- ▶ QZ
- ▶ Anschließend händische Separation des Kunststoffes (Positivselektion) am Band
- ▶ Lagerung über Nacht in Halle
- ▶ Zerkleinerung Kunststofffraktion im Granulator auf Korngröße < 25 mm

Abbildung 55: Ku-Fraktion Werkzeug nach QZ



Bildquelle: Ökopol

11.6.2.3 Probenahme

- ▶ Beschreibung Ort: Auswurf Kunststofffraktion,
- ▶ Zusätzlich: Auswurf von feinkörnigem metallreichem Hüttenmaterial durch 25 mm Lochsieb nach Granulator
- ▶ Probenahme: aus Fallstrom
- ▶ Anzahl der Proben: 3 Eimer Kunststofffraktion < 25 mm Korngröße
- ▶ Zusätzlich eine Tüte für feinkörniges metallreiches Hüttenmaterial mit 0-10 mm Korngröße
- ▶ Menge je Probe (Einzelangaben): je 10 l (Eimer)
- ▶ 3 l (Tüte)
- ▶ Zeitabstände zwischen Einzelproben (bei laufender Probe): Probenahme je 10 l Eimer alle gleichzeitig

Abbildung 56: Aufgabe Kunststofffraktion aus Werkzeugen in Granulator



Bildquelle: Ökopol

Abbildung 57: Siebfraktion aus Werkzeugen nach Granulator mit 0-10 mm Korngröße



Bildquelle: Ökopol

Abbildung 58: Siebfraktion aus Werkzeugen nach Granulator mit 0-10 mm Korngröße



Bildquelle: UBA

Abbildung 59: Probe der Siebfraktion aus Werkzeugen nach Granulator mit 0-10 mm Korngröße



Bildquelle: UBA

Abbildung 60: Laborprobe Kunststofffraktion aus Werkzeuge < 25 mm Korngröße



Bildquelle: UBA

Abbildung 61: Generierte Laborproben aus Werkzeugen



Bildquelle: UBA

11.6.3 Haushaltskleingeräte, die heiß werden

11.6.3.1 Material

- ▶ Herkunft: gemischte Anlieferung öRE
- ▶ Art, Anmerkungen: zunächst geringer Anteil von HHKG, die großflächiger heiß werden; viele Brotschneidemaschinen, zusätzliche Geräte aus Haufen mit hohem Anteil großflächig heißer Geräte sortiert und zugefügt wie Bügeleisen, Fritteuse etc.
- ▶ Verarbeitete Menge (Input gesamt): 4 Gitterboxen à 1,25 m³ (ca. 5 m³)
- ▶ Outputmenge Kunststofffraktion nach QZ (gesamt): 2 Boxen à 1,25 m³ (ca. 2,5 m³)

Abbildung 62: HHKG, die heiß werden Input



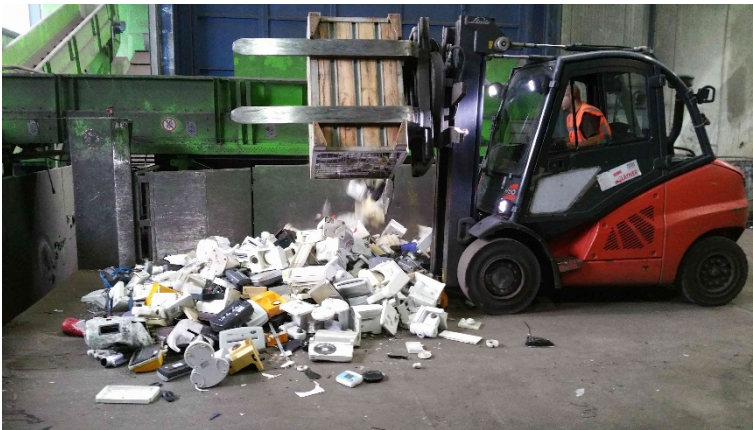
Bildquelle: Ökopol

Abbildung 63: HHKG: Zusätzliche Separation



Bildquelle: Ökopol

Abbildung 64: Abladung HHKG vor QZ-Aufgabe



Bildquelle: Ökopol

Abbildung 65: HHKG vor QZ



Bildquelle: Ökopol

Abbildung 66: Aufgabe HHKG auf QZ-Förderband



Bildquelle: Ökopol

11.6.3.2 Aufschluss- und Separationsverfahren:

- ▶ QZ
- ▶ Anschließend händische Separation des Kunststoffes (Positivselektion) am Band
- ▶ Lagerung über Nacht in Halle
- ▶ Zerkleinerung Kunststofffraktion im Granulator auf Korngröße < 25 mm

Abbildung 67: Ku-Fraktion aus HHKG nach QZ



Bildquelle: Ökopol

11.6.3.3 Probenahme

- ▶ Beschreibung Ort: Auswurf Kunststofffraktion,
- ▶ Zusätzlich: Auswurf von feinkörnigem metallreichem Hüttenmaterial durch 25 mm Lochsieb nach Granulator
- ▶ Probenahme: aus Fallstrom
- ▶ Anzahl der Proben: 3 Eimer Kunststofffraktion < 25 mm Korngröße
- ▶ Zusätzlich eine Tüte für feinkörniges metallreiches Hüttenmaterial mit 0-10 mm Korngröße
- ▶ Menge je Probe (Einzelangaben): je 10 l (Eimer), 3 l (Tüte)
- ▶ Zeitabstände zwischen Einzelproben (bei laufender Probe): Probenahme je 10 l Eimer alle gleichzeitig

Abbildung 68: Siebfraktion aus HHKG nach Granulator mit 0-10 mm Korngröße



Bildquelle: UBA

Abbildung 69: Laborprobe Kunststofffraktion aus HHKG < 25 mm Korngröße



Bildquelle: UBA

Abbildung 70: Generierte Laborproben aus HHKG



Bildquelle: UBA

11.6.4 Telekommunikation

11.6.4.1 Material

- ▶ Herkunft: am Band nach QZ über längere Zeit aussortiert; Originalquelle öRE,
- ▶ Art, Anmerkungen: schnurlose Telefone, geringe Anzahl von Fotoapparaten (klein) sehr geringe Anzahl anderer Geräte (Rasierer),
- ▶ Direktaufgabe in Granulator,
- ▶ Verarbeitete Menge (Input Granulator gesamt): 2 Gitterboxen à 1,25 m³ (ca. 2,5 m³),
- ▶ Outputmenge Kunststofffraktion nach Granulator (gesamt): 1 blaue Box (1,25 m³) zu 2/3 gefüllt (ca. 0,8 m³).

Abbildung 71: Input Telefon



Bildquelle: Ökopol

11.6.4.2 **Aufschluss- und Separationsverfahren:**

Granulator < 25 mm mit Abscheidung Feinkorn (→ feinkörnige metallreiche Hüttenfraktion)

Nachträgliche manuelle Separation der Leiterplatten aus Ku-Fraktion wegen hohen Anteils von LP in der KU-Fraktion

11.6.4.3 **Probenahme**

- ▶ Beschreibung Ort: Auswurf Kunststofffraktion,
- ▶ Zusätzlich: Auswurf feinkörniges metallreiches Hüttenmaterial durch 25 mm Lochsieb nach Granulator,
- ▶ Probenahme: aus Fallstrom
- ▶ Anzahl der Proben: 3 Eimer Kunststofffraktion < 25 mm Korngröße,
- ▶ Zusätzlich eine Tüte für feinkörniges metallreiches Hüttenmaterial mit 0-10 mm Korngröße
- ▶ Menge je Probe (Einzelangaben): je 10 l (Eimer),
- ▶ 3 l (Tüte),
- ▶ Zeitabstände zwischen Einzelproben (bei laufender Probe): Probenahme je 10 l Eimer alle gleichzeitig.

Abbildung 72: Siebfraktion aus Telefonen nach Granulator mit 0-10 mm Korngröße



Bildquelle: UBA

Abbildung 73: Probe der Siebfraktion aus Telefonen nach Granulator mit 0-10 mm Korngröße



Bildquelle: UBA

Nachträgliche manuelle Sortierung wegen hohen Anteils von Leiterplatten in der Ku-Fraktion

Abbildung 74: Nachsortierung Kunststofffraktion aus Telefonen < 25 mm Korngröße



Bildquelle: UBA

Abbildung 75: Laborprobe Kunststofffraktion aus Telefonen < 25 mm Korngröße



Bildquelle: UBA

Abbildung 76: Generierte Laborproben aus Telefonen



Bildquelle: UBA

11.6.5 Computer

11.6.5.1 Material

- ▶ Herkunft: gewerbliche Quelle
- ▶ Art, Anmerkungen: Fronten von PC und weitere Ku-Teile von PC (1/4 gefüllte Gitterbox), Docking Stations (2/3 gefüllte Gitterbox)
- ▶ Direktaufgabe in Granulator
- ▶ Verarbeitete Menge (Input Granulator gesamt): $\frac{1}{4} + \frac{2}{3}$ Gitterbox à $1,25 \text{ m}^3$ (ca. 1 m^3)
- ▶ Outputmenge Kunststofffraktion (gesamt): $\frac{1}{2}$ blaue Box à $1,25 \text{ m}^3$

Abbildung 77: Input Computer für Granulator



Bildquelle: Ökopol

11.6.5.2 **Aufschluss- und Separationsverfahren:**

Direktaufgabe in Granulator, Separation feinkörnige metallreiche Hüttenfraktion, händische Nachsortierung des Outputmaterials aus Granulator wegen hohen Anteils von Leiterplatten für die Laborproben

11.6.5.3 **Probenahme**

- ▶ Beschreibung Ort: Auswurf Kunststofffraktion,
- ▶ Zusätzlich: Auswurf feinkörniges metallreiches Hüttenmaterial durch 25 mm Lochsieb nach Granulator
- ▶ Probenahme: aus Fallstrom
- ▶ Anzahl der Proben: 3 Eimer Kunststofffraktion < 25 mm Korngröße
- ▶ Zusätzlich eine Tüte für feinkörniges metallreiches Hüttenmaterial mit 0-10 mm Korngröße
- ▶ Menge je Probe (Einzelangaben): je 10 l (Eimer)
- ▶ 3 l (Tüte)
- ▶ Zeitabstände zwischen Einzelproben (bei laufender Probe): Probenahme je 10 l Eimer alle gleichzeitig

Händische Nachsortierung wegen des hohen Anteils Leiterplatten

Abbildung 78: Laborprobe Kunststofffraktion aus Computern < 25 mm Korngröße



Bildquelle: UBA

11.6.6 Unterhaltungselektronik

11.6.6.1 Material

- ▶ Herkunft: örE
- ▶ Art, Anmerkungen: am 1. Tag nur geringe Menge, am 2. Tag zusätzliche Menge aussortiert
- ▶ Verarbeitete Menge (Input gesamt): 1. Tag $\frac{1}{2}$ Gitterbox, 2. Tag 2 Gitterboxen à $1,25 \text{ m}^3$ (insgesamt ca. 3 m^3)
- ▶ Outputmenge Kunststofffraktion nach QZ (gesamt): 2 halb gefüllte blaue Boxen à $1,25 \text{ m}^3$ (ca. $1,25 \text{ m}^3$)

Abbildung 79: UE vor QZ 1. Tag



Bildquelle: Ökopol

Abbildung 80: UE Input 2. Tag



Bildquelle: Ökopol

Abbildung 81: UE-Input vor QZ 2. Tag



Bildquelle: Ökopol

Abbildung 82: UE-Input Band vor QZ 2. Tag



Bildquelle: Ökopol

11.6.6.2 **Aufschluss- und Separationsverfahren:**

- ▶ QZ
- ▶ Anschließende händische Separation des Kunststoffes (Positivselektion) am Band
- ▶ Lagerung über Nacht in Halle

Abbildung 83: UE Kunststofffraktion vom 1. Tag nach QZ



Bildquelle: Ökopol

11.6.6.3 **Probenahme**

- ▶ Beschreibung Ort: Auswurf Kunststofffraktion,
- ▶ Zusätzlich: Auswurf von feinkörnigem metallreichen Hüttenmaterial durch 25 mm Lochsieb nach Granulator
- ▶ Probenahme: aus Fallstrom

- ▶ Anzahl der Proben: 3 Eimer Kunststofffraktion < 25 mm Korngröße
- ▶ Zusätzlich eine Tüte für feinkörniges metallreiches Hüttenmaterial mit 0-10 mm Korngröße
- ▶ Menge je Probe (Einzelangaben): je 10 l (Eimer)
- ▶ 3 l (Tüte)
- ▶ Zeitabstände zwischen Einzelproben (bei laufender Probe): Probenahme je 10 l Eimer alle gleichzeitig

Abbildung 84: Siebfraktion aus Unterhaltungselektronik nach Granulator mit 0-10 mm Korngröße



Bildquelle: UBA

Abbildung 85: Probe der Siebfraktion aus Unterhaltungselektronik nach Granulator mit 0-10 mm Korngröße



Bildquelle: UBA

Abbildung 86: Laborprobe Kunststofffraktion aus Unterhaltungselektronik < 25 mm Korngröße



Bildquelle: UBA

Abbildung 87: Generierte Laborproben aus Unterhaltungselektronik



Bildquelle: UBA

Abbildung 88: Alle generierten Laborproben im Überblick



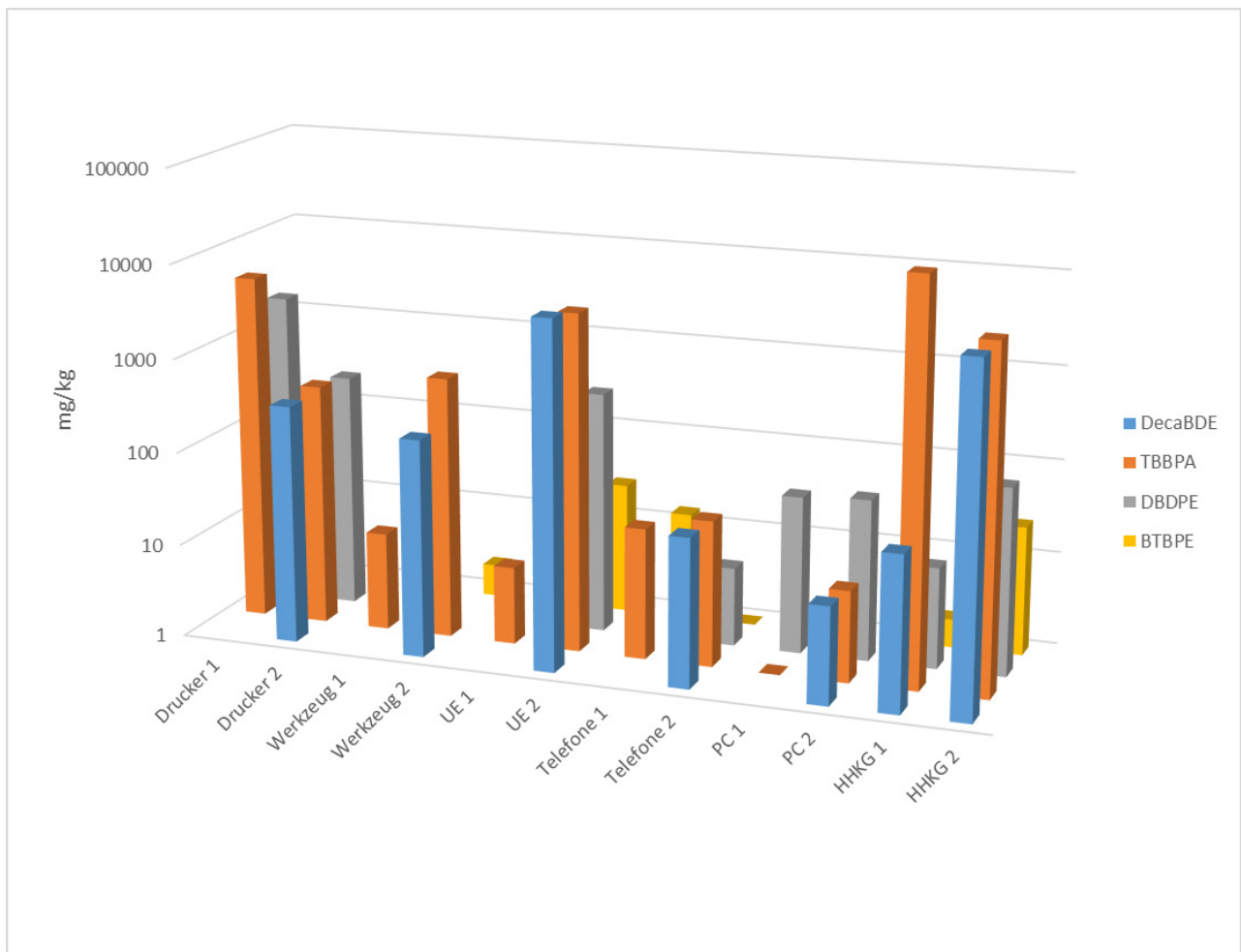
Bildquelle: UBA

11.7 Ergebnisse der chemischen Analysen der Kunststoffproben

Es wurde eine Doppelbestimmung jeder Probe durchgeführt. Hierbei zeigten sich sehr inhomogene Werte. Die Abbildung 89 zeigt dies für die mengenrelevantesten BFSM auf.

Tabelle 44 zeigt die Ergebnisse der chemischen Analysen im Einzelnen.

Abbildung 89: Ergebnisse der chemischen Analysen für die vier mengenrelevantesten BFSM



Quelle: eigene Darstellung; es werden jeweils die Ergebnisse der Doppelbestimmung dargestellt.

Tabelle 44: Ergebnisse der chemischen Analysen der Kunststofffraktionen

Bezeichnung	Einheit	Dru- cker, Scan- ner, Ko- pierer Analyse 1	Dru- cker, Scan- ner, Ko- pierer Analyse 2	Werk- zeuge Analyse 1	Werk- zeuge Analyse 2	Unter- hal- tungs- elektro- nik Analyse 1	Unter- hal- tungs- elektro- nik Analyse 2	Tele- fone Analyse 1	Tele- fone Analyse 2	Compu- ter + Do- cking Station Analyse 1	Compu- ter + Do- cking- Station Analyse 2	HHKG, die heiß werden Analyse 1	HHKG, die heiß werden Analyse 2
Massenanteil Metalle	Gew%	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Wassergehalt a. Feuchten	Gew%	0,50	0,50	1,10	1,40	1,40	1,30	1,10	1,40	0,30	0,50	0,70	0,80
Brom, gesamt	Gew%	0,20	0,23	0,04	0,06	0,33	0,31	0,02	0,05	0,12	0,14	0,57	0,65
2,4,4-Tribromdiphe- nylether (BDE 28)	mg/kg	<0,5	<1	<0,5	<1	<0,5	<1	<0,5	<1	<0,5	<1	<0,5	<1
2,2,4,4-Tetra- bromdiphenylether (BDE 47)	mg/kg	<0,5	<1	<0,5	<1	<0,5	<1	<0,5	<1	<0,5	<1	<0,5	<1
2,2',4,4',5-Pen- tabromdiphenylether (BDE 99)	mg/kg	<0,5	<1	<0,5	<1	<0,5	<1	<0,5	<1	<0,5	<1	<0,5	<1
2,2,4,4,6-Pen- tabromdiphenylether (BDE 100)	mg/kg	<0,5	<1	<0,5	<1	<0,5	<1	<0,5	<1	<0,5	<1	<0,5	<1
2,2,4,4,5,5-Hexab- romdiphenylether (BDE 153)	mg/kg	<0,5	<1	<0,5	<1	<0,5	<1	<0,5	<1	<0,5	<1	<0,5	<1
2,2,4,4,5,6-Hexab- romdiphenylether (BDE 154)	mg/kg	<0,5	6,8	<0,5	6,5	<0,5	12	<0,5	<1	<0,5	<1	<0,5	2,1

Bezeichnung	Einheit	Dru- cker, Scan- ner, Ko- pier Analyse 1	Dru- cker, Scan- ner, Ko- pier Analyse 2	Werk- zeuge Analyse 1	Werk- zeuge Analyse 2	Unter- hal- tungs- elektro- nik Analyse 1	Unter- hal- tungs- elektro- nik Analyse 2	Tele- fone Analyse 1	Tele- fone Analyse 2	Compu- ter + Do- cking Station Analyse 1	Compu- ter + Do- cking- Station Analyse 2	HHKG, die heiß werden Analyse 1	HHKG, die heiß werden Analyse 2
2,2,3,4,4,5,6-Hep- tabromdiphenylether (BDE 183)	mg/kg	1,2	47	<0,5	60	1,5	53	<0,5	1,2	<0,5	3,2	1,7	13
Octabromdiphe- nylether	mg/kg	0,55	26	<0,5	29	0,66	20	<0,5	<1	<0,5	1,1	0,68	4,7
Decabromdiphe- nylether (BDE 209)	mg/kg	<10	350	<10	210	<10	5.100	<10	39	<10	11	45	4.700
Tetrabrombisphenol A (TBBPA)	mg/kg	4.900	380	11	620	7	4.000	25	36	1	10	19.000	4.700
Decabromdiphe- nylethan (DBDPE)	mg/kg	2.100	320	<5	<5	<5	380	<5	7	48	53	12	100
1,2-Bis(2,4,6-tri- bromphenoxy)ethan (BTBPE)	mg/kg	<1	<1	<1	2	<1	25	14	1	<1	<1	2	24
Hexabromcyclodode- can (HBCD)	mg/kg	<2	<2	<1	<2	<1	<20	<1	<2	<2	<2	<10	<20

Quelle: Datengrundlage Laboranalysen der Firma Wessling, eigene Darstellung

11.7.1 Einzelne Flammschutzmittel

Die größten Beiträge zu den Frachten bromierter Flammschutzmittel (BFSM) resultieren aus Tetra-brombisphenol A (TBBPA), Decabromdiphenylether (BDE 209) (DecaBDE) und Decabromdiphenylethan (DBDPE), die keine regulierten BFSM des Anhangs 4 der POP-VO sind. Dieser generelle Befund stimmt mit den Ergebnissen von Taverna et al. (2017) überein.

Für DecaBDE wurden die höchsten Werte bei der zweiten Analyse der Fraktionen „Unterhaltungselektronik“ und „HHKG, die heiß werden“ gefunden. In der ersten Analyse dieser Fraktion fand sich keine Entsprechung der Werte in vergleichbarer Höhe.

Für TBBPA lag der Wert in der ersten Analyse der Fraktionen „Drucker, Scanner, Kopierer“, „Unterhaltungselektronik“ und „HHKG, die heiß werden“ am höchsten. Hier wurde in der zweiten Analyse ebenfalls keine Entsprechung der Höhe der Werte gefunden, wobei die Werte der Fraktion „HHKG, die heiß werden“ mit 19.000 mg/kg in der ersten Analyse und 4.700 mg/kg in der zweiten Analyse nur um den Faktor 4 differieren.

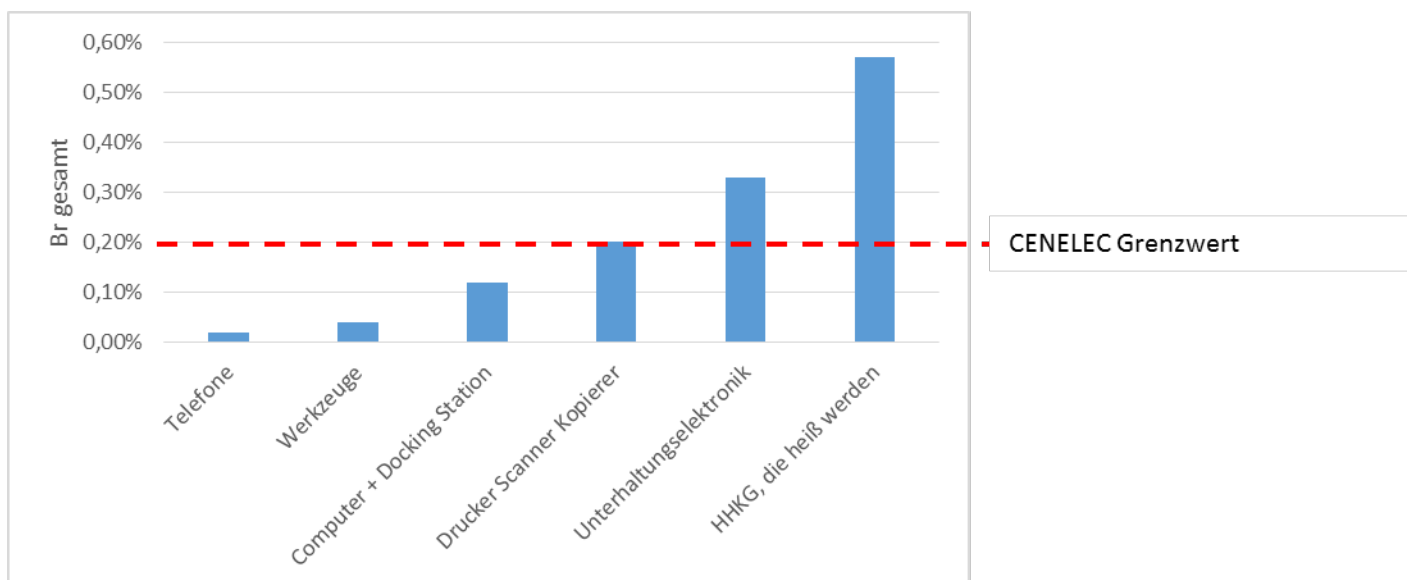
Beim DBDPE lag der höchste Wert aus der ersten Analyse der Fraktion „Drucker, Scanner, Kopierer“ vor, ebenfalls ohne Entsprechung der Höhe der Werte in der zweiten Probe.

Bei den anderen BFSM lagen die Werte entweder unter der Nachweisgrenze oder unter 100 mg/kg.

11.7.2 Brom gesamt

Die Werte liegen teilweise unter und teilweise über den Grenzwertvorschlägen von UBA (1.000 mg/kg) und CENELEC (2.000 mg/kg). Es zeigt sich, dass bei „Computer und Docking Station“ der Wert des UBA-Vorschlages überschritten wird, bei „Drucker Scanner Kopierer“ der Wert beim CENELEC-Grenzwert liegt und bei „Unterhaltungselektronik“ und „HHKG, die heiß werden“ beide Werte überschritten werden.

Abbildung 90: Ergebnisse der chemischen Analysen für Br gesamt im Vergleich mit verschiedenen Grenzwerten



Quelle: Datengrundlage Wessling GmbH, eigene Darstellung

11.7.3 Wiederfindungsraten

Die Ergebnisse der chemischen Analysen zeigen sehr unterschiedliche Wiederfindungsraten von Brom in den einzelnen Flammenschutzmitteln auf.

Tabelle 45: Vergleich der Werte für Br_{gesamt} und der einzelnen BFSM (Angaben in mg/kg)

	Br_{gesamt} 1. Analyse	Br_{gesamt} 2. Analyse	TBBPA	DBDP E	De-caBDE	An-dere
Drucker, Scanner, Kopierer	2.000	2.300	4.900	2.100		1,75
Werkzeug	400	600	11			
Unterhaltungselektronik	3.300	3.100	6,7			2,16
Telefon	200	500	25			
Computer + Docking Station	1.200	1.400	1	48		
HHKG, die heiß werden	5.700	6.500	19.000	12	45	2,38

Quelle: Datengrundlage Wessling GmbH, eigene Berechnungen; leere Felder: unter Nachweisgrenze.

Es zeigt sich, dass für „Werkzeug“, „Unterhaltungselektronik“, „Telefon“ und „Computer + Docking Station“ für die weit überwiegende Menge Brom nicht klar wird, welchen BFSM die Brommengen zugeordnet werden können.

In Taverna et al. (2017) werden deutlich höhere Bromwerte im Vergleich zu den Mengen der einzelnen BFSM beschrieben.

11.7.4 Vergleich der Ergebnisse mit den Ergebnissen verschiedener EBA

Mit Email vom 16.10.2017 wurden vom Workshop Erstbehandler (WSE) Ergebnisse chemischer Analysen zu BFSM in Kunststoffen übersandt. Ausgangsmaterial der Untersuchungen waren Kunststoffe nach den Zerkleinerungs- und Sortierstufen am Ende der Erstbehandlung der derzeitigen Sammelgruppe 5. Es wurden 9 bromierte Diphenylether untersucht (darunter 4 POP BDE und DecaBDE) sowie Br_{gesamt} .

Die höchsten Werte je Einzelstoff zeigten sich bei 4 von 5 Analysen bei DecBDE. In allen Ergebnissen wurde der Br-Gesamtwert von 2.000 ppm (CENELEC-Grenzwert) überschritten. Die Summe der POP-BDE lag bei allen Analysen unter dem Grenzwert von 0,1 %.

11.7.5 Fazit

Als Fazit kann festgestellt werden, dass

- ▶ die Grenzwerte für die POP-BFSM⁶⁰ in allen Proben unterschritten wurden,
- ▶ bei den Fraktionen „Drucker, Scanner, Kopierer“, „Unterhaltungselektronik“ und „HHKG, die heiß werden“ teilweise hohe Frachten an BFSM gefunden wurden,
- ▶ der CENELEC-Grenzwert für Br_{gesamt} bei den Fraktionen „Unterhaltungselektronik“ und „HHKG, die heiß werden“ überschritten und bei der Fraktion „Drucker, Scanner, Kopierer“ erreicht wurde,
- ▶ die Wiederfindungsraten für Brom über die einzelnen BFSM sehr stark variieren.

⁶⁰ POP VO ANHANG IV: Liste der Stoffe, die den Abfallbewirtschaftungsbestimmungen gemäß Artikel 7 unterliegen; Summe der Konzentrationen von Tetrabromdiphenylether, Pentabromdiphenylether, Hexabromdiphenylether und Heptabromdiphenylether: 1 000 mg/kg, Tetrabromdiphenylether $C_{12}H_6Br_4O$, Pentabromdiphenylether $C_{12}H_5Br_5O$, Hexabromdiphenylether $C_{12}H_4Br_6O$, Heptabromdiphenylether $C_{12}H_3Br_7O$.

Tabelle 46 zeigt die Ergebnisse mit den höchsten Konzentrationen von BFSM.

Tabelle 46: Auswahl der Ergebnisse der chemischen Analysen – Fraktionen und BFSM mit Werten > 1.000 mg/kg

Bezeichnung	Drucker, Scanner, Kopierer Analyse 1	Drucker, Scanner, Kopierer Analyse 2	Unterhaltungselektronik Analyse 1	Unterhaltungselektronik Analyse 2	HHKG, die heiß werden Analyse 1	HHKG, die heiß werden Analyse 2
Decabromdiphenylether (BDE 209)	<10	350	<10	5.100	45	4.700
Tetrabrombisphenol A (TBBPA)	4.900	380	7	4.000	19.000	4.700
Decabromdiphenylethan (DBDPE)	2.100	320	<5	380	12	100

Die Ergebnisse zeigen, dass aktuell Separationspflichten für die untersuchten Fraktionen nicht zwingend aus der bestehenden Rechtslage abgeleitet werden können.

In einer Zielperspektive der Entfrachtung von Stoffkreisläufen kann die BehandlungsV über die Setzung eines Grenzwertes für BFSM einen Impuls setzen. Angesichts der Vielfalt von BFSM, der variablen Anteile, der dynamischen Situation bei den Einstufungen der BFSM unter REACH und der Einstufung in der POP-VO und der Neuentwicklungen erscheint die Orientierung der Grenzwerte an Gesamtbromgehalten sinnvoller, als an einzelnen oder mehreren BFSM.

11.8 Konzipierung weiterer Untersuchungen mit Blick auf Behandlungsempfehlungen für EAG

Dieser Abschnitt stellt Vorschläge für vier weitere Untersuchungen dar, die für die Empfehlungen für Behandlungsanforderungen identifiziert und priorisiert wurden. Für die 1. und 2. Priorität der weiteren Untersuchung werden Grobkonzepte vorgestellt.

1. Massenbilanzierung der EAG-Behandlung in Bezug auf die Abtrennung von Kunststoffen mit bromierten Flammschutzmitteln (zu Details siehe unten)
2. Normung von Techniken zum Grobaufschluss von EAG
3. Ermittlung des Status quo der Behandlung bei den Erstbehandlungsanlagen in Deutschland,
4. Vorkommen von EAG mit kanzerogenen Fasern

11.8.1 Grobkonzept Untersuchung 1: Massenbilanzierung BFSM-Kunststoffe

Hintergrund: BFSM-haltige Kunststoffe können auf der Altgeräteebene vor dem mechanischen Aufschluss beim Erstbehandler oder nach dem mechanischen Aufschluss aus der Kunststofffraktion (oftmals beim Folgebehandler) separiert werden.

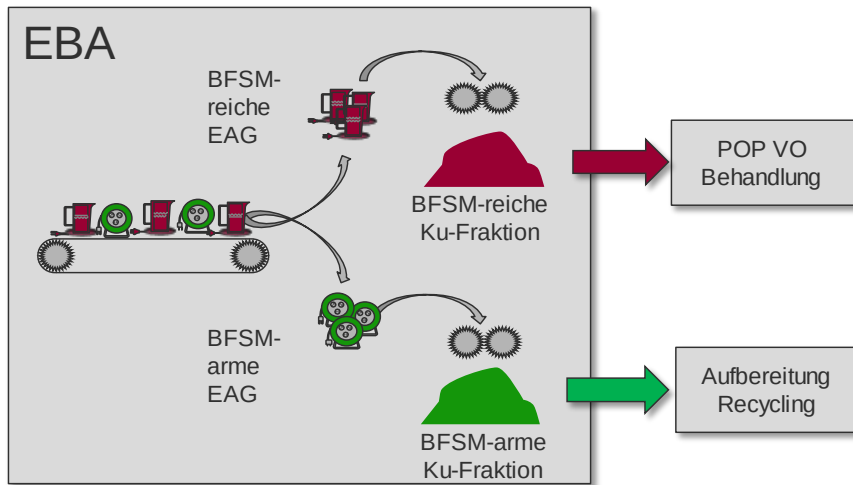
Ziel: Beantwortung der Frage, bei welchem Vorgehen zur Separation BFSM-haltiger Kunststoffe die Ausbeute an BFSM-freien Kunststoffen am größten ist.

Vorgehen: Das Untersuchungskonzept wird vereinfachend anhand von Szenarien dargestellt:

- Szenario 1: Altgeräte, die in einer Verdachtsliste als BFSM-haltig genannt sind, werden vom Erstbehandler separiert. Der BFSM-freie Altgerätestrom wird mechanisch aufbereitet. Die resultierende Kunststofffraktion wird zum Folgebehandler transportiert, wo eine weitere Aufbereitung der Kunststofffraktion erfolgt (Abtrennung nicht werkstofflich verwerteter Kunststoffsorten, Reinigung der Kunststofffraktion, Sortierung der Kunststoffsorten).

Die BFSM-reichen Altgeräte werden einer separaten Behandlung zugeführt, bei denen die BFSM-haltigen Kunststoffe entsprechend den Anforderungen der POP-VO behandelt werden.

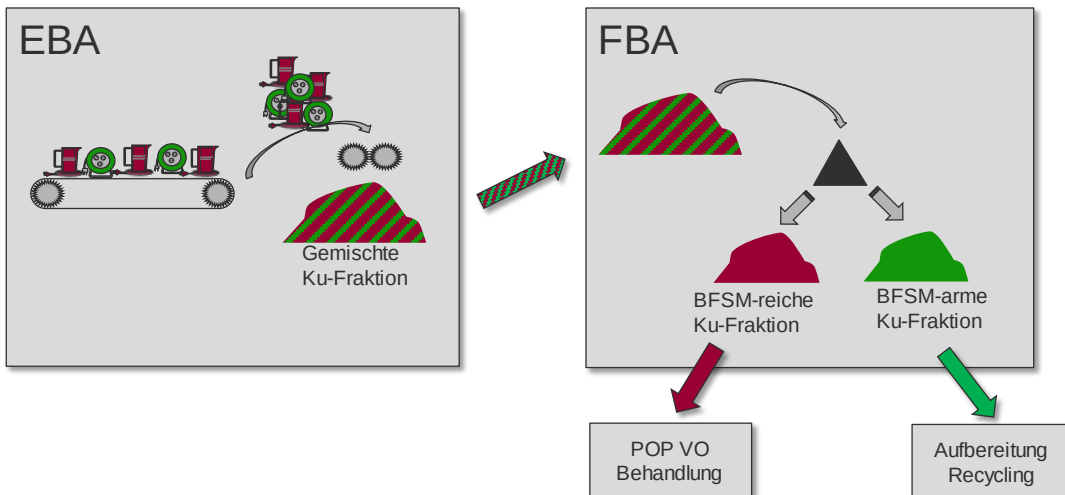
Abbildung 91: Szenario 1 zum Untersuchungsvorschlag 1



Quelle: eigene Darstellung

- Szenario 2: Die Altgeräte werden mechanisch aufgeschlossen. Die resultierende Kunststofffraktion wird beim Folgebehandler in eine BFSM-reiche und eine BFSM-arme Fraktion getrennt. Die BFSM-arme Fraktion wird wie im Szenario 1 weiter aufbereinigt und in die verschiedenen Kunststoffsorten getrennt. Die BFSM-reiche Fraktion wird entsprechend den Anforderungen der POP-VO behandelt.

Abbildung 92: Szenario zum Untersuchungsvorschlag 1



Quelle: eigene Darstellung

Untersuchungsfragen: Die Ausgangsthese der Empfehlung zur Behandlungsanforderung 4.5⁶¹ lautet: Durch die Separation auf der Geräteebene beim Erstbehandler ergeben sich bessere massen- und schadstoffbezogene Effekte, als bei der Separation beim Folgebehandler.

Gutachterlich werden Untersuchungsfragen zu den Bereichen Effektivität, Zuverlässigkeit und Effizienz empfohlen, die hier zunächst grob skizziert werden:

- ▶ Können durch die Separation auf Geräteebene so viele BFSM-Kunststoffe abgeschieden werden, dass schadstoffbezogene Anforderungen an die Sekundärkunststoffe erfüllt werden? Hierbei muss entschieden werden, ob nur die BFSM betrachtet werden, die in den verschiedenen rechtlichen Rahmen verwendungsbeschränkt sind (POP, REACH, RoHS). Oder, ob ein breiterer Untersuchungsansatz, vor der Zielsetzung offener Kunststoffkreisläufe von bromierten Flammenschutzmitteln zu entfrachten, realisiert wird.
- ▶ Werden in der Summe der Prozesse im Szenario 2 mit gemischter Anlieferung bei den Folgebehandlern mehr Kunststoffe als nicht-werkstofflich verwertbar separiert, als in der Summe der Prozesse in Szenario 1?
- ▶ Welche Masseneffekte ergeben sich beim Folgebehandler im Szenario 2 bei den Prozessschritten, bei denen (vor der Differenzierung in Kunststoffsorten) nicht-werkstofflich verwertbare Kunststoffe abgeschieden werden (z. B. solche mit hohem Füllstoffanteil, PVC)?
- ▶ Welche Masseneffekte ergeben sich bei dem Folgebehandler in den Prozessen zur Differenzierung des Inputstroms nach Kunststoffsorten bei Szenario 1 und bei Szenario 2?
- ▶ Welche Entfrachtungswirkung kann für die Sekundärkunststoffe bei den Szenarien 1 und 2 erzielt werden?
- ▶ Müssen beim Folgebehandler unabhängig davon, ob gemischte oder BFSM-freie Kunststoffgemische angeliefert werden, in jedem Fall Prozesse zur Separation von BFSM-haltigen Kunststoffen durchgeführt werden (im Szenario 2 redundanter Schritt um sicherzustellen, dass tatsächlich keine BFSM mehr in der Kunststofffraktion enthalten sind)?
- ▶ Wie ist das Verhältnis zwischen Aufwand und Effektivität in den beiden Szenarien?
- ▶ Wie unterscheiden sich die Menge und der Behandlungsweg der BFSM-reichen Fraktion in Szenario 1 und 2?

Für die Durchführung des Versuchs wird empfohlen:

- ▶ Kooperationsprojekt mit einem Erstbehandler und einem Folgebehandler,
- ▶ Sicherstellung einer möglichst hohen Repräsentativität der Versuche durch hohen Mengendurchsatz; hierzu wird vorgeschlagen, gemischte Altgeräte z. B. der aktuellen SG 5 (Haushaltskleingeräte) beim EBA zu bearbeiten (z. B. Grobaufschluss im QZ) und über mehrere Wochen verteilt tageweise Mengen nach Szenario 1 und 2 zu verarbeiten. Dazu muss die Geräteliste zunächst fertig sein.
- ▶ Chemische Analysen zu Br_{gesamt} (Kenngröße für Bromfracht, Orientierungswert für Gesamtgehalt BFSM), POP-BDE (verwendungsbeschränkte BFSM), DecaBDE (RoHS und REACH-regulierte BFSM) und TBBPA (massenrelevantes BFSM in EAG)

11.8.2 Grobkonzept Untersuchung 2: Normung von Techniken zum Grobaufschluss

Hintergrund: Mehrere der Behandlungsempfehlungen zielen darauf ab, Komponenten und Schadstoffe möglichst schonend und zerstörungsfrei zu separieren, um die Wertstoffverluste zu minimieren bzw. Schadstoffkontamination der weiteren Fraktionen zu verhindern, siehe z. B. die Empfehlungen

⁶¹ Behandlungsanforderung 4.5 Separation der Kunststoffteile eines Altgerätes, die durch POP-VO geregelte FSM enthalten, vor einer mechanischen (Grob-)Zerkleinerung; unterstützend kann eine Liste erstellt werden, die verpflichtend zu separierende und optional zu separierende Altgeräte benennt.

1.2 zur schonenden Separation von hochwertigen Leiterplatten, 5.2 und 5.3 zur Batterieseparation und 5.11 zur zerstörungsfreien Separation von Elektrolytkondensatoren. In der Praxis erfolgt für die genannten Bauteile vor der Separation teilweise ein mechanischer Grobaufschluss. Je nach Aufschlussaggregat und technischen Parametern kann es dabei zu Zerstörungen der Zielkomponenten in unterschiedlichem Ausmaß kommen, pauschale Aussagen zu bestimmten Aggregaten sind jedoch nicht möglich.

Die Erarbeitung der Behandlungsempfehlungen hat gezeigt, dass eine Rechtssetzung unterstützt bzw. erleichtert werden könnte, wenn auf genormte Stufungen für die Zerstörungswirkung schonender Grobaufschlussverfahren verwiesen werden könnte, siehe auch 3.2.1.6.

Ziel: Die Normung sollte für mindestens alle gängigen bei EBA eingesetzten Grobaufschlusstechniken eine Stufung verfügbar machen, die beschreibt, in welchem Verfahrens-/Prozesstyp mit welchen Betriebsparametern welche Wahrscheinlichkeit und welcher Grad für die Zerstörung von Zielkomponenten erwartet werden kann:

- ▶ Im Falle der Separation von Leiterplatten aus PCs z. B. die Zerstörungswahrscheinlichkeit und der Zerstörungsgrad/ die Zerstörungsintensität der Leiterplatte (davon ausgehend, dass es einen Zusammenhang zwischen der Zerstörung bzw. Zerkleinerung von Leiterplatten und dem Risiko der Verschleppung von Edelmetallen gibt). ‚Zerstörung‘ umfasst dabei neben dem Bruch der Leiterplatten auch die Verstaubung und die Abscherung von Komponenten wie z. B. Prozessoren und Chips von der Leiterplatte.
- ▶ Im Falle der Separation von Elektrolytkondensatoren aus EAG z. B. die Wahrscheinlichkeit, dass die Außenhaut des Elektrolytkondensators beschädigt wird und der Austritt von Elektrolyt wahrscheinlich wird.
- ▶ Im Falle der Separation von Batterien aus EAG z. B. die Wahrscheinlichkeit der Beschädigung a) an sich, b) mit Schadstoffaustritt bzw. c) bei lithiumhaltigen Batterien mit Brandgefahr. Bleiben Batterien nach Aufschluss noch identifizierbar/sortierbar/detektierbar?

Vorgehen: Ausgangsthese des Versuchs ist es, dass für einzelne Anlagentechniken/Grobaufschlussaggregate in Abhängigkeit der gewählten Prozessparameter Wahrscheinlichkeitsverteilungen beschrieben werden können:

- ▶ für die Trennung von Zielkomponenten aus dem Geräteverbund („liberation“),
- ▶ für die Zerstörung von Leiterplatten, Kondensatoren und Batterien.
- ▶ Außerdem für den Aufschluss der Leiterplatten die Zerstörungsintensität (Größenverteilung der Bruchstücke, Verstaubung, Abscherung von Bauelementen).

Gutachterlich werden folgende Eckpunkte der Untersuchung vorgeschlagen:

- ▶ Kooperation mit Herstellern oder Anbietern von mechanischen (Grob-)Aufschlussanlagen; hierdurch sollte ein Zugang zu unterschiedlichen Anlagentypen sichergestellt werden;
- ▶ Kooperation mit Erstbehandlungsanlagen; Zugang zu EAG verschiedener Sammelgruppen über bestehende Verträge;
- ▶ Kooperation mit abfallwirtschaftlichem Statistikexperten;
- ▶ Kooperation mit einem Normungsgremium (z. B. VDI 2343);
- ▶ Sicherstellung einer möglichst hohen Repräsentativität der Versuche durch
 - ▶ hohen Mengendurchsatz; hierzu wird vorgeschlagen, gemischte Altgeräte aus den zukünftigen Sammelgruppen über mehrere Wochen verteilt zu verarbeiten (sicherstellen, dass jahreszeitliche Schwankungen in der Zusammensetzung der EAG ausgeglichen werden),
 - ▶ Verteilung der Herkunft des Versuchsmaterials aus städtischen und ländlichen Räumen;

- Einerseits sollte die gesamte Verfahrenskette bis zum Recycling berücksichtigt werden. Andererseits ist angesichts der großen Vielfalt möglicher Verfahrenskombinationen und Konfigurationsmöglichkeiten der einzelnen Verfahren eine Vereinfachung notwendig. Die Entwicklung eines solchen Ansatzes sollte aus gutachterlicher Sicht einer der ersten Untersuchungsschritte darstellen.

Bei der Normung sollte der Bezug auf die jeweils relevanten typischen Gerätearten möglich sein.

Teil der Arbeiten sollte auch sein, dass die Grundlagen für eine politische Entscheidung erarbeitet werden, an welchem Punkt in dem Kontinuum von „vollständig zerstörenden“ bis „zerstörungsfreien“ Verfahren die Kategorisierung z. B. in „zugelassenes Verfahren“ und „nicht-zugelassenes Verfahren“ gesetzt werden soll.

11.8.3 Untersuchungsvorschlag 3: Status quo Erstbehandlung

Hintergrund: Bei der Frage, in welchen Bereichen der Behandlung von EAG prioritärer Handlungsbedarf besteht und welche Folgen einzelne Behandlungsanforderungen hätten, wurde deutlich, dass kein breiter Wissensstand über die Behandlung bei den Erstbehandlern in Deutschland verfügbar ist. Oftmals sind nur Informationen von den Anlagenbetreibern verfügbar, die in den Diskussionen aktiv sind. Dies ist nach Aussage der Erstbehandler jedoch nur ein kleiner Teil der Anlagen in Deutschland. Zudem wurde angeführt, dass teilweise kein level playing field bei der Erstbehandlung von EAG besteht.

Ziel: Quantifizierende Erhebung der Situation der Erstbehandlung in Deutschland in Bezug auf

- die angewandten Behandlungskonzepte,
- die eingesetzte Anlagentechnik,
- die SG, für die divergierende Behandlungskonzepte bestehen

Kühlschränke können bei dieser Untersuchung aus gutachterlicher Sicht nachrangig behandelt werden, da diese Geräteart bereits Gegenstand von spezifischen Untersuchungen und Anforderungen war und ist.

Vorgehen: Erhebung über Befragung der EBA und über Erhebungen der Genehmigungssituation.

11.8.4 Untersuchungsvorschlag 4: EAG mit kanzerogenen Keramikfasern

Hintergrund: Als Ergebnis der Recherchen in diesem Projekt und im Rahmen der Diskussionen zu den Behandlungsanforderungen für EAG in der Arbeitsgruppe „Schadstoffentfrachtung“ wurde festgestellt, dass der Kenntnisstand zu EAG, die kanzerogene Fasern enthalten, sehr gering ist.

Ziel: Ziel der Untersuchung sollte es sein, zum einen den Kenntnisstand über das Vorkommen von kanzerogenen Fasern in EAG zu verbessern. Zum anderen sollte dieses Wissen so operationalisiert werden, dass sich eine Handlungsanleitung für die Erfassung und die Erstbehandlungsanlagen von Altgeräten mit kanzerogenen Fasern ergibt (z. B. mit Kriterien bzw. einem Entscheidungsbaum zur optischen Erkennung von Altgeräten, die sicher / wahrscheinlich kanzerogene Fasern bzw. auf der anderen Seite sicher keine kanzerogenen Fasern enthalten).

Vorgehen: Die Untersuchung sollte aus gutachterlicher Sicht zwei Stränge enthalten:

- Erhebung bei den Erstbehandlungsanlagen oder ggf. bei den öRE bzw. Vertreibern; hier sollten anhand einer vorher zu erstellenden „Verdachtsliste“ Geräte selektiert und untersucht werden;
- Erhebung über die Hersteller; hier sollte in Kooperation mit den Herstellern belastbares Material über die Verwendung kanzerogener Fasern recherchiert werden.

Die Untersuchung sollte als Kooperationsprojekt mit einer Erstbehandlungsanlage unter Einbeziehung von Herstellern organisiert und durchgeführt werden.

12 Ökologische und ökonomische Einschätzung der Behandlungsempfehlungen

Dieses Kapitel bewertet in einer Abschätzung einerseits in ökologischer Hinsicht die Umweltentlastung sowie den (Energie-) Aufwand und andererseits in wirtschaftlicher Hinsicht die Kosten sowie ggf. die Erlösmöglichkeiten, die bei der Umsetzung der entwickelten Empfehlungen zu Behandlungsanforderungen entstehen.

Zur Abschätzung der Veränderungen bei den Aufwänden wurde folgendermaßen vorgegangen:

- ▶ Es erfolgte zunächst die Bestimmung des Adressaten der möglichen zukünftigen Behandlungsanforderung (z. B. EBA, FBA, Rückgewinnungsanlage).
- ▶ Anschließend wurde die Ausgangslage des adressierten Falls analysiert. Die Behandlung von EAG erfolgt in Deutschland sehr unterschiedlich. Daher kann durchaus der Fall auftreten, dass bereits im Status quo die jeweiligen Anforderungen an die Behandlung allgemein bestehen oder teilweise erfüllt werden und die Behandlungsanforderung operationalisierenden Charakter hat.
- ▶ Daran anschließend erfolgt eine Beschreibung des Änderungsbedarfs als „Soll-Behandlung“ und es erfolgt eine Abschätzung der ökologischen und ökonomischen Folgen der Umsetzung der Empfehlung zur Behandlungsanforderung. Es wird dabei die aktuelle Situation unter Einhaltung der bestehenden rechtlichen Vorgaben mit der jeweiligen Empfehlung zur Behandlungsanforderung in Relation gesetzt.

Die Abschätzung erfolgt auf der Grundlage von Literaturrecherchen sowie Informationen aus den Arbeitsgruppen und dem Arbeitskreis und Expertengesprächen. Dabei besteht die Problematik, dass keine repräsentativen Informationen über die Behandlungspraxis bei den Erst- und ggf. Folgebehandlern verfügbar sind.

Die ökologische Relevanz orientiert sich an der Kreislaufführung von Stoffen unter Berücksichtigung der Teilaspekte Verwertung des Zielstoffs und Schadstoffausschleusung. Dabei wird eine Differenzierung der ökologischen Relevanz von Stoffen anhand des ökologischen Summenparameters GWP berücksichtigt.

Die Nummerierung der Empfehlungen erfolgt anhand der AG-Nummern (AG 1 bis AG 5) und einer zusätzlichen fortlaufenden Nummerierung.

Zwischen den einzelnen Behandlungsanforderungen entstehen teilweise Synergien (z. B. Schadstoffentfrachtung, Leiterplattenseparation und Kunststoffverwertung bei Flachbildschirmen). Da dieses Kapitel die Empfehlungen zu den Behandlungsanforderungen individuell behandelt, werden solche Synergieeffekte nicht systematisch erfasst. (Ggf. erfolgt jedoch ein Hinweis auf solche möglichen Synergien).

12.1 AG 1 – Leiterplatten und rr-Bauteile

12.1.1 Separation von Geräten vor der mechanischen (Grob-)Zerkleinerung

12.1.1.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

1.1 Verpflichtende Separation vor mechanischer (Grob-)Zerkleinerung von Geräten mit besonders hohen Wertstoffgehalten in Leiterplatten (siehe insbesondere Tabelle 47). Für Festplatten, die aus Datenschutzgründen zerkleinert werden, gilt dies nur, sofern es die zeitlichen Vorgaben an die Datenvernichtung erlauben.

Tabelle 47: Leitgeräte für hochwertige Leiterplatten

Sammelgruppe ab Ende 2018	Geräte
SG 1 (Wärmeüberträger) und SG 4 (Großgeräte)	Smarte Geräte
SG 2 (Bildschirmgeräte)	Flachbildschirm, Laptop, Tablet
SG 4 (Großgeräte) und SG 5 (Kleingeräte)	Server, PC, Laserdrucker
SG 5 (Kleingeräte)	Mobiltelefon, Smartphone, Digital-/Videokamera, DVD-/CD-Player, Videospielkonsolen, Navigationssystem, Router, Festplatte*

Quelle: Im Rahmen des Forschungsvorhabens entwickelt; Anmerkung *: Für Festplatten, die aus Datenschutzgründen zerkleinert werden, gilt dies nur, sofern es die zeitlichen Vorgaben an die Datenvernichtung erlauben.

12.1.1.2 Adressat

EBA; im Falle von FBS erfolgt eine Bereitstellung bei der Erfassung als SG 2 Bildschirmgeräte.

12.1.1.3 Ausgangslage

Aktuell werden besonders werthaltige Gerätearten bereits jetzt oftmals vom allgemeinen Altgerätestrom separat gehalten, um die hochwertigen Leiterplatten zu gewinnen (Wolf et al. 2016). Dies betrifft insbesondere Computer und Bildschirme. Jedoch wird ein Teil der Altgeräte der Geräteliste nicht vor der mechanischen (Grob-)Zerkleinerung separiert und mit anderen Geräten zusammen verarbeitet, z. B. Kameras, CD-Spieler, Router. Hierdurch wird die Wahrscheinlichkeit erhöht, dass ein höherer Anteil von Zielmetallen in Fraktionen ausgetragen werden, aus denen die Zielmetalle nicht zurückgewonnen werden, als bei einer Behandlung nach Separation (siehe Kapitel 3.2.1).

Im Fall der Flachbildschirme bzw. Laptops/Tablets erfolgt in der Ausgangslage eine Separation aufgrund möglicher Hg-Gehalte und unterschiedlicher Behandlungspfade.

Im Falle der Server und oft auch PCs erfolgt aufgrund des ökonomischen Wertes der Komponenten und der Herkunft aus gewerblichen Rücknahmen bereits in der Ausgangslage ein separates Handling der Geräte.

Nach Aussage verschiedener Erstbehandler würden Mobiltelefone und Smartphones aufgrund ihres Wertes bereits heute oftmals separiert.

Festplatten werden teilweise aus Datenschutzgründen zerkleinert, teilweise separiert, ansonsten verbleiben sie im allgemeinen Altgerätestrom und werden mit ihm zerkleinert (siehe Kapitel 3.5).

Es existiert keine Datengrundlage für eine Quantifizierung des Anteils an Geräten, der bereits jetzt separiert wird. Zudem ist nicht bekannt, in welchem Umfang die genannten Geräte als Monostrom und in welchem Umfang sie als Gemischtstrom bei den EBA angeliefert werden.

Der zeitliche Aufwand der Separation der Geräte aus einer Gemischtanlieferung ist wesentlich vom bestehenden Anlagenkonzept abhängig. Bei Konzepten, in denen sowieso eine gerätebezogene Vorseparation integriert ist und ein hoher Anteil händischer Arbeit realisiert wird, ist der Zusatzaufwand gering. Bei Anlagenkonzepten ohne Vorseparation mit niedrigem Anteil händischer Arbeit ist der Zusatzaufwand zur Umsetzung der Empfehlung zur Behandlungsverordnung hoch. Möglich sind auch gemischte Anlagenkonzepte, bei denen für einige Gerätearten eine Vorseparationsstrecke eingerichtet ist (z. B. Flachbildschirme) und für andere nicht. Eine Datengrundlage, die die bestehenden Anlagenkonzepte bei den EBA darstellt, ist nicht bekannt.

12.1.1.4 **Soll-Behandlung**

Ökonomische Abschätzung

Die folgende Tabelle 48 stellt die Soll-Behandlungen der verschiedenen Gerätearten dar und ordnet ihnen eine Abschätzung des erforderlichen Zusatzaufwandes zu.

Tabelle 48: Ökonomische Abschätzung Geräteseparation

Soll-Behandlung	Bewertung
Smarte Geräte in der SG 1 (Wärmeüberträger): Aufgrund der Zusammensetzung dieser SG muss in jedem Fall eine individuelle Identifikation und Behandlung erfolgen.	Es entsteht kein relevanter Mehraufwand durch die Separation. Es entsteht ein geringer Mehraufwand für das veränderte Handling und die Zwischenlagerung der separierten Geräte. Smarte Geräte können Bildschirme enthalten, die eine Fläche von mehr als 100 cm² aufweisen. Diese Geräte sind entsprechend den Anforderungen von Anlage 4 Abs. 1 Buchstabe j) ElektroG bereits jetzt separationspflichtig. Eine Separation der Bildschirme nach einem mechanischen Aufschluss erfolgt üblicherweise nicht. Daher erfordert die Erfüllung der bestehenden Rechtslage bereits jetzt die Identifikation und Separation solcher smarten Geräte vor dem mechanischen Aufschluss. Welcher Anteil smarter Geräte Bildschirme größer 100 cm² hat, ist nicht bekannt.
Smarte Geräte der SG 4 (Großgeräte): Es muss eine Identifikation der „smarten“ Geräte erfolgen sowie eine Separation der Geräte aus der Gesamtanlieferung. Dies kann aus dem Gerätehaufen nach Abkippen des Containerinhalts oder beim Entladen des Containers erfolgen.	Eine Einzelseparation der Altgeräte per Kran oder Schaufellader nach Identifikation wäre mit großen Zusatzaufwand verbunden. Eine manuelle Separation ist als sehr zeitaufwendig einzustufen, benötigt jedoch keine Maschinen bzw. Maschinenzeiten. Voraussetzung wäre eine Anlieferung, die eine manuelle Separation mit Blick auf den Arbeitsschutz erlauben würde (z. B. mit geringer Höhe gestapelt in einem Container). Es entsteht ein geringer Mehraufwand für das veränderte Handling und die Zwischenlagerung der separierten Geräte. Smarte Geräte können Bildschirme enthalten, die eine Fläche von mehr als 100 cm² aufweisen. Diese Geräte sind entsprechend den Anforderungen von Anlage 4 Abs. 1 Buchstabe j) ElektroG bereits jetzt separationspflichtig. Eine Separation der Bildschirme nach einem mechanischen Aufschluss erfolgt üblicherweise nicht. Daher erfordert die Erfüllung der bestehenden Rechtslage bereits jetzt die Identifikation und Separation solcher smarten Geräte vor dem mechanischen Aufschluss. Welcher Anteil smarter Geräte Bildschirme größer 100 cm² hat, ist nicht bekannt. Synergien können auch aus der Separationspflicht großer Kondensatoren entstehen.

Soll-Behandlung	Bewertung
Flachbildschirme der SG 2: Eine individuelle Prüfung der Flachbildschirme muss in jedem Fall zur Identifikation möglicher Hg-haltiger Hintergrundbeleuchtungen erfolgen. Eine Separation anderer Bildschirme erfolgt ebenfalls immer aufgrund unterschiedlicher Behandlungswege.	Die Separation der Geräte führt nicht zu Zusatzaufwänden verglichen mit der bestehenden Rechtslage.
Laptops, Tablets in der SG 2: Diese Gerätearten müssen aufgrund möglicher Hg-haltiger Hintergrundbeleuchtungen aus dem Gesamtgerätestrom separiert werden. Üblicherweise erfolgt eine Separation auch aus ökonomischen Gründen. Teilweise erfolgt die Anlieferung bei den EBA als Monofraktion.	Im Vergleich zur Ausgangslage und der Erfüllung der bestehenden Rechtslage ergibt sich kein relevanter Zusatzaufwand bei den bekannten Anlagenkonzepten.
Server in der SG 4 oder SG 5 (Ausnahme): Üblicherweise erfolgt aufgrund des ökonomischen Wertes der Komponenten und der Herkunft aus gewerblichen Rücknahmen bereits in der Ausgangslage ein separates Handling der Geräte.	Im Vergleich zur Ausgangslage ergibt sich kein Zusatzaufwand.
PC in der SG 4 oder SG 5: Im Vergleich zur Ausgangslage muss eine manuelle bzw. mechanisch unterstützte Separation der PC erfolgen. Dies erfolgt derzeit meist bereits aufgrund ökonomischer Treiber. Es wird davon ausgegangen, dass zukünftig in jedem Fall eine Separation von Geräten der neuen Sammelgruppe 4 (Großgeräte) erfolgen wird, da durch die Neukonfiguration der Sammelgruppen eine noch größere Heterogenität in der Zusammensetzung entstehen wird, als bereits heute (auch in Bezug auf den Wert der Altgeräte). Durch die Umstellung des Separationskonzeptes entstehen einmalige Transaktionskosten. Im laufenden Betrieb wird von geringen Zusatzaufwendungen ausgegangen.	Erfolgt bisher noch keine Separation, entsteht ein Zusatzaufwand durch die Umstellung der Prozesse. Es wird erwartet, dass über die nachgelagerte Behandlung eine Kompensation durch höhere Erlöse erzielt wird (Wolf et al. 2016). Einfluss hat hier auch das grundlegende Konzept der Behandlung von EAG. Eine Separation der PC ist einfacher integrierbar, wenn die manuelle Demontage von EAG dominantes Behandlungsmerkmal ist.
Laserdrucker in der SG 4 oder SG 5: Aufgrund der Notwendigkeit, Tonerkartuschen zu separieren, ergibt sich eine Synergie mit der entsprechenden Empfehlung zur Schadstoffentfrachtung.	Im Vergleich zur Ausgangslage (Erfüllung der bestehenden rechtlichen Anforderungen zur Tonersparation) ergibt sich kein Zusatzaufwand.
Mobiltelefone/ Smartphones, Digitalkameras, Videokameras, DVD-/CD-Player, Spielekonsolen, Navigationsgeräte, Router, Festplatten in SG 5: Eine Separation der Geräte aus der SG 5 kann über die manuelle Entnahme der Geräte nach Vereinzelung des Geräteinputs auf einem Förderband erfolgen.	Dort, wo bisher kein Separationskonzept umgesetzt ist, entstehen einmalige Transaktionszusatzufwände bei der Umstellung des Verfahrens. Im laufenden Betrieb wird von geringen Zusatzaufwänden ausgegangen.

Die Analyse zeigt, dass sich die ökonomischen Aufwände für die Umsetzung der Empfehlung zur Behandlungsanforderung von Geräteart zu Geräteart deutlich unterscheiden. Für mehrere Gerätearten wird mit keinem relevanten Zusatzaufwand gerechnet. Wo nicht bereits jetzt ein Separationskonzept im Anlagenbetrieb realisiert wird, wird bei smarten Großgeräten der höchste Zusatzaufwand erwartet.

Ökologische Abschätzung (inkl. Empfehlung für Behandlungsanforderung 12.1.2 – Separation der Leiterplatten.)

Die zu separierenden Altgerätearten enthalten die größten Mengen hoch- bis mittelwertiger Leiterplatten. In ihnen sind relevante Mengen kritischer Rohstoffe (EU 2017) bzw. Edelmetalle mit hohen spezifischen GWP-Werten enthalten.

Verschiedene Studien haben die Gesamtmengen ressourcenrelevanter Metalle in ausgewählten Geräten bilanziert (siehe hierzu auch Kapitel 3.1 und 3.2). Für die Bilanzierung der Verluste der ressourcenrelevanten Metalle liegen prozessbezogene Betrachtungen vor (siehe hierzu auch Kapitel 3.2). Eine ökologische Bewertung der ressourcenrelevanten Metalle erfolgte in Kapitel 9.3 anhand des Summenparameters GWP.

Eine Quantifizierung der ökologischen Gewinne der Umsetzung der Empfehlung ist mit deutlichen Datenunsicherheiten verbunden, da keine repräsentative Datengrundlage über die Nutzung von Prozessen bei den Erstbehandlern vorliegt und die Quantifizierung der Verluste je nach Prozesskettentyp unsicher ist (siehe zur Einschätzung der Entwicklung der Verluste auch Kapitel 3.2). Im Rahmen des UBA-Projektes RePro (Sander et al. 2018) erfolgte eine Quantifizierung optimierter Prozessketten für die Verwertung von EAG unter anderem für die Elemente Gold, Silber und Palladium. In den Szenarien einer optimierten Behandlung der untersuchten EAG ergab sich eine Steigerung der zurückgewonnenen Metallmengen um 835 kg/a für Au, von 4.128 kg/a für Ag und von 192 kg/a für Pd. Auf dieser Grundlage und unter Einbeziehung der spezifischen GWP-Werte von Stoffen nach Nuss (2014) ergibt sich durch eine optimierte Behandlung für das Jahr 2020 eine Entlastung von ca. 12.000 t CO₂eq.

Monitoring

Das Monitoring der effektiven Separation der Gerätetypen kann durch Vor-Ort-Kontrollen erfolgen (Überwachungsbehörden).

12.1.2 Separation von Leiterplatten aus separierten Geräten

12.1.2.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

1.2.1 Separation von Leiterplatten aus den in der Tabelle 47 aufgeführten Altgeräten vor mechanischer (Grob-)Zerkleinerung, vorrangig manuell, ansonsten nach schonendem Grobaufschluss.

12.1.2.2 Adressat

EBA oder FBA.

12.1.2.3 Ausgangslage

Wenn die Altgeräte mit besonders ressourcenrelevanten Leiterplatten als Monostrom vorliegen, erfolgt üblicherweise eine (nahezu) zerstörungsfreie, meist manuelle Separation von Leiterplatten aus den Altgeräten, da ein ökonomisches Interesse an den hochwertigen Leiterplatten aufgrund des vergleichsweise hohen Gehalts an Edelmetallen besteht. Gleichzeitig fordert Anlage 4 Abs. 1 c) des ElektroG die Separation von Leiterplatten > 10 cm². Diese Größe wird in den Zielgeräten der Separation von Empfehlung 1.1 in den weit überwiegenden Fällen überschritten.

12.1.2.4 Soll-Behandlung

In der Umsetzung der Empfehlung zur Behandlungsanforderung werden von den Erstbehandlungsanlagen die Leiterplatten aus den aus dem gemischten Inputstrom separierten Zielgeräten der vorigen Anforderung (siehe 12.1.1) schonend, vorzugsweise manuell separiert.

Ökonomische Abschätzung

Durch die Umsetzung der Empfehlung zur Behandlungsanforderung ergibt sich im Vergleich zur bestehenden Rechtslage und Praxis kein wesentlicher zusätzlicher Aufwand.

Ökologische Abschätzung

Zur ökologischen Bewertung siehe Kapitel 12.1.1.4.

Monitoring

Das Monitoring der effektiven Separation der Leiterplatten kann durch Vor-Ort-Kontrollen erfolgen (Überwachungsbehörden).

12.1.3 Separation der Leiterplatte von den Festplatten

12.1.3.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

1.2.2 Separation von Leiterplatten von Festplatten , vorrangig manuell, ansonsten nach schonendem Grobaufschluss.

12.1.3.2 Adressat

EBA oder FBA.

12.1.3.3 Ausgangslage

Festplatten werden mechanisch aufbereitet und die LP-Fraktion ggf. nachträglich separiert. Teilweise erfolgt eine manuelle Separation.

12.1.3.4 Soll-Behandlung

Ökonomische Abschätzung

Eine Entnahme (nahezu) unbeschädigter Leiterplatten ist nur aus Festplatten möglich, die nicht aus Datenschutzgründen komplett geschreddert wurden. Technisch gesehen ist es denkbar, die Leiterplatten vor dem Schreddern von der Festplatte zu demontieren. Dies müsste von den Datenvernichtungsfirmen durchgeführt werden. Ggf. steht eine solche Vorgehensweise im Konflikt mit den zeitlichen Vorgaben der Datenvernichtung (siehe Kapitel 3.5).

Szenario 1: Die Leiterplatten werden manuell separiert. Dies erfolgt üblicherweise durch Lösen von mehreren Schrauben je Leiterplatte. Der Aufwand wird als hoch eingeschätzt. Manhart et al. (2015) gehen z. B. von einem Zeitaufwand von 25 Sekunden für die Separation einer 37,5 g schweren Leiterplatte einer 3,5 Zoll-Festplatte aus bzw. in einer Sensitivitätsanalyse auf der Grundlage von Versuchen von Hitachi (Nemoto et al. 2011) von 46 Sekunden. Im Vergleich zum Verkauf einer nicht-demontierten Festplatte wird nach Manhart et al. (2015) durch den separaten Verkauf der Leiterplatte sowie der Rest-Festplatte ein um ca. 60 % höherer Erlös erzielt. Hierdurch können nach Manhart et al. (2015) Kosten teilweise kompensiert werden⁶².

⁶² Ausgehend von Kostenniveaus in Deutschland. Dabei haben die angerechneten Arbeitskosten wesentlichen Einfluss auf die Bewertung (z. B. Bruttolohnkosten, Vollkostenrechnung der Personenstunden). Manhart et al. (2015) stellen für Ghana bei Berücksichtigung von Lohnkosten von 0,59 €/h die Rentabilität der manuellen Demontage von Leiterplatten von Festplatten dar. Zudem stellen die Erlöse für die separierten Leiterplatten einen variablen Faktor dar. Manhart et al. (2015) setzen z. B. 18 €/kg an. Für Mengen unter 1 t nennt ESG (2017) aktuell einen Erlös von ca. 5 €/kg (Stand Oktober 2017).

Werden für Deutschland Personalkosten von 35 €/h angesetzt, ergeben sich Kosten von 0,24 €/Leiterplatte bei einer Demontagezeit von 25 Sekunden und 0,45 €/Leiterplatte bei einer Demontagezeit von 46 Sekunden. Bei einem Erlös von 5 €/kg Leiterplatte (ESG 2017) ergibt sich ein Erlös von 0,19 €/Leiterplatte und somit eine Unterdeckung von 5 bis 26 Cent pro Leiterplatte. Fallen größere Mengen pro Anfallstelle an und bestehen stabile Lieferbeziehungen, können sich jedoch auch höhere Erlöse ergeben. Der ökonomische Aufwand kann daher insgesamt als mittel bis gering eingeschätzt werden (je nach aktuellen Rohstoffpreisen sowie Handling-, Transport- und Transaktionskosten).

Szenario 2: Leiterplatten werden nach grobmechanischem Aufschluss separiert. Derzeit ist kein Verfahren des Grobaufschlusses in Europa bekannt, das die Leiterplatten aus Festplatten separiert. Üblicherweise werden Leiterplatten mechanisch auf Korngrößen, unter denen ein Grobaufschluss, zerkleinert und anschließend erfolgt eine Separation der Fraktionen. In diesem Szenario entsteht ein großer Aufwand für die Etablierung des Behandlungsverfahrens und wahrscheinlich⁶³ geringe bis mittlere Aufwände (wahrscheinlich abhängig von den Durchsätzen) im laufenden Betrieb. Ggf. ergeben sich Synergieeffekte mit Empfehlung 1.4 (Separation von Nd-Magneten).

Ökologische Abschätzung

Bei einer Gesamtzahl von 20 Millionen Altfestplatten (externe und interne) im Jahr 2015 (Sander et al. 2018) und einem Gewicht von 20 g pro Festplattenleiterplatte (Schätzung auf der Grundlage von Manhart et al. 2015 und Sander et al. 2018) sowie der Angaben zu den Gehalten ressourcenrelevanter Metalle in Festplattenleiterplatten nach Blaser (2012) und den GWP-Werten von ressourcenrelevanten Metalle (Au, Ag, Pd, Sn) nach Nuss (2014) ergibt sich ein Treibhauspotenzial von 1.400 t CO₂eq für alle Festplattenleiterplatten.

Informationen darüber, welcher Anteil der rr-Metalle derzeit schon zurückgewonnen wird und wie hoch damit der Entastungseffekt aus der Umsetzung der Empfehlung zur Behandlungsanforderung ist, liegen nicht vor.

Monitoring

Ein Monitoring der effektiven Separation der Leiterplatten von Festplatten kann über Vor-Ort-Kontrollen erfolgen (Überwachungsbehörde).

12.1.4 Separationsquote für Leiterplatten aus FBS

12.1.4.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

1.3 Separation einer reinen Leiterplattenfraktion von min. 4 % des Gesamtinputs FBS-Geräte und Zuführung zu einer Verwertung, bei der enthaltene Edelmetalle und Kupfer zurückgewonnen werden.

12.1.4.2 Adressat

EBA und FBA.

12.1.4.3 Ausgangslage

Eine Separation der Leiterplatten aus Flachbildschirmen erfolgt je nach Anlagenkonzeption und Behandlungskette unterschiedlich, z. B. als Folgeaktivität der erforderlichen Schadstoffentfrachtung manuell oder in den nachgeschalteten mechanischen Aufbereitungsschritten.

In der mechanischen Aufbereitung werden üblicherweise nicht nur Flachbildschirme behandelt, sondern auch andere Altgeräte.

⁶³ Ein solches Verfahren ist als Referenzverfahren in Europa derzeit nicht bekannt.

12.1.4.4 Soll-Behandlung

In Verbindung mit der Empfehlung 1.2 (Separation von Leiterplatten) erfolgt die Separation der Leiterplatten in der Soll-Behandlung vorrangig manuell, ansonsten nach schonendem Grobaufschluss. Auf der Grundlage der Daten zu den Gewichten von Leiterplatten in FBS (siehe Kapitel 3.1.2) kann davon ausgegangen werden, dass der größte Gewichtsbeitrag zur Quotenerfüllung durch andere Leiterplatten als die der Kategorie 1 erfolgt. Die Separation solcher Leiterplatten der Kategorie 2 und 3 erfolgt bisher überwiegend in bzw. nach der mechanischen Aufbereitung.

Ökonomische Abschätzung inkl. Monitoring

Um den Aufwand für die Soll-Behandlung abschätzen zu können, müssen auch die Abläufe berücksichtigt werden, die für den Nachweis der Quoteneinhaltung notwendig sind:

Für den Quotennachweis von 4 % bezogen auf den FBS-Input (= **Nenner der Quote**) muss eine Verwiegung der FBS erfolgen, aus denen Leiterplatten zu separieren sind. Dies erfolgt in der Ausgangslage nicht notwendigerweise, z. B. wenn auch andere Bildschirme Teil der Sammelgruppe sind.

Zur Bestimmung des **Zählers** muss eine Verwiegung des Gewichtes der separierten Leiterplatten aus den Flachbildschirmen erfolgen:

- a) Dies ist bei der manuellen Demontage ein mit wenig Aufwand verbundener Schritt.
- b) Bei der mechanischen Behandlung muss eine selektive Behandlung der FBS ohne Vermischung mit anderen Gerätearten erfolgen. Dies bedarf einer Zwischenlagerung der FBS, einer Prozessunterbrechung, ggf. eines Leerfahrens der Anlage und der Verwendung separater Behälter für die Fraktionen aus der Behandlung.

Zur Umsetzung dieses Chargenansatzes bei mechanischer Behandlung wird ein hoher Aufwand erwartet.

Alternativ wäre denkbar, über Behandlungskampagnen nachzuweisen, dass die Anlagen-/Verfahrensweise so gestaltet ist, dass das Ziel bei typischer Fahrweise erreicht wird. Diese Kampagnen könnten jährlich erfolgen und wenn das Anlagen-/Verfahrenskonzept geändert würde. Hieraus würde sich ein deutlich geringerer Aufwand ergeben.

Der Begriff „Leiterplatte“ ist vor dem Hintergrund neuer technischer Entwicklungen wie folienartiger, sehr leichter Leiterplatten zukünftig ggf. neu zu definieren.

Die Separation von Leiterplatten sowie die Bestimmung des Nenners der Quote ist bei Hg-haltigen Flachbildschirmen mit wenig Zusatzaufwand verbunden, wenn die Leiterplatten bei dem Entfrachtungsschritt mit separiert werden. In einigen Verfahren erfolgt jedoch auch die Entfrachtung ohne Separation von Leiterplatten (siehe z. B. Sellin et al. 2016). Die entfrachteten Bildschirme werden mit anderen Altgeräten weiter behandelt. Zudem kann die Separation in der ersten Zerlegungsstufe im Zusammenhang mit der Entfrachtung auf die Bildeinheitleiterplatte beschränkt sein, die im Vergleich zu der Netzteil- und Anschlussleiterplatte deutlich hochwertiger ist.

Im Falle Hg-freier Flachbildschirme ergibt sich im Ansatz b) wie dargestellt, ein erhöhter Zusatzaufwand für das Monitoring. In Verbindung mit den Behandlungsanforderungen 2.15 (Separierung der PMMA- und PC-Scheiben von FBS-Geräten und werkstoffliche Verwertung) sowie 2.17 (2025: Anwendung von Verfahren zur Rückgewinnung von In aus FBS, wenn 2022 Anlagen in Deutschland zur Verfügung stehen) ergeben sich Synergien, durch die sich der spezifische Aufwand je Behandlungsanforderung verringert.

Ökologische Abschätzung

Bei der Abschätzung ökologischer Effekte einer Quotensetzung muss das Delta aus den bisherigen Mengenströmen und den Zielmengen entsprechend der Quotensetzung als Grundlage genutzt werden. Daten zu diesem Delta sind nicht verfügbar.

Leiterplatten aus Flachbildschirmen werden teilweise als hochwertig eingestuft (siehe Kapitel 3.1.1 und Kapitel 3.1.2). Verschleppungen als Folge einer mechanischen Zerkleinerung führen daher zu relevanten Verlusten von Rohstoffen mit hoher ökologischer Relevanz (siehe Kapitel 3.2.1 und 9.1).

Das Abfallpotenzial für FBS liegt im Jahr 2020 bei ca. 9 Mio. Altgeräten. Das inhärente Treibhausentlastungspotenzial im Jahr 2020 bei ausschließlicher Berücksichtigung von Goldpotenzial⁶⁴ liegt auf der Grundlage der Untersuchungen in Kapitel 3.1.1 und 3.1.2 bei ca. 1.500 t CO₂eq. Wird in einer Minimalabschätzung des ökologischen Effektes der Empfehlung zur Behandlungsanforderung davon ausgegangen, dass nur bei Hg-freien FBS aktuell nicht-schonend mechanisch aufgeschlossen wird, ergäbe sich ein inhärentes Treibhausentlastungspotenzial in der Größenordnung von 50 t CO₂eq im Jahr 2020, da aktuell überwiegend FBS mit Hg-haltiger Hintergrundbeleuchtung in die Abfallentsorgung gelangen. Innerhalb von 10 Jahren wird entsprechend den Berechnungen in Sander et al. (2018) durch den Anstieg der Anteile Hg-freier FBS der Wert von 1.500 t CO₂eq/a erreicht.

Zu berücksichtigen sind noch die GWP anderer Inhaltsstoffe der Leiterplatten sowie die GWP-Beiträge der Leiterplattenkategorien 2 und 3, von denen jedoch vergleichsweise geringere Beiträge zum Gesamt-GWP erwartet werden.

12.1.5 Kontinuierliche Verfahrensverbesserung

12.1.5.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

1.4 Kontinuierliche Verbesserung der Edelmetallrückgewinnung.

12.1.5.2 Adressat

EBA (als verantwortliche Stufe auch für die nachfolgende Behandlungskette).

Pflicht der Folgebehandler/Rückgewinner, die entsprechenden Daten zur Verfügung zu stellen.

12.1.5.3 Ausgangslage

Aus der Perspektive der Entwicklung einer rechtlichen Rahmensetzung wäre eine quantifizierende Vorgabe für die Rückgewinnung von Edelmetallen aus Leiterplatten wünschenswert. Dies kann jedoch unter anderem deswegen nicht realisiert werden, weil die Datengrundlage zu den Edelmetallgehalten in den EAG fehlt oder zumindest nicht ausreichend belastbar ist. Daher wird vorgeschlagen, einen Impuls zu setzen, der an der Eigenmotivation der Betriebe ansetzt und die Vorgabe macht, betriebsintern bzw. entsorgungskettenbezogen Edelmetalle zu bilanzieren und daraus selber die Potenziale aufzudecken.

Die Erstbehandler streben in der Regel aus ökonomischen Gründen eine gute Verwertung edelmetallhaltiger Fraktionen an. Damit erzielen die Behandler je nach eingesetzter Technik, Geschäftsmodell und Analysentiefe der erzeugten Fraktionen unterschiedliche Gesamtrückgewinnungsgrade. Insbesondere bei starker mechanischer Zerkleinerung von Fraktionen, die edelmetallhaltige Bauteile enthalten, gelangt ein relevanter Teil der Edelmetalle in Fraktionen, die nicht systematisch einer Rückgewinnung zugeführt werden.

⁶⁴ In diesem Sinne ist das genannte inhärente Treibhausentlastungspotenzial ein Minimalwert.

Zur Verringerung der Verluste werden daher von einigen Erst- bzw. Folgebehandlungsanlagen aus Zerkleinerungs- und Klassierprozessen resultierende Feinfraktionen, sofern sie hohe Anteile an NE- und Edelmetallen enthalten, einer Kupfer- und Edelmetallrückgewinnung zugeführt, teilweise nach einer nassen oder trockenen Metellanreicherung.

12.1.5.4 Soll-Behandlung

Die Empfehlung zielt darauf ab, dass der Erstbehandler einen strukturierten Optimierungsprozess der Rückgewinnung von Edel- und Sondermetallen über die Behandlungskette initiiert. Dies umfasst die Prozesse der Vorbehandlung im eigenen Betrieb, aber auch die Folgebehandlung sowie die Rückgewinnung. Die Optimierung erfolgt als kontinuierlicher Ansatz, bei dem in regelmäßigen Abständen oder anlassbezogen eine Prüfung des Status quo und möglicher Optimierungsansätze erfolgt.

Der theoretische Ansatz, einen festen Zielwert der Edelmetallrückgewinnung im rechtlichen Rahmen vorzugeben, stößt an Grenzen, da die Edelmetallmengen im Input nicht ausreichend belastbar bekannt sind. Die Empfehlung zur Behandlungsanforderung setzt daher auf die Eigenmotivation der Betriebe, unter anderem auch aufgrund des ökonomischen Wertes der Edelmetalle. Die Empfehlung zur Behandlungsanforderung setzt daher einen Initialimpuls zur Bilanzierung und Optimierung der Prozesse.

Ökonomische Abschätzung

Um den Prozess/ das Verfahren beurteilen und optimieren zu können, muss der Materialfluss der Edelmetalle durch den Erstbehandler über die gesamte Verfahrenskette nachvollzogen werden. Hierzu sind auch Gespräche mit Folgebehandlern und ggf. Rückgewinnungsanlagen erforderlich. Hinzu kommen Untersuchungen und Analysen der erzeugten Fraktionen für eine grobe Edelmetallbilanz. Der zeitliche und analytische Aufwand wird in den Fällen als hoch eingeschätzt, in denen bisher keine Eigenaktivitäten der EBA erfolgen.

Erst- und Folgebehandler, die Entsorgungsbetriebe sind oder über eine Zertifizierung nach CENELEC verfügen, sind bereits jetzt gehalten, die Stoffströme über die nachfolgenden Schritte zu verfolgen. Austausch mit den Folgebehandlern ist auch ansonsten zur Geschäftsabwicklung erforderlich. Analysen liegen für Fraktionen, die der Edelmetallrückgewinnung zugeführt werden, mindestens an einer Stelle in der Behandlungskette vor. Für Fraktionen, die bisher nicht der Edelmetallrückgewinnung zugeführt werden, entsteht ein Zusatzaufwand für ihre Analyse auf Edelmetallgehalte.

Über den Optimierungsprozess ist ein Ansteigen der Erlöse zu erwarten, da mit einer stärkeren und gezielteren Lenkung der edelmetallhaltigen Anteile in die Rückgewinnung, die Erlöse für diese werthaltigen Fraktionen steigen. Entsprechend den Szenarien aus der „Ökologischen Abschätzung“ (siehe Folgeabschnitt) besitzt das durch die weitere Optimierung zusätzlich rückgewinnbare Rohstoffpotenzial einen Materialwert von rund 36 Mio. EUR⁶⁵.

Insgesamt wird der Zusatzaufwand je nach Stand der Anlagen-/Verfahrensoptimierung als gering bis mittel eingestuft.

Ökologische Abschätzung

Eine Gesamtbilanzierung der Edelmetallströme in der EAG-Entsorgung liegt nicht vor. Auf der Grundlage der Untersuchungen zu 30 ausgewählten EAG haben Sander et al. (2018) eine Abschätzung der

⁶⁵ Dabei wird entsprechend dem Stand von 10/2017 von einem (Markt-)Wert für Gold von 35.139 €/kg, für Silber von 468 €/kg und für Palladium von 26.512 €/kg ausgegangen (www.finanzen.net).

Verluste verschiedener rr-Metalle vorgenommen und im Rahmen von Szenarien die Effekte aus Optimierungen betrachtet. In dem Szenario mit einer zukünftig optimierten Erfassung von EAG in Deutschland werden im Jahr 2020 etwa 4.215 kg Gold, 18.800 kg Silber und 1.154 kg Palladium der Behandlung zugeführt.

In dem Basisszenario mit optimierter Erfassung aber nicht-optimierten Prozessketten werden 2.976 kg Au, 13.079 kg Ag und 794 kg Pd als Produkt zurückgewonnen. In einer optimierten Behandlung werden 3.811 kg Au, 17.207 kg Ag und 986 kg Pd als Produkt zurückgewonnen.

Entsprechend den GWP-Werten nach Nuss (2014) würde sich somit ein ökologischer Entlastungseffekt von ca. 12.000 t CO₂eq pro Jahr ergeben.

Monitoring

Es wird vorgeschlagen, das Monitoring des kontinuierlichen Verbesserungsprozesses im Rahmen der Zertifizierung der EBA nach ElektroG zu implementieren.

12.1.6 Verwertung separierter Leiterplatten

12.1.6.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

1.5 Abgabe separierter Leiterplattenfraktionen zur metallurgischen Rückgewinnung nur an Anlagen:

1. mit Rückgewinnungsgraden im Rückgewinnungsprozess (Zielwerte) für Cu, Au, Ag, Pd von je 90 %,
2. mit Rückgewinnung von Sn, Pb, Sb in der Prozesskette,
3. die die BVT-Schlussfolgerungen für die Nichteisenmetallindustrie unter der Industrieemissionsrichtlinie 2010/75/EU für PCDD/F-Emissionen erfüllen.

12.1.6.2 Adressat

EBA und FBA als Verantwortliche, die die Abgabe der Fraktionen an die entsprechenden Rückgewinnungsanlagen (im In- oder Ausland) sicherstellen.

12.1.6.3 Ausgangslage

Neben Anlagen, die hohe Rückgewinnungsraten und eine breite Palette der zurückgewonnen Metalle erreichen und gleichzeitig den europäischen Standard bei Umweltauflagen realisieren, kann es nach Aussage von Branchenkennern vorkommen, dass Leiterplattenfraktionen in andere (außereuropäische) Pfade gegeben, bei denen der Umfang der Rückgewinnung bzw. die Rückgewinnungseffizienz unklar bleibt sowie eine Emissionsminderung nach dem Stand der Technik nicht sichergestellt ist.

12.1.6.4 Soll-Behandlung

Entsprechend der Empfehlung zu der Behandlungsanforderung sollen separierte Leiterplatten nur an Betriebe abgegeben werden, die die spezifizierten Anforderungen erfüllen.

Ökonomische Abschätzung

Durch die Abgabe an die spezifizierten Anlagen entsteht kein zusätzlicher Aufwand für die Behandler. In welchem Maße sich hierdurch Veränderungen bei den Erlösen ergeben, ist nicht bekannt.

Ökologische Abschätzung

Das Erreichen hoher Rückgewinnungsraten und die Vermeidung des Abflusses von hochwertigem Leiterplatten in graue Entsorgungspfade wird aufgrund der enthaltenen Mengen an ressourcenrelevanten Rohstoffen mit einem hohen bis sehr hohen GWP-Wert und der ansonsten bestehenden Gefahr von

erhöhten Dioxinemissionen als ökologisch und ressourcenrelevant eingestuft. Üblicherweise wird davon ausgegangen, dass eine Rückgewinnung mit niedrigen Standards in Regionen wie Afrika, China und Indien erfolgt.

12.1.7 Separation von Aluminiumkühlkörper von Leiterplatten vor der mechanischen (Grob-)Zerkleinerung

12.1.7.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

1.6 Abtrennung von Aluminium-Kühlkörpern aus hochwertigen, separierten Leiterplattenfraktionen vor metallurgischem Prozess der Cu-/Pb-Route, soweit die Edelmetallverluste nicht erhöht werden

12.1.7.2 Adressat

EBA oder FBA (die Folgebehandlung kann auch in einer Kupferhütte erfolgen).

12.1.7.3 Ausgangslage

Eine Separation der Aluminiumkühlkörper aus hochwertigen, separierten Leiterplattenfraktionen vor metallurgischem Prozess der Cu-/Pb-Route findet nicht immer statt.

12.1.7.4 Soll-Behandlung

Durch eine Abtrennung von Aluminiumkühlkörper vor den metallurgischen Prozessen der Cu-Hütte erfolgt eine Verringerung der Aluminiumverluste. Vor allem bei einer mechanischen Separation kann über die abgetrennten Alu-Kühlkörper ein Austrag von Edelmetallen in die Aluminiummetallurgie und somit deren Verlust erfolgen.

Ökonomische Abschätzung

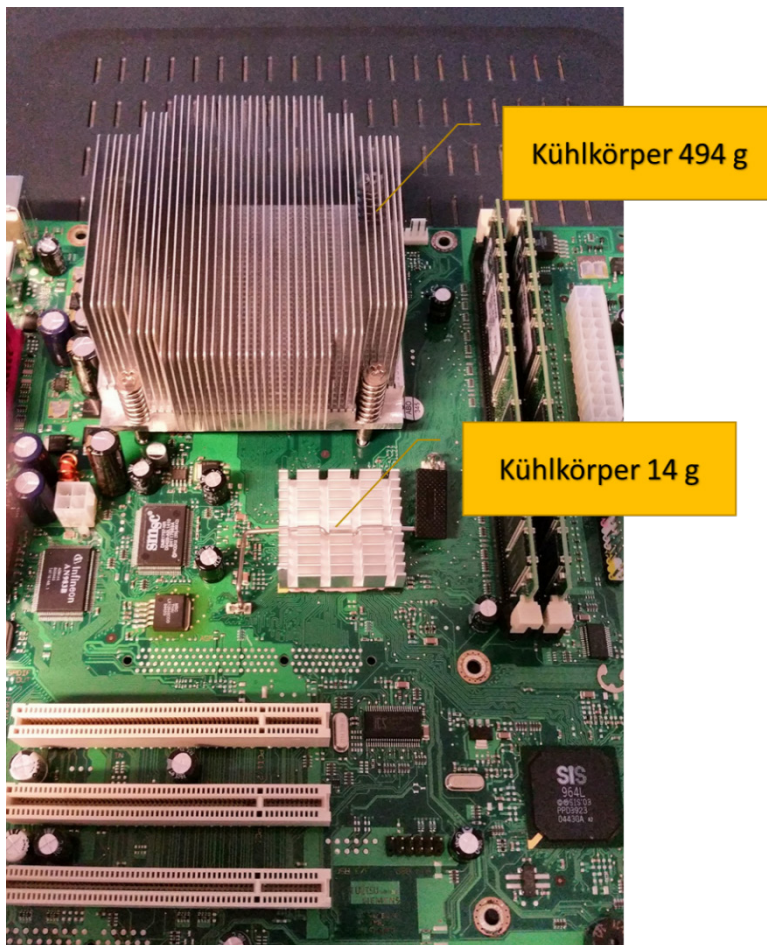
Großtechnisch etabliert ist die manuelle Separation der Kühlkörper (vor oder nach dem Grobaufschluss) sowie die Separation des Aluminiums nach der mechanischen Zerkleinerung der Leiterplattenfraktionen.

Die adressierten hochwertigen Leiterplatten sind zu weit überwiegenden Teilen in den Altgeräten enthalten, die entsprechend der Empfehlung zur Behandlungsanforderung 1.1 separiert werden und aus denen, entsprechend der Empfehlung zur Behandlungsanforderung 1.2, die Leiterplatten separiert werden.

Übliche Aluminium-Kühlkörper von PC-Leiterplatten haben Gewichte zwischen 10 g und 500 g⁶⁶ (siehe auch Abbildung 93).

⁶⁶ Erhebung im Rahmen des UBA-Projektes RePro, Sander et al. (2018).

Abbildung 93: Aluminiumkühlkörper auf PC-Leiterplatte (Beispiel)



Bildquelle: Ökopool

Der Erlös pro kg gemischtem Aluminium liegt aktuell bei 0,6 €/kg⁶⁷. Geht man von einer Demontagezeit von 15 Sekunden je Kühlkörper aus⁶⁸ und Arbeitskosten von 35 €/h⁶⁹, ergibt sich ein Break-even-Point bei einem Gewicht der Kühlkörper von 240 g. Unter Berücksichtigung von 5 Sekunden Handlingzeit je Aluminiumkühlkörper ergibt sich ein Break-even-Point bei einem Gewicht der Kühlkörper von 320 g. Wird in dieser Rechnung ein erhöhter Erlös für die Leiterplatte ohne Kühlkörper im Vergleich zur Leiterplatte mit Kühlkörper einbezogen⁷⁰, so ergibt sich ein Break-even-Point bei 130 g pro Leiterplatte (nur Kosten für Demontagezeit) bzw. 180 g pro Leiterplatte (Kosten für Demontage und Handling).

Der Aufwand bei der manuellen Separation wird folglich als gering eingeschätzt, sofern nur größere Kühlkörper entfernt werden, und als mittel bis hoch bei kleineren Größen. Ggf. ergeben sich Transaktionskosten für die Umstellung der Prozesse.

Die Empfehlung zur Behandlungsanforderung bezieht sich nur auf hochwertige und separierte Leiterplatten. Aus Sicht der Behandler erfolge dies bei optimierten Verfahrensgestaltungen üblicherweise

⁶⁷ Laut <<https://www.schrott24.de>> (Stand November 2017).

⁶⁸ Erhebung im Rahmen des UBA-Projektes RePro, Sander et al. (2018).

⁶⁹ EBA (2017a mündl.).

⁷⁰ Schätzung von 0,5 €/kg Leiterplatte laut Angaben auf <<https://www.scheideanstalt.de>>, Annahme von gleichen Mengen Leiterplatten pro demontierter Aluminiummenge.

bereits (AG Leiterplatten 2017). Zudem überlässt die Formulierung der Empfehlung zur Behandlungsanforderung den Behandlern, den optimalen Behandlungsweg für spezifische Einzelfälle zu wählen.

Definitionsbedarf

Zu klären ist, welche Aluminium-Kühlkörper die Empfehlung zur Behandlungsanforderung umfassen soll. Da Mobiltelefone/Smartphones üblicherweise nicht zerlegt werden und direkt in die Metallurgie kommen, um Edelmetallverluste zu vermeiden, wird empfohlen, diese Gerätearten auszuschließen.

Bei Tablets, Notebooks und Laptops ist eine Separation der Kühlkörper oftmals schwierig, da keine separationsfreundliche Konstruktion vorliegt. Teilweise sind die Kühlkörper gleichzeitig Teile des Gehäuses. Eine Separation kann ggf. mit sehr hohem Aufwand verbunden sein. Eine Grundlage, um eine generelle Empfehlung für solche Fälle zu formulieren, ist nicht bekannt.

Zusätzlich sollte für die zu separierenden Kühlkörper ein minimales Gewicht gesetzt werden (z. B. 100 g/Stück).

Ökologische Bewertung

Wird das Aluminium des Kühlkörpers nicht vor dem metallurgischen Prozess separiert, gelangt es dort in die Schlacke und ist für das werkstoffliche Recycling verloren. Über die Gesamtmengen von über diesen Weg erfassbarem Aluminium liegen keine repräsentativen Daten vor.

Geht man von einem durchschnittlichen Gewicht der Aluminiumkühlkörper auf einer PC-Leiterplatte von 250 g aus (s. o. ökonomische Abschätzung) und einem Potenzial von Alt-PC im Jahr 2020 von 1,4 Millionen Altgeräten (Sander et al. 2018), so ergibt sich ein GWP-Entlastungspotenzial durch diese Empfehlung zur Behandlungsanforderung von knapp 3.000 t CO₂eq/a⁷¹.

Gold, das beim Separieren der Kühlkörper in die Aluminiumfraktion gelangen würde, wäre für das werkstoffliche Recycling verloren. Die Goldproduktion verursacht Emissionen mit einem GWP von 12.500 kg CO₂eq pro kg (siehe Abbildung 39). Grob geschätzt, dürfte also kein Goldverlust über 1/1.500 der Masse der separierten Aluminiumkühlkörper in Kauf genommen werden.

Monitoring

Ein Monitoring der Separation der Aluminiumkühlkörper von Leiterplatten kann über Vor-Ort-Kontrollen erfolgen (Überwachungsbehörde).

12.1.8 Separation Nd-Magnet Festplatten

12.1.8.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

1.7.1 Separation SE-haltiger Magnete des Linearmotors der Schwingspule aus Festplatten als separater Stoffstrom und Zuführung zu einem Verwertungsverfahren.

12.1.8.2 Adressat

EBA oder FBA.

12.1.8.3 Ausgangslage

Eine Separation der Nd-Magnete aus Festplatten findet aktuell nicht statt. Einige Erstbehandler haben Nd-Magnete in unterschiedlichem Umfang separiert, beispielsweise in Kooperation mit sozialen Einrichtungen. Eine wirtschaftliche Absatzmöglichkeit ist nicht bekannt.

⁷¹ Aluminium weist einen, im Vergleich z. B. zu Eisen oder Kunststoff, hohen GWP-Wert von 8,2 kg CO₂eq pro kg auf (siehe Abbildung 39). Von dem genannten Entlastungspotenzial ist der Aufwand für das Aluminiumrecycling abzuziehen.

Ein Teil der Festplatten wird aus Datenschutzgründen geschreddert.

12.1.8.4 Soll-Behandlung

Ökonomische Abschätzung

Großtechnisch etabliert ist bisher die manuelle Entnahme (Aufschrauben der Festplatte, Abschrauben der Magnetbefestigung, Aushebeln des Magnets). Manhart et al. (2015) gehen von einer Arbeitszeit für die Zerlegung einer Festplatte von 2 Minuten und 44 Sekunden aus. Demgegenüber steht ein im Vergleich zum Verkauf der nicht-demontierten Festplatte um 68 % erhöhter Erlös aus dem Verkauf der Einzelfractionen, hierdurch können Kosten teilweise kompensiert werden⁷². Dabei wird von Manhart et al. (2015) davon ausgegangen, dass für die Nd-Magnete ein Erlös von 3,1 €/kg erzielt wird. Nemoto et al. (2011) schätzen, dass die manuelle Zerlegung rentabel wäre, wenn eine Person über 100 Festplatten pro Stunde zerlegen könnte. Realistisch erscheint Nemoto et al. (2011) ein Durchsatz von 12 Festplatten pro Person und Stunde. Es muss folglich von einer Kostendeckung von weniger als 10 % ausgegangen werden.

In der Entwicklung befinden sich verschiedene Ansätze des mechanischen Aufschlusses von Festplatten (siehe Kapitel 3.4). Durch ein solches Verfahren würde sich der Aufwand deutlich reduzieren (Nemoto et al. 2011). Für die Etablierung eines automatisierten Behandlungsverfahrens muss von einem einmaligen großen Aufwand ausgegangen werden. Wahrscheinlich⁷³ entstehen abhängig von den Durchsätzen und den Rohstoffpreisen⁷⁴ geringe bis mittlere Aufwände im laufenden Betrieb. Ggf. ergeben sich Synergieeffekte mit Empfehlung 1.3 (Separation von Leiterplatten der Festplatten).

Wird neben dem Linearmotor auch der Spindelmotor separiert, müssen verpresste Verbindungen von Teilen gelöst werden. Der zeitliche Aufwand ist hierbei nochmals deutlich größer als beim Linearmotor. Daher ist die Separation dieser Magnete nicht Teil der Empfehlung.

Ökologische Abschätzung

Nd-Magnete in den Festplatten sind die derzeit größte Einzelquelle für Sekundärneodym, dessen Kreislaufführung ökologische Vorteile im Vergleich zur Primärgewinnung aufweist (siehe Kapitel 3.4.3).

Da die in Festplatten enthaltenen Seltenerdmetalle (Nd, Dy) zu den kritischen Rohstoffen der EU gehören, ist ihre Rückgewinnung mittelfristig ein wichtiger Beitrag zur Versorgungssicherheit. Die Festplatten als größte aktuelle Nd-Magnetquelle können einen wichtigen Impuls zur Etablierung großtechnischer Verwertungspfade setzen, die in den nächsten Jahrzehnten zunehmend durch weitere Nd-haltige Abfälle genutzt werden.

Monitoring

Ein Monitoring der Separation der Linearmotormagnete von Festplatten kann über Vor-Ort-Kontrollen erfolgen (Überwachungsbehörde).

⁷² Ausgehend von Kostenniveaus in Deutschland. Dabei haben die angerechneten Arbeitskosten wesentlichen Einfluss auf die Bewertung (z. B. Bruttolohnkosten, Vollkostenrechnung der Personenstunden). Manhart et al. (2015) stellen für Ghana bei Berücksichtigung von Lohnkosten von 0,59 €/h die Rentabilität der manuellen Demontage von Festplatten dar.

⁷³ Ein solches Verfahren ist als Referenzverfahren in Europa derzeit nicht bekannt.

⁷⁴ Der mögliche Erlös für Nd-Magnete kann derzeit nicht abgeschätzt werden, da keine Verwertungsverfahren großtechnisch etabliert sind.

12.1.9 Separation Nd-Magnet Pedelec

12.1.9.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

1.7.2 Separation SE-haltiger Magneten aus Motoren von Pedelecs als separater Stoffstrom und Zuführung zu einem Verwertungsverfahren.

12.1.9.2 Adressat

EBA oder FBA.

12.1.9.3 Ausgangslage

Bisher ist der Anfall von Pedelecs im Elektroaltgerätestrom gering, jedoch sind sie ein zukünftig stark zunehmender Abfallstrom. Eine Separation der Nd-Magnete aus Pedelecs findet bisher üblicherweise nicht statt.

12.1.9.4 Soll-Behandlung

Großtechnisch möglich ist bisher die manuelle Entnahme. Dabei müssen verpresste Verbindungen gelöst werden. Eine mechanische Separation wurde im Labormaßstab etabliert (ILES A 2017 mündl.).

Ökonomische Abschätzung

Der Zeitaufwand für die manuelle Separation der Magnete liegt nach Zeller et al. (2016) bei ca. 9 bis ca. 29 Minuten (je nach Motorart). Allerdings können größere Magnete gewonnen werden, als aus Festplatten (siehe Empfehlung 1.3). Sander et al. (2016) geben eine Spannbreite von Magnetgewichten in Elektrofahrrädern von 60 g bis 380 g pro Fahrrad an. Zeller et al. (2016) geben ein durchschnittliches Gewicht bei Pedelecs von 65 g an.

Bei Arbeitskosten für die Demontage von 35 €/h⁷⁵ ergäbe sich eine positive Erlössituation, wenn der Erlös für Nd aus Altmagneten bei 222 €/kg (Szenario hohe Gewichte und Demontagezeiten) bis 875 €/kg (Szenario geringe Gewichte und Demontagezeiten) läge.

Aktuell liegen die Erlöse für Primär-Neodymoxid bei ca. 90 €/kg⁷⁶. Belastbare Informationen zu potenziellen Erlösen für Altmagnete liegen nicht vor, da keine großtechnisch etablierten Verwertungsverfahren existieren. Es muss davon ausgegangen werden, dass diese sehr deutlich unter den Preisen für Primärmaterial liegen werden. Es kann davon ausgegangen werden, dass für andere Fraktionen aus der Demontage der Altmotoren höhere Erlöse erzielt werden, da diese im Vergleich zum Komplettmotor eine höhere Reinheit aufweisen und somit eine (vergleichsweise geringe) Teilkompensation erreicht wird.

Es muss folglich von einer Kostendeckung von weniger als 10 % ausgegangen werden.

Ökologische Abschätzung

Nd-Magnete aus den Pedelecs werden zukünftig eine wesentliche Einzelquelle für Sekundärneodym, dessen Kreislaufführung ökologische Vorteile im Vergleich zur Primärgewinnung aufweist (siehe Kapitel 3.4.3). Zu den Ressourcenschonungsaspekten siehe die Ausführungen zu den Festplatten (Kapitel 12.1.8.4).

Monitoring

⁷⁵ EBA (2017a mündl.).

⁷⁶ Laut www.neodym-preis.de (Stand November 2017).

Ein Monitoring der Separation der Magnete aus Pedelecs kann über Vor-Ort-Kontrollen erfolgen (Überwachungsbehörde).

12.2 AG 2 – Bildschirmgeräte

12.2.1 Entladung Bildschirmgeräte

12.2.1.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

2.1 Kein Abkippen der Bildschirmgeräte aus dem Container vom Beförderungsfahrzeug, sondern Abstellen des Containers und Abgleiten lassen der Bildschirmgeräte.

12.2.1.2 Adressat

EBA.

12.2.1.3 Ausgangslage

Bildschirmgeräte werden bei Anlieferung teilweise aus dem Container auf dem LKW so abgekippt, dass Geräte zerstört werden und das Risiko von Schadstoffemissionen erhöht wird. In der weiteren Behandlung muss dann ggf. mit kontaminierten Fraktionen (z. B. Kunststoffen) umgegangen werden.

12.2.1.4 Soll-Behandlung

Bei einer schonenderen Entladung wird der Container abgesetzt und die Bildschirmgeräte gleiten aus dem Container mit geringerer Fallhöhe ab.

Ökonomische Abschätzung

Dort, wo ausreichend Freifläche vorhanden ist, entsteht nur ein geringer Zusatzaufwand durch das Entladen und wieder aufladen des Containers auf den LKW, ggf. noch ein Zusatzaufwand für die Containerlogistik.

Dort, wo keine entsprechende Freifläche vorhanden ist, ergibt sich die Notwendigkeit, entsprechende Einrichtungen aufzustellen, auf welche die Geräte entladen werden können (z. B. Förderbänder) mit entsprechend erhöhtem Aufwand für die Umsetzung dieser Empfehlung.

Bei welchem Anteil der EBA in Deutschland diese Empfehlung bereits umgesetzt ist, ist nicht bekannt.

Ökologische Abschätzung

Durch die Vermeidung der Zerstörung von Bildschirmen kann die Emission von Schadstoffen begrenzt werden (siehe hierzu Kapitel 4.2).

Die Vermeidung von Querkontaminationen v. a. bei Kunststoffen führt zu einer Erhöhung des werkstofflichen Verwertungspotenzials, da z. B. Hg-kontaminierte Kunststoffe bei Überschreitung des Grenzwertes nicht mehr werkstofflich verwertet werden können, ohne (aufwendige) Entfrachtungsmaßnahmen durchzuführen. Auch wenn die Schadstoffgrenzwerte unterschritten werden, kommt es zu einem diffusen Austrag von Hg, wenn eine Querkontamination erfolgt ist.

Monitoring

Die Durchführung der Entladung von Bildschirmgeräten könnte durch Vor-Ort-Kontrollen überprüft werden. Da dies voraussetzen würde, dass die Vollzugsperson genau zu dem Zeitpunkt vor Ort ist, wenn der Container angeliefert wird, wäre eine Prüfung über den Zustand der entladenen Bildschirmgeräte auf dem Lagerhaufen sinnvoll. Ob hierzu operationalisierte und übertragbare Erfahrungen vorliegen, ist nicht bekannt.

12.2.2 Lagerung Bildschirmgeräte

12.2.2.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

2.2 Witterungsgeschützte Lagerung von CRT-/FBS-Geräten und deren schadstoffhaltigen Fraktionen.

12.2.2.2 Adressat

EBA.

12.2.2.3 Ausgangslage

Bildschirmgeräte werden teilweise so gelagert, dass sie Niederschlägen ausgesetzt sind.

12.2.2.4 Soll-Behandlung

Das ElektroG Anlage 5 Nr. 1b fordert unter anderem geeignete Bereiche mit wetterbeständiger Abdeckung.

Ökonomische Abschätzung

Für eine witterungsgeschützte Lagerung müssen eine Abdeckung (Dach) sowie ein seitlicher Windschutz vorhanden sein. Eine Datengrundlage, in der die Anzahl von EBA ausgewiesen werden, die diese Anforderung bereits erfüllen und welche nicht, liegt nicht vor. Der Bau einer entsprechenden Abdeckung wird als aufwendig eingeschätzt. Eine Abschätzung des Aufwandes erübrigt sich, da dies nach Anlage 5 ElektroG bei der Zertifizierung als EBA vorhanden sein muss.

Ökologische Abschätzung

Durch eine Lagerung von CRT-/FBS-Geräten und deren schadstoffhaltigen Fraktionen, die nicht witterungsgeschützt ist, kann es zu Auswaschungen von Schadstoffen kommen (siehe hierzu auch Kapitel 4.2). Durch die witterungsgeschützte Lagerung wird das Risiko von Umweltkontaminationen verhindert.

Monitoring

Eine Überprüfung der Erfüllung dieser Empfehlung kann durch Vor-Ort-Kontrollen erfolgen.

12.2.3 Erfassung Staub und Hg

12.2.3.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

2.3 Erfassung des Staubes und des frei werdenden Quecksilbers am Entstehungspunkt bei Prozessen mit Staubentwicklung und/oder Schadstofffreisetzungsgefahr bei Bildschirmgeräten.

12.2.3.2 Adressat

EBA.

12.2.3.3 Ausgangslage

Eine Erfassung des Staubes bzw. des Hg erfolgt ggf. nicht direkt am Entstehungspunkt, sondern als Teil übergeordneter Abluftabsaugungen.

12.2.3.4 Soll-Behandlung

Bei der Entfrachtung von Hg-haltigen FBS erfolgt die Absaugung von Staub und Hg am Arbeitsplatz. Dabei sind manuelle Zerlegeverfahren großtechnisch etabliert, mechanische sind im Pilotmaßstab realisiert (siehe z. B. Sellin et al. 2016).

Ökonomische Abschätzung

Für die Erfassung von Hg sind verschiedene Varianten möglich. Gekapselte Arbeitsplätze mit relativ kleinen Maßen (Beispiel ELPRO) kosten in der Größenordnung von 20.000 bis 30.000 € inkl. Abluftreinigung (Kleineidam 2017). Für einen Absaugtisch mit Maßen für aktuelle Flachbildschirme werden ebenfalls größenordnungsmäßig 25.000 € veranschlagt, durch Eigenbau können die Kosten auf unter 5.000 € vermindert werden (Müllenschläder 2017a). Hinzu kommen jeweils die laufenden Kosten z. B. für Austausch und Entsorgung von Filtermedien.

Ökologische Abschätzung

Quecksilber ist nach CLP als giftig bis sehr giftig, gesundheitsgefährdend und umweltgefährlich eingestuft.

Durch eine gezielte Absaugung am Arbeitsplatz kann die Arbeitsplatzkonzentration von Hg vermindert werden und weitere Hg-Emissionen vermieden werden.

Zusätzlich kann eine Verschleppung von Hg in andere Fraktionen im Zuge der nachfolgenden Behandlung reduziert werden.

Monitoring

Die Umsetzung dieser Empfehlung zur Behandlungsanforderung kann durch Vor-Ort-Kontrollen überprüft werden. Eine Prüfung im Rahmen der Zertifizierung erscheint aus gutachterlicher Sicht sinnvoll.

12.2.4 Kunststoffverwertung Flachbildschirmgeräte

12.2.4.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

2.4 Werkstoffliche Verwertung der Kunststoffe von BSG-Rückwänden mit einem Gesamtbromgehalt kleiner eines noch festzulegenden Grenzwertes.

12.2.4.2 Adressat

EBA als Verantwortliche für die Gestaltung der Entsorgungskette.

12.2.4.3 Ausgangslage

BSG-Rückwände können ggf. anders als werkstofflich verwertet werden, auch wenn die Gehalte bromierter Flammschutzmittel die werkstoffliche Verwertung erlauben würden.

12.2.4.4 Soll-Behandlung

Die Untersuchungen innerhalb dieses Projektes (siehe Kapitel 11) sowie die Auswertung der Literaturquellen (siehe Kapitel 6.2) zeigen, dass die Bromfrachten nicht zum überwiegenden Teil aus verwendungsbeschränkten BFSM resultieren. Die Setzung eines Grenzwertes für Br_{gesamt} ist jedoch sinnvoll, da in der täglichen Praxis eine Einzelanalytik auf individuelle BFSM zu aufwendig wäre. Eine ausschließliche Orientierung anhand eines Schwellenwertes für die werkstoffliche Verwertung an den verwendungsbeschränkten BFSM nach Anhang 4 der POP-VO oder den REACH-Vorgaben (bzw. ggf. auch der RoHS-Richtlinie bzw. ElektroStoffVO) würde die Zielsetzung der möglichst weitgehenden Entfrachtung von Stoffkreisläufen nur sehr eingeschränkt berücksichtigen. Ein niedriger Schwellenwert würde andererseits höhere Mengen von der Kreislaufschließung für Sekundärrohstoffe und der verbundenen Umweltentlastung ausschließen, als ein höherer Wert.

Im Rahmen der CENELEC-Norm 50625 wird ein Schwellenwert von Br_{gesamt} von 2.000 ppm angesetzt. Ein Wert von 1.000 ppm würde den Aspekt der Entfrachtung von Kreisläufen stärker gewichten und die Umweltentlastung durch die werkstoffliche Verwertung von Kunststoffen geringer.

Der Anhang IV der POP VO (Liste der Stoffe, die den Abfallbewirtschaftungsbestimmungen gemäß Artikel 7 unterliegen) nennt als Summe der Konzentrationen von Tetrabromdiphenylether, Pentabromdiphenylether, Hexabromdiphenylether und Heptabromdiphenylether den Wert von 1.000 mg/kg. Dabei ist zu beachten, dass der Br-Anteil in den BFSM deutlich unter 100 % liegt.

Im folgenden Abschnitt wird davon ausgegangen, dass eine Setzung des Schwellenwertes bei 2.000 ppm erfolgt.

Ökonomische Abschätzung

Nach derzeitigem Kenntnisstand kann davon ausgegangen werden, dass Rückwände von CRT-Bildschirmen den Schwellenwert regelmäßig überschreiten. Werden Rückwände von FBS als Teil einer gemischten Kunststofffraktion einer Kunststoffaufbereitung zugeführt, so liegen die Erlöse üblicherweise im positiven Bereich mit Schwankungen je nach Weltmarktpreisen für Sekundärkunststoffe. Die Transportkostenunterschiede je nachdem ob werkstofflich oder anders verwertet wird, variieren sehr stark je nach Lage der Anbietenden und Abnehmenden.

Ökologische Abschätzung

Bei einem Abfallpotenzial von ca. 9,4 Millionen Altgeräten im Jahr 2020 (Sander et al. 2018), einem Gewicht der FBS von 9,5 kg/Stück (Sellin et al. 2016), einem Kunststoffanteil aus Rückwänden der FBS von 50 % (Salhofer et al. 2012) und einem GWP der Kunststoffe von FBS-Rückwänden von 3,1 kgCO₂eq/kg (PlasticsEurope 2017) ergibt sich ein Treibhausentlastungspotenzial von knapp 140.000 t CO₂eq im Jahr 2020. Wird davon ausgegangen, dass 50 % des inhärenten Energiepotenzials der Kunststoffe (=Energieinvestitionen in die Kunststoffherstellung) bei der energetischen Verwertung verloren gehen, so ergibt sich ein Entlastungspotenzial aus der werkstofflichen Verwertung im Vergleich zur energetischen Verwertung von knapp 70.000 t CO₂eq im Jahr 2020.

Monitoring

Die Überprüfung der Umsetzung der Anforderung stellt sich als schwierig dar. Hierzu müssten Prüfungen der täglichen Betriebsabläufe erfolgen, da aus den Betriebstagebüchern nicht erkennbar wird, welchen Anteil die Rückwände der FBS unterhalb des Schwellenwertes in dem konkreten Betrieb ausmachen. Es sollte geprüft werden, ob Orientierungswerte durchschnittlicher Anteile für die Betriebsüberwacher entwickelt werden können. Eine Überprüfung kann ggf. auch im Rahmen der Zertifizierung erfolgen, sofern eine entsprechend belastbare Datenbasis verfügbar ist.

12.2.5 Separation CRT-Rückwände

12.2.5.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

2.5 Separation der Rückwände von CRT-Geräten.

12.2.5.2 Adressat

EBA.

12.2.5.3 Ausgangslage

Eine manuelle Erstbehandlung von CRT-Geräten erfolgt in jedem Fall aufgrund der Anforderungen des ElektroG (Anlage 4). Eine Getrennthaltung der Rückwände erfolgt nicht immer.

12.2.5.4 Soll-Behandlung:

Die Rückwände von CRT-Geräten sind getrennt von anderen Kunststofffraktionen zu halten, bei denen davon ausgegangen werden kann, dass sie nicht in vergleichbarem Maße POP-BFSM enthalten.

Ökonomische Abschätzung

Da die getrennte Lagerung und der getrennte Transport den Anforderungen der POP-VO entspricht⁷⁷, besteht kein Zusatzaufwand im Vergleich zur Einhaltung bestehender rechtlicher Anforderungen.

Ökologische Abschätzung

Durch die Separation der CRT-Rückwände und deren Getrennthaltung wird eine Kontamination nicht-belasteter Fraktionen vermieden. POP-BFSM in Rückwänden von CRT-Geräten sind als besonders besorgniserregend (persistent, bioakkumulativ und toxisch, sehr persistent und sehr bioakkumulativ) eingestuft.

Monitoring

Eine Überprüfung der Umsetzung der Empfehlung für die Behandlungsanforderung kann durch Vor-Ort-Kontrollen erfolgen.

12.2.6 Verwertung CRT-Glas

12.2.6.1 Empfehlungen Behandlungsanforderungen

- 2.6 Trennung von Pb-haltigem Konusglas und Pb-freiem Schirmglas aus CRT-Geräten,
- 2.7 werkstoffliche Verwertung des Glases von min. 25 % des CRT-Geräteinputs,
- 2.8 Schwefelkonzentration in gereinigter Glasfraktion von CRT-Geräten: max. 5 mg/kg,
- 2.9 PbO-Gehalt der Schirmglasfraktion max. 0,1 %,
- 2.10 Grenzwerte für CRT-Glas in sonstigen Fraktionen: 8 % in Elektronenkanonen, 4 % in Ablenkeinheit, 2 % in Fraktion aus Anti-Explosionsrahmen, Lochmasken und ggf. weiteren Bestandteilen,
- 2.11 Keine Verwertung des CRT-Glases als Baumaterial.

Aufgrund des engen inhaltlichen Zusammenhangs bzw. den teilweise vorhandenen Überlappungen der Empfehlungen zu Behandlungsanforderungen 2.6 bis 2.11 erfolgt die Abschätzung der ökonomischen und ökologischen Effekte hier gemeinsam.

12.2.6.2 Adressat

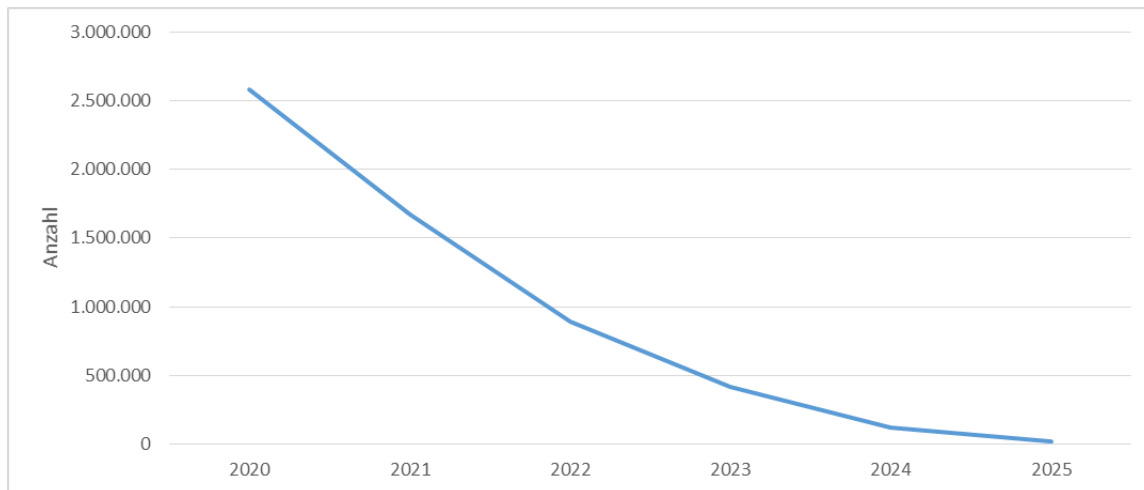
EBA als Verantwortliche der Gestaltung der Entsorgungskette, verschiedene Akteure in der Folgebehandlung bzw. weiteren Entsorgung.

12.2.6.3 Ausgangslage

Die Mengen an CRT-Bildschirmen gehen stark zurück. In Abbildung 94 ist die erwartete Menge Alt-CRT-Geräte dargestellt, wobei geschätzt wurde, dass die tatsächliche Rücklaufquote in der Größenordnung von 60 % des theoretischen Abfallpotenzials liegt (siehe auch Sander und Schilling 2010).

⁷⁷ Es wird davon ausgegangen, dass in CRT-Rückwänden die Konzentration von Tetrabromdiphenylether, Pentabromdiphenylether, Hexabromdiphenylether und Heptabromdiphenylether in der Summe von 1.000 mg/kg entsprechend Anhang 4 der VERORDNUNG (EG) Nr. 850/2004 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 29. April 2004 über persistente organische Schadstoffe und zur Änderung der Richtlinie 79/117/EWG (POP-VO) überschreitet (siehe auch Kapitel 6.2).

Abbildung 94: Entwicklung der Anzahl der Alt-CRT-Geräte in Deutschland in den Jahren 2020 bis 2025



Quelle: eigene Berechnung auf der Grundlage von Sander et al. (2018) und Sander und Schilling (2010)

Die Voraussetzung für das Recycling von CRT-Glas ist die effektive Trennung von bleihaltigem Konusglas und bleifreiem Frontglas.

Die Empfehlung zur Behandlungsanforderung steht im Kontext mit bestehenden rechtlichen Anforderungen des ElektroG (Anlage 4 ElektroG):

„1. Mindestens folgende Stoffe, Gemische und Bauteile müssen aus getrennt erfassten Altgeräten entfernt werden“:

„g) Kathodenstrahlröhren“,

„4. Die folgenden Bauteile von getrennt erfassten Elektro- und Elektronik-Altgeräten sind wie angegeben zu behandeln:“

„a) Kathodenstrahlröhren: Die fluoreszierende Beschichtung muss entfernt werden.“

„7. Bildröhren sind im Rahmen der Behandlung vorrangig in Schirm- und Konusglas zu trennen.“

Erstbehandler stimmen das Vorgehen bei der Behandlung von CRT in der Praxis auf den Endverbleib der Fraktionen ab (siehe auch Kapitel 4.1).

Bleifreies Glas wird teilweise in der Glasindustrie eingesetzt, sonst auch im Versatz oder als Zuschlagstoff z. B. für Beton. Für bleihaltiges Glas ist der Einsatz in der Bleiindustrie ökologisch vorrangig. Die möglichen Einsatzkapazitäten reichen jedoch nicht für die gesamten anfallenden Mengen aus, gemischte Glasfraktionen werden im Versatz bzw. als Zuschlagstoff für Beton eingesetzt (siehe Kapitel 4.1).

Relevante Mengen CRT-Glas werden entsprechend den Aussagen von Entsorgern auf dem Treffen der AG 2 Bildschirmgeräte am 22.03.2017 als Zuschlagstoff bei der Herstellung von Legioblocks genutzt. Entsprechend den Aussagen der Entsorger stellt dieser Weg eine Variante dar, die teilweise ökonomisch günstiger ist, als die Separierung der Glassorten von CRT und die separate Entsorgung.

Eine Grenzwertfestlegung für die Verwertung von Fraktionen aus der Behandlung von CRT-Geräten besteht nicht. Hierdurch kann es zu Verschleppung von Schadstoffen kommen.

Die rechtliche Kategorisierung von Verwertungswegen im KrWG und im ElektroG stellt keine klare Abgrenzung der verschiedenen für CRT-Glas real genutzten Entsorgungswege bereit, wie z. B. die Differenzierung des Einsatzes in der Glasindustrie oder der Nutzung als Zuschlagstoff für Baumaterialien.

12.2.6.4 Soll-Behandlung

Die Empfehlungen für die Behandlungsanforderungen zielen darauf ab, das ökologische Potenzial des Bildschirmglases möglichst weitgehend zu nutzen. Entsprechend den ökobilanziellen Untersuchungen (siehe Kapitel 4.1) ergibt sich hieraus ein vorrangiges Recycling der bleifreien Glasfraktion in der Glasindustrie. Für bleihaltiges Glas liegen keine aktuellen ökobilanziellen Betrachtungen vor. Unter Ressourcenschutzaspekten erscheint jedoch der Einsatz in der Bleiindustrie vorrangig.

Vorbehaltlich einer detaillierten rechtlichen Prüfung wird hier zunächst davon ausgegangen, dass die Definition von werkstofflichen Verwertungsverfahren für CRT-Glas über den Rahmen der Verordnungsermächtigung hinausgeht. Sollen daher bestimmte Verwertungswege als nachrangig berücksichtigt werden, besteht aus gutachterlicher Sicht eher die Möglichkeit, dies in die Behandlungsanforderung zur Quotenerreichung aufzunehmen.

Die hochwertige Verwertung setzt eine effektive Trennung von bleihaltigem und bleifreiem Glas der CRT voraus, die aktuell bereits großtechnisch implementiert ist (z. B. Schulte 2017 mündl.). Für die Einhaltung der Grenzwerte für den Einsatz in der Glasindustrie muss eine solche Behandlungsanforderung nicht extra formuliert sein. Für den Fall, dass ein Ausschluss bestimmter Verwertungswege (z. B. als Zuschlagstoff für Baustoffe) wie oben beschrieben nicht möglich ist, wäre die zwingende Forderung der Trennung jedoch ein Impuls zur Förderung der hochwertigen Verwertung, da dann in jedem Fall eine schadstoffarme Glasfraktion vorliegt und der Aufwand für die Trennung nicht mehr als Argument gegen die hochwertige Verwertung wirkt.

Ökonomische Abschätzung

Aktuelle Preis- bzw. Erlössituationen der Entsorgung von Bildschirmgläsern sind nicht veröffentlicht und unterliegen nicht zuletzt auch deswegen Geschäftsgeheimnissen, da aufgrund der zurückgehenden Mengen nur wenige Firmen beteiligt sind.

Bleher (2014) nennt die in Tabelle 49 dargestellten Preise, die durch Befragung von 13 europäischen Akteuren erhoben wurden und die Vorbehandlung und Verwertung umfassen. Unter „andere Verwertung“ fasst die Darstellung verschiedene Recyclingwege zusammen, wie z. B. der Einsatz in der Behälterglasindustrie, die Herstellung von Glaswolle und möglicherweise der Einsatz als Zuschlagstoff (damals noch eine Option, für die ein Forschungsstadium beschrieben wurde)⁷⁸. „Einsatz in Bleihütte“ meint die Nutzung des bleihaltigen Glases als Flussmittel. Die Rückgewinnung von Blei aus dem Glas ist in Option 5 in Tabelle 49 berücksichtigt.

Tabelle 49: Preise Entsorgungswege CRT-Glas

Lfd. Nr.	Entsorgungsweg	Preise €/t min.	Preise €/t max.
1	Deponierung Konus- und Frontglas	26	26
2	Deponierung Konusglas, andere Verwertung Frontglas	42	70
3	Konusglas in Bleihütte	50	50
4	Konusglas in Bleihütte, Frontglas andere Verwertung	50	75

⁷⁸ Bleher (2014) beschreibt den Einsatz in der Glasindustrie als den üblichsten Verwertungsweg, die Herstellung von Glaswolle als zunehmend unattraktiv und den Einsatz als Zuschlagstoff für Baustoffe als noch im Forschungsstadium.

Lfd. Nr.	Entsorgungsweg	Preise €/t min.	Preise €/t max.
5	Konusglas Rückgewinnung Blei, werkstoffliche Verwertung entfrachtetes Konusglas	150	150

Quelle: Bleher (2014)

Danach war die ökologisch hochwertige Verwertung Nr. 4 etwa dreimal so teuer, wie die Deponierung (Unterschied ca. 50 €/t Glas). Eine Übertragbarkeit auf die Situation zum Zeitpunkt einer möglichen Implementierung der Empfehlung zur Behandlungsanforderung wird jedoch nur eingeschränkt gesehen, da sich die Rahmenbedingungen, wie angesprochen, deutlich ändern.

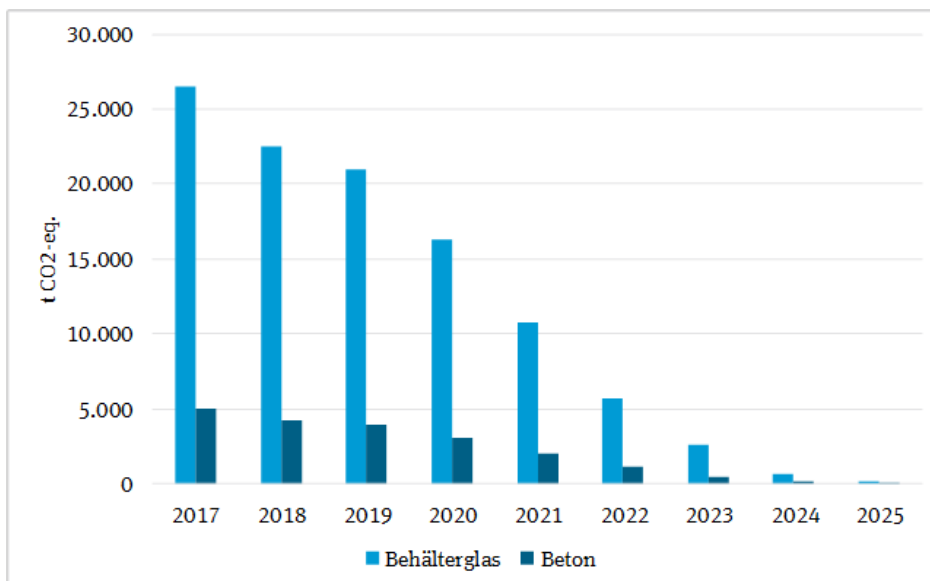
Der Aufwand für die Behandler erhöht sich einmalig durch die Transaktionsaufwendungen bei der Umstellung der Entsorgungspfade. Über längere Zeit betrachtet, wäre der Zusatzaufwand durch die Transaktionskosten als gering zu bezeichnen. Durch die stark zurückgehenden Mengen an CRT-Glas ist eine Verteilung auf maximal 3 bis 5 Jahre realistisch.

Eine Behandlung von CRT-Bildschirmgeräten, die die vorgegebenen Grenzwerte erreicht, ist entsprechend CENELEC - DIN 50625-3-3 und LAGA M 31 B bezüglich des PbO-Gehalts in der Schirmglasfraktion Stand der Technik. Nach § 20 Abs. 2 ElektroG haben die Erstbehandlung und weitere Behandlungstätigkeiten nach dem Stand der Technik im Sinne des § 3 Abs. 28 KrWG zu erfolgen. Insofern entstehen den Betrieben, die Qualitätsstandards entsprechend den rechtlichen Anforderungen erfüllen, keine Zusatzaufwände im Vergleich zur Erfüllung des bestehenden Rechtsrahmens.

Ökologische Abschätzung

Abbildung 95 beschreibt das Einsparungspotenzial in t CO₂eq für die Verwertungswege, Einsatz in der Behälterglasindustrie und als Betonzuschlagstoff für den Versatz der in Abbildung 14 prognostizierten Schirmglasmenge (Differenz ca. 13.000 t CO₂eq im Jahr 2020). Eine Verwertung als Versatz z. B. an Stelle von Beton, würde jährlich eine weitaus geringere Einsparung an CO₂eq bedeuten, im Vergleich zur Verwertung in der Behälterglasindustrie, wodurch Primärrohstoffe in der Produktion von Behälterglas eingespart werden könnten.

Abbildung 95: Einsparungspotenzial nach Verwertungsweg von Schirmglas



Quelle: eigene Hochrechnung, ProBas (2017)

Hinsichtlich der Abschätzung von Schadstoffeffekten ergeben sich zwei Perspektiven.

- Zum einen das Risiko der Elution von Blei aus den Legioblocks. Entsorger bei der Sitzung der AG Bildschirmgeräte am 22.03.2017 gaben an, dass die Stabilität der Legioblocks eingeschränkt ist und diese mittelfristig aufbrechen. Dadurch wird bleihaltiges Glas freigelegt. Der Entsorgungsweg von Alt-Legioblocks ist nicht bekannt, es wird jedoch vermutet, dass diese als mineralische Bauabfälle als Wegebaumaterial und/oder Zuschlagsstoff verwertet werden oder deponiert werden. Zwar kann ein Elutionsrisiko nicht ausgeschlossen, aber auch nicht quantifiziert werden.
- Zum anderen kann die Bleifracht betrachtet werden, die sich als Verunreinigung in der Kreislaufwirtschaft befindet. Entsprechend der Prognosezahlen zum Aufkommen von Konusglas (siehe Kapitel 4.2.2) ergibt sich eine Bleifracht von 4.650 t bis 5.800 t. Der weltweite Bleiverbrauch lag 2016 bei über 11 Mio. t (Statista 2017a).

Blei und Bleioxid sind nach CLP als gesundheitsgefährdend und umweltgefährlich eingestuft.

Monitoring

Die Überprüfung der Umsetzung der Empfehlung zur Behandlungsanforderung kann über die Betriebstagebücher erfolgen. Gutachterlich wird empfohlen, die Einhaltung der Quoten im Rahmen der Zertifizierung zu prüfen.

Zudem stellt sich die Frage nach dem Verpflichteten zum Erreichen der Quote. Für die Verpflichtung des Erstbehandlers spricht, dass er den Entsorgungsweg der Altbildschirme bzw. der Fraktionen aus Altbildschirmen bestimmen kann. Durch die, im Vergleich z. B. zum Versatz, höheren Kosten des Recyclings könnte sich allerdings ein Impuls ergeben, dass die Erstbehandler CRT-Geräte von der Annahme ausschließen.

Für andere Quoten des ElektroG sind keine Verpflichteten bestimmt. Um hier eine Gleichbehandlung der Akteure zu erreichen, könnte auch bei der Recyclingquote für CRT-Glas auf die Festlegung eines Verpflichteten verzichtet werden. Allerdings würde hierdurch die Behandlungsanforderung konterkariert und sich in der Praxis kein Impuls ergeben, durch den das Recycling von CRT-Glas gefördert würde.

Schlussbemerkung

Gutachterlich wird empfohlen, die Recyclingquoten auf den Einsatz in der Glasindustrie zu beziehen, sofern andere Wege des Ausschlusses von anderen stofflichen Verwertungsverfahren (z. B. dem Einsatz als Betonzuschlagstoff) nicht realisierbar sind. Dabei sollte angesichts der wenigen Einsatzmöglichkeiten (Glasindustrie) und dem stark abnehmenden Altgerätestrom erwogen werden, die Quote nach unten anzupassen. Entsprechend den Analysen in Kapitel 4 ist der Schirmglasanteil in CRT-Altgeräten bei ca. 42 %⁷⁹. Eine Quote von 20 % des Alt-CRT-Gewichtes entspräche ca. 50 % Recyclingquote bezogen auf die Menge des bleifreien Glases. Zudem sollten angesichts des Rückgangs der CRT-Altgerätemengen im Jahr 2023 die Quoten im Zusammenhang mit der Verfügbarkeit von Absatzwegen überprüft werden.

⁷⁹ Dabei werden die Erfahrungen der Erstbehandler als Grundlage angewandt, dementsprechend der Glasanteil in CRT-Altgeräten bei durchschnittlich 65 % liege (siehe Kapitel 4.1).

12.2.7 Separate Lampenfraktion aus FBS-Geräten

12.2.7.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

2.12 Erzeugung einer separaten Lampenfraktion bei FBS-Geräten mit Hg-haltiger Hintergrundbeleuchtung.

2.13 Keine gemeinsame Folgebehandlung von FBS-Geräten und Hg-haltigen Lampen.

12.2.7.2 Adressat

EBA als Verantwortliche für die Gestaltung der Entsorgungskette.

12.2.7.3 Ausgangslage

Durch die gemeinsame Folgebehandlung bzw. durch die Nicht-Getrennthaltung der Hg-haltigen Lampenfraktion von den anderen Bildschirmgerätefraktionen kann es zu Kontaminationen letzterer Fraktionen kommen (v. a. Kunststoffe), deren Verwertung folglich eingeschränkt werden könnte.

12.2.7.4 Soll-Behandlung

Eine getrennte Behandlung der separierten Lampenfraktion ist großtechnisch etabliert. Dabei werden die Lampen manuell oder (teil-)automatisch separiert.

Ökonomische Abschätzung

Bei Verfahren, die gemeinsam behandeln, müsste eine Verfahrensumstellung erfolgen. Da diese Behandlungsart jedoch nach aktuellem Kenntnisstand kaum angewandt wird, wird der Zusatzaufwand insgesamt als gering eingestuft.

Ökologische Abschätzung

Durch die Umsetzung dieser Empfehlungen kann der diffuse Austrag von Quecksilber und die Schadstoffanreicherung- und Schadstoffverteilung in andere Fraktionen weitestgehend vermieden oder zumindest vermindert werden. Quecksilber ist nach CLP als giftig bis sehr giftig, gesundheitsgefährdend und umweltgefährlich eingestuft.

Monitoring

Eine Überprüfung der Behandlung von Hg-haltigen Flachbildschirmen kann über die Anlagengenehmigung, die Überprüfung der Betriebstagebücher und Vor-Ort-Kontrollen erfolgen. Gutachterlich wird empfohlen, bei der Zertifizierung als Erstbehandlungsanlage zu prüfen, ob die technischen Voraussetzungen zur Erfüllung dieser Empfehlung zur Behandlungsanforderung erfüllt sind.

12.2.8 Lagerung Lampenbruch

12.2.8.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

2.14 Lagerung von Lampenbruch aus Flachbildschirmgeräten in dicht verschlossenen Gebinden.

12.2.8.2 Adressat

EBA.

12.2.8.3 Ausgangslage

Eine Lagerung Hg-haltiger Hintergrundbeleuchtung und ggf. Hg-freier Hintergrundbeleuchtung aus FBS-Geräten erfolgt teilweise in offenen Behältern. Hierdurch kann es zu Hg-Emissionen kommen (Thullner et al. 2013). Es wird davon ausgegangen, dass es sich bei separierten Lampen aus der Hintergrundbeleuchtung zum überwiegenden Anteil um Lampenbruch handelt.

12.2.8.4 Soll-Behandlung

Die Lagerung Hg-haltiger Lampen in dicht geschlossenen Behältern ist Stand der Technik (siehe auch LAGA M 31 A).

Ökonomische Abschätzung

Bei der Nutzung von Behältern, die hinreichend dicht für die Lagerung der Altlampen verschlossen sind, ergeben sich Zusatzaufwendungen für das Öffnen und Verschließen der Behälter beim Einfüllen der Altlampen. Der Zusatzaufwand wird in der Praxis als gering eingeschätzt, da die Anzahl der Befüllungsvorgänge gering ist.

Ökologische Abschätzung

Durch eine Lagerung in geschlossenen Behältern wird eine Emission von Hg auf die Zeiten der Befüllung und Entleerung der Behälter minimiert. Dies entspricht den Anforderungen des LAGA M 31 A für die Lagerung von Lampenbruch an Sammel- und Übergabestellen sowie LAGA M 31 B (Entwurf Stand 18.05.2017) für entnommene Hg-Hintergrundbeleuchtungen.

Hg ist nach CLP als giftig bis sehr giftig, gesundheitsgefährdend und umweltgefährlich eingestuft.

Monitoring

Die Umsetzung dieser Empfehlung zur Behandlungsanforderung kann über Vor-Ort-Kontrollen geprüft werden.

12.2.9 Separation PMMA und PC aus FBS

12.2.9.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

2.15 Separierung der PMMA- und PC-Scheiben von FBS-Geräten und werkstoffliche Verwertung.

12.2.9.2 Adressat

EBA als Verantwortliche für die Gestaltung der Entsorgungskette

12.2.9.3 Ausgangslage

Eine Separierung und werkstoffliche Verwertung findet nicht immer statt.

12.2.9.4 Soll-Behandlung

Die Separierung ist großtechnisch über manuelle Verfahren etabliert. Automatisierte Verfahren sind im Pilotmaßstab verfügbar (siehe z. B. Sellin et al. 2016). Dort, wo andere schadstofffreie Hintergrundbeleuchtungen oder schadstofffreie Displays vorhanden sind, kann über einen Grobaufschluss mit anschließender Sortierung eine Separation erfolgen.

Ökonomische Abschätzung

Das ElektroG fordert die Entnahme Hg-haltiger Bauteile (bspw. die Hg-haltige Hintergrundbeleuchtung von Bildschirmen) aus Elektroaltgeräten (Anlage 4 Abs. 1 a, ElektroG). Hierzu ist eine schonende manuelle oder ggf. teilautomatisierte Entfernung der Lampen notwendig. Der Zusatzaufwand, bei diesem Verfahren auch die PMMA-/PC-Scheiben zu separieren wird als sehr gering eingeschätzt.

Bei nicht-Hg-haltigen FBS kann eine manuelle Entnahme erfolgen oder die Separation erfolgt nach einem schonenden Grobaufschluss. Mit dem zukünftigen Rückgang Hg-haltiger Hintergrundbeleuchtungen in Alt-FBS wird dieses vergleichsweise in Bezug auf die PMMA-/PC-Scheiben etwas aufwendigere Separationsvorgehen zunehmen.

In beiden Fällen ist eine Synergie mit der Empfehlung zur Behandlungsanforderung 1.3 „Separation einer reinen Leiterplattenfraktion von min. 4 % des Gesamtinputs FBS-Geräte und Zuführung zu einer Verwertung, bei der enthaltene Edelmetalle und Kupfer zurückgewonnen werden“ vorhanden.

Ökologische Abschätzung

Durch die Separierung und werkstoffliche Verwertung erfolgt die Kreislaufschließung für ökologisch besonders wertvolle Sekundärkunststoffe. PMMA sowie PC weisen einen vergleichsweise hohen GWP-Wert auf (4,5 bzw. 4,1 kgCO₂eq/kg) (Plastics Europe 2017c und 2017d).

Entsprechend der Altgeräteprognose im UBA-Projekt RePro (Sander et al. 2018) liegt das Abfallpotenzial für Flachbildschirme im Jahr 2020 bei ca. 3,5 Millionen Altmonitoren sowie 5,9 Millionen Altfernsehern. Wird bei einem Drittel das Vorhandensein einer 1 kg schweren PMMA- bzw. PC-Scheibe angenommen, ergibt sich ein inhärentes GWP von 14.000 t CO₂eq im Jahr 2020.

Im Vergleich der werkstofflichen mit der energetischen Verwertung, ist bei PMMA/PC wie bei den anderen Kunststoffen auch von Bedeutung, wie die Energieinhalte der Kunststoffe jeweils genutzt werden können. Eine grobe Annäherung hieran liefert ein Vergleich der Energieaufwände, die für die Herstellung der Kunststoffe notwendig sind und des Heizwerts⁸⁰. Bei einer werkstofflichen Verwertung werden die „Energieinvestitionen“ aus der Produktion zu großen Anteilen weiter genutzt, bei einer energetischen Verwertung gehen sie verloren (es wird nur der Heizwert der Kunststoffe genutzt). Der Energieaufwand für die Produktion von PMMA liegt bei 120 MJ/kg, der Heizwert bei 27 MJ/kg (PlasticsEurope 2017). Bei dem Abfallpotenzial von 3.000 t PMMA/PC im Jahr 2020 (s. o.) ergibt sich ein Energieeinsparungspotenzial von 279.000 GJ durch die werkstoffliche Verwertung im Vergleich zur energetischen Verwertung. Dies entspricht dem jährlichen Energieverbrauch von ca. 1.000 Personen in Deutschland⁸¹.

Monitoring

Die Umsetzung dieser Empfehlung zur Behandlungsanforderung kann über Vor-Ort-Kontrollen geprüft werden. Zusätzlich kann über die Betriebstagebücher ein zugehöriger Mengenstrom kontrolliert werden.

12.2.10 Grenzwert Hg

12.2.10.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

2.16 Alle Fraktionen der FBS-Geräte (ausgenommen Lampenglas) zur Verwertung: max. 0,5 mg Hg/kg.

12.2.10.2 Adressat

EBA als Verantwortliche für die Gestaltung der Entsorgungskette.

12.2.10.3 Ausgangslage

Anlage 4 Abs. 6 ElektroG nennt 5 mg/kg als maximale Hg-Konzentration für Glas aus der Aufbereitung von Lampen, das in der Glasindustrie eingesetzt werden soll. Für andere Entsorgungswege von Fraktionen aus FBS ist kein Grenzwert genannt.

⁸⁰ Der Heizwert gibt an, wie viel Energie in Form von Wärme bei der Verbrennung pro Kilogramm des Stoffs gewonnen werden kann.

⁸¹ Grundlagen: Energieverbrauch pro Kopf in Deutschland in 2015: 162 GJ.

Neben dieser zielwertbezogenen Anforderung stellt die Pflicht zur Separation einer Lampenfraktion aus Hg-haltigen FBS, eine verfahrensbezogene Anforderung dar, die unter anderem ebenfalls die mögliche Querkontamination von Fraktionen aus der Behandlung von FBS adressiert (Empfehlung zur Behandlungsanforderung 2.12 Erzeugung einer separaten Lampenfraktion bei FBS-Geräten mit Hg-haltiger Hintergrundbeleuchtung sowie Empfehlung zur Behandlungsanforderung 2.13 Keine gemeinsame Folgebehandlung von FBS-Geräten und Hg-haltigen Lampen).

12.2.10.4 Soll-Behandlung

Die Empfehlung zur Behandlungsanforderung zielt darauf ab, höher kontaminierte Fraktionen aus der FBS-Behandlung in andere Entsorgungswege zu steuern (z. B. Beseitigung). Im Zusammenhang mit der Feststellung der tatsächlichen Konzentrationen von Hg in den Fraktionen sind die in Kapitel 4.2.1.1 dargestellten Schwierigkeiten bei der Bestimmung der Hg-Belastungen zu berücksichtigen. Neben regelmäßigen chemischen Kontrollen erscheint vor diesem Hintergrund die Erfüllung der korrespondierenden verfahrensbezogenen Anforderungen (s. o.) essenziell.

Ökonomische Abschätzung

Für die Erfüllung dieser Empfehlung zur Behandlungsanforderung müssen ggf. zusätzliche chemische Analysen auf Hg durchgeführt werden, die aber in längeren Abständen erfolgen können, wenn die angewandten Behandlungsverfahren die verfahrensbezogenen Anforderungen erfüllen und nicht verändert werden. Daher wird nur ein geringer Aufwand erwartet.

Ökologische Abschätzung

Durch die Grenzwertsetzung wird die Verschleppung von Hg in Abfallfraktionen minimiert. Hierdurch verringern sich die Hg-Emissionen in den Folgebehandlungen bzw. Verwertungen. Für eine Quantifizierung der Effekte wäre eine Bilanzierung der aktuellen Verschleppungen von Hg in Abfallfraktionen notwendig, die nicht verfügbar ist. Weiterhin wäre zu prüfen, welche Emissionen aus der Hg-Kontamination in den verschiedenen Entsorgungswegen abgeschätzt werden könnten (z. B. auf der Grundlage der Temperaturverhältnisse in der weiteren Entsorgungskette und dem Vorhandensein oder Fehlen von Abscheideeinrichtungen).

Monitoring

Die Erfüllung der Empfehlung für die Behandlungsanforderung kann über durchgeführte chemische Analysen erfolgen. Ggf. ist eine Bestätigung der Annahme bei einem Entsorgungsverfahren, dass die maximalen Hg-Gehalte routinemäßig überprüft ausreichend.

12.2.11 Rückgewinnung Indium

12.2.11.1 Empfehlung Behandlungsanforderung:

2.17 2025: Anwendung von Verfahren zur Rückgewinnung von In aus FBSGeräten, wenn 2022 Anlagen in Deutschland zur Verfügung stehen.

12.2.11.2 Adressat

EBA als Verantwortliche für die Gestaltung der Entsorgungskette.

12.2.11.3 Ausgangslage

Derzeit ist keine großtechnische Entsorgungskette zur Rückgewinnung von Indium aus FBS etabliert.

12.2.11.4 Soll-Behandlung:

Die Überprüfung im Jahr 2022, ob Anlagen zur Rückgewinnung von Indium aus FBS in Deutschland zur Verfügung stehen, sollte aus gutachterlicher Sicht die Entsorgungskette von der Erstbehandlung bis zur Rückgewinnung betrachten. Sie sollte zudem mögliche Effekte aus PV-bezogenen Entsorgungsketten (siehe Kapitel 5.1 bzw. Kapitel 5.1.1) berücksichtigen, in welche möglicherweise Fraktionen aus der FBS-Behandlung eingespeist werden können.

Ökonomische Abschätzung

Nach FEM und IUTA (o.J.) steht für die gesamte Aufbereitungskette von Flachbildschirmen aus hydrochemischer Indium-Extraktion, Indium-Anreicherung durch Hydroxidfällung und Indium-Raffination bei Berücksichtigung von Marktpreisen des Jahres 2011 ein Budget von knapp 70 €/t Alt-FBS zur Verfügung. Abzüglich der Raffinationskosten von 40 €/t verbleibt für die Laugung von Alt-FBS und die Hydroxidfällung ein Budget von 30 €/t. Dies wird im Forschungsbericht als Rahmen beschrieben, innerhalb dessen der Prozess nicht realisierbar sei.

Ökologische Abschätzung

Buchert et al. (2012) schätzen die Menge von Indium in Flachbildschirmen, die im Jahr 2010 verkauft wurden, mit 206 kg ab. Eine Abschätzung der ökologischen Gewinne durch das Recycling bedarf angesichts der Ergebnisse von Böni et al. (2015) (siehe Kapitel 9.2.2) einer Untersuchung der konkreten Behandlungsvorgänge. In jedem Fall ist jedoch der Ressourcenschonungseffekt zu berücksichtigen.

Das inhärente Treibhausentlastungspotenzial ist sehr gering, solange der Verbrauch an Indium nicht die primäre Produktionsmenge aus der Koppelproduktion übersteigt.

Monitoring

Empfehlungen zum Monitoring können auf der Grundlage der Analyse von durchzuführenden Verfahrensketten entwickelt werden.

12.3 AG 3 – Photovoltaikmodule

12.3.1 Entladung PV Module

12.3.1.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

3.1 Bruch sichere Entladung, Lagerung und Umgang der PV-Module sowie kein Vorbrechen oder Verdichten der PV-Module vor der Sortierung und Erstbehandlung

12.3.1.2 Adressat

Annahmestelle, der Module, EBA.

12.3.1.3 Ausgangslage

PV-Module werden teilweise bei der Entladung und Lagerung beschädigt, sodass die Vorbereitung zur Wiederverwendung, die Behandlung und die Verwertung ggf. beeinträchtigt werden können und das Risiko von Schadstoffemissionen und das Risiko von Schnittverletzungen steigt.

12.3.1.4 Soll-Behandlung

Eine bruch sichere Lagerung auch für den Transport und die Entladung kann am besten bei der Annahme der Module oder bei der Demontage der Module (Dach, Großanlage) erfolgen. Dabei sind eine ungeschützte Bereitstellung in big-bags und eine ungeschützte Palettierung Beispiele für Verpackungsarten mit erhöhtem Bruchrisiko. Geschützte Palettierungen oder Boxen wie z. B. von PVCycle

sind Beispiele für die Erfassung mit minimiertem Bruchrisiko (siehe auch Präsentation zu TOP 4.1 bei der ersten Sitzung der AG Photovoltaikmodule am 03.05.2016 bzw. das LAGA-Merkblatt M31).

Eine nicht-bruchsichere Erfassung widerspräche den Anforderungen des ElektroG⁸². Eine Regelung zur bruchsicheren Entladung, der Lagerung und dem Umgang mit PV-Modulen wird mit der Empfehlung zur Behandlungsanforderung adressiert.

Ökonomische Abschätzung

Im Falle der geeigneten Bereitstellung zum Transport (also nach Erfassung mit geringem Bruchrisiko entsprechend den bestehenden rechtlichen Anforderungen) entsteht der EBA für die Umsetzung dieser Empfehlung zur Behandlungsanforderung praktisch kein Zusatzaufwand.

Ökologische Abschätzung

Bei den derzeit vor allem in die Entsorgung gelangenden c-Si-Modulen ist die potenzielle Schadstoff-Elutionsfracht gering⁸³ (zu den Schadstoffgehalten je PV-Technologie siehe Kapitel 5). Bei CdTe-Modulen kann es potenziell bei Aufbrechen des Verbundmaterials zur Elution von Cd kommen. Die Anzahl der CdTe-Module in der Entsorgung ist derzeit noch gering und steigt im Laufe der Jahre deutlich an (siehe Kapitel 5).

Monitoring

Die Umsetzung der Empfehlung zur Behandlungsanforderung kann durch Vor-Ort-Prüfungen kontrolliert werden.

12.3.2 Kurzschlussrisiko

12.3.2.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

3.2 Die Gefahr eines Kurzschlusses in PV-Modulen zur VzW oder zur Verwertung ist auszuschließen

12.3.2.2 Adressat

EBA.

12.3.2.3 Ausgangslage

Die Lagerung der PV-Module kann so erfolgen, dass eine Stromerzeugung durch einstrahlendes Licht stattfindet und ein Kurzschlussrisiko entsteht.

12.3.2.4 Soll-Behandlung

Eine einfache, Licht schützende Abdeckung minimiert das Kurzschlussrisiko bereits. Zudem sollte darauf geachtet werden, dass externe elektrische Leitungen nicht in Kontakt miteinander kommen. LAGA M31A empfiehlt die Verklebung der Kontakte.

⁸² § 10, Abs. 2 ElektroG legt fest, dass die Erfassung so zu erfolgen hat, „(...), dass die spätere Vorbereitung zur Wiederverwendung, die Demontage und das Recycling nicht behindert werden.“

⁸³ Zu nennen wären hier z. B. mögliche geringe Mengen Blei in Loten und mögliche sehr geringe Mengen Beryllium in CuBe-Legierungen von Federn bzw. Kontakten.

Ökonomische Abschätzung

Der Lichtschutz kann durch eine einfache Folienabdeckung mit sehr geringem Aufwand erfolgen. Der aufwendigere Schritt des Abklebens von Kontakten sollte vor bzw. spätestens bei der Erfassung erfolgen.

Ökologische Abschätzung

Es wird eine Verbesserung der Arbeitsschutzsituation erwartet.

Monitoring

Die Überprüfung der Umsetzung dieser Empfehlung zur Behandlungsanforderung kann durch Vor-Ort-Kontrollen erfolgen.

12.3.3 Lagerung

12.3.3.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

3.3 Witterungsgeschützte Lagerung von beschädigten Photovoltaikmodulen, Modulbruchstücken und schadstoffhaltigen Fraktionen der PV-Module.

12.3.3.2 Adressat

EBA.

12.3.3.3 Ausgangslage

Eine witterungsgeschützte Lagerung von beschädigten Photovoltaikmodulen, Modulbruchstücken und von schadstoffhaltigen Fraktionen ist nicht immer gegeben. Hierdurch besteht das Risiko einer Schadstofffreisetzung.

Anlage 5, Abs. 1, Punkt b) ElektroG fordert eine wetterbeständige Abdeckung in entsprechenden Bereichen bei Standorten für die Lagerung (einschließlich der Zwischenlagerung) von Elektro- und Elektronik-Altgeräten vor ihrer Behandlung.

Bei Fraktionen/Abfällen, die aufgrund ihrer Schadstoffgehalte als gefährlicher Abfall einzustufen sind, ist eine witterungsgeschützte Lagerung in jedem Fall verpflichtend.

12.3.3.4 Soll-Behandlung

Eine witterungsgeschützte Lagerung von PV-Modulen kann z. B. in abgedeckten Behältern oder Hallen oder durch eine Abdeckung durch Folien erfolgen.

Ökonomische Abschätzung

Im Vergleich zur Erfüllung der bestehenden Rechtslage entstehen durch die Lagerung der PV-Abfälle in den vorgeschriebenen wettergeschützten Bereichen keine oder nur sehr geringe Zusatzaufwendungen in der Praxis.

Ökologische Abschätzung

Zur Frage des Elutionsrisikos siehe die ökologische Abschätzung in Kapitel 12.3.1.4.

Monitoring

Die Überprüfung der Umsetzung dieser Empfehlung zur Behandlungsanforderung kann durch Vor-Ort-Kontrollen erfolgen.

12.3.4 Vermischungsverbot

12.3.4.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

3.4 Keine Vermischung und Behandlung der PV-Module mit Bauabfällen.

12.3.4.2 Gutachterliche Anmerkung

Das KrWG verpflichtet, Abfälle getrennt zu halten und zu behandeln, soweit dies zur Erfüllung der Anforderungen nach § 7 Abs. 2 bis 4 und § 8 Abs. 1 erforderlich ist (§ 9 Abs. 1 KrWG). Nach § 7 Abs. 2 sind Erzeuger und Besitzer von Abfällen zur Verwertung dieser Abfälle verpflichtet, sofern die Beseitigung der Abfälle den Schutz von Mensch und Umwelt nicht besser gewährleistet. § 7 Abs. 3 regelt u. a., dass durch die Verwertung es zu keiner Anreicherung von Schadstoffen im Wertstoffkreislauf kommen darf. Nach Abs. 4 des § 7 ist die Pflicht zur Verwertung von Abfällen u. a. nur dann zu erfüllen, wenn die mit der „Verwertung verbundenen Kosten nicht außer Verhältnis zu den Kosten stehen, die für eine Abfallbeseitigung zu tragen wären“. § 8 Abs. 1 führt die Rangfolge und Hochwertigkeit der Verwertungsmaßnahmen ein.

Das ElektroG fordert in § 10 Abs. 1, dass Besitzer von Altgeräten diese „einer vom unsortierten Siedlungsabfall getrennten Erfassung zuzuführen“ haben. Neben der Getrennthaltungspflicht von § 10 Abs. 1 ergeben sich auch aus § 10 Abs. 2 ElektroG⁸⁴ Anforderungen an eine effektive Getrennthaltung.

Die Gewerbeabfallverordnung GewAbfV⁸⁵ stellt umgekehrt Anforderungen in Bezug auf die Bewirtschaftung von bestimmten Bauabfällen. Sie gilt unter anderem für Erzeuger und Besitzer der in der Verordnung bestimmten Bauabfälle. § 8 Abs. 1 zählt Fraktionen auf, die getrennt von Bau- und Abbruchabfällen gehalten werden müssen. Dabei werden PV-Module nicht aufgeführt. Es werden aber Glas und Metalle aufgeführt, jedoch mit Bezug auf Abfallschlüssel der 17er-Gruppe, da dies das Kapitel in der AVV für Bau- und Abbruchabfälle ist.

Der beschriebene bestehende Rechtsrahmen wird so interpretiert, dass eine Vermischung von Altmodulen (= Elektroaltgerät) mit Bau- und Abbruchabfällen nicht zulässig ist, unabhängig davon, ob die Altmodule als gefährlicher oder ungefährlicher Abfall eingestuft werden. Um eine Doppelregelung zu vermeiden, wird gutachterlich empfohlen, die Empfehlung 3.4 nicht weiter zu verfolgen.

12.3.5 Staubemissionen

12.3.5.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

3.5 Erfassung von Staub am Entstehungspunkt bei Prozessen mit Staubentwicklung oder Schadstofffreisetzungsgefahr bei Behandlung von PV-Modulen,

12.3.5.2 Adressat

EBA

12.3.5.3 Ausgangslage

Aktuell werden PV-Module vor allem mechanisch aufgeschlossen. Eine Erfassung von Staub am Entstehungspunkt erfolgt nicht in jedem Fall.

⁸⁴ „Die Erfassung nach Absatz 1 hat so zu erfolgen, dass die spätere Vorbereitung zur Wiederverwendung, die Demontage und das Recycling nicht behindert werden“. (§ 10, Abs. 2 ElektroG).

⁸⁵ "Gewerbeabfallverordnung vom 18. April 2017 (BGBl. I S. 896), die durch Artikel 2, Absatz 3 des Gesetzes vom 5. Juli 2017 (BGBl. I S. 2234) geändert worden ist".

12.3.5.4 Soll-Behandlung

Die Erfassung von Staub am Entstehungspunkt ist durch eine Absaugung mit anschließendem Staubabscheider möglich.

Ökonomische Abschätzung

Soweit eine Stauberfassung bisher nicht installiert ist, entstehen Aufwendungen durch den Umbau der Anlage sowie durch deren Betrieb (Strom für Absaugung, Wechsel der Filter). Da die Anlagen und somit die Stauberfassungstechniken individuell sehr unterschiedlich sind, ist eine allgemeine Quantifizierung nicht möglich.

Muss zusätzliche Anlagentechnik installiert werden, entstehen einmalig hohe Installationskosten und geringe laufende Kosten für den Betrieb der Anlage sowie ggf. das Auswechseln von Filtermedien bzw. die Entsorgung des abgeschiedenen Staubes. Es kann allerdings davon ausgegangen werden, dass bei vielen Anlagen bereits Staubabscheidetechniken installiert sind. Eine Datengrundlage zum Umfang von Installation solcher Techniken bei den Anlagen in Deutschland liegt nicht vor. Wird als Maßstab der Beurteilung die Einhaltung von Emissionsgrenzwerten bzw. Arbeitsplatzgrenzwerten herangezogen, werden insgesamt nach gutachterlicher Einschätzung gemittelt auf alle Anlagen in Deutschland geringer Aufwand erwartet.

Ökologische Abschätzung

Entstehender Staub kann schadstoffhaltig sein. Der Entwurf für das BVT-Merkblatt für die Abfallbehandlung nennt als BVT-assoziierte Emissionshöhen Werte von 2 bis 10 mg/Nm³ (JRC 2017a). Es besteht ein Arbeitsplatzgrenzwert für die Staubbelastung von 1,25 mg/m³ Raumluft und für Blei von 0,1 mg/m³ Raumluft.

Zur Frage, in welchem Umfang die genannten Vorgaben bereits jetzt eingehalten werden bzw. die Behandlungsanlagen BVT-Standards erfüllen müssen, liegt keine Datengrundlage vor.

Monitoring

Die Umsetzung dieser Empfehlung zur Behandlungsanforderung kann über die Anlagengenehmigung bzw. Vor-Ort-Kontrollen erfolgen.

12.3.6 Behandlung PV-Module

12.3.6.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

- 3.6 Getrennte Behandlung von siliziumbasierten und nicht-siliziumbasierten PV-Modulen. Verfahren für die gemeinsame Behandlung sind zulässig, insofern bei einer Vermischung siliziumbasierter und nicht-siliziumbasierter Module die Grenzwerte für Glas und andere Fraktionen zur Verwertung von 10 mg Pb/kg, 1 mg Se/kg, 1 mg Cd/kg eingehalten werden, Kombinationszellen bzw. Tandemzellen sind als nicht-siliziumbasierte Module einzustufen,
- 3.7 Maximale Schadstoffgehalte für Glas und andere Fraktionen zur Verwertung von siliziumbasierten Modulen von 100 mg Pb/kg, 1 mg Cd/kg, 1 mg SE/kg und von nicht-siliziumbasierten Modulen und gemischten Modultypen von 10 mg Pb/kg, 10 mg Se/kg, 1 mg Cd/kg,
- 3.8 Keine Vermischung oder Verdünnung schadstoffhaltiger Fraktionen mit anderen Fraktionen.

12.3.6.2 Adressat

EBA

12.3.6.3 Ausgangslage

Derzeit bestehen keine schadstoffbezogenen operationalisierten Vorgaben für die Behandlung von PV-Modultypen.

12.3.6.4 Soll-Behandlung

Üblicherweise kommen Modultechnologien beim Rückbau von Großanlagen oder von Dachinstallationen je nach Modultechnologie getrennt in die Entsorgung, da eine Durchmischung von PV-Technologien (z. B. c-Si- und CdTe-Module) in einer Installation sehr unüblich ist. Mischungen von Modultechnologien können vor allem bei der Abgabe von Modulen an Sammelstellen entstehen oder bei Anlieferungen von Installationsfirmen.

Eine automatische bzw. mechanische Trennung nach Modultechnologien ist nicht etabliert.

Ökonomische Abschätzung

Im Falle der Anlieferung von PV-Modulen, die bereits nach Modultypen getrennt sind, entsteht kein Zusatzaufwand.

Bei gemischten Anlieferungen muss in der Praxis oftmals jedes einzelne Modul identifiziert und manuell sortiert werden. Für die Sicherstellung des Arbeitsschutzes müssen entsprechende Vorkehrungen getroffen werden (z. B. Schutz vor Schnittverletzungen). Geht man davon aus, dass der Separationsvorgang für ein Modul zwischen 15 und 30 Sekunden dauert und von einem Durchschnittsgewicht von 18 kg/PV-Modul (IRENA 2016 für c-Si-Module, die aktuell den weit größten Teil des Altmodulabfallpotenzials ausmachen) entspricht dies einem Zeitaufwand von 14 bis 28 Minuten pro t Altmodule. Bei Arbeitskosten von 35 €/h⁸⁶ ergeben sich ca. 8 bis 16 €/t separierter Altmodule. Die Trennung von gemischten Anlieferungen ist daher mit hohem Aufwand verbunden.

Ökologische Abschätzung

Ohne eine Trennung von PV-Modulen nach Technologien kommt es zu Querkontaminationen unbelasteter Fraktionen (z. B. Cd-kontaminationen von Restfraktionen aus der c-Si-Modulaufbereitung) und eine Verschleppung in Prozesse, in denen die Schadstoffe nicht ausgeschleust werden (können) (und ggf. eine umweltoffene Nutzung schadstoffhaltiger Fraktionen erfolgt). Ggf. wirkt sich die Kontamination von Fraktionen auch auf die Rückgewinnung ressourcenrelevanter Stoffe aus (In, Ga, Si).

Zusammen mit Bildschirmen werden die PV-Module zukünftig bei den EAG die relevanteste Quelle für In sein. Sie werden ebenfalls die größte Einzelquelle für Ga und die einzige Quelle für c-Si zur Kreislaufführung sein (siehe auch Empfehlung 3.14).

Monitoring

Die Überprüfung der Umsetzung der Empfehlungen zu Behandlungsanforderungen sind durch Vor-Ort-Kontrollen und die ergänzende Prüfung von Betriebstagebüchern möglich.

12.3.7 Verwertung Glas

12.3.7.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

3.9 Vorrangige Verwertung von Glas aus PV-Modulen als Flachglas oder Behälterglas

⁸⁶ EBA (2017a mündl.).

12.3.7.2 Adressat

FBA, EBA als Verantwortliche der Gestaltung der Entsorgungskette

12.3.7.3 Ausgangslage

Glas aus PV-Modulen wird als Isoliermaterial bzw. Schaumglas verwertet.

Gerade der mechanische Aufschluss durch Schreddern ist mit starken Verunreinigungen in der Glasfraktion durch Folienanhaftungen, NE-Metallrückstände und Halbleiterbestandteile verbunden. Für einen Einsatz des Glases in der Behälterglasindustrie sind deren Anforderungen einzuhalten.

12.3.7.4 Soll-Behandlung

Für eine Verwertung als Flachglas oder Behälterglas ist eine saubere Trennung von Glas- und nicht-Glas-Fractionen notwendig. Dies wird aktuell vor allem durch Verfahren erreicht, bei denen der Verbund schonend aufgeschlossen wird (siehe Kapitel 5). Solche Prozesse sind im Pilotmaßstab erprobt.

Ökonomische Abschätzung

Prozesse für den schonenden Aufschluss von Verbunden bei PV-Modulen (thermisch, hydromechanisch, durch Licht) sind im Vergleich zum mechanischen nicht-schonenden Aufschluss mit hohem technischen (Anlageninvestitionen, Betrieb der Anlage) und zeitlichen Aufwand (Zeit pro Masseinheit PV-Module) verbunden.

Gleichzeitig sind solche Trennprozesse Voraussetzung für die Rückgewinnung von Si (siehe Empfehlung 3.15). Auch einige Technologien zur Rückgewinnung von In und Ga (siehe Empfehlung 3.14) trennen das Glas von den anderen Fraktionen ohne Schreddern der Module.

Da derzeit keine großtechnischen Anlagen betrieben werden, besteht keine ausreichende Grundlage für eine Quantifizierung.

Ökologische Abschätzung

Die Verwertung des Glases trägt wesentlich zur positiven Umweltbilanz der PV-Modulverwertung bei. Im Szenario, bei dem durch die Kreislaufführung von Glas als Flachglas die Primärproduktion von Flachglas vermindert wird, ergibt sich, dass ein Produkt substituiert wird, das einen doppelt so hohen GWP-Wert hat, wie Schaumglas (siehe Kapitel 5.1.2)⁸⁷.

Bei einem prognostizierten Alt-PV-Modulpotenzial im Jahr 2020 von 51.578 t (siehe Kapitel 5) und einem Glasanteil in den Altmodulen von 80 % (Mittelwert auf der Grundlage der Zusammensetzungen je Modultyp nach IRENA 2016) ergibt sich eine Glasmenge von 41.262 t. Bei einem GWP von Flachglas von 1,11 kgCO₂eq/kg und von Schaumglas von 0,431 kgCO₂eq/kg (siehe Kapitel 5.1.2) ergibt sich, dass durch die Substitution von Primärflachglas statt von Schaumglas eine GWP-Entlastung von 28.017 tCO₂eq im Jahr 2020 erreicht werden kann.

Monitoring

Die Überprüfung der Umsetzung der Empfehlung zur Behandlungsanforderung kann durch Überprüfung der Anlagegenehmigung in Verbindung mit Vor-Ort-Kontrollen erfolgen.

⁸⁷ Bei Annahme einer Substitutionsquote von 100 %.

12.3.8 Rückgewinnung Cd und Te

12.3.8.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

3.10 Zurückgewinnung von Cd und Te aus PV-Modulen

12.3.8.2 Adressat

FBA, EBA als Verantwortliche der Gestaltung der Entsorgungskette

12.3.8.3 Ausgangslage

Die Rückgewinnung von Cadmium und Tellur aus CdTe-Modulen ist durch die FirstSolar GmbH großtechnisch etabliert. Für Module anderer Hersteller ist dies nicht der Fall.

12.3.8.4 Soll-Behandlung

Die Empfehlung zur Behandlungsanforderung zielt darauf ab, dass Cd und Te aus allen PV-Altmodulen mit CdTe-Technologie zurückgewonnen werden. Hierzu sind zunächst der Aufschluss des Modulverbundes sowie die Separation von Cd und Te und anschließend die Trennung und Raffination von Cd und Te notwendig.

Ökonomische Abschätzung

Durch die Anwendung von Verfahren zur Rückgewinnung von Cd und Te entsteht ein höherer Aufwand, als durch Verfahren, bei denen die Massenfraktion Glas zur Verwertung abgetrennt und die Restfraktionen beseitigt werden. Letztgenannte Verfahren sind jedoch großtechnisch nicht etabliert, sondern es erfolgt ggf. eine Beseitigung des gesamten Moduls. Hierdurch gehen alle Stoffe für eine Kreislaufführung verloren.

Die Rückgewinnung von Cd und Te aus PV-Modulen ist Stand der Technik. Bei einer engen Auslegung kann entsprechend den Anforderungen gemäß § 20 Abs. 2 ElektroG⁸⁸ davon ausgegangen werden, dass kein Zusatzaufwand im Vergleich zur Erfüllung des rechtlichen Rahmens entsteht.

Ökologische Abschätzung

CdTe-Module enthalten ca. 0,13 % CdTe (IRENA 2016). Entsprechend der Berechnung in Kapitel 5 fällt im Jahr 2020 ein Abfallpotenzial von 4.043 t Altmodulen an, entsprechend einem CdTe-Potenzial von ca. 5,3 t. Dementsprechend ergeben sich GWP-Entlastungspotenziale durch die Rückgewinnung von Cd und Te von ca. 65 t CO₂eq im Jahr 2020⁸⁹.

CdTe ist als umweltgefährlich nach CLP eingestuft.

Monitoring

Die Umsetzung dieser Empfehlung zur Behandlungsanforderung kann über die Anlagengenehmigungen und ergänzend über die Betriebstagebücher erfolgen.

12.3.9 Verwertung Aluminium

12.3.9.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

3.11 Werkstoffliche Verwertung von Aluminium aus der Behandlung der PV-Module

⁸⁸ Erstbehandlung und weitere Behandlungstätigkeiten haben nach dem Stand der Technik im Sinne des § 3, Abs. 28 KrWG zu erfolgen.

⁸⁹ GWP-Wert Te: 21,9 kg CO₂eq/kg, GWP-Wert Cd 3,0 kg CO₂eq/kg (Nuss 2104).

12.3.9.2 Adressat

FBA, EBA als Verantwortliche der Gestaltung der Entsorgungskette

12.3.9.3 Ausgangslage

Der ggf. vorhandene Aluminiumrahmen von PV-Modulen wird bei industriell etablierten Verfahren teils nicht werkstofflich verwertet (z. B. rohstofflich als Desoxidationsmittelmittel in der Stahlindustrie).

12.3.9.4 Soll-Behandlung

Die werkstoffliche Verwertung von Aluminiumrahmen ist großtechnisch etabliert. Die hochwertigste Verwertung wird ermöglicht, wenn eine Demontage vor der mechanischen Zerkleinerung erfolgt. Eine Abscheidung des Aluminiums nach einem mechanischen Aufschluss des PV-Moduls ist möglich und großtechnisch etabliert. Vergleichende Massenbilanzen (Anteil Al zur werkstofflichen Verwertung) liegen nicht vor.

Ökonomische Abschätzung

Der aus der Separierung resultierende Zusatzaufwand wird in der Regel durch die Erlöse aus der Aluminiumverwertung gedeckt (Aussage von Entsorgern und Wissenschaftlern bei der Sitzung der AG PV-Module am 26.04.2017).

Ökologische Abschätzung

Durch das werkstoffliche Recycling von Aluminium wird die entsprechende Aluminium-Primärproduktion vermieden. Bei einem Abfallpotenzial im Jahr 2020 von 51.577 t Altmodulen und einem durchschnittlichen Aluminiumanteil in den Modulen von 8 % (IRENA 2016) ergibt sich ein inhärentes GWP des Aluminiums im Jahr 2020 von knapp 34.000 t CO₂eq⁹⁰. Daten zum GWP alternativer Entsorgungspfade (z. B. Nutzung als Reduktionsmittel) liegen nicht vor.

Monitoring

Die Umsetzung dieser Empfehlung zur Behandlungsanforderung kann über die Betriebstagebücher kontrolliert werden.

12.3.10 Rückgewinnung In, Ga, Ag, Si

12.3.10.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

3.12 2030: Anwendung von Verfahren zur Rückgewinnung von In, Ga aus PV-Modulen; 2020: Überprüfung der Anforderung

3.13 2025: Anwendung von Verfahren zur Rückgewinnung von Ag, Si aus PV-Modulen; 2020: Überprüfung der Anforderung

12.3.10.2 Adressat

FBA, EBA als Verantwortliche der Gestaltung der Entsorgungskette

12.3.10.3 Ausgangslage

Eine Rückgewinnung findet nicht statt.

⁹⁰ GWP Al 8,2 kg CO₂eq/kg (Nuss 2014).

12.3.10.4 Soll-Behandlung

Eine Rückgewinnung setzt die Separation und Aufkonzentrierung der Zielsubstanzen voraus. Die derzeit etablierten Behandlungsprozesse sind auf die Rückgewinnung nicht ausgerichtet.

Mögliche Verfahren (siehe Kapitel 5) sind im Labor- bzw. Pilotmaßstab etabliert.

Ökonomische Abschätzung

Eine Neuausrichtung aktueller Entsorgungsverfahren wäre mit erhöhtem Kostenaufwand (Transaktionsaufwand, Betrieb der Prozesse) im Vergleich zur Nicht-Rückgewinnung verbunden. Kostenprognosen für großtechnische Anlagen liegen nicht vor.

Ökologische Abschätzung

Gallium, Indium und metallisches Silizium sind in der neuen Liste der kritischen Rohstoffe der EU gelistet (EU 2017). Diese Elemente und auch Silber weisen teilweise hohe inhärente GWP-Werte auf⁹¹.

Geht man von einem Silbergehalt in c-Si-Altmodulen von 0,15 g/Wp aus (IRENA 2016) ergibt sich aus dem Abfallpotenzial von 522 MWp im Jahr 2020 ein Abfallpotenzial von 78 t Silber und ein inhärentes GWP von 15.334 t CO₂eq.

Bei einem GWP von metallischem Silizium von 9,9 kgCO₂eq/kg ergibt sich aus dem Abfallpotenzial von 1.565 t im Jahr 2020 ein inhärentes GWP von ca. 15.500 t CO₂eq.

Für Indium (Abfallpotenzial 900 kg in 2020) und Gallium (Abfallpotenzial 100 kg in 2020) ergeben sich inhärente GWP von ca. 91 t CO₂eq bzw. 25 t CO₂eq.

Monitoring

Die Umsetzung dieser Empfehlung zur Behandlungsanforderung kann über die Anlagengenehmigungen und ergänzend über die Betriebstagebücher erfolgen.

12.4 AG 4 – Kunststoffe

12.4.1 Werkstoffliche Verwertungsquote Kunststoffe

12.4.1.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

4.1 Werkstoffliche Verwertung von Kunststoffen im Umfang von

- ▶ SG 1 Wärmeüberträger: 10 % der Altgeräte-Inputmasse,
- ▶ SG 2 Bildschirmgeräte: 5 % der Alt-FBS-Geräte-Inputmasse und Steigerung um weitere 5 % nach 5 Jahren
- ▶ SG 4 Großgeräte: 10 % der Inputmasse und Steigerung um weitere 2,5 % nach 5 Jahren
- ▶ SG 5 Kleingeräte: 10 % der Inputmasse und Steigerung um weitere 5 % nach 5 Jahren,

12.4.1.2 Adressat

EBA (verantwortlich für Verbleibeweg der Kunststoffe und für den Nachweis der Quote)

12.4.1.3 Ausgangslage

Eine Quote für die werkstoffliche Verwertung von Kunststoffen aus EAG besteht nicht.

⁹¹ In 102 kg CO₂eq/kg, Ga 205 kg CO₂eq/kg, Ag 196 kg CO₂eq/kg; Datengrundlage Nuss (2014).

12.4.1.4 Soll-Behandlung

In Anlagen, wo dies noch nicht der Fall ist, müssen die Prozesse so umgestellt werden, dass eine Kunststofffraktion abgeschieden wird, die die Basis für die werkstofflich verwertbaren Kunststoffe bildet. In der Behandlungskette muss zudem eine effektive Trennung von Kunststoffen mit und ohne bromierte Flammschutzmittel erfolgen. Dies kann z. B. durch Chargenbetrieb und/oder die Separation beim Folgebehandler erreicht werden.

Es bestehen Synergien mit der Empfehlung zur Behandlungsanforderung 4.5 „Separation der Kunststoffteile eines Altgerätes, die durch POP-VO geregelte FSM enthalten, vor einer mechanischen (Grob-) Zerkleinerung; unterstützend kann eine Liste erstellt, die verpflichtend zu separierende und optional zu separierende Altgeräte benennt.“

Weiterhin ist ggf. eine Veränderung in der Entsorgungskette (Folgebehandler für Kunststofffraktion) notwendig.

Entsprechend den Aussagen verschiedener Erst- und Folgebehandler (z. B. Treffen der AG 4 Kunststoffe am 23.03.2017) sind solche Entsorgungsketten in Deutschland bereits großtechnisch etabliert.

Abschätzung ökonomischer Aufwand Quotenerreichung

Der Zusatzaufwand, der erfolgen muss, um die empfohlene Quote zu erreichen, kann aufgrund der fehlenden Datengrundlage (Status quo der Anlagen zur Aufbereitung von EAG zur Separation von Kunststoffen, Änderungsbedarfe der Anlagen, Prozesskosten Erstbehandler und Folgebehandler, Änderungsbedarfe Folgebehandler) nicht quantifiziert werden.

Da solche Entsorgungsketten in Deutschland bereits großtechnisch etabliert sind (Aussagen verschiedener Erst- und Folgebehandler z. B. beim Treffen der AG 4 Kunststoffe am 23.03.2017) ist davon auszugehen, dass eine Umsetzung dieser Empfehlung zur Behandlungsanforderung im laufenden Betrieb nicht zu hohen Zusatzaufwänden führt. Ggf. ergeben sich einmalige Transaktionskosten für die Umstellung der Entsorgungsketten.

Aufwand Monitoring

Die Inputmasse der SG ist in den Betriebstagebüchern bereits jetzt erfasst. Die notwendigen Informationsflüsse für die Bestimmung der Verwertungsmenge von den Folgebehandlern zu den EBA ist ebenfalls bestehende Rechtslage.

Es entsteht daher durch das Monitoring somit kein wesentlicher Zusatzaufwand durch diese Empfehlung zur Behandlungsanforderung im Vergleich zur Erfüllung der bestehenden Rechtslage. Die Recyclingquoten können bei der Jahresstatistikmeldung mit angegeben werden.

Zu klären ist, ab wann die Kunststofffraktion als werkstofflich verwertet angesehen werden kann. Ggf. verliert die Kunststofffraktion die Abfalleigenschaft nach der Aufbereitung beim Folgebehandler (z. B. nach dem extrudieren zu Pellets). Im anderen Fall kann die Kunststofffraktion am Eingang der Verwertungsanlage oder am Ausgang (Produkt) als werkstofflich verwertet berechnet werden. Die inputbezogene Berechnung bei der Verwertungsanlage oder Output-bezogene Berechnung bei dem Folgebehandler führt zu deutlich einfacheren Monitoring-Prozessen, als eine endproduktbezogene Berechnung.

Gutachterlich wird eine Zuführungsquote empfohlen, wie sie bereits für die Vorbereitung zur Wiederverwendung und Recycling bzw. die Verwertung insgesamt im ElektroG angewandt wird.

Für Geräte der SG 4 „Großgeräte“ ist ein möglicher Entsorgungspfad (ggf. nach Entfrachtung) der Großschredder. Eine direkte Zuordnung der Outputfraktionen des Großschredders zum Input „Groß-

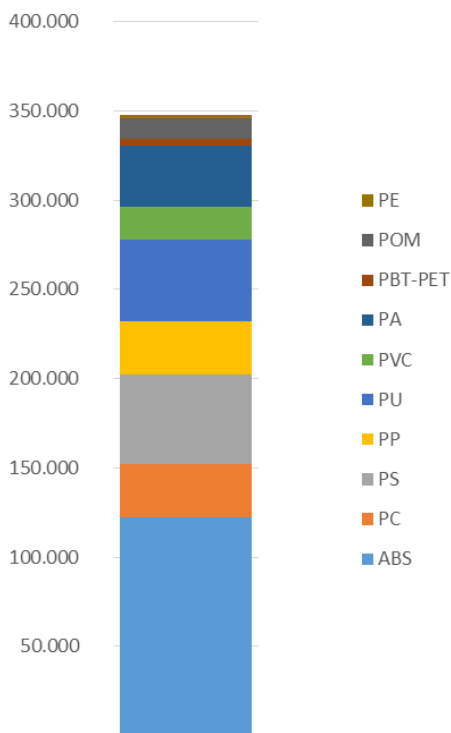
geräte der SG 4“ ist nicht möglich. Vielmehr wird der Kunststoffoutput wesentlich auch durch die anderen Inputströme des Großschredders wie z. B. Altfahrzeuge beeinflusst. Gutachterlich wird für diese Fälle aus praktischen Erwägungen empfohlen, trotzdem die werkstofflichen Verwertungsquoten für den Kunststoffoutput des Schredders anzusetzen.

Ökologische Abschätzung

Entsprechend den Analysen zur Kunststoffverwendung in Elektrogeräten (siehe Kapitel 6.1) lag das Kunststoffpotenzial in der im Jahr 2013 erfassten EAG-Menge bei 177.783 t. Unter Berücksichtigung der Zielsetzung, bromierte Flammschutzmittel aus Rohstoffkreisläufen auszuschleusen, ergibt sich nach den Analysen im Kapitel 6.2 ein verbleibendes Potenzial von 119.649 t (67 %). Bisher wurden entsprechend den Untersuchungen dieser Studie ca. 18.000 t Kunststoffe pro Jahr aus EAG recycelt.

Für 93 % der in EAG enthaltenen Kunststoffe lagen Informationen zu den Kunststoffsorten vor (siehe auch die Berechnungen zum Recyclingpotenzial in Kapitel 6.3). Für diese Kunststoffe wurde entsprechend den spezifischen Treibhauspotenzialen nach PlasticsEurope (2017) das inhärente Treibhauspotenzial mit ca. 350.000 tCO₂eq/a berechnet.

Abbildung 96: Treibhauspotenzial der bisher nicht werkstofflich verwerteten Kunststoffe in EAG nach Kunststoffsorten in t CO₂eq/a



Quelle: eigene Berechnung

Im Vergleich, der werkstofflichen mit der energetischen Verwertung, ist bei den Kunststoffen von Bedeutung, wie die Energieinhalte der Kunststoffe jeweils genutzt werden können. Eine grobe Annäherung hieran liefert ein Vergleich des Energieaufwandes für die Herstellung der Kunststoffe und des

Heizwerts⁹². Bei einer werkstofflichen Verwertung werden die „Energieinvestitionen“ aus der Produktion zu großen Anteilen weiter genutzt, bei einer energetischen Verwertung gehen sie verloren (es wird nur der Heizwert der Kunststoffe genutzt). Unter der Annahme, dass der Heizwert im Durchschnitt bei ca. 50 % des Gesamtenergieinhaltes von Kunststoffen aus EAG liegt (siehe 9.4 sowie PlasticsEurope 2017c und 2017d) ergibt sich ein Energiepotenzial von 5 Petajoule/a, das verloren geht, wenn die Kunststoffe energetisch statt werkstofflich genutzt werden. Dies entspricht dem jährlichen Energieverbrauch der Einwohner einer Kleinstadt wie z. B. Meißen in Sachsen⁹³.

12.4.2 Separation lose Glas- und Kunststoffteile bei Kühlgeräten

12.4.2.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

4.2 Separation der losen Glas- und Kunststoffinnenteile aus Kühl- und Tiefkühlgeräten für Stufe-1-Behandlungsanlagen; vorrangige Separation der losen Glas- und Kunststoffinnenteile aus Kühl- und Tiefkühlgeräten vor einem Zerkleinerungsprozess für Stufe-2-Behandlungsanlagen von Kühl- und Tiefkühlgeräten

12.4.2.2 Adressat

EBA

12.4.2.3 Ausgangslage

Eine Separation loser Glas- und Kunststoffinnenteile findet nicht immer statt.

12.4.2.4 Soll-Behandlung

Vor der mechanischen Zerkleinerung müssen die entsprechenden Innenteile manuell separiert werden.

Ökonomische Abschätzung

Nach Aussage von Erstbehandlern werden üblicherweise lose Glasteile vorher separiert, da sie den Aufschluss der Geräte im mechanischen Prozess negativ beeinflussen. Insofern entsteht in diesen Fällen kein zusätzlicher Aufwand für die Separation selbst. Eine Separation von losen Kunststoffinnenteilen kann bei einer Separation der Glasteile mit vorgenommen werden und erzeugt keinen wesentlichen Mehraufwand.

Die separierten Fraktionen müssen separat gelagert und transportiert werden. Dies kann besonders in den Fällen, bei denen Stufe-1-Anlagen nur geringe Mengen Kühlgeräte behandeln, zu Mehraufwand führen. Dort, wo Kunststoffe auch aus anderen Altgeräten separiert werden bzw. andere Kunststofffraktionen zu Folgebehandlern transportiert werden, wird der Zusatzaufwand jedoch als gering eingeschätzt.

Aktuell (Stand November 2017) decken die Erlöse aus dem Verkauf von Kunststofffraktionen aus der Erstbehandlung von EAG nicht die Transportkosten zum Folgebehandler (EBA 2017). Geht man für Zeiten mit höheren Erlösen von 100 € Nettoerlös pro t aus, muss bei Arbeitskosten von 35 €/h (EBA 2017a mündl.) für einen rentablen Betrieb in 2,8 Stunden 1 t separiert werden entsprechend 10 Sekunden pro kg. Dies erscheint realistisch, wenn die Separation mit anderen Tätigkeiten durchgeführt wird (z. B. Glasseparation; siehe oben).

⁹² Der Heizwert gibt an, wie viel Energie in Form von Wärme bei der Verbrennung pro Masseinheit des Stoffs gewonnen werden kann.

⁹³ Grundlagen: Energieverbrauch pro Kopf in Deutschland in 2015: 162 GJ.

Ökologische Abschätzung

Bei den separierten Kunststoffteilen handelt es sich in der Regel um Monokunststoffteile, die z. B. aus PS bestehen, das je nach Typ ein GWP von 2-3 kgCO₂eq/kg aufweist (PlasticsEurope 2017b). Erfolgt eine energetische Verwertung (z. B. weil die Separation beim Folgebehandler unvollständig ist) so gehen ca. die Hälfte der Gesamtenergiegehalte (die Produktionsenergie) verloren (siehe Kapitel 9.4).

Bei einem Abfallpotenzial von 194.000 Kühlgeräten⁹⁴ und einem angenommen werkstofflich verwertbarem Gewicht der Kunststoffinnenteile von 1 kg/Gerät, ergäbe sich ein inhärentes GWP von knapp 200 t CO₂eq/a bzw. ein Energieverlust durch Verbrennung von 8.342 GJ/a.

Monitoring

Ein Monitoring der Umsetzung der Empfehlung zur Behandlungsanforderung kann für Mengen, die als separate Fraktion entsorgt werden, über die Betriebstagebücher erfolgen. Ansonsten ist die Kontrolle vor Ort sinnvoll.

12.4.3 Separation von Holz

12.4.3.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

4.3 Separation von Holz und Holzverbundstoffen von allen Geräten > 25 cm Kantenlänge.

12.4.3.2 Adressat

EBA.

12.4.3.3 Ausgangslage

Die Separation von Holz und Holzverbundstoffen von allen Geräten > 25 cm Kantenlänge findet bei einigen EBA bereits statt (Grund: Brandgefahren, Kontaminationen, Einfluss im ersten Aufschlussverfahren oder Folgeverfahren). Die Geräteentnahme erfolgt manuell (ggf. mit maschineller Unterstützung) aus dem gemischten Inputstrom. Die Geräte werden separat behandelt. Die Holzfraktion wird üblicherweise energetisch verwertet.

Nach Öffnung des Anwendungsbereiches des ElektroG sind höhere Holzanteile im Input der Erstbehandlungsanlagen denkbar.

12.4.3.4 Soll-Behandlung

Die Anforderung zielt auf eine flächendeckende Separation von Holz und Holzverbundstoffen von allen Geräten > 25 cm Kantenlänge.

Durch die Separation wird eine Kontamination anderer Fraktionen und auch der Kunststofffraktion vermieden und nachfolgende Aufarbeitungsschritte erleichtert. Für Kunststoffe zur werkstofflichen Verwertung wurde von Kunststoffaufbereitern während der Sitzung der AG Schadstoffentfrachtung am 18.05.2017 angemerkt, dass Holzanteile im Input nicht zu einer Beeinträchtigung der Aufbereitung führen, solange sie nicht sehr massiv vorliegen würden.

Ökonomische Abschätzung

⁹⁴ Dabei wurde auf der Grundlage von Jokic und Dortmann (2015) die im Jahr 2010 in Verkehr gebrachte Menge als Abfallpotenzial angenommen.

Eine Separation auf Geräteebe ist möglich, indem die Altgeräte auf einem Förderband oder, bei Großgeräten, mit einem Bagger aussortiert werden. Eine Separation nach Grobaufschluss ist beispielsweise über eine manuelle Separierung am Sortierband möglich.

Da in jedem Fall ein Sortierschritt beim Erstbehandler erfolgt, folgt aus der Separation von Holz beim Erstbehandler nur ein geringer Zusatzaufwand. Eine ausreichend qualifizierte Datengrundlage zu den Mengen von holzhaltigen Geräten > 25 cm Kantenlängen im Input von EBA als Grundlage eine Quantifizierung der ökonomischen Abschätzung liegt nicht vor.

Ökologische Abschätzung

Durch die Separation des Holzes wird die werkstoffliche Verwertung des Kunststoffs verbessert. Zudem ergibt sich ein geringeres Risiko von Bränden.

Wird das Holz nicht separiert, erfolgt am Ende ebenfalls, wie für die separierte Fraktion, eine energetische Verwertung.

Monitoring

Eine Umsetzung dieser Empfehlung zur Behandlungsanforderung kann über Vor-Ort-Kontrollen geprüft werden.

12.4.4 Separation Staubsaugerbeutel

12.4.4.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

4.4 Separation Staubsaugerbeutel vor mechanischer (Grob-)Zerkleinerung

12.4.4.2 Adressat

EBA.

12.4.4.3 Ausgangslage

Staubsaugerbeutel werden in den meisten Fällen nicht separiert.

12.4.4.4 Soll-Behandlung

Zur Separation von Staubsaugerbeuteln müssen zunächst die Staubsauger aus dem gemischten Inputstrom separiert werden. Die Anlieferung bei der EBA kann in der SG „Großgeräte“ oder „Kleingeräte“ erfolgen. Für die Gruppe der Großgeräte ist aufgrund der bestehenden Entfrachtungsanforderungen der Anlage 4 ElektroG in jedem Fall eine Inspektion der Anlieferung erforderlich.

Eine Separation der Staubsauger aus der gemischten Anlieferung, sowie der Staubsaugerbeutel aus dem Gerät, führt zu deutlichem Mehraufwand. Eine Informationsgrundlage für eine Quantifizierung (z. B. zu aktuellen Behandlungskonzepten der EBA, technischen Vorrichtungen) liegt nicht vor. Es kann nach den Diskussionen in den begleitenden Arbeitsgruppen Kunststoffe und Schadstoffentfrachtung davon ausgegangen werden, dass in der überwiegenden Zahl eine manuelle bzw. mechanische Einzelseparation aus der Altgeräteschüttung erfolgen muss. Hierzu müssen die Altgeräte vereinzelt und Altstaubsauger dann separiert werden. Üblicherweise ist die Fläche zur Vereinzelung einer Gesamtanlieferung nicht verfügbar. Daher muss bei der Aufgabe in die Behandlung (z. B. dem Grobaufschluss) eine permanente Kontrolle und ggf. eine Separation erfolgen. Entsprechend den Ergebnissen der Sortieranalysen aus dem UBA-Projekt RePro (Sander et al. 2018) besteht die alte SG 5 zu 12 % (stückbezogen: 14 %) aus Staubsaugern.

Durch die Separation wird eine Kontamination anderer Fraktionen vermieden. Für Kunststoffe zur werkstofflichen Verwertung wurde von Kunststoffaufbereitern während der Sitzung der AG Schadstoffentfrachtung am 18.05.2017 angemerkt, dass solche Stäube üblicherweise nicht zu einer Beeinträchtigung der Aufbereitung führen, solange sie nicht sehr massiv vorlägen.

Zudem wird durch die Separation das Risiko von Staubemissionen (üblicherweise Haus- und Bürogebäudestaub) verringert. Die Untersuchungen zur gefährlichen Inhaltsstoffen von Staubsaugerbeuteln (siehe Kapitel 7.2.7) ergaben keine Schadstoffkonzentrationen, nach denen die Inhalte von Staubsaugerbeuteln als gefährlicher Abfall zu deklarieren wäre.

Gutachterlich wird angesichts des schlechten Verhältnisses von Aufwand und Nutzung daher empfohlen, diese Behandlungsanforderung nicht weiter zu verfolgen.

12.4.5 Maximaler Bromgehalt für werkstoffliche Verwertung

12.4.5.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

4.5 Für Kunststofffraktionen zur werkstofflichen Verwertung darf der Gesamtbromgehalt max. x ppm (noch festzulegen) betragen. Bei Überschreitung dieses Grenzwertes darf nur eine werkstoffliche Verwertung erfolgen, wenn nachgewiesen wird, dass die Grenzwertüberschreitung nicht von den nach POP-VO, REACH und RoHS regulierten bromhaltigen Stoffen verursacht wird; sonst muss eine Abtrennung und Zuführung der über dem Grenzwert belasteten Kunststofffraktionen zu einer Behandlung entsprechend der POP-VO erfolgen.

12.4.5.2 Adressat

EBA (verantwortlich für Entsorgungsweg der Kunststofffraktion).

12.4.5.3 Ausgangslage

Eine Überprüfung der Bromgehalte findet vor der werkstofflichen Verwertung summarisch statt. Die Herkunft des Broms in den Kunststofffraktionen wird üblicherweise nicht geprüft.

12.4.5.4 Soll-Behandlung

Das Verbot der Verwertung bei Gehalten von über 1.000 ppm an POP-VO-BFSM ist geltendes Recht ebenso wie das Gebot der Abtrennung von POP-VO-BFSM vor einer möglichen Verwertung der Kunststoffe. In der Praxis werden vor der werkstofflichen Verwertung über Schwimm-Sink-Trennung bromhaltige Kunststoffe abgetrennt und nur die bromfreien oder -armen Teile werkstofflich verwertet.

Ökonomische Abschätzung

Eine Orientierung an einem maximalen Bromwert als orientierendem Summenparameter (anstelle einer aufwendigen Analytik für Einzel-BFSM) reduziert den Aufwand für die Einhaltung der rechtlichen Anforderungen.

Die Analysekosten für Br_{gesamt} liegen in der Größenordnung von 20 €/Analyse, die für einzelne BFSM zwischen 130 €/Analyse und 160 €/Analyse (Analyselabor 2017 mündl.).

Wird die Überprüfungspflicht als turnusmäßige Routine gestaltet (z. B. Überprüfung vierteljährlich oder wenn sich der Anlageninput wesentlich verändert) entsteht weniger Aufwand für die Bestimmung der Herkunft des Broms bei Gehalten > 2.000 ppm Brom, als bei Prüfung bei jedem Outputversand.

Die Festsetzung des Brom-Maximalgehaltes auf 2.000 ppm führt dazu, dass potenziell auch Kunststoffe ausgeschleust werden, die keine regulierten BFSM enthalten (siehe Kapitel 6.1). Taverna et al. (2017) nennt einen Unterschied zwischen den Br-Gehalten und den POP-VO-beschränkten BFSM um den Faktor 100.

Ökologische Abschätzung

Durch die Ausschleusung wird der Kunststoffkreislauf von BFSM entlastet.

Für eine Quantifizierung des ökologischen Nutzens (Ausschleusung von BFSM) und möglichen ökologischen Nachteilen (Verlust von Kunststoffmengen für ein Recycling) durch die Festsetzung des Wertes auf 2.000 ppm liegen keine Quellen vor. Hierzu wären aktuelle Mengen ausgeschleuster Kunststoffe und ihre Bromgehalte im Vergleich zu den Mengen bei Umsetzung der Empfehlung zur Behandlungsanforderung notwendig.

Monitoring

Die Prüfung der Umsetzung dieser Empfehlung zur Behandlungsanforderung kann durch Kontrolle der Betriebstagebücher und der Analyseprotokolle erfolgen.

12.4.6 Separation POP-Kunststoffteile

12.4.6.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

4.5 Separation der Kunststoffteile eines Altgerätes, die durch POP-VO geregelte FSM enthalten, vor einer mechanischen (Grob-) Zerkleinerung; unterstützend kann eine Liste erstellt, die verpflichtend zu separierende und optional zu separierende Altgeräte benennt

12.4.6.2 Adressat

EBA, FBA (Sicherstellung durch EBA)

12.4.6.3 Ausgangslage

Kunststoffteile mit entsprechenden FSM-Gehalten, die bei einer spezifischen Behandlung anfallen (z. B. Bildschirmrückwände bei der Schadstoffentfrachtung), werden als gesonderte Fraktion in die weitere Entsorgung gegeben. Denkbar ist jedoch auch eine Vermischung mit anderen Kunststofffraktionen oder eine Ausfuhr.

Andere Kunststoffteile mit entsprechenden BFSM-Gehalten werden nicht vorab separiert, sondern werden im mechanischen Aufschluss mit anderen Kunststoffen gemischt.

In vielen Fällen ist nicht bekannt, ob ein Kunststoffteil entsprechende BFSM-Gehalte aufweist.

12.4.6.4 Soll-Behandlung

Die Empfehlung zur Behandlungsanforderung zielt auf die Separation der entsprechenden Kunststoffe aus den Altgeräten ab.

Ökonomische Abschätzung

Im Falle der Kunststofffraktionen, die bei einer spezifischen Behandlung anfallen und bei denen bekannt ist, dass die POP-VO-BFSM-Werte überschritten werden, ist durch den gegebenen Rechtsrahmen bereits eine Steuerung in die geeigneten Entsorgungswege bestimmt⁹⁵. Somit ergibt sich kein Zusatzaufwand im Vergleich zur Einhaltung der bestehenden rechtlichen Anforderungen.

⁹⁵ Im geschilderten Fall werden POP-BFSM-haltige Abfälle als spezifische Fraktion separiert. Art. 7, Abs. 1 enthält eine generelle Anforderung zur Getrennthaltung von POP-BFSM von Abfällen, die nicht mit POP-BFSM kontaminiert sind. § 3 der POP-Abfall-ÜberwV (Verordnung über die Getrenntsammlung und Überwachung von nicht gefährlichen Abfällen mit persistenten organischen Schadstoffen (POP-Abfall-Überwachungs-Verordnung – POP-AbfallÜberwV) vom 17. Juli 2017, BGBl. I S. 2644) enthält ein Getrennthaltungsgebot für POP-BFSM-haltige Abfälle, die als nicht-gefährliche Abfälle eingestuft sind. § 9 KrWG regelt das Vermischungsverbot für gefährliche Abfälle.

Im Falle der Kunststoffteile, die nicht vorher separiert werden, umfasst die Soll-Behandlung zum einen die Separation des Gerätes aus dem Gesamtstrom und zum anderen die Separation des Kunststoffteils aus dem Geräteverbund.

Derzeit besteht eine schwache Datengrundlage hinsichtlich der Frage, welche Altgeräte und welche Komponenten relevant sind. Ein Versuch zur Absicherung und Weiterentwicklung einer „Verdachtsliste für Altgeräte mit nach POP-Verordnung relevanten bromierten Flammschutzmitteln“ wurde im Rahmen des Projektes durchgeführt (siehe Kapitel 11 bzw. 11.3).

Für die zukünftige Sammelgruppe der Wärmeüberträger muss in jedem Fall eine Inspektion der Anlieferung erfolgen sowie eine Separation von Geräten für eine spezifische Behandlung (Schadstoffentfrachtung). Eine zusätzliche Separation von POP-VO-BFSM-Geräten stellt dabei einen geringen Zusatzaufwand dar, der aber bereits durch die bestehenden Rechtsgrundlagen gefordert wird.

Bei den zukünftigen Sammelgruppen der Großgeräte und der Kleingeräte besteht der Rechtsrahmen zwar ebenfalls, aber in der Praxis erfolgt eine Umsetzung allein schon aufgrund der schwachen Informationslage zum Vorhandensein solcher BFSM-Konzentrationen kaum. Zudem lassen die rechtlichen Rahmensetzungen auch die Separation aus der Kunststofffraktion nach der Erstbehandlung zu (z. B. beim Folgebehandler).

Besteht zukünftig eine entsprechende „Verdachtsliste“, müssen die entsprechenden Altgeräte aus dem gemischten Inputstrom durch Aufgabe auf eine Sortiereinrichtung (z. B. Fließband) oder bei Großgeräten durch Bagger separiert werden. Auf der Grundlage der Sortieranalyse im UBA-Forschungsvorhaben RePro (Sander et al. 2018) liegt der Anteil von „Haushaltsgeräten, die heiß werden“ in den früheren Sammelgruppen 3 und 5 in der Größenordnung von 10 % (sowohl bezogen auf die Stückzahlen als auch das Gewicht).

In den EBA, in denen kein Separationsschritt auf Geräteebene vorgenommen wird, entstünden einmalige Transaktionskosten zur Umstellung der Prozesse. Da nach der Umstellung der Prozesse Synergieeffekte erzielt werden könnten (u. a. mit anderen Behandlungsanforderungen), wäre der Aufwand im laufenden Betrieb nicht so hoch, wie wenn nur für die 10 % „Haushaltsgeräte, die heiß werden“ die Separationslinie betrieben werden würde.

Die Separation der Altgeräte der Verdachtsliste führt zu einer Entfrachtung der verbliebenen Kunststofffraktion. Im Vergleich zur Separation von POP-Kunststoffen beim Folgebehandler kann vermutet werden, dass beim Folgebehandler zukünftig durch die üblicherweise angewandte Positivselektion von gut vermarktbar Kunststoffen (siehe Kapitel 6) dieser Anteil erhöht würde. Hinsichtlich der Massenbilanz der verschiedenen Szenarien über die Behandlungskette besteht jedoch eine Unsicherheit. Es wird daher empfohlen, vertiefte Untersuchungen zu dieser Frage durchzuführen (siehe Kapitel 0).

Ökologische Abschätzung

Werden die Kunststoffe mit POP-BFSM in eine Restfraktion mit erhöhten POP-BFSM-Werten ausgeschleust, kann ggf. eine energetische Verwertung erfolgen, bei der die POP-BFSM zerstört werden. Hierbei gehen wesentliche „Energieinvestitionen“ verloren, die bei der Herstellung der Kunststoffe aufgewendet wurden (siehe Kapitel 9.4). Andererseits wird die verbleibende Kunststofffraktion durch die Vorseparation BFSM-ärmer. Hierdurch kann eine Verschleppung im Rohstoffkreislauf vermindert werden.

Monitoring

Die Umsetzung dieser Empfehlung zur Behandlungsanforderung kann durch Vor-Ort-Kontrollen geprüft werden.

12.5 AG 5 – Schadstoffentfrachtung

12.5.1 Hg-Separation aus dentalmedizinischen Geräten

12.5.1.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

5.1 Verpflichtende Separation von Quecksilber aus dentalmedizinischen EAG vor der mechanischen (Grob-) Zerkleinerung.

12.5.1.2 Adressat

EBA.

12.5.1.3 Ausgangslage

Anlage 4, Abs. 1 Pkt. a) ElektroG verpflichtet den Erstbehandler, quecksilberhaltige Bauteile aus getrennt erfassten Altgeräten zu entfernen. Im gleichen Absatz wird zudem festgelegt, dass „schadstoffhaltige Bauteile und Stoffe bei der Behandlung nicht zerstört werden und Schadstoffe nicht in die zu verwertenden Materialströme eingetragen werden“ (Anlage 4, Abs. 1 ElektroG).

12.5.1.4 Soll-Behandlung

Aus den Anforderungen des ElektroG (s. o.) kann abgeleitet werden, dass eine Entfernung Hg-haltiger Komponenten aus dentalmedizinischen Altgeräten zwingend vor dem mechanischen Grobaufschluss erfolgen muss, da ansonsten eine Kontamination anderer Fraktionen und/oder die Emission von Hg nicht ausgeschlossen werden kann.

Insofern kommt der Behandlungsanforderung eine klarstellende Funktion zu.

Ökonomische Abschätzung

Im Vergleich zum mechanischen Aufschluss stellt die oftmals manuell durchzuführende Separation von Hg-haltigen oder mit Hg kontaminierten Komponenten (Hänel 2017) einen deutlichen Mehraufwand dar.

Da eine Erfüllung der Anforderungen des ElektroG praktisch aber nur erfolgen kann, wenn die Separationsschritte vor dem mechanischen Aufschluss erfolgen, ergibt sich kein Mehraufwand durch diese Empfehlung zur Behandlungsanforderung im Vergleich zur Erfüllung der bestehenden rechtlichen Anforderungen.

Ökologische Abschätzung

Durch die Separation von Hg-haltigen und Hg-kontaminierten Komponenten wird die (weitere) Kontamination von Abfallfraktionen und Hg-Emissionen vermieden.

Monitoring

Das Monitoring der Umsetzung dieser Behandlungsanforderung kann über Vor-Ort-Kontrollen erfolgen.

12.5.2 Separation von Altbatterien

12.5.2.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

5.2 Separation der Altbatterien aus batteriebetriebenen Altgeräten, die nach § 14, Abs. 1 Satz 2 im eigenen Behälter getrennt von anderen Altgeräten gesammelt wurden vor einer mechanischen (Grob-) Zerkleinerung.

5.3 Zerstörungsfreie Separation von nicht zugänglichen⁹⁶ Altbatterien; nach Entfernung müssen Altbatterien nach chemischen Systemen und Typengruppen untergliedert werden können.

12.5.2.2 Adressat

EBA.

12.5.2.3 Ausgangslage

Eine Separation von Altbatterien aus batteriebetriebenen Altgeräten, die nach § 14, Abs. 1 Satz 2 im eigenen Behältnis getrennt von anderen Altgeräten gesammelt wurden, erfolgt in den wenigsten Fällen vor einer mechanischen Aufbereitung (Aussage von Erstbehandlern im Rahmen der begleitenden Diskussionen zu diesem Projekt).

Einzelne Akteure nehmen bei Anlieferungen solcher Chargen zuerst eine manuelle Separation der Altbatterien aus solchen Geräten vor, bei denen dies vergleichsweise einfach durchführbar ist. Bei den anderen Altgeräten erfolgt eine mechanische (Grob-) Zerkleinerung.

Die Separation von nicht zugänglichen Altbatterien aus der derzeitigen SG 5 erfolgt nicht in allen Fällen durch eine mechanische (Grob-)Zerkleinerung zerstörungsfrei sowie unbeschädigt und identifizierbar.

12.5.2.4 Soll-Behandlung

Entsprechend § 20, Abs. 2 ElektroG in Verbindung mit Anlage 4 Nr. 1b ElektroG ist eine Entnahme der Batterien verpflichtend für die Erstbehandler. Schadstoffhaltige Bauteile und Stoffe dürfen bei der Behandlung nicht zerstört werden. Batterien sind so zu entfernen, dass sie nicht beschädigt werden und nach der Entfernung identifizierbar sind (Anlage 4 Nr. 1 ElektroG).

Allerdings besteht keine praxisgerechte Definition von „nicht beschädigt“ und von „identifizierbar“. Nach Aussage von Batterieverwertern im Rahmen der Sitzung der AG „Schadstoffentfrachtung“ am 18.05.2017 ist eine Identifikation der chemischen Systeme von Batterien in fast allen Fällen möglich. Es sei nur eine Frage des Aufwandes, der hierzu notwendig ist.

Chryssos (2017 mündl.) fokussierte die Anforderung der Zerstörungsfreiheit vor allem auf das Gehäuse und auf größere Batterien, da Sicherheitsanforderungen im Vordergrund stehen und weniger die Identifizierbarkeit beim Batterierecycler.

Nach Aussage von GRS (Schulze-Wettendorf 2017) sind die übergebenen Batteriegemische von EAG-Behandlungsanlagen „mitunter problematisch für unsere Dienstleister. Nicht selten werden stark beschädigte Altbatterien übergeben, deren Identifizierung und stoffliche Verwertung unmöglich sind. Über diesen negativen Umwelteinfluss hinaus bergen diese Batteriegemische erhebliche Sicherheitsrisiken für unsere Transporteure, Sortieranlagenbetreiber und Verwertungsanlagen“ (Schulze-Wettendorf 2017).

Eine Definition der Begrifflichkeiten kann nur im Zusammenhang mit den angewandten Sortierverfahren in der Batteriesortierung erfolgen. Eine röntgenbasierte Sortierung hat andere Identifikationsmöglichkeiten als eine manuelle optische Sortierung bzw. die Kombination aus verschiedenen Verfahren (Szigoleit 2013, Knudsen 2008). Zu berücksichtigen sind jedoch auch die anschließenden Verwertungsverfahren, da die vorgelagerten Sortierschritte auf die Input- und Verfahrensanforderungen abgestimmt sein sollten.

⁹⁶ Siehe auch Definitionen in Kapitel 13.

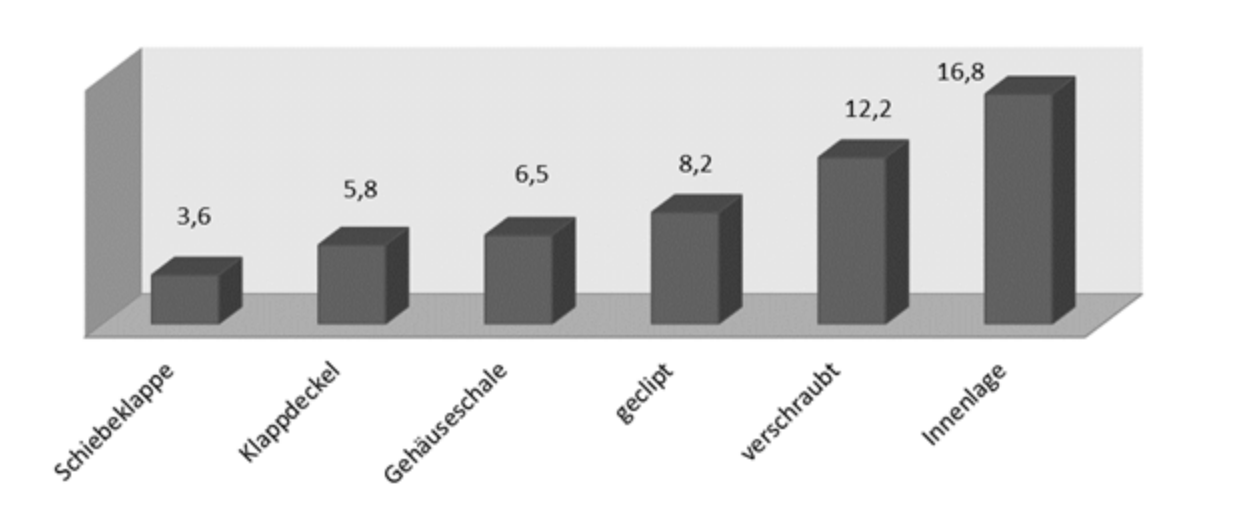
Daher wird gutachterlich empfohlen, die Definition von „nicht beschädigt“ und „identifizierbar“ durch „Altbatterien müsse(n) nach chemischen Systemen und Typengruppen sortiert werden können“ zu konkretisieren.

Ökonomische Abschätzung

Durch die Empfehlung zur Behandlungsanforderung 5.2 entsteht grundsätzlich ein zusätzlicher Aufwand im Vergleich zur Mindesterfüllung bestehender rechtlicher Anforderungen.

Im Rahmen des UBA-Projektes RePro (Sander et al. 2018) wurden Versuche zur Entnahme von Batterien aus kleinen EAG durchgeführt. Es ergaben sich je nach Einbausituation durchschnittliche Demonstratezeiten zwischen 3,6 und 16,8 Sekunden.

Abbildung 97: Durchschnittliche Zeit zur Entnahme von Batterien aus EAG nach Einbausituation (Angaben in Sekunden/Gerät)



Quelle: Sander et al. (2018)

Im Beispiel von Laptops ergab sich eine Durchschnittszeit zur Entnahme von äußeren Akkus bei 3,5 Sekunden, die Durchschnittszeit zur Entnahme innerer Batterien lag bei durchschnittlich 30 Sekunden.

Zu berücksichtigen ist bei der Bewertung der Zusatzaufwendungen, dass bei ca. 27 % der behandelten Altgeräte Synergieeffekte aufgetreten sind (vor allem bei manueller Demontage, bei der der Geräteverbund zerstört wurde), da gleichzeitig Leiterplatten, Displays, Motoren und Lautsprecher separiert werden konnten.

Ökologische Abschätzung

Die Identifikation und Trennung von Batterien nach chemischen Systemen ist eine Voraussetzung für das effektive Recycling der Batterien mit Rückgewinnung einzelner Bestandteile. Wesentlich ist jedoch auch, dass die Separation von Batterien und die entsprechende Verpackung und Logistik eine wichtige Voraussetzung für den Arbeitsschutz und Sicherheitsaspekte darstellen.

Monitoring

Das Monitoring der Separation der Batterien kann über Vor-Ort-Kontrollen erfolgen.

Ob die separierten Batterien in tatsächlich angewandten Verfahren nach ihren chemischen Systemen identifiziert werden können oder nicht, ist in der Praxis schwieriger zu prüfen. Denkbar ist hier eine

Praxisprüfung, bei der aus den täglich bei den EBA anfallenden separierten Altbatterien Proben gezogen werden und diese dann in den Batteriesortierverfahren in einem Batchversuch getrennt werden.

Schlussbemerkung

Angesichts der Aussagen der Betreiber von Batteriesortieranlagen während der Sitzung der AG Schadstoffentfrachtung am 18.05.2017, dass alle Batterien nach chemischen Systemen differenzierbar seien (es sei nur eine Frage des Aufwandes), wird gutachterlich empfohlen, folgenden Ansatz zu prüfen:

Aus verschiedenen Batchversuchen bei unterschiedlichen Batteriesortiertechnologien erfolgt eine Kategorisierung der Anlagen je nachdem, mit welchem Zerstörungsgrad der Batterien eine zuverlässige Differenzierung nach chemischen Systemen möglich ist. Je nachdem, welcher Zerstörungsgrad bei einer EBA auftritt, darf diese EBA dann die Batterien nur an die jeweilige Anlagenkategorie liefern.

12.5.3 Maximaler Cd-Gehalt in der NRMF

12.5.3.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

5.4 Grenzwert von 100 mg Cd/kg der feinste NRMF.

12.5.3.2 Adressat

EBA (verantwortlich für Behandlungs-/Verwertungskette).

12.5.3.3 Ausgangslage

Der Grenzwert wird nicht immer eingehalten. Cd wird vor allem über NiCd-Batterien in den Prozess der EBA eingetragen.

12.5.3.4 Soll-Behandlung

Entsprechend den bestehenden rechtlichen Anforderungen müssen Cd-haltige Batterien separiert werden. Entsprechend den Setzungen des Grenzwerts im Rahmen der Entwicklung der Norm 50623 kann davon ausgegangen werden, dass eine Grenzwertüberschreitung darauf hindeutet, dass eine Separation der Batterien nach Stand der Technik nicht erfolgt. Nach § 20, Abs. 2 ElektroG haben die Erstbehandlung und weitere Behandlungstätigkeiten nach dem Stand der Technik im Sinne des § 3, Abs. 28 KrWG zu erfolgen. Im Falle von Grenzwertüberschreitungen muss daher die Separation von Batterien optimiert werden.

Insofern hat die Empfehlung zur Behandlungsanforderung den Charakter einer Operationalisierung bestehender Anforderungen.

Ökonomische Abschätzung

Im Vergleich zur Ausgangslage kann eine als notwendig identifizierte Optimierung zwar Zusatzaufwand verursachen. Es handelt sich dabei jedoch um die Erfüllung der aktuell schon bestehenden rechtlichen Anforderungen. Insofern entsteht kein Zusatzaufwand durch die Empfehlung zur Behandlungsanforderung.

Ökologische Abschätzung

Durch die Einhaltung des Grenzwertes wird das Risiko der Verschleppung von Cd in andere Fraktionen aus der Behandlung sowie von Cd-Emissionen minimiert. Cd ist nach CLP als giftig bis sehr giftig, gesundheitsgefährdend und umweltgefährlich eingestuft, in REACH als besonders besorgniserregend (krebserzeugend (CMR)), ernsthafte Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit gelten als wahrscheinlich).

Monitoring

Das Monitoring kann durch chemische Analysen der NMRF erfolgen. Wird für eine Analyse ein Gesamtbetrag von 50 € angesetzt (Analyselabor 2017, mündl.) ergäben sich bei quartalsweisen Analysen 200 €/a. Dies wird als Worst-Case-Abschätzung gesehen, da bei stabilen Inputquellen und gleichbleibenden Prozessen die Analysefrequenz sicherlich geringer sein kann und Schwermetallanalysen oftmals eine Voraussetzung für die Entsorgung der NMRF sind.

12.5.4 Mindestmenge Batterieseparation

12.5.4.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

5.5 Separation von min. 1,8 kg Altbatterien pro t des Inputs Kleingeräte.

12.5.4.2 Adressat

EBA (verantwortlich für Behandlungs-/Verwertungskette).

12.5.4.3 Ausgangslage

Der Zielwert wird nicht immer erreicht.

12.5.4.4 Soll-Behandlung

Entsprechend den Aussagen von Erstbehandlern während der Sitzung der AG Schadstoffentfrachtung am 18.05.2017 wird der Zielwert üblicherweise erreicht, wenn eine zuverlässige Batterieseparation in der EBA erfolgt. Dies wird auch dadurch bestätigt, dass dieser Zielwert der CENELEC-Norm entspricht.

Ökonomische Abschätzung

Vor dem beschriebenen Hintergrund entstehen den Betrieben, die Qualitätsstandards entsprechend den rechtlichen Anforderungen erfüllen, kein Zusatzaufwand.

Ökologische Abschätzung

Durch die Separation von Altbatterien wird eine Verschleppung von Schadstoffen in andere Fraktionen verhindert. Zudem ist eine effektive Separation aus Arbeitsschutz- und Sicherheitsaspekten wesentlich.

Monitoring

Die Grunddaten für das Quoten-Monitoring (Masse separat entsorgter Altbatterien, Masse Input SG Kleingeräte) sind üblicherweise bei den Betrieben verfügbar und im Betriebstagebuch dokumentiert. Es wird gutachterlich ein üblicher Turnus einer jährlichen Berichterstattung empfohlen.

Durch die Heterogenität der Anlieferungen bei den EBA kann es zu Unterschreitungen des Wertes trotz effektiver Batterieseparation kommen (z. B. wenn sehr wenige batteriehaltige Geräte enthalten sind, weil solche Geräte vorgelagert entsprechend § 14, Abs. 1 Satz 2 ElektroG separiert wurden). Es wird daher, bei Unterschreitung in einem Berichtsjahr empfohlen, eine Überprüfung, angeordnet von den Überwachungsbehörden, durch den Betrieb zu fordern und bei wiederholter Unterschreitung in Folge ein Optimierungskonzept der Batterieseparation oder ggf. eine Anpassung der Zielwerte vorzunehmen.

12.5.5 Entladung tonerhaltige Geräte

12.5.5.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

5.6 Minimierung der Staubentwicklung bei Entladung und Behandlung von Geräten mit Tonern und Fotoleitertrommeln bzw. von Tonern und Fotoleitertrommeln selbst.

12.5.5.2 Adressat

EBA.

12.5.5.3 Ausgangslage

Tonerhaltige Geräte (v. a. Drucker) werden bei Anlieferung teilweise so abgekippt, dass Geräte zerstört werden und Toner austritt. Eine Behandlung erfolgt teilweise mit Emissionen von Tonerstaub.

12.5.5.4 Soll-Behandlung

Eine schonende Entladung muss unter anderem so erfolgen, dass die Tonerbehälter vor der mechanischen Behandlung entnommen werden können und nicht zerstört werden. Ein Abgleiten der Geräte aus dem Container ist schonender als das Abkippen aus dem Container mit hoher Fallhöhe der Geräte.

Ökonomische Abschätzung

Der Entladeaufwand ist beim schonenden Entladen höher. Ggf. müssen bei fehlenden Freiflächen Einrichtungen aufgestellt werden, auf welche die Geräte entladen werden können (z. B. Förderbänder).

Zu berücksichtigen ist, dass die schonende Entladung toner- und fotoleitertrommelhaltiger Geräte eine wesentliche Voraussetzung für die Separation des Toners vor der mechanischen Behandlung ist. Vor diesem Hintergrund ist die Empfehlung zur Behandlungsanforderung als Operationalisierung bestehender rechtlicher Anforderungen zu verstehen (Anlage 4, Abs. 1, Pkt. d) ElektroG). In diesem Sinne entsteht durch die Empfehlung zur Behandlungsanforderung kein Zusatzaufwand.

Ökologische Abschätzung

Eine Minimierung der Staubentwicklung bei der Entladung und Behandlung ist aus Arbeitsschutzgründen geboten.

Monitoring

Die Überprüfung der Umsetzung dieser Empfehlung zur Behandlungsanforderung kann über Vor-Ort-Kontrollen erfolgen.

12.5.6 Separation Toner etc.

12.5.6.1 Empfehlung Behandlungsanforderung:

5.7 Separation von Tonerkartuschen, Farbtönern und Resttonerauffangbehältern vor maschineller (Grob-) Zerkleinerung.

12.5.6.2 Adressat

EBA.

12.5.6.3 Ausgangslage

Eine Separation erfolgt nicht in allen Fällen.

12.5.6.4 **Soll-Behandlung**

Vor einem mechanischen Aufschluss des Geräteverbundes werden die tonerhaltigen Behälter separiert und einer spezifischen Behandlung zugeführt.

Ökonomische Abschätzung

Entsprechend § 20, Abs. 2 ElektroG in Verbindung mit Anlage 4, Nr. 1d ElektroG ist eine Entnahme von „Tonerkartuschen, flüssig und pastös, und Farbtoner“ verpflichtend für die Erstbehandler.

Als Separationsverfahren ist die manuelle Entnahme etabliert. Wird zusätzlich der Resttonerbehälter separiert, so ergibt sich ein vergleichsweise geringer Zusatzaufwand, da die Einbauvarianten der Resttonerboxen in der Regel so gewählt sind, dass sie (in der Nutzungsphase) mit geringem Aufwand ausgetauscht werden können.

Insofern entsteht durch die Empfehlung zur Separation von Tonerboxen und Resttonerbehältern kein wesentlicher zusätzlicher Aufwand im Vergleich zur Erfüllung bestehender rechtlicher Anforderungen.

Dabei ist zu berücksichtigen, dass bei zerstörten Druckern eine Entnahme ggf. nicht möglich ist. Hier kommt dem zerstörungsfreien Transport eine wesentliche Rolle zu, durch den die Erfüllung der Separationsanforderung ermöglicht oder erleichtert wird.

Ökologische Abschätzung

Eine Separation von Tonern aus Druckern ist aufgrund von Arbeitsschutzanforderungen, zur Verhinderung von Staubverpuffungen und von Kontamination anderer Fraktionen geboten.

Monitoring

Die Umsetzung der Empfehlung zur Behandlungsanforderung kann durch Vor-Ort-Kontrollen überprüft werden.

12.5.7 **Vorbereitung zur Wiederverwendung**

12.5.7.1 **Empfehlung Behandlungsanforderung**

5.8 Zuführung der geeigneten, vollständig erhaltenen und unbeschädigten Tonerkartuschen sowie der Tintenpatronen in Behandlungsanlagen für die Vorbereitung zur Wiederverwendung (VzW).

12.5.7.2 **Adressat**

EBA (verantwortlich für Behandlungs-/Verwertungskette).

12.5.7.3 **Ausgangslage**

Die Zuführung zur Vorbereitung zur Wiederverwendung (VzW) erfolgt nicht immer.

12.5.7.4 **Soll-Behandlung**

Bei der Separation von Tonerkartuschen und Tintenpatronen (entsprechend den Vorgaben des ElektroG) muss eine Einschätzung der Eignung zur Vorbereitung zur Wiederverwendung erfolgen. Geeignete Kartuschen und Patronen müssen separat gelagert und transportiert werden.

Ökonomische Abschätzung

Entsprechend den Aussagen von Erstbehandlern während der Sitzung der AG Schadstoffentfrachtung am 18.05.2017 decken die Erlöse für solche Kartuschen und Patronen den Separationsaufwand ab.

Insofern entsteht im laufenden Betrieb nur geringe Zusatzbelastung für die EBA. Dort, wo das Behandlungskonzept keine Prüfung ermöglicht, ergeben sich einmalige Transaktionskosten für die Umstellung der Prozesse.

Ökologische Abschätzung

Die Wiederverwendung nach Vorbereitung zur Wiederverwendung führt dazu, dass die Kunststoffe und ggf. die in den Kartuschen und Tintenpatronen enthaltenen metallischen Teile und elektronischen Komponenten ohne aufwendige Umformungs- und Einschmelzprozesse wieder genutzt werden können und die Primärproduktion von Kartuschen und Patronen vermieden wird.

Das Umweltentlastungspotenzial resultiert bei modernen Kartuschen und Patronen überwiegend aus der weiteren Nutzung der Kunststoffe ohne aufwendige Reinigungs- und Umformschritte, wie sie bei der werkstofflichen Verwertung notwendig sind.

Monitoring

Die Mengendaten für das Monitoring liegen in Betriebstagebüchern vor. Allerdings besteht kaum eine Kontrollmöglichkeit, ob das Potenzial der Vorbereitung zur Wiederverwendung ausgenutzt wurde. Hierzu müssten die Kartuschen und Patronen überprüft und mit der Absatz- bzw. Angebotssituation abgeglichen werden.

12.5.8 Separation Cd und Se-Fotoleitertrommeln

12.5.8.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

5.9 Separation von Cd- und Se-haltigen Fotoleitertrommeln vor mechanischer (Grob-) Zerkleinerung.

12.5.8.2 Adressat

EBA.

12.5.8.3 Ausgangslage

Eine Separation erfolgt nicht in allen Fällen. Bei einer mechanischen Behandlung kann sich die Beschichtung von der Fotoleitertrommel lösen.

Großtechnisch ist eine manuelle Separation der Cd- oder Se-haltigen Fotoleitertrommeln etabliert.

12.5.8.4 Soll-Behandlung

Vor einer mechanischen Behandlung des Altgerätes muss die Cd- bzw. Se-haltige Fotoleitertrommel separiert und einer spezifischen Behandlung zugeführt werden.

Ökonomische Abschätzung

Entsprechend § 20, Abs. 2 ElektroG in Verbindung mit Anlage 4, Nr. 1o ElektroG ist eine Entnahme von „cadmium- oder selenhaltigen Fotoleitertrommeln“ verpflichtend für die Erstbehandler.

Insofern stellt die Empfehlung zur Behandlungsanforderung eine Konkretisierung der bestehenden Rechtslage dar und es entsteht durch die Empfehlung zur Behandlung kein zusätzlicher Aufwand im Vergleich zur Erfüllung bestehender rechtlicher Anforderungen.

Ökologische Abschätzung

Durch die empfohlene Behandlung erfolgt eine Vermeidung von Verstaubungen und Kontaminationen mit Stoffen, die in REACH als besonders besorgniserregend eingestuft sind (CLP: giftig oder sehr giftig,

gesundheitsgefährdend, umweltgefährlich). Daher kann von einer hohen ökologischen und gesundheitlichen Relevanz ausgegangen werden.

Durch die Separation werden zudem Schadstoffverschleppungen in andere Fraktionen aus der Behandlung der Altgeräte vermieden.

Monitoring

Die Umsetzung der Empfehlung zur Behandlungsanforderung kann durch Vor-Ort-Kontrollen überprüft werden.

12.5.9 Separation Geräte mit Keramikfasern

12.5.9.1 Empfehlung Behandlungsanforderung:

5.10 Separation von Geräten mit Keramikfasern (z. B. Herde/Kochfelder) vor mechanischer (Grob-) Zerkleinerung, sofern nicht aus einer Kennzeichnung sichtbar wird, dass es sich um nicht-kanzerogene Keramikfasern handelt und Entsorgung als separate Bauteilfraktion.

12.5.9.2 Adressat

EBA.

12.5.9.3 Ausgangslage

Eine Separation erfolgt nicht in allen Fällen. Eine manuelle Separation solcher Bauteile ist großtechnisch etabliert.

12.5.9.4 Soll-Behandlung

Umfassende Separation von Geräten mit kanzerogenen Fasern vor der mechanischen Behandlung.

Ökonomische Abschätzung

Entsprechend § 20, Abs. 2 ElektroG in Verbindung mit Anlage 4, Nr. 1 I) ElektroG ist eine Entnahme von „Bauteilen, die feuerfeste Keramikfasern gemäß Anhang VI der 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, zur Änderung und Aufhebung der Richtlinien 67/548/EWG und 1999/45/EG und zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 (ABl. L 353 vom 31.12.2008, S. 1), die zuletzt durch die Verordnung (EU) Nr. 286/2011 (ABl. L 83 vom 30.3.2011, S. 1) geändert worden ist, enthalten“ verpflichtend für die Erstbehandler.

Insofern entsteht durch die Empfehlung zur Behandlung kein zusätzlicher Aufwand im Vergleich zur Erfüllung bestehender rechtlicher Anforderungen.

Eine Identifikation der entsprechenden Geräte ist derzeit nicht möglich, da keine Kennzeichnung und keine zuverlässige Datengrundlage für eine gerätebezogene Identifikation vorhanden sind (z. B. nur Geräte, die vor „Jahr xy“ in Verkehr gebracht wurden oder nur „Geräte der Typen/Marken/Funktionen etc.“). Um die rechtlichen Anforderungen vollumfänglich zu erfüllen, müssten daher alle Geräte untersucht werden. Der hieraus resultierende Aufwand ist jedoch nicht der Empfehlung zur Behandlung zuzuordnen, die eine Operationalisierung der bestehenden Rechtslage darstellt.

Die Schaffung einer belastbaren Grundlage zur Identifikation der relevanten Geräte wird als wesentlich angesehen (siehe hierzu Kapitel 11.8.4).

Ökologische Abschätzung

Eine Separation ist aufgrund von Arbeitsschutzanforderungen (Verstaubung bei mechanischer Behandlung) und zur Verhinderung von Schadstoffverschleppungen geboten.

Monitoring

Die Umsetzung der Empfehlung zur Behandlungsanforderung kann durch Vor-Ort-Kontrollen überprüft werden. Die Menge tatsächlich separierter Geräte bzw. Komponenten kann anhand der Betriebstagebücher nachvollzogen werden

12.5.10 Separation Kondensatoren

12.5.10.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

5. 11 Zerstörungsfreie Separation mindestens der PCB- und der sonstigen Elektrolytkondensatoren, die bedenkliche Stoffe enthalten (Höhe größer als 25 Millimeter, Durchmesser größer als 25 Millimeter oder proportional ähnliches Volumen), sodass keine Flüssigkeiten austreten.

12.5.10.2 Adressat

EBA.

12.5.10.3 Ausgangslage

Eine zerstörungsfreie Separation im Sinne der Empfehlung zur Behandlungsanforderung findet nicht immer statt. Verfahren zum schonenden Grobaufschluss sind großtechnisch etabliert.

12.5.10.4 Soll-Behandlung

Bei einem mechanischen Grobaufschluss des Geräteverbundes werden die Kondensatoren freigelegt und können manuell separiert werden.

Mit der Empfehlung zur Behandlungsanforderung wird die Definition „zerstörungsfrei“ dahin gehend konkretisiert, dass während und nach der mechanischen Behandlung keine Flüssigkeiten aus den Kondensatoren austreten dürfen.

Ökonomische Abschätzung

Entsprechend § 20, Abs. 2 ElektroG in Verbindung mit Anlage 4, Nr. 1 n) ElektroG ist eine Entnahme von „Elektrolyt-Kondensatoren, die bedenkliche Stoffe enthalten (Höhe größer als 25 Millimeter, Durchmesser größer als 25 Millimeter oder proportional ähnliches Volumen)“ verpflichtend für die Erstbehandler.

Insofern stellt die Empfehlung zur Behandlungsanforderung eine Konkretisierung der bestehenden Rechtslage dar und es entsteht durch die Empfehlung zur Behandlung kein zusätzlicher Aufwand im Vergleich zur Erfüllung bestehender rechtlicher Anforderungen.

Ökologische Abschätzung

Durch die Separation der Elektrolytkondensatoren werden eine Kontamination anderer Fraktionen aus der Behandlung von Elektroaltgeräten und eine Verschleppung von Schadstoffen vermieden.

Monitoring

Das Monitoring der Empfehlung zur Behandlungsanforderung kann über die Kontrolle der Outputfraktionen aus der Behandlung erfolgen. Sinnvoll erscheint aus gutachterlicher Sicht die Verknüpfung mit

der Empfehlung zur Behandlungsanforderung 5.12 "Grenzwert von 50 mg PCB / kg in der feinsten NMRF und der Staubfraktion".

12.5.11 Maximaler PCB-Gehalt in Outputfraktion

12.5.11.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

5.12 Grenzwert von 50 mg PCB/kg in der feinsten NMRF und der Staubfraktion; bei Überschreitung des Grenzwerts ist im Behandlungskonzept zu dokumentieren, wie Kondensatoren ordnungsgemäß separiert werden.

12.5.11.2 Adressat

EBA (verantwortlich für Behandlungs-/Verwertungskette).

12.5.11.3 Ausgangslage

Der Grenzwert wird nicht immer eingehalten.

PCB kann neben Kondensatoren in anderen Materialien enthalten sein (entsprechend den Angaben der Erstbehandler in der Sitzung der AG Schadstoffentfrachtung am 18.05.2017 auch in Anstrichen und Elastomeren), über die der Erstbehandler keine Kenntnisse hat. Im Falle von Grenzwertüberschreitungen muss daher eine Überprüfung der Quelle des PCB-Input in das Verfahren erfolgen.

12.5.11.4 Soll-Behandlung

Entsprechend den bestehenden rechtlichen Anforderungen müssen PCB-haltige Inputströme separiert und einer speziellen Behandlung entsprechend POP-VO zugeführt werden.

Ökonomische Abschätzung

Im Vergleich zur Ausgangslage kann die Prüfung der Quelle des PCB im Anlageninput mit wesentlichem Aufwand verbunden sein. Die POP-VO verlangt jedoch explizit eine Separation POP-haltiger Abfälle von anderen Abfällen. Insofern handelt es sich bei Empfehlung weitestgehend um eine Operationalisierung bestehender rechtlicher Anforderungen.

Die Preise für chemische Analysen auf PCB (nach LAGA Nummern 28, 52, 101, 138, 153, 180) liegen in der Größenordnung von 150 bis 250 €/Analyse (Analyselabor 2017, mündl.).

Ökologische Abschätzung

Durch die Beschränkung des PCB-Gehaltes in der NMRF sowie der geforderten Untersuchung zum Ursprung möglicher Überschreitungen des Grenzwertes kann die Verschleppung bedenklicher Stoffe in andere Fraktionen aus der Behandlung von Elektroaltgeräten und somit aus dem Rohstoffkreislauf minimiert werden.

Monitoring

Das Monitoring umfasst zum einen die Kontrolle der PCB-Konzentrationen in der NMRF, die regelmäßig bzw. im Falle der Änderung des Anlageninputs geprüft werden sollte. Dies ist im Rahmen der Entsorgung der NMRF bereits üblich. Zum anderen muss geprüft werden, ob die Ursachen einer Grenzwertüberschreitung effektiv gesucht wurden und entsprechende Maßnahmen ergriffen wurden.

12.5.12 Mindestmenge Kondensatorseparation

12.5.12.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

5.13 Separation von Kondensatoren:

- min. 1,3 kg/t behandelter Großgeräte,

- ▶ min. 0,9 kg/t behandelter Kleingeräte,
- ▶ min. 1,0 kg/t behandelter CRT-Bildschirmgeräte,
- ▶ min. 0,08 kg/t behandelter Kühl- und Tiefkühlgeräte.

12.5.12.2 Adressat

EBA (verantwortlich für Behandlungs-/Verwertungskette).

12.5.12.3 Ausgangslage

Der Zielwert wird nicht immer erreicht.

12.5.12.4 Soll-Behandlung

Entsprechend den Aussagen von Erstbehandlern während der Sitzung der AG Schadstoffentfrachtung am 18.05.2017 wird der Zielwert üblicherweise erreicht, wenn eine zuverlässige Kondensatorseparation in der EBA erfolgt. Dies wird auch dadurch bestätigt, dass dieser Zielwert der CENELEC-Norm entspricht.

Ökonomische Abschätzung

Im Vergleich zu Behandlungskonzepten, die Qualitätsstandards entsprechend den rechtlichen Anforderungen erfüllen⁹⁷, entsteht kein Zusatzaufwand.

Durch die Veränderungen der Sammelgruppen ab 2018 verändern sich ggf. die Zusammensetzung des Inputs bei Erstbehandlungsanlagen und die Nenner der Quoten. Es wird daher empfohlen, die Zielwerte im Jahr 2019 zu überprüfen.

Ökologische Abschätzung

Durch die Einhaltung der Zielwerte für die Kondensatorseparation werden eine Verschleppung denklicher Stoffe in andere Fraktionen und eine Kontamination von Rohstoffkreisläufen vermieden.

Monitoring

Durch die Heterogenität der Anlieferungen bei den EBA kann es zu Unterschreitungen des Wertes trotz effektiver Kondensatorseparation kommen. Es wird daher bei Unterschreitung empfohlen, in einem Berichtsjahr eine Überprüfung durch den Betrieb zu fordern (Akteur: Überwachungsbehörde) und bei wiederholter Unterschreitung in Folge ein Optimierungskonzept der Kondensatorseparation zu verlangen.

Die Daten zur Kontrolle der Zielerreichung liegen in den Betriebstagebüchern vor.

12.5.13 Separation Berylliumoxid-Bauteile

12.5.13.1 Empfehlung Behandlungsanforderung

5. 14 Separation der BeO-haltigen Bauteile aus gewerblichen Geräten vor einer mechanischen (Grob-) Zerkleinerung.

12.5.13.2 Adressat

EBA, Hersteller.

⁹⁷ Nach § 20, Absatz 2 ElektroG haben die Erstbehandlung und weitere Behandlungstätigkeiten nach dem Stand der Technik im Sinne des § 3, Absatz 28 KrWG zu erfolgen.

12.5.13.3 Ausgangslage

Eine verpflichtende Separation von BeO-haltigen Komponenten schreibt das ElektroG nicht vor.

12.5.13.4 Soll-Behandlung

Vor einem mechanischen Aufschluss entsprechender Geräte müssen eine Lokalisation der Komponenten und ein (i.d.R. manueller) Ausbau stattfinden.

Um die Erstbehandler in die Lage zu versetzen, die Komponenten zu identifizieren, müssen entsprechende Informationen verfügbar gemacht werden.

Ökonomische Abschätzung

Informationen zum Vorkommen von BeO in EAG sind kaum verfügbar. Zwar besteht nach § 28, Abs. 1 ElektroG eine Informationspflicht, diese gilt jedoch nicht rückwirkend. Außerdem besteht das strukturelle Problem, dass solche Informationen (wenn überhaupt verfügbar) nur auf Anfrage zur Verfügung gestellt werden und bei den EBA in vielen Fällen nicht bekannt sind, ob und welches Geräte BeO enthalten. Somit werden entsprechende Anfragen nicht gestellt.

Die BeO-haltigen Teile sind i.d.R. schwer zugänglich (Elektrocycling mündl. 2017). Die Komponenten müssen nach der Separation als gefährlicher Abfall entsorgt werden. Datengrundlagen zur Quantifizierung der Aufwände liegen nicht vor.

Ökologische Abschätzung

Bei einem mechanischen Aufschluss von Bauteilen, die BeO enthalten kommt es aufgrund des keramischen Charakters von BeO zu Verstaubungen des als giftig bzw. sehr giftig und als gesundheitsgefährdend eingestuften Stoffes (CLP).

Es besteht eine hohe gesundheitliche Relevanz für die Mitarbeiter während der mechanischen Behandlung von BeO-haltigen Bauteilen.

Monitoring

Das Monitoring der Empfehlung zur Behandlungsanforderung gestaltet sich sehr schwierig, da zu wenig Informationen über das Vorkommen von BeO-haltigen Altgeräten verfügbar sind. Es wird empfohlen, in Zusammenarbeit mit den Herstellern und in Umsetzung der Anforderungen des ElektroG (es handelt sich wahrscheinlich weit überwiegend um B2C-Geräte, die bei anderen Quellen als privaten Haushalten anfallen) ein Informations- und Steuerungspaket für die Entsorgung BeO-haltiger EAG zu erarbeiten (Akteur: UBA).

12.6 Zusammenfassung

Die folgende Übersicht fasst die Ergebnisse des Kapitels und somit alle Empfehlungen zu Behandlungsanforderungen für Elektroaltgeräte zusammen. Die Kategorie der ökologischen Relevanz orientiert sich an der Kreislaufführung von Stoffen (mit den Teilaspekten Verwertung und Schadstoffausschleusung). Dabei wird eine Differenzierung der ökologischen Relevanz von Stoffen anhand des ökologischen Summenparameters GWP berücksichtigt.

In der Kategorie „Ressourcenrelevanz“ werden zusätzlich die Rückgewinnung ressourcenrelevanter Stoffe (entsprechend EU 2017, Sander et al. 2018, Sander et al. 2016) sowie die relativen Anteile der rückgewonnenen Mengen am Gesamtverbrauch der Stoffe berücksichtigt.

Tabelle 50: Übersicht zur Abschätzung von Aufwand und Nutzen der Empfehlungen zu den Behandlungsanforderungen

Kurzform Empfehlung Behandlungsanforderung	Ökonomische Abschätzung	Ökologische Abschätzung
1.1 Separation Smarte Geräte der SG 1	Kein wesentlicher Zusatzaufwand	Gemeinsam mit Empfehlung für Behandlungsanforderung 1.2.: Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial ⁹⁸ von 12.000 t CO ₂ eq/a Rückgewinnung strategischer Rohstoffe
1.1 Separation Smarte Geräte der SG 4	Wesentlicher Zusatzaufwand für die Separation nur für den Fall, dass die Altgeräte keinen Bildschirm aufweisen	
1.1 Separation FBS SG 2	Kein wesentlicher Zusatzaufwand	
1.1 Separation Laptops, Tablets SG 2	Kein wesentlicher Zusatzaufwand	
1.1 Separation Server SG 4 oder SG 5 (Ausnahme)	Kein wesentlicher Zusatzaufwand	
1.1 Separation PC in SG 4 oder SG 5	Einmaliger Transaktionsaufwand nur in den Fällen, in denen eine Prozessumstellung erfolgen muss, Kompensation bzw. Teilkompensation möglicher Zusatzaufwände	
1.1 Separation Laserdrucker SG 4 oder SG 5	Kein wesentlicher Zusatzaufwand	
1.1 Separation Mobiltelefone/Smartphones, Digitalkameras, Videokameras, DVD/CD-Player, Spielekonsolen, Navigationsgeräte, Router, Festplatten in SG 5	Einmaliger Transaktionsaufwand für Prozessumstellung, geringe laufende Aufwände	
1.2.1 Separation Leiterplatten aus prioritären Altgeräten	Kein wesentlicher Zusatzaufwand; ggf. einmaliger Transaktionsaufwand	
1.2.2 Separation Leiterplatten von Festplatten	Teilkompensation des Aufwandes für die manuelle Separation durch höhere Fraktionserlöse; Verbesserung der ökonomischen Situation, wenn schonende mechanische Grobaufschlussverfahren verfügbar sind und Nd-Magnete separiert werden	Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial von 1.400 t CO ₂ eq/a, Rückgewinnung strategischer Rohstoffe

⁹⁸ Das inhärente Treibhausentlastungspotenzial beschreibt das theoretische Treibhauspotenzial, das in den Stoffen des jeweiligen Produktes, der Komponente oder der Fraktion enthalten ist. Dies ist nicht gleichbedeutend

Kurzform Empfehlung Behandlungsanforderung	Ökonomische Abschätzung	Ökologische Abschätzung
1.3 Separationsquote für Leiterplatten aus FBS	Bei manueller Behandlung von FBS sowie bei mechanischer Behandlung nach Schadstoffentfrachtung von Hg-haltigen FBS: Kein wesentlicher Zusatzaufwand; Im Falle Hg-freier FBS und mechanischer Behandlung erhöhter Aufwand für das Monitoring; Synergien mit den Behandlungsanforderungen 2.15 und 2.17 und Verringerung der Zusatzaufwendungen	Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial von 50 bis 1.500 t CO ₂ eq/a Rückgewinnung strategischer Rohstoffe
1.4 Kontinuierliche Verbesserung der Edelmetallrückgewinnung	Geringer Zusatzaufwand für Betriebe, die bisher noch keine kontinuierlichen Optimierungsprozesse implementiert haben	Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial von 12.000 t CO ₂ eq/a Rückgewinnung strategischer Rohstoffe
1.5 Verwertung separierter Leiterplatten nach Stand der Technik	Kein wesentlicher Zusatzaufwand	Vermeidung von Verlusten strategischer Rohstoffe und von Rohstoffen mit hohem GWP sowie Vermeidung von Schadstoffemissionen
1.6 Separation Aluminiumkühlkörper von hochwertigen Leiterplatten	Kein wesentlicher Zusatzaufwand	Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial von 3.000 t CO ₂ eq/a
1.7.1 Separation / Verwertung Nd-Magnet HDD	Kostendeckung von ca. 10 % erwartet, wenn Nd-Verwertungsverfahren verfügbar. Synergie mit Empfehlung 1.2.2 Separation Leiterplatten von Festplatten	Rückgewinnung strategischer Rohstoffe
1.7.2 Separation / Verwertung Nd-Magnet Pedelec	Kostendeckung von ca. 10 % erwartet, wenn Nd-Verwertungsverfahren verfügbar	Rückgewinnung strategischer Rohstoffe
2.1 Entladung BSG	Geringe Zusatzaufwendungen im laufenden Betrieb, soweit Flächen verfügbar sind; einmaliger Transaktionsaufwand für Umbau und geringe laufende Kosten, soweit Flächen nicht verfügbar sind	Verhinderung von Hg-Emissionen und Vermeidung von Querkontaminationen v. a. bei Kunststoffen
2.2 Lagerung BSG	Kein wesentlicher Zusatzaufwand	Verhinderung von Schadstoffauswaschungen
2.3 Erfassung Staub und Hg	Einmalige Transaktionskosten von 5.000 € bis 20.000 € je Erfassungsstelle und geringe laufende Kosten	Minimierung von Hg-Emissionen, Verminderung der Belastung von Personen am Arbeitsplatz

Kurzform Empfehlung Behandlungsanforderung	Ökonomische Abschätzung	Ökologische Abschätzung
2.4 Werkstoffliche Verwertung der Kunststoffe von BSG-Rückwänden	Nettokosten bzw. -erlöse variieren stark je nach Weltmarktpreisen für Sekundärkunststoffe und Transportentfernungen	Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial von 70.000 t CO ₂ eq im Jahr 2020
2.5 Separation der Rückwände von CRT-Geräten	Kein wesentlicher Zusatzaufwand	Vermeidung der Verschleppung von POP-BFSM in andere nicht belastete Fraktionen
2.6 Trennung Pb-haltiges/Pb-freies Glas 2.7 Werkstoffliche Verwertungsquote Glas 2.8 Max. Schwefel-Gehalt 2.9 Max. PbO-Gehalt 2.10 Max. CRT-Glas Gehalt 2.11 Keine Verwertung des CRT-Glases als Baumaterial	Vermutlich um 100 % höhere Kosten im Vergleich zur Deponierung (ohne Transportwege); einmalige Transaktionskosten, die durch die stark rückläufigen CRT-Mengen nur auf einen engen Zeitrahmen verteilt angerechnet werden können	Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial von bis zu 13.000 t CO ₂ eq im Jahr 2020
2.12 Erzeugung separate Hg-Lampenfraktion 2.13 Keine gemeinsame Folgebehandlung von FBS und Hg-Lampen	Geringer Zusatzaufwand	Vermeidung der Kontamination nicht-belasteter Fraktionen; Minimierung von Emissionen
2.14 Lagerung von Lampenbruch in dicht verschlossenen Gebinden	Geringer Zusatzaufwand	Minimierung von Emissionen
2.15 Separierung und werkstoffliche Verwertung PMMA- und PC-Scheiben	Geringer Zusatzaufwand durch aktuell noch hohen Anteil Hg-haltiger Hintergrundbeleuchtungen und Synergien mit der Empfehlung 1.3 „Separation einer reinen Leiterplattenfraktion“	Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial von bis zu 14.000 t CO ₂ eq im Jahr 2020 Inhärentes Energieeinsparungspotenzial von bis zu 279.000 GJ im Jahr 2020
2.16 Hg-Grenzwert Fraktionen von 0,5 mg Hg/kg	Geringer Zusatzaufwand	Verhinderung von Hg-Emissionen und Vermeidung von Querkontaminationen v. a. bei Kunststoffen
2.17 2025 Rückgewinnung Indium	Keine Abschätzung der Aufwendungen möglich	Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial sehr gering, solange der Verbrauch an Indium nicht die primäre Produktionsmenge aus der Koppelproduktion übersteigt; Rückgewinnung strategischer Rohstoffe

Kurzform Empfehlung Behandlungsanforderung	Ökonomische Abschätzung	Ökologische Abschätzung
3.1 Bruchsichere Entladung, Lagerung und Umgang sowie kein Vorbrechen oder Verdichten vor Sortierung und Erstbehandlung	Kein wesentlicher Zusatzaufwand	Minimierung der Emissionen
3.2 Minimierung Kurzschlussrisiko	Kein wesentlicher Zusatzaufwand	Verbesserung Arbeitsschutz
3.3 Witterungsgeschützte Lagerung	Kein wesentlicher Zusatzaufwand	Minimierung der Emissionen (Elution)
3.4 Vermischungsverbot	Nicht anwendbar	
3.5 Erfassung von Staub	Geringe Aufwendungen, soweit Zielwerte der Stauberfassung an der Einhaltung von Arbeitsschutzaspekten orientiert werden	Minimierung der Staubbemissionen und der Staubbelastungen am Arbeitsplatz
3.6 Getrennte Behandlung verschiedener PV-Technologien 3.7 Maximale Schadstoffgehalte für Fraktionen zur Verwertung 3.8 Keine Vermischung oder Verdünnung schadstoffhaltiger Fraktionen mit anderen Fraktionen.	8 € bis 16 €/t Altmodule bei gemischter Anlieferung; kein wesentlicher Zusatzaufwand bei getrennter Anlieferung	Minimierung der Verschleppung von Schadstoffen in andere Fraktionen und Minimierung von Emissionen; Ggf. zukünftig Synergien mit der Rückgewinnung strategischer Rohstoffe (Indium)
3.9 Vorrangige Verwertung von Glas aus PV-Modulen als Flachglas oder Behälterglas	Keine Abschätzung der Aufwendungen möglich	Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial von 28.017 t CO ₂ eq im Jahr 2020
3.10 Rückgewinnung von Cd und Te aus PV-Modulen	Rückgewinnung Stand der Technik; bei enger Auslegung des ElektroG ergäbe sich, dass kein Zusatzaufwand im Vergleich zur Erfüllung des rechtlichen Rahmens entsteht	Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial von mind. 65 t CO ₂ eq im Jahr 2020
3.11 Werkstoffliche Verwertung von Aluminium	Keine Zusatzaufwendungen	Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial von ca. 34.000 t CO ₂ eq im Jahr 2020
3.12 2030: Rückgewinnung In, Ga 3.13 2025: Rückgewinnung Ag, Si	Keine Abschätzung der Aufwendungen möglich	Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial von bis zu 30.950 t CO ₂ eq im Jahr 2020
4.1 Quote werkstoffliche Verwertung Kunststoffe	Nettokosten bzw. -erlöse variieren stark je nach Weltmarktpreisen für Sekundärkunststoffe und Transportentfernungen sowie durch verschiedene Situationen bei EBA	Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial von ca. 350.000 t CO ₂ eq im Jahr 2020 Inhärentes Energieeinsparungspotenzial von ca. 5 PJ/a
4.2 Separation loser Glas- und Kunststoffinnenteile	Geringer Zusatzaufwand, wenn (wie üblich) Synergien mit anderen Behandlungstätigkeiten entstehen	Inhärentes Treibhausentlastungspotenzial von 200 t CO ₂ eq/a bzw. Energieeinsparung durch werkstoffliche Verwertung von 8.342 GJ/a

Kurzform Empfehlung Behandlungsanforderung	Ökonomische Abschätzung	Ökologische Abschätzung
4.3 Separation von Holz und Holzverbundstoffen	Geringer Zusatzaufwand	Minimierung Brandrisiko in der mechanischen Behandlung; Verbesserung bei der Aufbereitung der Kunststofffraktion
4.4 Separation Staubsaugerbeutel	Hoher Zusatzaufwand	Minimierung Staubemissionsrisiko
4.5 Maximaler Bromgehalt für werkstoffliche Verwertung	Keine Zusatzaufwendungen	Entfrachtung Kunststoffkreisläufe
4.6 Separation der Kunststoffteile eines Altgerätes, die durch POP-VO geregelte FSM enthalten, vor einer mechanischen (Grob-)Zerkleinerung	Keine wesentlichen Zusatzaufwendungen für Betriebe, die laufendes Separationskonzept für die spezifizierten Geräte implementiert haben; einmalige Transaktionsaufwendungen und erhöhte laufende Aufwendungen in den anderen Fällen	Entfrachtung Kunststoffkreisläufe
5.1 Separation von Quecksilber aus dentalmedizinischen EAG	Keine Zusatzaufwendungen	Entfrachtung Rohstoffkreisläufe; Minderung Hg-Emissionen
5.2 Separation der Altbatterien aus batteriebetriebenen § 14 Abs. 1 Satz 2-Altgeräten 5.3 Zerstörungsfreie Separation von nicht zugänglichen ⁹⁹ Altbatterien	Ausbauaufwand zwischen 3,6 und 16,8 Sekunden je Kleingerät entsprechend 0,035 € bis 0,163 € bei Arbeitskosten von 35 €/h bzw. 3,5 bis 30 Sekunden bei Laptops entsprechend 0,034 € bis 0,29 €	Effektive Verwertung der Batteriefractionen; Minimierung des Risikos einer Exposition am Arbeitsplatz
5.4 Cd- Grenzwert feinste NMRF	Keine wesentlichen Zusatzaufwendungen für die Minimierung der Cd-Gehalte; ggf. Zusatzaufwand durch Analysen (ca. 50 €/Analyse)	Minimierung des Risikos der Verschleppung von Cd in andere Fraktionen aus der Behandlung sowie von Cd-Emissionen
5.5 Separation von min. 1,8 kg Altbatterien pro t des Inputs Kleingeräte	Keine wesentlichen Zusatzaufwendungen	Minimierung des Risikos der Schadstoffverschleppung in andere Fraktionen aus der Behandlung sowie von Schadstoffemissionen
5.6 Minimierung der Staubentwicklung bei Entladung und Behandlung von Geräten mit Tonern und Fotoleitertrommeln bzw. von Tonern und Fotoleitertrommeln selbst	Keine wesentlichen Zusatzaufwendungen	Minimierung des Risikos der Schadstoffverschleppung (Cd, Se, Toner) in andere Fraktionen aus der Behandlung sowie von Schadstoffemissionen

⁹⁹ Siehe auch Definitionen in Kapitel 13.

Kurzform Empfehlung Behandlungsanforderung	Ökonomische Abschätzung	Ökologische Abschätzung
5.7 Separation von Tonerkartuschen, Farbtonern und Resttonerauffangbehältern vor maschineller (Grob-)Zerkleinerung	Keine wesentlichen Zusatzaufwendungen	Minimierung des Risikos von Schadstoffemissionen
5.8 Zuführung der geeigneten, vollständig erhaltenen und unbeschädigten Tonerkartuschen sowie der Tintenpatronen in Behandlungsanlagen für die Vorbereitung zur Wiederverwendung (VzW)	Ggf. Transaktionsaufwand für Prozessumstellung, ansonsten keine wesentlichen Zusatzaufwendungen	Minimierung der Umweltbelastung durch Wiederverwendung von Komponenten
5.9 Separation von Cd- und Sehaltigen Fotoleitertrommeln vor mechanischer (Grob-)Zerkleinerung	Ggf. Transaktionsaufwand für Prozessumstellung, ansonsten keine wesentlichen Zusatzaufwendungen	Minimierung des Risikos der Schadstoffverschleppung (Cd, Se, Toner) in andere Fraktionen aus der Behandlung sowie von Schadstoffemissionen
5.10 Separation von Geräten mit Keramikfasern vor mechanischer (Grob-)Zerkleinerung	Keine wesentlichen Zusatzaufwendungen	Minimierung des Emissionsrisikos von kanzerogenen Fasern, Minimierung Risiko einer Exposition am Arbeitsplatz
5.11 Zerstörungsfreie Separation Elektrolytkondensatoren	Keine wesentlichen Zusatzaufwendungen	Minimierung des Risikos der Schadstoffverschleppung in andere Fraktionen aus der Behandlung sowie von Schadstoffemissionen
5.12 Grenzwert PCB in feinsten NMRF und Staubfraktion	Kein wesentlicher Zusatzaufwand durch grundlegende Anforderung; ggf. Zusatzaufwendungen für chemische Analysen (ca. 150 € - 250 €/Analyse)	Minimierung des Risikos der Schadstoffverschleppung in andere Fraktionen aus der Behandlung sowie von Schadstoffemissionen; Minimierung Risiko einer Exposition am Arbeitsplatz
5.13 Mindestquote Kondensatorseparation	Keine wesentlichen Zusatzaufwendungen	Minimierung des Risikos der Schadstoffverschleppung in andere Fraktionen aus der Behandlung sowie von Schadstoffemissionen
5.14 Separation der BeO-haltigen Bauteile	Nicht quantifizierbarer Zusatzaufwand für Separation, zudem Zusatzaufwand für die Informationsbeschaffung, soweit überhaupt verfügbar	Minimierung des Risikos der Schadstoffverschleppung in andere Fraktionen aus der Behandlung sowie von Schadstoffemissionen; Minimierung Risiko einer Exposition am Arbeitsplatz

Empfehlung Behandlungskonzept

Im Kontext der Empfehlungen zu Behandlungsanforderungen zeigte sich an verschiedenen Punkten, dass Behandlungskonzepte für EAG ein sinnvolles Mittel zur Optimierung von Entsorgungsketten darstellen.

In solchen Behandlungskonzepten beschreiben die (verpflichteten) Akteure ihre Herangehensweisen und Maßnahmen um die Ziele der Behandlungsanforderungen zu erreichen.

Im Beispiel der Empfehlung zur Behandlungsanforderung 5.12 („maximale Konzentration von 50 mg PCB/kg in der feinsten NMRF und der Staubfraktion“) wird in dem Behandlungskonzept dargelegt, durch welches betriebliche Vorgehen sichergestellt wird, dass PCB-haltige Bauteile sicher und vollständig separiert werden, sowie welche Schritte im Falle einer Grenzwertüberschreitung unternommen werden, um die Quelle des PCB-Eintrags in die Anlage zu identifizieren (z. B. chemische Analysen, Sichtprüfungen des Inputmaterials) und welche Maßnahmen ergriffen wurden, um die Konzentration von PCB im Input und in der NMRF und dem Staub zu minimieren.

Die Empfehlung zur Behandlungsanforderung 1.4 („Kontinuierliche Verbesserung der Edelmetallrückgewinnung“) zielt z.B. darauf ab, einen dauerhaften Prozess im Behandlungskonzept aufzunehmen.

Der Entwurf zum LAGA M31B nennt als Inhalt eines Behandlungskonzeptes die Sicherstellung der Entfrachtung der Kunststoffkreisläufe von bromierten Flammschutzmitteln.

Gutachterlich wird empfohlen, zu prüfen, ob allgemeine Anforderungen und Inhalte eines solchen Behandlungskonzeptes für EAG z. B. in Kooperation mit Erstbehandlern entwickelt werden können und als Teil der Zertifizierung zu einer verpflichtenden Voraussetzung für die Behandlung von EAG gemacht werden können.

13 Definitionen

Der folgende Abschnitt beschreibt Begrifflichkeiten, die für die Empfehlungen zu den Behandlungsanforderungen relevant sind bzw. in ihnen genutzt werden, und definiert sie im Kontext der Empfehlung zu der jeweiligen Behandlungsanforderung. Die beschriebenen Definitionen erheben nicht den Anspruch, auch in anderen Bereichen zutreffend zu sein.

Tabelle 51: Definitionen

Begriff	Definition
Aluminium-Kühlkörper auf Leiterplatten	Bauteile aus Aluminium auf Leiterplatten, deren Funktion das Ableiten von Wärme ist (z. B. von Prozessoren). Nicht gemeint sind Gehäuse aus Aluminium, die nicht auf die Leiterplatten gebaut sind, aber trotzdem die Funktion der Wärmeableitung übernehmen können.
Automatische Behandlung	Hier: Sonderform der maschinellen Behandlung, bei der die Altgeräte ohne menschlichen Eingriff in ihre Bauteile oder Komponenten zerlegt werden, ohne die Bauteile bzw. Komponenten wesentlich zu zerstören (eine Verformung der Komponenten wird nicht als wesentliche Zerstörung gesehen). Im Unterschied dazu erfolgt die manuelle Behandlung durch Menschen (ggf. auch mit Werkzeug).
Batterien	Aus einer oder mehreren nicht wieder aufladbaren Primärzellen oder aus wieder aufladbaren Sekundärzellen bestehende Quellen elektrischer Energie, die durch unmittelbare Umwandlung chemischer Energie gewonnen wird (BattG).
Leiterplatte	Träger elektronischer Bauteile oder Baugruppen. Besteht meist aus epoxidharzgetränkten Glasfasermatten. Die Leiterplatte dient der mechanischen Befestigung und elektrischen Verbindung. In dieser Studie wird der Begriff „Leiterplatte“ im Sinne von bestückten Leiterplatten einschließlich der Bauteile und Baugruppen genutzt.
Manuelle Behandlung	Direkte Behandlung durch den Menschen, dies schließt auch die direkte manuelle Bedienung von Werkzeugen zur Behandlung des Altgerätes sowie ein teilautomatisiertes Verfahren, das von Menschen gesteuert und bedient wird, mit ein.
Mechanische Zerkleinerung	Erzeugung von kleineren Teilen aus Altgeräten, bei denen die Form bzw. Gestalt des Altgerätes durch mechanische Kräfte (nicht manuell) wesentlich zerstört (d. h. nicht nur verformt) wird. Bei der mechanischen Behandlung erfolgt ein Aufschluss eines Materials oder Materialverbundes durch Schlag-, Scher- und/oder Reibkräfte und eine Zerstörung des Geräteverbundes.
Nicht zugängliche Altbatterien	Altbatterien und Akkumulatoren, die nur nach Entfernen einer Abdeckung oder einer Umschließung zugänglich sind.
Schonender Grobaufschluss	Aufschlussverfahren, bei denen der Altgeräteverbund aufgetrennt wird, aber die Komponenten im Altgerät nicht wesentlich zerkleinert werden bzw. der äußere Mantel der Komponenten nicht zerstört wird.
Smarte Geräte	Haushaltsgeräte, die durch elektronische Steuerung eine erhöhte Menge elektronischer Steuereinheiten enthalten.

Begriff	Definition
	Anmerkung: Da ein sehr großer Anteil von Haushaltsgeräten mehr oder weniger umfangreiche elektronische Steuerungsinstrumente enthält, ist ein Abgrenzungskriterium notwendig. Charakteristisches Merkmal neuerer „smarter“ Geräte ist die Möglichkeit der Fernüberwachung und -steuerung. Notwendig ist in der Folge die Möglichkeit für den Erstbehandler, solche Geräte optisch bei der Anlieferung oder bei/nach der Entladung zu identifizieren. Einige neue „smarte“ Geräte weisen einen Bildschirm auf. Im Falle eines Bildschirms größer als 100 cm² würde das Gerät als Bildschirmgerät behandelt werden müssen (SG 2 neu). Das Vorhandensein eines Bildschirms ist jedoch keine technische Voraussetzung für ein Gerät mit Fernzugriff. Ggf. wird der Bildschirm auch gerade in diesen Fällen durch einen externen Bildschirm, z. B. eines Smartphones ersetzt.
Zerstörungsfrei	Bei der Separation von Kondensatoren: Die Separation erfolgt so, dass das Gehäuse der Kondensatoren nicht geöffnet wird, sodass keine Flüssigkeit austreten könnte. Bei der Separation von Batterien: keine Definition verfügbar.

14 Quellenverzeichnis

- AG Leiterplatten (2016): Protokoll des 1. Treffens der AG 1 „Leiterplatten“ des UBA-Arbeitskreises „Anforderungen an die Behandlung von Elektroaltgeräten“, Umweltbundesamt, 26. April 2016. Berlin.
- AG Leiterplatten (2017): Protokoll des 2. Treffens der AG 1 „Leiterplatten“ des UBA-Arbeitskreises „Anforderungen an die Behandlung von Elektroaltgeräten“, Umweltbundesamt, 19. Mai 2017. Berlin.
- AG Schadstoffentfrachtung (2017): Protokoll des 2. Treffens der AG 5 „Schadstoffentfrachtung“ des UBA-Arbeitskreises „Anforderungen an die Behandlung von Elektroaltgeräten“, Umweltbundesamt, 18. Mai 2017. Berlin.
- Analyselabor (2017 mündl): Gespräch mit einem Analyselabor am 03.10.2017. Hamburg.
- APME (2001): International Conference on Advanced Polymers via Macromolecular Engineering. Gatlinburg.
- Babrauskas, V.; Stapleton, H. M. (2017): Halogenated Flame Retardant Use in Residential Settings (Fire Protection Engineering – 2015). Online verfügbar unter http://www.sfpe.org/?page=FPE_2015_Q4_1, zuletzt geprüft am 01.08.2017.
- BAFA Bundesamt für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle (2017): Amtliche Mineralölnoten für die Bundesrepublik Deutschland Monat: Dezember 2016. Online verfügbar unter http://www.bafa.de/DE/Energie/Rohstoffe/Mineraloel/mineraloel_node.html, zuletzt geprüft am 01.10.2017.
- Bake D, Moriske HJ (2006): Untersuchungen zur Freisetzung feiner und ultrafeiner Partikel beim Betrieb von Laserdruck- Geräten. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/untersuchungen-zur-freisetzung-feiner-ultrafeiner>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.
- Balde, C. P.; Kuehr, R.; Blumenthal, K.; Fondeur Gill, S.; Kern, M.; Micheli, P. et al. (2015): E-waste statistics: Guidelines on classifications, reporting and indicators. Bonn (IAS - SCYCLE, ISBN 978-92-808-4554-9). Online verfügbar unter https://i.unu.edu/media/ias.unu.edu-en/project/2238/E-waste-Guidelines_Partnership_2015.pdf, zuletzt geprüft am 01.09.2017.
- Barghoorn, M.; Gössele, M. (1988): PCB-Kleinkondensatoren. Berlin.
- Bartnik, S.; Löhle, S.; Müller, M.; Kerkhoff, M. (2013): Recyclinggerechte Produktkonzeption von Elektro- und Elektronikgeräten - Erstellung eines Kriterienkataloges zur Bemessung und dessen praktische Anwendung. Osnabrück. Online verfügbar unter http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/109472/L7513001_Forschungsberichtsblatt.pdf?command=downloadContent&filename=L7513001_Forschungsberichtsblatt.pdf&FIS=203, zuletzt geprüft am 01.08.2017.
- Bast, U.; Blank, R.; Buchert, M.; Elwert, T.; Finsterwalder, F.; Hörnig, G. et al. (2014): Recycling von Komponenten und strategischen Metallen aus elektrischen Fahrtriantrieben Kennwort: MORE (Motor Recycling). Clausthal. Online verfügbar unter https://www.ifa.tu-clausthal.de/fileadmin/Aufbereitung/Dokumente_News_ETC/MORE_Abschlussbericht.pdf, zuletzt geprüft am 01.09.2017.
- Baxter, J.; Wahlstrom, M.; Castell-Rüdenhausen, M. zu; Fråne, A.; Stare, M.; Løkke, S.; Pizzol, M. (2014): Plastic value chains – Case: WEEE (Waste Electric and electronic equipment) in the Nordic region. Kopenhagen. Online verfügbar unter <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:791245/FULLTEXT01.pdf>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.
- Beckmann (2017 mündl): Aussage auf 2. AG Sitzung zu Schadstoffentfrachtung (Bayerisches Landesamt für Umwelt) am 19.05.2017. Berlin.
- BeST (2013): Beryllium Supply Chain, Präsentation, zur Verfügung gestellt im August 2013
- BeST (2015): Recycling. Brüssel. Online verfügbar unter <http://beryllium.eu/health-environment-legislation/recycling/>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.
- BeST (2016): Beryllium Science and Technology Association: Beryllium Safety Bulletin – Overview. Brüssel. Online verfügbar unter <https://berylliumsafety.eu/wp-content/uploads/2017/02/Attachment-4-Beryllium-Safety-Bulletin-Overview-June-2016.pdf>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.
- BeST (2017): Beryllium Science and Technology Association: Recycling. Brüssel. Online verfügbar unter <https://berylliumsafety.eu/recycling/>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.
- Beuth Verlag (2017): Vornorm: DIN CLC,TS 50625-5:2017-10: Anforderungen an die Sammlung, Logistik und Behandlung von Elektro- und Elektronikaltgeräten (WEEE) - Teil 5: Spezifikation für die Endbehandlung der Fraktionen von Elektro- und Elektronik-

Altgeräten - Kupfer und Edelmetalle. Online verfügbar unter <https://www.beuth.de/de/vornorm/din-clc-ts-50625-5/274079053>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

BGR (2013): Rohstoffrisikobewertung Antimon – DERA Rohstoffinformation 18. Berlin. Online verfügbar unter https://www.bgr.bund.de/DE/Gemeinsames/Produkte/Downloads/DERA_Rohstoffinformationen/rohstoffinformationen-18.pdf?__blob=publicationFile&v=3, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

BGR (2016): Silizium - Rohstoffwirtschaftliche Steckbriefe. Hannover. Online verfügbar unter http://www.bgr.bund.de/DE/The-men/Min_rohstoffe/Downloads/rohstoffsteckbrief_si_2016.pdf?__blob=publicationFile&v=2, zuletzt geprüft am 07.09.2017.

Binnemanns, K.; Jones, P. T.; Blanpain, B.; van Gerven, T.; Yang, Y.; Walton, A.; Buchert, M. (2013): Recycling of rare earths: a critical review (Journal of Cleaner Production, Vol. 51, p. 1 – 22. DOI: 10.1016/j.jclepro.2012.12.037). Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/publication/253367648_Recycling_of_Rare_Earths_a_Critical_Review, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

BiPRO (2006): Verwertungsmöglichkeiten von Bildröhrenglas aus der Demontage von Elektroaltgeräten. Wien. Online verfügbar unter <https://www.bmlfuw.gv.at/dam/jcr:f3f47a80-6b2c-45e6-8b0b-cd5100f4d0c8/Bildr%C3%B6hrenstudie2.pdf>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Blaser, F.; Castelanelli, S.; Wäger, P., Widmer, R. (2012): Seltene Metalle in Elektro- und Elektronikaltgeräten. Vorkommen und Rückgewinnungstechnologien. Bern. Online verfügbar unter https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/en/dokumente/abfall/fachinfo-daten/seltene_metalle_inelektro-undelektronikgeraeten-vorkommenundruec.pdf.download.pdf/seltene_metalle_inelektro-undelektronikgeraeten-vorkommenundruec.pdf, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Bleher, D. (2014): Global Circular Economy of Strategic Metals – the Best-of-two-Worlds Approach (Bo2W) - Recycling options for waste CRT glass. Online verfügbar unter <https://www.oeko.de/oekodoc/2061/2014-635-en.pdf>, zuletzt geprüft am 01.10.2017.

Blengini, G. A.; Busto, M.; Fantoni, M.; Fino, D. (2012): Eco-efficient waste glass recycling: Integrated waste management and green product development through LCA (Waste Management 32). Online verfügbar unter <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pub-med/22093705>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

BMLFUW (2002): Leitfaden für die Behandlung von Elektro- und Elektronikgeräten. Wien.

Böni, H.; Wäger, P.; Thiébaud, E.; Du, X.; Figi, R.; Nagel, O. et al. (2015): Rückgewinnung von kritischen Metallen aus Elektronikschrott am Beispiel von Indium und Neodym. St. Gallen. Online verfügbar unter https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/en/dokumente/abfall/externe-studien-berichte/rueckgewinnung_vonkritischenmetallenauselektronikschrottambeispi.pdf.download.pdf/rueckgewinnung_vonkritischenmetallenauselektronikschrottambeispi.pdf, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Böni, H.; Widmer, R. (2011): Entsorgung von Flachbildschirmen in der Schweiz. St. Gallen. Online verfügbar unter <http://www.swicorecycling.ch/downloads/dokumente/entsorgung-von-flachbildschirmen-in-der-schweiz.pdf/1268>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Bonk, L.; Böckler, M.; Göller, F.; Jasny, W.; Tigges, E. (2011): Einsatz, Entsorgung und Recycling PCB-haltiger Bauteile und Komponenten der Elektrotechnik, Gefahrstoffe (Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft, Nr 1/2 Jan-Feb. 2011). Online verfügbar unter <http://www.dguv.de/ifa/publikationen/gefahrstoffe-reinhaltung-der-luft-air-quality-control/index.jsp>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Bormann (2017 mündl): Aussage auf 2. AG Sitzung zu Bildschirmgeräten von Marianne von Bormann (RTG GmbH) am 22.03.2017. Berlin.

Brandt, B.; Kletzer, E.; Pilz, H.; Hadzhiyska, D.; Seizov, P. (2012): Silicon-chemistry carbon balance an assessment of greenhouse gas emissions and reductions. Brüssel. Online verfügbar unter <http://www.silicones.eu/uploads/Modules/Campaigndownload/si-chemistry-carbon-balance-study.pdf>, zuletzt geprüft am 11.11.2017.

Brown, D. N.; Wu, Z.; He, F.; Miller, D. J.; Herchenroeder, J. W. (2014): Dysprosium-free melt-spun permanent magnets (Journal of Physics: Condensed Matter, Vol. 26, No. 6 (064202), p. 1-8. DOI: 10.1088/0953-8984/26/6/064202). Online verfügbar unter <http://iopscience.iop.org/article/10.1088/0953-8984/26/6/064202/pdf>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Brüning (2017a mündl): Aussage auf dem 2. AG-Treffen zu Bildschirmgeräten von Hr Brüning (Dr. Brüning Engineering UG (DrBE)) am 22.03.2017. Berlin.

Brüning (2017b mündl): Aussage auf dem 2. AG-Treffen zu Leiterplatten von Hr Brüning (Dr. Brüning Engineering UG (DrBE)) am 19.05.2017. Berlin.

Brüning, T. (2006): Bewertung der gesundheitlichen Wirkung von Tonerstäuben für Menschen am Arbeitsplatz. Bochum. Online verfügbar unter http://www.ipa-dguv.de/medien/ipa/forschung/documents/vbg_toner07.pdf, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Brusselaers, J.; Mark, F. E.; Tange, L. (2006): Using metal-rich WEEE plastics as feedstock / fuel substitute for an integrated metals smelter - A Technical Report produced by: PlasticsEurope in cooperation with Umicore, Cefic and EFRA. Brüssel. Online verfügbar unter http://www.isasmelt.com/EN/Publications/Technical%20Papers/Using_metal-rich_WEEE_plastics_as_feed.pdf, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

BSR (2017): Druckerpatrone. Berlin. Online verfügbar unter <https://www.bsr.de/abfall-abc-20563.php?fractionID=25c5a161-ef5c-48cf-ae11-9c78fcabbe23>, zuletzt geprüft am 05.05.2017.

Buchert, M.; Bulach, W.; Stahl, H. (2016): Klimaschutzpotenziale des Metallrecyclings und des anthropogenen Metalllagers. Darmstadt. Online verfügbar unter <http://metalleproklima.de/wp-content/uploads/2016/08/2016-07-21-DE-Klimaschutzpotenziale-Metallrecycling-.pdf>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Buchert, M.; Manhart, A.; Bleher, D.; Pingel, D. (2012): Recycling kritischer Rohstoffe aus Elektronik-Altgeräten. Recklinghausen (LANUV-Fachbericht 38). Online verfügbar unter https://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_commercedownloads/30038.pdf, zuletzt geprüft am 07.09.2017.

Buchert, M.; Manhart, A.; Sutter, J. (2014): Untersuchung zu Seltenen Erden Permanentmagneten im industriellen Einsatz in Baden-Württemberg. Freiburg. Online verfügbar unter <http://www.oeko.de/oekodoc/2053/2014-630-de.pdf>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Bueken, A.; Yang, J. (2014): Recycling of WEEE plastics: a review (J Mater Cycles Waste Manag (2014) 16:415–434, DOI 10.1007/s10163-014-0241-2). Online verfügbar unter <https://link.springer.com/article/10.1007/s10163-014-0241-2>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Chancerel, P. (2010): Substance flow analysis of the recycling of small waste electrical and electronic equipment (ITU-Schriftenreihe). Online verfügbar unter https://depositonce.tu-berlin.de/bitstream/11303/2701/1/Dokument_14.pdf, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Chancerel, P.; Rotter, V. S.; Bolland, T. (2010a): Stand der Erstbehandlung für Elektro- und Elektronikaltgeräte in Deutschland und Auswirkung auf die Rückgewinnung von Edelmetallen (Recycling und Rohstoffe Band 3, Karl J. Thomé-Kozmiensky, Daniel Goldmann, pp. 627-639).

Chapman, A.; Arendorf, J.; Castella, T.; Espinoza, L. C.; Klug, S.; Wichmann, E. (2013): Study on Critical Raw Materials at EU Level. Online verfügbar unter <https://ec.europa.eu/docsroom/documents/5605/attachments/1/translations/en/renditions/native>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

chemsuisse (2011): Kondensatorenverzeichnis - Erkennung und Entsorgung PCB-haltiger Kondensatoren. Zürich. Online verfügbar unter <http://www.chemsuisse.ch/files/97/DE%20PCB%20Hilfsmittel/80/Verzeichnis.pdf>, zuletzt geprüft am 07.09.2017.

Chryssos (2017 mündl): Telefonat mit Herrn Chryssos am 14.08.2017.

CIPHO (2007): Umweltschutz und Arbeitssicherheit beim Digitaldruck, Informationsbroschüre, Chemieverband Imaging und Photo e.V. Frankfurt/Main. Online verfügbar unter http://www.ip-europe.com/files/umweltschutz_arbeitssicherheit_beim_digital-druck.pdf, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

DESTATIS Statistisches Bundesamt (2016): Fachserie 19 Reihe 1 Abfallentsorgung 2015. Online verfügbar unter https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/UmweltstatistischeErhebungen/Abfallwirtschaft/Abfallentsorgung2190100157004.pdf?__blob=publicationFile, zuletzt geprüft am 01.10.2017.

Diederich, D.; Daniel, J. (2011): Stoffliches Recycling – Scherbenmangel der weltweiten Glasindustrie. Ilmenau. Online verfügbar unter <http://docplayer.org/storage/27/11946053/1511881158/TICJL8Q9R30dhrT2bo1YJQ/11946053.pdf>, zuletzt geprüft am 13.07.2017.

DIN 66399-1 (2012): Büro- und Datentechnik – Vernichten von Datenträgern – Teil 1: Grundlagen und Begriffe, Oktober 2012.

DIN 66399-2 (2012): Büro- und Datentechnik – Vernichten von Datenträgern – Teil 2: Anforderungen an Maschinen zur Vernichtung von Datenträgern, Oktober 2012.

DIN CLC/TS 50625-3-1 (2016): Sammlung, Logistik und Behandlung von Elektro- und Elektronik-Altgeräten (WEEE) – Teil 3-1: Spezifikation der Schadstoffentfrachtung – Allgemeines.

DIN CLC/TS 50625-5:2017-10 (2016): Anforderungen an die Sammlung, Logistik und Behandlung von Elektro- und Elektronikaltgeräten (WEEE) - Teil 5: Spezifikation für die Endbehandlung der Fraktionen von Elektro- und Elektronik-Altgeräten - Kupfer und Edelmetalle. Online verfügbar unter <https://www.beuth.de/de/vornorm/din-clc-ts-50625-5/274079053>, zuletzt geprüft am 07.09.2017.

DIN EN 50574 (2013): Anforderungen an die Sammlung, Logistik und Behandlung von Altgeräten aus dem Haushalt, die flüchtige Fluorkohlenwasserstoffe oder flüchtige Kohlenwasserstoffe enthalten, Juni 2013.

DIN EN 50625-1 (2014): Sammlung, Logistik und Behandlung von Elektro- und Elektronik-Altgeräten (WEEE) – Teil 1: Allgemeine Anforderungen an die Behandlung, September 2014.

DIN EN 50625-2-1 (2015): Sammlung, Logistik und Behandlung von Elektro- und Elektronik-Altgeräten (WEEE) – Teil 2-2: Anforderungen an die Behandlung von Lampen, April 2015.

DIN EN 50625-2-2 (2016): Sammlung, Logistik und Behandlung von Elektro- und Elektronik-Altgeräten (WEEE) – Teil 2-2: Anforderungen an die Behandlung von WEEE, die Röhrenbildschirme und Flachbildschirmmodule enthalten, Januar 2016.

DIN-SPEC 66399-3 (2013): Prozess der Datenträgervernichtung, Februar 2013.

DUH (2015): Überarbeitung der TA Luft – Teil Kühlgeräte; Stellungnahme der Deutschen Umwelthilfe. Berlin. Online verfügbar unter http://www.duh.de/uploads/media/Stellungnahme_TA-Luft_FINAL_01.pdf, zuletzt geprüft am 01.10.2017.

EAK – Elektroaltgeräte Koordinierungsstelle Austria GmbH (2007): Tätigkeitsbericht 2006. Wien. Online verfügbar unter http://www.eak-austria.at/presse/TB/Taetigkeitsbericht_2006.pdf, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

EBA (2017a mündl): Besprechung mit Erstbehandler am 26.10.2017.

EBA (2017): e-mail mit Erstbehandler am 17.11.2017.

Elektrocycling (2017 mündl): Aussage von Hrn. Fröhlich während der Sitzung der AG Schadstoffentfrachtung am 19.05.2017.

Eneh, O. C. (2011): Recyclability potentials of beryllium oxide from e-waste items in Nigeria. In: *Journal of Applied Sciences*, 11(2): 397-400,. Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/profile/Onyenekenwa_Eneh/publication/49965447_Recyclability_Potentials_of_Beryllium_Oxide_from_E-waste_Items_in_Nigeria/links/558d345f08aee43bf6ae7ff1/Recyclability-Potentials-of-Beryllium-Oxide-from-E-waste-Items-in-Nigeria.pdf?origin=publication_detail&ev=pub_int_prw_xdl&msrp=AwD77TXD7ZR-Hrq_cpLT14xWUuRMSY-CTChPhVrEofIXPptWSKwva6enw4cnZc1gJjfqmQ2DgXmugyZSxnhIMTbbd7TjRSPcfmLQ3rB0771GBEFgRYZu-TnW5g.7SXQJ6M38ZLulvar46TBcrCFhvtGD6Xbr1W4vPp262xl_FKsyFSJkZwXU3di2UkLWZdDdROUdVmaVfVaB_eFmIH_-ULM-cNFyw6RIQ.zJgHX9_kFLa0IKS5OXYdmRIJX2c7ZmRY6L9FLnwws4DytwJtRCVohVDIFBrItVSOD8eFIWm22L-96xWMcXGNGE0BBAU-exODcQ10IOW.rgBIfV8_N1TqzV-3JuaRgY6TtmcQgDfA9PwWe8ZL2dEII5qwqCcNx45Szt3nysfPdDhY9L5bTnC-mXfvmojJvxbgUecSif_9qH3Q, zuletzt geprüft am 01.10.2017.

ESG (2017): ESG Edelmetall-Service GmbH & Co. KG. Rheinstetten. Online verfügbar unter <https://www.scheideanstalt.de/>, zuletzt geprüft am 01.08.2017.

EU (2010): Critical raw materials for the EU. Brüssel. Online verfügbar unter http://ec.europa.eu/enterprise/policies/raw-materials/files/docs/report_en.pdf, zuletzt geprüft am 07.09.2017.

EU (2014): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament und an den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen über die Überprüfung der Liste kritischer Rohstoffe für die EU und die Umsetzung der Rohstoffinitiative, Brüssel, 26.5.2014, COM (2014) 297 final. Brüssel. Online verfügbar unter <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:52014DC0297&from=EN>, zuletzt geprüft am 15.02.2017.

EU (2017): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen über die Liste kritischer Rohstoffe für die EU 2017, Brüssel, den 13.9.2017 COM(2017) 490 final. Brüssel. Online verfügbar unter <https://ec.europa.eu/transparency/regdoc/rep/1/2017/DE/COM-2017-490-F1-DE-MAIN-PART-1.PDF>, zuletzt geprüft am 11.11.2017.

European Flame Retardants Association (2013): Recycling of Plastics from LCD Television sets. Online verfügbar unter http://rohs.exemptions.oeko.info/fileadmin/user_upload/RoHS_Substance_Review/Substance_Profiles/20140404__Antimony_EFRA_2013.pdf, zuletzt geprüft am 15.02.2017.

EU (2017a): Bericht der Kommission an das Europäische Parlament und den Rat über die Ausübung der Befugnis zum Erlass delegierter Rechtsakte, die der Kommission mit der Richtlinie 2012/19/EU über Elektro- und Elektronik-Altgeräte übertragen wurde, Brüssel, 18.4.2017 COM(2017) 172 final, Online verfügbar unter <https://ec.europa.eu/transparency/regdoc/rep/1/2017/DE/COM-2017-172-F1-DE-MAIN-PART-1.PDF>, zuletzt geprüft am 15.02.2017.

Fahrner (2017a mündl.): Telefonisches Gespräch mit Manfred Fahrner (Vertriebsleiter ALBA Electronics Recycling GmbH) am 11.12.2017.

Fahrner (2017b mündl.): Telefonisches Gespräch mit Manfred Fahrner (Vertriebsleiter ALBA Electronics Recycling GmbH) am 22.06.2017.

Fahrner (2016 mündl.): Telefonisches Gespräch mit Manfred Fahrner (Vertriebsleiter ALBA Electronics Recycling GmbH) am 22.12.2016.

Fahrner (2017 mündl.): Telefonisches Gespräch mit Manfred Fahrner (Vertriebsleiter ALBA Electronics Recycling GmbH) am 11.05.2017.

Fang, M.; Kim, J.-C.; Chang, Y.-S. (2014): Investigating Dechlorane Plus (DP) distribution and isomer specific adsorption behavior in size fractionated marine sediments (Science of the Total Environment 481 (2014) 114–120). Online verfügbar unter <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969714001004/pdf?md5=1632cb52fd032d8039535daf35eef5c2&pid=1-s2.0-S0048969714001004-main.pdf>, zuletzt geprüft am 01.08.2017.

Feo, M. L.; Barón, E.; Eljarrat, E.; Barceló, D. (2012): Dechlorane Plus and related compounds in aquatic and terrestrial biota: a review (Anal Bioanal Chem 2012) 404:2625–2637 DOI 10.1007/s00216-012-6161-x). Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/publication/225306922_Dechlorane_Plus_and_related_compounds_in_aquatic_and_terrestrial_biota_A_review, zuletzt geprüft am 01.08.2017.

Flamme, S. (2016): EAG-Behandlung (AP 3) – Ergebnisse aus dem UPgrade Projekt, Präsentation am 23.02.2016. Berlin.

Flasbarth, J. (2013): 30 Jahre PCB Management – was ist (noch) zu tun? Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/377/dokumente/pcb_management_erledigte_und_unerledigte_hausaufgaben.pdf, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Forschungsinstitut für Edelmetalle und Metallchemie (FEM) und Institut für Energie- und Umwelttechnik e.V. (IUTA) (o.J.): Metallurgische Rückgewinnung von Indium, Gallium und Germanium aus Elektronikschrott und Entwicklung entsprechender Aufarbeitungsmethoden für die Verwertungsindustrie Abschlussbericht IGF 16040N, Online verfügbar unter http://www.veu.de/index.php?article_id=190&clang=0&file_id=500, zuletzt geprüft am 01.08.2017.

Förster (2017b mündl.): Telefonisches Gespräch mit S. Förster (Betriebsstättenleiter Remondis) am 05.07.2017.

Förster (2017a mündl.): Telefonisches Gespräch mit S. Förster (Betriebsstättenleiter Remondis) am 27.06.2017.

Fraunhofer IBP (2012): Executive Summary Life Cycle Assessment (LCA) screening of the Maltha recycling process for Si-PV modules. Online verfügbar unter <http://www.pvcycle.org.uk/wp-content/uploads/Exec-Summary-LCA-Screening-of-a-Recycling-process-of-silicon-based-PV-modules-2012-07.pdf>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Friedrichs (2017 mündl.): Telefonisches Gespräch mit Herr Friedrichs (Take-e-way) am 31.03.2017.

Fröhlich (2017 mündl.): Aussage auf 2. AG Sitzung zu Bildschirmgeräten von Hr Fröhlich (Electrocycling GmbH) am 22.03.2017. Berlin.

Fröhlich, H. (2015): Recycling von LCD-Bildschirmgeräten. Berlin (Recycling und Rohstoffe Band 8, S.13-324).

Fürnsinn (2017 mündl.): Telefonisches Gespräch mit Herr Georg Fürnsinn (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft) am 04.07.2017.

Gauß, R.; Diehl, O.; Brouwer, E.; Buckow, A.; Güth K.; Gutfleisch O. (2016): Verfahren zum Recycling von seltenerdhaltigen Permanentmagneten (Chemie Ingenieur technik Volume 87, Issue 11 November, 2015 Pages 1477–1485 DOI: 10.1002/cite.201500061). Online verfügbar unter <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/cite.201500061/epdf>, zuletzt geprüft am 10.07.2017.

- Geißler (2017 mündl): Aussage auf 2. AG Sitzung zu Schadstoffentfrachtung (UBA, III 1.5) am 19.05.2017. Berlin.
- Gensch, O.; Baron, Y.; Blepp, M.; Bunke, D.; Moch, K. (2014): Study for the Review of the List of Restricted Substances under RoHS 2 - Analysis of Impacts from a Possible Restriction of Several New Substances under RoHS 2. Darmstadt. Online verfügbar unter <http://www.oeko.de/oekodoc/2046/2014-627-en.pdf>, aufgerufen 02.11.2014, zuletzt geprüft am 10.07.2017.
- GfK; gfu; BVT (2017): Absatz von Druckern und Scannern auf dem Konsumentenmarkt in Deutschland von 2005 bis 2016 (in 1.000 Stück), Consumer Electronics Marktindex Deutschland (CEMIX). Hamburg. Online verfügbar unter https://www.gfk.com/fileadmin/user_upload/dyna_content/DE/images/Reports/CEMIX_Q1-Q4_2016.pdf, zuletzt geprüft am 10.05.2017.
- Göpel, K. (2017 mündl): Persönliches Gespräch mit Kristina Göpel (LV Lampenverwertung) am 08.03.2017.
- Groß, R.; Bunke, D.; Gensch, C. O.; Zangl, S.; Manhart, A. (2008): Study on Hazardous Substances in Electrical and Electronic Equipment, Not Regulated by the RoHS Directive, Contract No. 070307/2007/476836/MAR/G4, Final Report. Freiburg. Online verfügbar unter http://ec.europa.eu/environment/waste/wEEE/pdf/hazardous_substances_report.pdf, zuletzt geprüft am 01.09.2017.
- GRS (2012): Lithium batteries – Mobile energy and dangerous goods in WEEE, Gemeinsames Rücknahmesystem Batterien, International Electronics Recycling Congress, Salzburg. Salzburg.
- GRS (2013): Welt der Batterien, Stiftung Gemeinsames Rücknahmesystem Batterien. Hamburg. Online verfügbar unter http://www.grs-batterien.de/fileadmin/user_upload/Download/Wissenswertes/Welt_der_Batterien_2013.pdf, zuletzt geprüft am 11.05.2017.
- GRS (2014): Wertschöpfungsketten im Recycling Stoffstrom Altbatterien. Augsburg (15. Bayerische Abfall- und Deponietage).
- GRS (2016): Sammelquote von Altbatterien in Deutschland in den Jahren 2001 bis 2015, Stiftung Gemeinsames Rücknahmesystem Batterien - Jahresbericht 2015. Hamburg. Online verfügbar unter <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/224673/umfrage/sammelquote-von-batterien-des-grs-in-deutschland/>, zuletzt geprüft am 10.07.2017.
- Hagelüken (2015 mündl): Telefonisches Gespräch mit C. Hagelüken (UMICORE) im Juni 2015.
- Hagelüken (2017 mündl): Telefonisches Gespräch mit C. Hagelüken (UMICORE) im Mai 2017.
- Hagelüken, C. (2006): Improving metal returns and eco-efficiency in electronics recycling - a holistic approach for interface optimisation between pre-processing and integrated metals smelting and refining. Berlin (Proceedings of the IEEE International Symposium on Electronics & the Environment, San Francisco, pp. 218-223). Online verfügbar unter <http://ieeexplore.ieee.org/document/1650064/?reload=true>, zuletzt geprüft am 02.05.2017.
- Hagelüken, C.; Buchert, M.; Stahl, H. (2005): Materials Flow of Platinum Group Metals. Berlin (GFMS Ltd, ISBN: 0-9543293-7-6). Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/publication/270687039_Materials_Flow_of_Platinum_Group_Metals, zuletzt geprüft am 11.05.2017.
- Hagelüken, C.; Grehl, M. (2012): Recycling and loop concept for a sustainable usage. Hanau (Precious Metals Handbook).
- Halsen, G.; Eickmann, U.; Wegscheider W. (2007): Quecksilber in Zahnarztpraxen. Hamburg. Online verfügbar unter https://www.bgw-online.de/SharedDocs/Downloads/DE/Medientypen/Wissenschaft-Forschung/BGW09-19-020_Quecksilber-in-Zahnarztpraxen_Download.pdf?__blob=publicationFile, zuletzt geprüft am 01.09.2017.
- Hänel (2017): e-mail von C. Hänel ENRETEC vom 28.09.2017.
- Hellmann (2017): Vernichtung von Datenträgern. Osnabrück. Online verfügbar unter <http://www.umweltmanager.net/entsorgung/dienstleistung/datenloeschung/>, zuletzt geprüft am 02.05.2017.
- Herborn (2017 mündl): Persönliches Gespräch mit Herr Thomas Herborn (Geschäftsführer Herborn GmbH) am 08.03.2017.
- Herco Kühltechnik Hermanns & Co. GmbH (2017a): Kühlgerätereycling Stufe 1, Herco Kühltechnik Hermanns & Co. GmbH. Wesel. Online verfügbar unter <http://www.herco-gmbh.com/produkte/kuehlgeraetereycling/stufe-1/>, zuletzt geprüft am 11.05.2017.
- Herx (2017 mündl): Telefonisches Gespräch mit U. Herx (Vertriebsleitung Reißwolf Deutschland GmbH) am 26.06.2017.
- Hitachi (2010): Hitachi Develops Recycling Technologies for Rare Earth Metals. Online verfügbar unter <http://www.hitachi.com/New/cnews/101206.html>, zuletzt geprüft am 10.07.2017.
- Holzhauser, R.; Baberg, L.; Spiecker, T. (2014): Separation of shredded Rare Earth Magnets. Wien (Going Green – CARE INNOVATION 2014. November 17-20, 2014).

- IFA (2017): GESTIS-Stoffdatenbank - Gefahrstoffinformationssystem der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung. Berlin. Online verfügbar unter <http://www.dguv.de/ifa/gestis/gestis-stoffdatenbank/index.jsp>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.
- ILESA (2017 mündl): Workshop 1 „Bündelungslogistik“ des UBA Projektes ILESA – Edel- und sondermetallhaltige Abfälle intelligent lenken, FKZ 3716 33 316 0, Berlin, 10.05.2017. Berlin.
- IRENA (2016): IRENA 2016 End of life management Solar Photovoltaic panels IRENA 2016 AND IEA-PVPS. Abu Dhabi (IEA-PVPS Report Number: T12-06:2016 ISBN 978-92-95111-98-1). Online verfügbar unter http://www.irena.org/-/media/Files/IRENA/Agency/Publication/2016/IRENA_IEAPVPS_End-of-Life_Solar_PV_Panels_2016.pdf, zuletzt geprüft am 10.07.2017.
- ISE (2013b mündl): Gespräch am 4.2.2013 zitiert nach Sander et al. (2016).
- Jann, O.; Wilke, O. (2006): Emissionen aus Laserdruckern und -kopierern (Umweltmed Forsch Prax 11, 309-317).
- Jehle (2017c mündl): Telefonisches Gespräch mit Bernhard Jehle (Geschäftsführer ZME Elektronik Recycling GmbH) am 04.07.2017.
- Jehle (2017b mündl): Telefonisches Gespräch mit Bernhard Jehle (Geschäftsführer ZME Elektronik Recycling GmbH) am 11.05.2017.
- Jehle (2017a mündl): Telefonisches Gespräch mit Bernhard Jehle (Geschäftsführer ZME Elektronik Recycling GmbH) am 16.02.2017.
- Jehle, B. (2011): Aufbau einer großtechnischen Anlage zur Zerlegung von Kathodenstrahlröhren, BMU Umweltinnovationsprogramm. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter https://www.umweltinnovationsprogramm.de/sites/default/files/benutzer/36/dokumente/uip-projekt_crt-behandlung_abschlussber_final08-11-2011vers.2.pdf, zuletzt geprüft am 01.09.2017.
- Jokic, G.; Dortmann, D. (2015): Rohstoffpotenziale weißer Ware am Beispiel des Kühlschranks-Recyclings. Berlin (Recycling und Rohstoffe, Band 8, TK-Verlag). Online verfügbar unter http://www.vivis.de/phocadownload/Download/2015_rur/2015_RuR_297-312_Jokic.pdf, zuletzt geprüft am 10.10.2017.
- JRC (2017a): JRC Science for Policy Report: Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste Treatment - draft October 2017. Sevilla. Online verfügbar unter http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/WT/WT_Final_Draft1017.pdf, zuletzt geprüft am 01.11.2017.
- JRC (2017): JRC Science for Policy Report: Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Non-Ferrous Metals Industries. Sevilla. Online verfügbar unter http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/NFM/JRC107041_NFM_bref2017.pdf, zuletzt geprüft am 01.10.2017.
- Kajiwar, N.; Noma, Y.; Takigami, H. (2011): Brominated and organophosphate flame retardants in selected consumer products on the Japanese market in 2008. In: *J Hazard Mater.* 2011 Sep 15;192(3):1250-9. doi: 10.1016/j.jhazmat.2011.06.043. Epub 2011 Jun 30. Online verfügbar unter <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389411008053?via%3Dihub>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.
- Kleineidam, F. (2017): e-mail vom 09.11.2017 von Herrn Kleineidam (ELPRO GmbH).
- Knudsen, N.; Nowak, K. (2008): Batterieentsorgung in Deutschland– Automatische Sortierung als Basis der Verwertung, Präsentation bei den Abfallforschungstagen 2008. Hannover. Online verfügbar unter http://www.wasteconsult.net/files/downloads/2008-02_20-%20Knudsen_20-%20Batterieentsorgung.pdf, zuletzt geprüft am 01.08.2017.
- Knudson, T. (2008): A Qualitative Overview of the Use of Beryllium, Beryllium-Containing Alloys and Beryllium oxide Ceramic in Electrical and Electronic Equipment (EEE). Darmstadt. Online verfügbar unter http://hse-rohs.oeko.info/fileadmin/user_upload/Subst_Beryllium/Be_and_BeO_BrushWellmann.pdf, zuletzt geprüft am 14.06.2017.
- Köhnlechner (2017b mündl): Persönliches Gespräch mit Dr. Rainer Köhnlechner (Geschäftsführer Wersag GmbH) am 10.02.2017.
- Köhnlechner (2017a mündl): Telefonisches Gespräch mit Dr. Rainer Köhnlechner (Geschäftsführer Wersag GmbH) am 04.01.2017.
- Korniska (2017 mündl): Telefonisches Gespräch mit Herrn Korniska (Vertrieb Reisswolf Deutschland GmbH) am 27.04.2017.
- Kramer (2017a mündl): Telefonisches Gespräch mit Kai Kramer (Qualitäts- und Umweltmanager Eletrocycling GmbH) am 03.01.2017.
- Kramer (2017b mündl): Telefonisches Gespräch mit Kai Kramer (Qualitäts- und Umweltmanager Eletrocycling GmbH) am 20.02.2017.
- Kramer (2017c mündl): Telefonisches Gespräch mit Kai Kramer (Qualitäts- und Umweltmanager Eletrocycling GmbH) am 27.04.2017.

- Kramer (2017d mündl): Telefonisches Gespräch mit Kai Kramer (Qualitäts- und Umweltmanager Eletrocycling GmbH) am 11.05.2017.
- Kramer (2017e mündl): Telefonisches Gespräch mit Kai Kramer (Qualitäts- und Umweltmanager Eletrocycling GmbH) am 27.06.2017.
- Kruse, S.; Voßenkaul, D.; Friedrich, B. (2013): Rückgewinnung von Seltenen Erden aus Elektronikschrotten am Beispiel von Festplatten. Berlin (Recycling und Rohstoffe Band 6, pp. 527-532).
- Kuhlmann (2017 mündl): Aussage auf 2. AG Sitzung zu Schadstoffentfrachtung von Herr Kuhlmann (Redux Recycling GmbH) am 19.05.2017. Berlin.
- Kummer, S. (2017): Präsentation während des 2. Treffens der AG Schadstoffentfrachtung am 18.05.2017. Berlin.
- LAGA Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall (2017a): Mitteilung der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 31 B - „Umsetzung des Elektro- und Elektronikgerätegesetzes“ „Technische Anforderungen an die Behandlung und Verwertung von Elektro- und Elektronikaltgeräten“, (Entwurfs-Stand 15.03.2017 Anhörungsversion). Online verfügbar unter http://blak-uis.server.de/servlet/is/29403/LAGA-M31B%20Anh%C3%B6rungsversion%20%2015_03_2017.docx?command=downloadContent&filename=LAGA-M31B%20Anh%C3%B6rungsversion%20%2015_03_2017.docx, zuletzt geprüft am 13.12.2017.
- LAGA Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall (2017): Mitteilung der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 31 A - „Umsetzung des Elektro- und Elektronikgerätegesetzes“ Anforderungen an die Entsorgung von Elektro- und Elektronikaltgeräten (Stand 23.01.2017) mit redaktionellen Änderungen vom 31.05.2017 in den Kapiteln 2.3 und 2.4.2. Online verfügbar unter https://www.laga-online.de/documents/m-31-a-aktuell-stand-23-01-2017_mit-gliederung_1503993226.pdf, zuletzt geprüft am 13.12.2017.
- Lahm, B. (2017): Circular Economy Program Manager, Compliance Supplies Take-Back EMEA Social & Environmental Responsibility Team (EMEA) HP Deutschland GmbH: Kommunikation per e-mail und mündlich 09.07.2017, 31.07.2017, 01.08.2017, 07.08.2017, 10.08.2017, 12.08.2017 und 14.08.2017.
- Lassesson, H. (2008): Energy consumptions and CO2 emissions resulting from different handling strategies of glass from end-of-life vehicles. - Master of Science Thesis, Department of Chemical and Biological Engineering Division of Industrial Materials Recycling CHALMERS UNIVERSITY OF TECHNOLOGY, Göteborg, Sweden, 2008. Göteborg.
- Leslie H.; Leonards P.; Brandsma S.; Jonkers N. (2013): OP Waste Stream, POP-BDE waste streams in the Netherlands: analysis and inventory, Report R13-16. Online verfügbar unter <http://www.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/Mee-tings/POPRC8/POPRC8Followup/SubmissionBDEsPFOS/tabid/3064/ctl/Download/mid/9663/Default.aspx?id=5&ObjID=18196>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.
- LfU (2014): Bayerisches Landesamt für Umwelt: Stoffinformationen zu besonders besorgniserregenden Stoffen - Bromierte Diphenylether. Augsburg. Online verfügbar unter https://www.lfu.bayern.de/analytik_stoffe/doc/infoblatt_bromierte_diphenylether.pdf, zuletzt geprüft am 14.06.2017.
- LfU (2017): Bayerisches Landesamt für Umwelt: Künstliche Mineralfasern. Augsburg. Online verfügbar unter https://www.lfu.bayern.de/buerger/doc/uw_32_kuenstliche_mineralfasern.pdf, zuletzt geprüft am 14.06.2017.
- Loogk (2017 mündl): Persönliches Gespräch mit Siegfried Loogk (Geschäftsführung. Larec Lampen Recycling GmbH) am 08.03.2017.
- Lu, Y.; Xu, Z. (2016): Precious metals recovery from waste printed circuit boards: A review for current status and perspective (Resources, Conservation and Recycling 113, pp. 28–39).
- LUBW (2015): Stoffeinträge im Umfeld von Recyclinganlagen. Karlsruhe.
- Mähltitz, P. (2017): ProSUM - Prospecting Secondary raw materials in the Urban mine and Mining wastes. Berlin. Online verfügbar unter http://www.circulareconomy.tu-berlin.de/menue/forschung/geofoerderte_projekte/prosum/, zuletzt geprüft am 07.09.2017.
- Manhart (2017 mündl): Telefonisches Gespräch mit Andreas Manhart (Senior Researcher Produkte und Stoffströme Ökoinsitut) am 15.02.2017.
- Manhart, A.; Buchert, M.; Degreif, S.; Mehlhart, G.; Meinel, J. (2015): Recycling of Hard Disk Drives – Analysing the optimal dismantling depth for recyclers in developing countries and emerging economies. Online verfügbar unter <https://www.oeko.de/oeko-doc/2447/2015-604-en.pdf>, zuletzt geprüft am 01.11.2017.

- Martens, H.; Goldmann, D. (2016): Recyclingtechnik - Fachbuch für Lehre und Praxis. Wiesbaden.
- Marwede, M.; Berger, W.; Schlummer, M.; Mäurer, A.; Reller, A. (2013): Recycling paths for thin-film chalcogenide photovoltaic waste e - Current feasible processes (Renewable Energy Volume 55, July 2013, Pages 220-229). Online verfügbar unter <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S096014811200804X>, zuletzt geprüft am 14.06.2017.
- Materion (2014): KUPFER-BERYLLIUM LEGIERUNGEN. Stuttgart. Online verfügbar unter <http://www.materion.de.com>, zuletzt geprüft am Aug 15.
- Mersch-Sundermann, V. H. (o.J): Evaluierung möglicher Beziehungen zwischen Emissionen aus Büromaschinen, insbesondere aus Fotokopierern und Laserdruckern, und Gesundheitsbeeinträchtigungen bzw. Gesundheitsschäden bei exponierten Büroangestellten, Abschlussbericht. Gießen.
- Meskers (2015 mündl): C. Meskers, UMICORE Gespräch Juni 2015.
- Meyer, F. (2012): Recycling von Neodym aus NdFeB-Magneten in Elektroaltgeräten, Bachelorarbeit, Hochschule für angewandte Wissenschaften Hamburg. Hamburg.
- Milieu Ltd, Ökopol, Risk & Policy Analysts and RIVM (2017): Study for the strategy for a non-toxic environment of the 7th Environment Action Programme Final Report. Brüssel. Online verfügbar unter <https://publications.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/89fbbb74-969c-11e7-b92d-01aa75ed71a1>, zuletzt geprüft am 14.06.2017.
- Ministry of the Environment Finland (2016): Requirements for the management of waste containing persistent organic pollutants (ENVIRONMENTAL ADMINISTRATION GUIDELINES 4en | 2016). Online verfügbar unter https://julkaisut.valtio-neuvosto.fi/bitstream/handle/10024/79201/EAG_4en_2016.pdf?sequence=1, zuletzt geprüft am 01.09.2017.
- Mitro, S. D.; Dodson, R. E.; Singla, V.; Adamkiewicz, A.; Elmi, A. F.; Tilly, M. K.; Zota, A. R. (2016): Consumer Product Chemicals in Indoor Dust: A Quantitative Metaanalysis of U.S. Studies (Environ. Sci. Technol. 2016, 50, 10661–10672 DOI: 10.1021/acs.est.6b02023), zuletzt geprüft am 01.08.2017.
- Moormann (2017 mündl.): Telefonisches Interview mit Herrn Moormann, Firma ENVIPROTECT GmbH am 13.12.2017.
- Mudgal, S.; Salès, K.; Guilcher, S.; Lockwood, S.; Morgan, V. (2013): Equivalent conditions for waste electrical and electronic equipment (WEEE) recycling operations taking place outside the European Union. Brüssel. Online verfügbar unter http://ec.europa.eu/environment/waste/weee/pdf/Final%20report_E%20C%20S.pdf, zuletzt geprüft am 01.09.2017.
- Müllenschläder (2017 mündl): Aussage auf 2. AG Sitzung zu Schadstoffentfrachtung von Herrn Müllenschläder (SüdRec) am 19.05.2017.
- Müllenschläder, K. (2017a): e-mail vom 09.11.2017 von Herrn Müllenschläder (SüdRec GmbH).
- Müller, E.; Widmer, P. (2010): Materialflüsse der elektrischen und elektronischen Geräte in der Schweiz. Bern. Online verfügbar unter https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/abfall/fachinfo-daten/materialfluesse_vonelektrischenundelektronischengeratenindersch.pdf.download.pdf/materialfluesse_vonelektrischenundelektronischengeratenindersch.pdf, zuletzt geprüft am 01.04.2017.
- Nemoto, T.; Tanaka, Y.; Tsujioka, S.; Eryu, Y.; Takada, T. (2011): Resource Recycling for Sustainable Industrial Development (Hitachi Review Vol. 60, No 6). Online verfügbar unter http://www.hitachi.com/rev/pdf/2011/r2011_06_109.pdf, zuletzt geprüft am 01.09.2017.
- NGK (2014): Beryllium Copper Products. Kronberg im Taunus. Online verfügbar unter <http://www.ngkdbg.de>, zuletzt geprüft am 03.08.2015.
- Nisters (2017 mündl): Aussage auf 2. AG Sitzung zu Bildschirmgeräten von Thomas Nisters (NOEX AG) am 22.03.2017.
- Nolte (2015 mündl): Hr. Nolte, AURUBIS, Gespräch 02.06.2015.
- Novak, E. (2001): Verwertungsmöglichkeiten für ausgewählte Fraktionen aus der Demontage von Elektroaltgeräten. Wien. Online verfügbar unter <https://www.bmlfuw.gv.at/dam/jcr:de9e372a-76a9-4000-9d0d-d4a33286ac8b/eagkunst.pdf>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.
- Nunweiler, E. (2016): Informationen zur Schadstoff- und Ressourcenrelevanz von Werkstoffen und Bauteilen von EAG, im Auftrag des Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.

- Nuss, P.; Eckelman, M. J. (2014): Life Cycle Assessment of Metals: A Scientific Synthesis. Online verfügbar unter <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0101298>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.
- Oguchi, M.; Murakami, M.; Sakanakura, H.; Kida, A.; Kameya, T. (2011): A preliminary categorization of end-of-life electrical and electronic equipment as secondary metal resources (Waste Management, vol. 31, no. 9-10, pp. 2150 - 2160, 2011).
- OxyChem (2004): OxyChem's official website about Dechlorane Plus. Midland. Online verfügbar unter http://www.oxy.com/Our_Businesses/chemicals/Documents/dechlorane_plus/dechlorane_plus.pdf, zuletzt geprüft am 01.09.2017.
- Padovan (2017 mündl): Telefonisches Gespräch mit Herr Padovan (Technischer Produktionsleiter RTG GmbH) am 05.07.2017.
- Palitzsch (2014 mündl): Persönliches Gespräch mit Herrn Palitzsch (Fa. Loser Chemie GmbH) am 13.01.2014. zitiert nach Sander et al. (2016).
- Palitzsch, W. (o.J.): PV Recyclingstrategien der Loser Chemie GmbH. Hg. v. Loser Chemie. Langenweißenbach.
- Palitzsch, W. (2011): Waste recovery for metals with strategic importance - technical, economic and legal conditions. Examples and experience of Loser Chemie (Waste to energy and recycling conference 2011. Loser Chemie. Bremen, 18.05.2011). Online verfügbar unter [http://www.actuator.de/UserFiles/File/wte/Loser %20Chemie %20GmbH_Dr_ %20Wolfram %20Palitzsch_180511.pdf](http://www.actuator.de/UserFiles/File/wte/Loser%20Chemie%20GmbH_Dr_%20Wolfram%20Palitzsch_180511.pdf), zuletzt geprüft am 15.10.2017.
- Parikhith Sinha, Maxime Cossette, Jean-François Ménard (2012): End-of-Life CdTe PV Recycling with semiconductor refining (Proceedings 27th EU PV SEC, Bd. 6CV.4.9. Frankfurt am Main, Germany, 2012).
- Petreaș, M.; Oros, D.: Polybrominated diphenyl ethers in California wastestreams. In: *Chemosphere* 74:997-1001. Online verfügbar unter <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653508012551?via%3Dihub>, zuletzt geprüft am 01.10.2017.
- PlasticsEurope (2012): Plastiknachfrage in Europa nach Branchen im Jahr 2012. Hamburg. Online verfügbar unter <https://de-statista.com/statistik/daten/studie/275063/umfrage/plastiknachfrage-in-europa-nach-branchen/>, zuletzt geprüft am 02.10.2013.
- PlasticsEurope (2017): PlasticsEurope - Polymethyl methacrylate (PMMA). Brüssel. Online verfügbar unter <http://www.plasticseurope.org/>, zuletzt geprüft am 16.02.2017.
- PlasticsEurope (2017a): Eco-profiles and Environmental Product Declarations of the European Plastics Manufacturers, diverse Kunststoffe und Jahre. Brüssel. Online verfügbar unter <http://www.plasticseurope.org/>, zuletzt geprüft am 16.02.2017.
- PlasticsEurope (2017b): Eco-profiles and Environmental Product Declarations of the European Plastics Manufacturers - General-Purpose Polystyrene (GPPS) and High-Impact Polystyrene (HIPS), November 2012. Brüssel. Online verfügbar unter <http://www.plasticseurope.org/>, zuletzt geprüft am 16.02.2017.
- PlasticsEurope (2017c): Eco-profiles and Environmental Product Declarations of the European Plastics Manufacturers - Polycarbonate (PC), March 2011. Brüssel. Online verfügbar unter <http://www.plasticseurope.org/>, zuletzt geprüft am 16.02.2017.
- PlasticsEurope (2017d): Eco-profiles and Environmental Product Declarations of the European Plastics Manufacturers - High-density Polyethylene (HDPE), Low-density Polyethylene (LDPE), Linear Low-density Polyethylene (LLDPE), April 2014. Brüssel. Online verfügbar unter <http://www.plasticseurope.org/>, zuletzt geprüft am 16.02.2017.
- PlasticsEurope (2017e): Eco-profiles and Environmental Product Declarations of the European Plastics Manufacturers - Poly methyl methacrylate (PMMA), January 2015. Brüssel. Online verfügbar unter <http://www.plasticseurope.org/>, zuletzt geprüft am 16.02.2017.
- PlasticsEurope (2017f): Eco-profiles and Environmental Product Declarations of the European Plastics Manufacturers - Polycarbonate (PC), March 2011. Brüssel. Online verfügbar unter <http://www.plasticseurope.org/>, zuletzt geprüft am 16.02.2017.
- Potrykus, A. (2015a): Literature Study – DecaBDE in waste streams. Online verfügbar unter <http://www.basel.int/Implementation/POPsWastes/TechnicalGuidelines/tabid/5052/ctl/Download/mid/15877/Default.aspx?id=5&ObjID=15299>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.
- Potrykus, A.; Milunov, M.; Weißenbacher, J. (2015): Identification of potentially POP-containing Wastes and Recyclates – Derivation of Limit Values (UBA Texte 35/2015). Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_35_2015_identification_of_potentially_pop-containing_wastes.pdf, zuletzt geprüft am 01.10.2017.

- Prakash, S.; Dehoust, G.; Gsell, M.; Schleicher, T.; Stamminger, R. (2016): Einfluss der Nutzungsdauer von Produkten auf ihre Umweltwirkung: Schaffung einer Informationsgrundlage und Entwicklung von Strategien gegen „Obsoleszenz“ Forschungskennzahl 3713 32 315. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_11_2016_einfluss_der_nutzungsdauer_von_produkten_obsoleszenz.pdf, zuletzt geprüft am 01.08.2017.
- PROBAS (2017): Umweltbundesamt: Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente (ProBas) Prozessdetails: Glas-flach-DE-2010. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter <http://www.probas.umweltbundesamt.de/php/prozessdetails.php?id=%7b62b755f8-e136-4224-899d-54a7fead62e3%7d>, zuletzt geprüft am 31.03.2017.
- RAL-UZ 177 (2017): Vergabegrundlage für Umweltzeichen RAL-UZ 177, Aufbereitete Tonermodule für elektrofotografische Drucker, Kopierer und Multifunktionsgeräte, Ausgabe Januar 2017. Berlin.
- Ramaswami, V. (2014): Issues Concerning Use of Antimony in Solar Glass and Deveoment of Antimonyfree Low Iron Glass for Solar Applications. Amsterdam (Poster 5DV.3.64 presented at 29th EU PVSEC, Amsterdam, s.n).
- Reder, B. (2011): Geschäft mit Druckern: Der Fachhandel muss Mehrwert bieten. Hannover. Online verfügbar unter <https://www.heise.de/resale/artikel/Geschaeft-mit-Druckern-Der-Fachhandel-muss-Mehrwert-bieten-1276143.html>, zuletzt geprüft am 14.06.2017.
- Reisswolf (2012): Die neue DIN-Norm zur Datenträgervernichtung. Hamburg. Online verfügbar unter <http://www.din66399.de/>, zuletzt geprüft am aufgerufen am: 02.05.2017.
- Reuter, M. A.; Hudson, C.; van Schaik, A.; Heiskanen, K.; Meskers, C.; Hagelüken, C. (2013): Metal Recycling: Opportunities, Limits, Infrastructure, A Report of the Working Group on the Global Metal Flows to the International Resource Panel. Nairobi.
- Rhein (2017 mündl): Aussage auf AG Sitzung zu Schadstoffentfrachtung von Hrn. Rhein.
- Richter, D. (2017): e-mail von D. Richter an das UBA vom 24.05.2017.
- Rotter, S.; Otto, S.; Ueberschaar, M.; Chancerel, P.; Flamme, S. (2016): Resultate aus dem Projekt UPrade – Beispiel Gallium. Berlin (Recycling und Rohstoffe Band 9, Karl J. Thomé-Kozmiensky, Daniel Goldmann, pp. 141-162).
- Rotter, V. S.; Flamme, S.; Ueberschaar, M.; Götze, R. (2012): Thermodynamische Herausforderung bei Recycling von Ne-benmetallen. Berlin (Recycling und Rohstoffe. Band 5. Neuruppin. S. 537-560).
- Salhofer, S.; Spitzbart, M.; Maurer, K. (2012): Recycling of flat screens as a new challenge (Waste and Resource Management 165 (1), 37–34). Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/publication/271339962_Recycling_of_flat_screens_as_a_new_challenge, zuletzt geprüft am 01.09.2017.
- Salhofer, S.; Spitzbart, M.; Schöps, D.; Meskers, C.; Kriegl, M.; Panowitz, G. (2009): Verfahrensvergleich zur Gewinnung von Wertstoffen aus Elektroaltgeräten (Tagungsband zur Fachtagung „Brennpunkt ElektroG, Umsetzung – Defizite – Notwendigkeiten“).
- Samsonek, J.; Puype, F. (2013): Occurrence of brominated flame retardants in black thermo cups and selected kitchen utensils purchased on the European market (Food Additives & Contaminants: Part A 30 (11), S. 1976–1986. DOI: 10.1080/19440049.2013.829246). Online verfügbar unter <http://www.tandfonline.com/action/showCitFormats?doi=10.1080%2F19440049.2013.829246>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.
- Sander, K.; Bünemann, A.; Zangl, S.; Bartnik, S. (2004): Ermittlung von Verwertungskoeffizienten für die Fraktionen und Bauteile zur Dokumentation von Quoten auf der Basis von Artikel 7 der EU-Richtlinie zur Verwertung von Elektroaltgeräten (WEEE). Dessau-Roßlau (UBA Texte 51/04). Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2825.pdf>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.
- Sander, K.; Gößling-Reisemann, S.; Zimmermann, T.; Marscheider-Weidemann, F. (2016): Ermittlung von Substitutionspotenzialen von primären strategischen Metallen durch Sekundärmaterialien (Kurztitel: Recyclingpotenzial strategischer Metalle) - ReStra -, Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit Forschungskennzahl 3711 93 339. Dessau-Roßlau (UBA Texte 68/2017). Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/recyclingpotenzial-strategischer-metalle-restra>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.
- Sander, K.; Marscheider-Weidemann, F.; Wilts, H.; Hobohm, J.; Hartfeil, T.; Schöps, D.; Heymann, R. (2012): Meilensteinbericht zum Projekt: Weiterentwicklung der abfallwirtschaftlichen Produktverantwortung unter Ressourcenschutzaspekten am Beispiel von Elektro- und Elektronikgeräten (RePro), UBA Forschungskennzahl (UFOPLAN) FKZ 3711 95 318, Dessau-Roßlau.

- Sander, K.; Marscheider-Weidemann, F.; Wilts, H.; Hobohm, J.; Hartfeil, T.; Schöps, D.; Heymann, R. (2018): Weiterentwicklung der abfallwirtschaftlichen Produktverantwortung unter Ressourcenschutzaspekten am Beispiel von Elektro- und Elektronikgeräten (Re-Pro), Studie im Auftrag des UBA Forschungskennzahl (UFOPLAN) FKZ 3711 95 318, Veröffentlichung für 2018 geplant. Dessau-Roßlau.
- Sander, K.; Schilling, S. (2010): Optimierung der Steuerung und Kontrolle grenzüberschreitender Stoffströme bei Elektroaltgeräten. Dessau-Roßlau (UBA Texte 11/2010). Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/optimierung-steuerung-kontrolle>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.
- Sander, K.; Wambach, K.; Schlenker, S. (2007): Studie zur Entwicklung eines Rücknahme- und Verwertungssystems für photovoltaische Produkte. Hamburg.
- Schlummer, M. (2009): Kunststoffrückgewinnung aus der Elektroaltgeräte-Demontage. Dresden (18. Seminar Kunststoffrecycling in Sachsen).
- Schlummer, M.; Gruber, L.; Mäurer, A.; Wolz, G.; van Eldik, R. (2007): Characterisation of polymer fractions from waste electrical and electronic equipment (WEEE) and implications for waste management (Chemosphere Volume 67, Issue 9, April 2007, Pages 1866-1876). Online verfügbar unter <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653506015852>, zuletzt geprüft am 31.03.2017.
- Schmelzmetall (2014): Vakuum-Technologie für Höchstleistungen. Steinfeld-Hausen. Online verfügbar unter <http://www.schmelzmetall.com>, zuletzt geprüft am Aug 15.
- Schmid, D.; Zur-Lage, L. (2014): Perspektiven für das Recycling von Altfahrzeugen – moderne Fahrzeuge und angepasste Recyclingverfahren (Recycling und Rohstoffe Band 7, Herausgeber: Karl J. Thomé-Kozmiensky, Daniel Goldmann, ISBN: 978-3-944310-09-1). Online verfügbar unter http://www.vivis.de/phocadownload/Download/2014_rur/2014_RuR_103_126_Schmid.pdf, zuletzt geprüft am 01.09.2017.
- Schmidt, J. (2017 mündl): Persönliches Gespräch mit Herr Johann Schmidt (eds-r GmbH) am 08.03.2017.
- Schmidt, M. (2013): Rohstoffrisikobewertung – Antimon. Berlin (DERA Rohstoffinformationen 18, Deutsche Rohstoffagentur (DERA) in der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR)).
- Schöps (2017 mündl): Aussage auf 2. AG Sitzung zu Schadstoffentfrachtung (ELPRO Elektronik-Produkt Recycling GmbH) am 19.05.2017.
- Schormann (2017 mündl): Telefonisches Gespräch mit S. Schormann (Key Account - & Projektmanager Remondis) am 13.06.2017.
- Schüler, D.; Buchert, M.; Liu, R.; Dittrich, S.; Merz, C. (2011): Study on Rare Earths and Their Recycling. Final Report for The Greens/EFA Group in the European Parliament. Darmstadt. Online verfügbar unter <https://www.oeko.de/oekodoc/1112/2011-003-en.pdf>, zuletzt geprüft am 31.03.2017.
- Schulte (2017 mündl): Telefonisches Gespräch Herr Hartmut Schulte (Agro Drisa) am 04.07.2017.
- Schulze-Wettendorf, T. (2017): e-mail vom 24.07.2017.
- Schwellinger, S. (2017a): e-mail mit S. Schwellinger Leitung QM/UM ALBA Electronics Recycling GmbH vom 12.12.2017.
- Schwellinger, S. (2017): e-mail mit S. Schwellinger Leitung QM/UM ALBA Electronics Recycling GmbH vom 11.12.2017.
- Schwesig, R. (2017 mündl): Telefonisches Gespräch mit Arthur Schwesig (Leiter Forschung & Entwicklung bei MBA Polymers) am 04.01.2017.
- Secondsol (2017): SecondSol GmbH. Online verfügbar unter <http://www.secondsol.de/index.htm>, zuletzt geprüft am 31.03.2017.
- Sellin, G.; Fröhlich, H.; Rasenack, K. (2016): InAccess – Rückgewinnung von Indium durch effizientes Recycling von LCD-Bildschirmen (RuR 2016). Online verfügbar unter http://www.vivis.de/phocadownload/Download/2016_rur/2016_RuR_163-176_Sellin.pdf, zuletzt geprüft am 01.09.2017.
- Shin Etsu (2009): Rare Earth Magnet Applications. Online verfügbar unter <http://www.shinetsu-rare-earth-magnet.jp/e/application/>, zuletzt geprüft am 13.09.2016.

Sinha, P.; Wild-Scholten, M. de (2012): Life cycle assessment of utility-scale CdTe PV balance of systems. Online verfügbar unter <http://smartgreenscans.nl/publications/Sinha-and-deWildScholten-2012-Life-cycle-assessment-of-utility-scale-CdTe-PV-Balance-of-Systems.pdf>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Slade, S. (2010): ASSESSMENT OF CONSTITUENT AVAILABILITY OF ANTIMONY. Online verfügbar unter <http://www.cel-sian.nl/TC13/papers/TC13%20paper%20on%20Sb%20leaching%20from%20rolled%20plate%20FINAL%20Jan2010.pdf>, zuletzt geprüft am 17.10.2014.

Sprecher, B.; Xiao, Y.; Walton, A.; Speight, J.; Harris, R.; Kleijn, R. et al. (2014): Life Cycle Inventory of the Production of Rare Earths and the Subsequent Production of NdFeB Rare Earth Permanent Magnet (Environmental Science and Technology, 48, pp. 3951–3958). Online verfügbar unter <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es404596q>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Standardblatt T120 (2014): Qualitätsanforderungen für Glasscherben zum Einsatz in der Behälterglasindustrie, Version: 14.08.2014.

Statista (2017b): Pro Kopf Energieverbrauch in Deutschland. Hamburg. Online verfügbar unter <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/240698/umfrage/pro-kopf-energieverbrauch-in-deutschland/>, zuletzt geprüft am 12.05.2017.

Statista (2017a): Weltweiter Verbrauch von Blei in den Jahren 2004 bis 2016. Hamburg. Online verfügbar unter <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/38025/umfrage/verbrauch-von-bleimetall-weltweit-seit-2004/>, zuletzt geprüft am 01.08.2017.

Statista (2017): Bevölkerung in Deutschland nach Besitz von Druckern und Scannern im Haushalt von 2013 bis 2016. Hamburg. Online verfügbar unter <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/171509/umfrage/im-haushalt-von-drucker-und-scanner/>, zuletzt geprüft am 12.05.2017.

Stenvall, E.; Tostar, S.; Boldizar, A.; Foreman, M. R.; Möller, K. (2013): An analysis of the composition and metal contamination of plastics from waste electrical and electronic equipment (WEEE). Online verfügbar unter <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X13000020>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Stiftung EAR (2017): Elektro- und Elektronikgeräte. Fürth. Online verfügbar unter <https://www.stiftung-ear.de/service/fragen-und-antworten/elektro-und-elektronikgeraete/#c3093>, zuletzt geprüft am 12.05.2017.

STMUV (2014): Datenträger-Vernichtung: Festplatten-Shreddern nur durch zertifizierten Entsorger, Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz. München. Online verfügbar unter <http://recyclingportal.eu/Archive/6066>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (2017b): Conference of the Parties to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, Eighth meeting, Item 5 (a) (iv) of the provisional agenda*, Matters related to the implementation of the Convention: measures to reduce or eliminate releases from intentional production and use: brominated diphenyl ethers, Evaluation and review of brominated diphenyl ethers pursuant to paragraph 2 of parts IV and V of Annex A to the Stockholm Convention Genf 24 April–5 Mai 2017. Genf. Online verfügbar unter <http://chm.pops.int/TheConvention/ConferenceoftheParties/Meetings/COP8/tabid/5309/Default.aspx>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (2017c): Conference of the Parties to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, Eighth meeting, Item 5 (e) of the provisional agenda*, Matters related to the implementation of the Convention: listing of chemicals in Annex A, B or C to the Convention, Recommendation by the Persistent Organic Pollutants Review Committee to list decabromodiphenyl ether (commercial mixture, c-decaBDE) in Annex A to the Convention and draft text of the proposed amendment, Genf 24 April–5 Mai 2017. Genf. Online verfügbar unter <http://chm.pops.int/TheConvention/ConferenceoftheParties/Meetings/COP8/tabid/5309/Default.aspx>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (2017a): Conference of the Parties to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, Eighth meeting, Report of the Conference of the Parties to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants on the work of its eighth meeting, Genf 24 April–5 Mai 2017. Genf. Online verfügbar unter <http://chm.pops.int/TheConvention/ConferenceoftheParties/Meetings/COP8/tabid/5309/Default.aspx>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (2017d): Conference of the Parties to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, Eighth meeting, Report of the Conference of the Parties to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants on the work of its eighth meeting, SC-8/10: Listing of decabromodiphenyl ether (commercial mixture, c-decaBDE), Genf 24 April–5 Mai 2017. Genf. Online verfügbar unter <http://chm.pops.int/TheConvention/ConferenceoftheParties/Meetings/COP8/tabid/5309/Default.aspx>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Stolz (2017 mündl.): Telefonisches Interview mit Fr. Stolz Leiterin Kühlgeräte recyclinganlage Hannover am 13.12.2017.

Strobelt (2017 mündl.): Persönliches Gespräch mit Axel Strobelt (Umweltbundesamt) am 08.03.2017.

Sziedeleit, H. (2013): Sortierung von Gerätebatterien (Recycling und Rohstoffe 2013 S. 495-504).

Taverna, R.; Gloor, R.; Maier, U.; Zennegg, R.; Figi, R.; Birchler E. (2017): Stoffflüsse im Schweizer Elektronikschrott. Metalle, Nichtmetalle, Flammschutzmittel und polychlorierte Biphenyle in elektrischen und elektronischen Kleingeräten (Umwelt-Zustand Nr. 1717). Online verfügbar unter https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/chemikalien/uz-umwelt-zustand/Stofffl%C3%BCsse%20im%20Schweizer%20Elektronikschrott.pdf.download.pdf/UZ-1717-D_2017-06-21.pdf, zuletzt geprüft am 01.08.2017.

Tesar, M.; Öhlinger, A. (2009): Elektroaltgerätebehandlung in Österreich, Zustandsbericht 2008. Wien. Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0199.pdf>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Tesar, M.; Öhlinger, A. (2012): Flachbildschirmaltgeräte - Anforderungen an die Behandlung und Status in Österreich. Wien. Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0384.pdf>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Thullner, I.; Buchwald, K.-E.; Wegscheider, W.; Hohenberger, L. (2013): Quecksilberemissionen bei der Sammlung und Entsorgung von Leuchtmitteln (Reinhaltung der Luft 73 (2013), Nr. 1/2, S. 14 ff). Online verfügbar unter http://www.dguv.de/meldien/ifa/de/pub/grl/pdf/2013_002.pdf, zuletzt geprüft am 01.08.2017.

Toner-Druckerpatronen.de (2017): Drucker: Schwankende Absatzzahlen in 2015. Blankenhain. Online verfügbar unter <https://www.toner-druckerpatronen.de/>, zuletzt geprüft am 12.05.2017.

TS 50625-3-3: (2016): Collection, logistics & treatment requirements 3 for WEEE – Part 3-3: Specification for de-pollution – 6 WEEE containing CRTs and flat panel displays.

Tsydenova, O.; Magnus, B. (2011): Chemical hazards associated with treatment of waste electrical and electronic equipment (Waste Manag 2011, 31:45-58).

TU Berlin (2017): Characterizing the urban mine and mining waste. SIG meeting for sampling and analysis; February 13th, 2017. Practicalities of sample preparation and chemical analysis for complex products and waste materials. Berlin. Online verfügbar unter http://www.circulareconomy.tu-berlin.de/menue/forschung/gefoerderte_projekte/prosum/sig_meeting/, zuletzt geprüft am 05.09.2017.

TÜV (2017): DIN 66399 - Schutzklassen und Sicherheitsstufen. München. Online verfügbar unter <http://www.tuev-sued.de/fokus-themen/it-security/din-66399/din-66399-schutzklassen-und-sicherheitsstufen>, zuletzt geprüft am 12.05.2017.

TÜV Rheinland LGA Products GmbH (2014): Kriterienkatalog "Printing Modules with Toner". Nürnberg. Online verfügbar unter http://www.tuv.com/media/germany/30_products/infos_zur_chemie/Kriterienkatalog_Toner_KEYWORD_SCHADSTOFFGEPRUEFT_2PfG_S_0136_04_14_25_03_2014_Englisch.pdf, zuletzt geprüft am 05.09.2017.

UBA (2017a): Altbatterien. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/daten/ressourcen-abfall/verwertung-entsorgung-ausgewahlter-abfallarten/altbatterien#textpart-1>.

UBA (2008): Flammschutzmittel DecaBDE ab 1. Juli 2008 in Elektro- und Elektronikgeräten verboten. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/presse/pressemitteilungen/flammschutzmittel-decabde-ab-1-juli-2008-in-elektro>, zuletzt geprüft am 15.04.2017.

UBA (2012): Batterien und Akkus. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/4414.pdf>, zuletzt geprüft am 20.07.2017.

UBA (2015): Elektro- und Elektronikaltgeräte. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/daten/abfall-kreislaufwirtschaft/entsorgung-verwertung-ausgewahlter-abfallarten/elektro-elektronikaltgeraete>, zuletzt geprüft am 20.07.2017.

UBA (2017): Altbatterien, Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/daten/abfall-kreislaufwirtschaft/entsorgung-verwertung-ausgewahlter-abfallarten/altbatterien#textpart-1>, zuletzt geprüft am 08.05.2017.

Ueberschaar (2017 mündl.): Persönliches Gespräch mit Maximilian Ueberschaar (Wissenschaftlicher Mitarbeiter TU Berlin Fachgebiet Kreislaufwirtschaft und Recyclingtechnologie) am 06.03.2017.

- Ueberschaar, M. (2017): Practicalities of sample preparation and chemical analysis for complex products and waste materials. Berlin. Online verfügbar unter http://www.circulareconomy.tu-berlin.de/menue/forschung/gefoerderte_projekte/prosum/sig_meeting/, zuletzt geprüft am 01.09.2017.
- Ueberschaar, M.; Rotter, S. V. (2017): Quality assurance for CRM analysis in treatment trials, SIG meeting for sampling and analysis. Hamburg.
- Ueberschaar, M.; Rotter, V. (2015). Enabling the recycling of rare earth elements through product design and trend analyses of hard disk drives. J. Mater. Cycles Waste Manag. 1-16, https://www.researchgate.net/publication/271012633_Enabling_the_recycling_of_rare_earth_elements_through_product_design_and_trend_analyses_of_hard_disk_drives, zuletzt geprüft am 18.02.2018.
- Ueberschaar, M.; Schlummer, M.; Jalalpoor, D.; Kaup, N.; Rotter, V. S. (2017): Potential and Recycling Strategies for LCD Panels from WEEE (Recycling 2017, 2, 7, doi:10.3390/recycling2010007). Online verfügbar unter <http://www.mdpi.com/journal/recycling>, zuletzt geprüft am aufgerufen am; 03.05.2017.
- UNEP (2009): RECYCLING -FROM E-WASTE TO RESOURCES. Unter Mitarbeit von SteP- Solving the e-waste problem. Nairobi (Sustainable Innovation and Technology Transfer Industrial Sector Studies).
- Usbeck, V. C.; Pflieger, J.; Sun, T. (2011): Life Cycle Assessment of Float Glass, Studie im Auftrag von Glass for Europe, November 2010 / überarbeitet im Februar 2011. Brüssel. Online verfügbar unter http://www.glassforeurope.com/images/cont/184_33890_file.pdf, zuletzt geprüft am 31.03.2017.
- USGS (2017a): Minenproduktion von Antimon nach den wichtigsten Ländern in den Jahren 2013 bis 2016. Hamburg. Online verfügbar unter <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/38526/umfrage/minenproduktion-von-antimon-nach-laendern/>, zuletzt geprüft am aufgerufen am: 10.05.2017.
- USGS (2017f): Minenproduktion von Asbest der wichtigsten Länder im Jahr 2016. Hamburg. Online verfügbar unter <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/38426/umfrage/minenproduktion-von-asbest-nach-laendern/>, zuletzt geprüft am aufgerufen am: 09.05.2017.
- USGS (2017d): Minenproduktion von Asbest weltweit in den Jahren 2007 bis 2016. Hamburg. Online verfügbar unter <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/38428/umfrage/minenproduktion-von-asbest-weltweit-seit-2007/>, zuletzt geprüft am aufgerufen am: 09.05.2017.
- USGS (2017b): Mineral Commodity Summaries Gallium. Reston. Online verfügbar unter <https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/gallium/>, zuletzt geprüft am aufgerufen am: 10.05.2017.
- USGS (2017c): Mineral Commodity Summaries Indium. Reston. Online verfügbar unter <https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/indium/>, zuletzt geprüft am aufgerufen am: 08.05.2017.
- USGS (2017e): Mineral Commodity Summaries Silicon. Reston. Online verfügbar unter <https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/silicon/>.
- VAC (2011): Vacuumschmelze: Informationen zur Materialzusammensetzung von Permanentmagneten. Hanau.
- van Schaik, A.; Reuter, M. (2014): Material-Centric (Aluminum and Copper) and Product-Centric (Cars, WEEE, TV, Lamps, Batteries, Catalysts) Recycling and DfR Rules (Handbook of Recycling). Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-396459-5.00022-2>, zuletzt geprüft am 15.04.2017.
- Vanthournout, K.; Gerard, H.; Virag, A.; Ectors, D.; Bogaert, S.; Claessens, S. et al. (2017): Ecodesign Preparatory study on Smart Appliances (Lot 33) MEERp Tasks 1-6 FINAL REPORT, study accomplished under the authority of the European Commission DG Energy Specific contract no. ENER/C3/2012-418-LOT1/08/FV2014-55 under Framework Contract ENER/C3/2012-418-LOT1. Online verfügbar unter https://circabc.europa.eu/webdav/CircaBC/Energy/Energy%20Efficiency/Library/Ecodesign%20preparatory%20studies/Lot%2033%20-%20DG%20ENER%20-%20Smart%20appliances/Ecodesign%20Preparatory%20Study%20on%20Smart%20Appliances%20_Tasks%201%20to%206.pdf, zuletzt geprüft am 15.04.2017.
- vdi Verein Deutscher Ingenieure: VDI-Richtlinie VDI 2292 Emissionsminderung bei Kühlgeräterecyclinganlagen - Kennwerte für die Trockenlegung und Entgasung. Online verfügbar unter https://www.vdi.de/nc/richtlinie/?tx_wmdbvdirilisearch_pi1%5Bpro_id%5D=5541&cHash=c812fd8b5b2652666148f5a098de9149, zuletzt geprüft am 12.10.2017.
- VKE (2003): Kunststoffe in Elektro- und Elektronikgeräten. Brüssel. Online verfügbar unter http://www.plasticseurope.de/Documents/Document/20100730095659-Kunststoffe_in_E_und_E.pdf, zuletzt geprüft am aufgerufen am: 20.02.2017).

Vogel (2017 mündl): Telefonisches Gespräch mit Frau Vogel (Vertrieb Hellmann Process Management GmbH & Co. KG) am 28.04.2017.

Völker, M. (2011): Metallurgische Rückgewinnung von Indium, Gallium und Germanium aus Elektronikschrott und Entwicklung entsprechender Aufarbeitungsmethoden für die Verwertungsindustrie, Abschlussbericht IGF 16040 N. Schwäbisch Gmünd. Online verfügbar unter http://www.veu.de/index.php?article_id=190&clang=0&file_id=500, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Wäger, P.; Böni, H.; Buser, A.; Morf, L.; Schluep, M.; & Streicher, M. (2009): Recycling of Plastics from Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE) – Tentative Results of a Swiss Study. Bern. Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/publication/242688866_Recycling_of_Plastics_from_Waste_Electrical_and_Electronic_Equipment_WEEE_-_Tentative_Results_of_a_Swiss_Study, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Wäger, P.; Schluep, M.; Müller, E. (2010): RoHS substances in mixed plastics from Waste Electrical and Electronic Equipment. St. Gallen. Online verfügbar unter <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es202518n>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Wäger, P.; Widmer, R.; Müller, E. (2011): Strategien für die Rückgewinnung seltener Metalle – Ergebnisse eines Workshops mit Expertinnen. Bern. Online verfügbar unter https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/en/dokumente/abfall/fachinfo-daten/strategien_fuer_dierueckgewinnungseltenmetalle-ergebnisseeines.pdf.download.pdf/strategien_fuer_dierueckgewinnungseltenmetalle-ergebnisseeines.pdf, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Wambach, K. (2017d mündl): Aussage K. Wambach (bifa) während der AG-Sitzung PV am 26.04.2017.

Wambach, K. (2016): Potentiale des PV-Recyclings, Vortrag am 17.05.2016 bei der AG PV. Berlin.

Wambach, K.; Förster, A. (2015): Study On The End-Of-Life Of Photovoltaic Technologies - Issue Paper. Augsburg.

Westphal, H. J. (2017): Telefonisches Gespräch mit Hans Jürgen Westphal (Wiegand-Glas Leitung Einkauf) am 14.03.2017.

Wettendorf (2017): Email von Herr Wettendorf (GRS) vom 24.07.2017.

Wettendorf (2017 mündl): Telefonisches Gespräch mit Herr Wettendorf (GRS) am 21.07.2017.

Widmer, R.; Restrepo, E.; Böni, H. (2015): Künftige Entsorgung von CRT-Geräten in der Schweiz, Empa - Materials Science and Technology im Auftrag von SWICO, Schlussbericht. St. Gallen. Online verfügbar unter <http://docplayer.org/storage/33/16057512/1511883890/prO2hZJ04qTnMPpHVQA2Uw/16057512.pdf>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Wille, D. (2013): Environmental impact assessment of recycling routes for automotive glass. Mechelen. Online verfügbar unter <http://ebl.vlaanderen.be/publications/documents/70216>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Wilts, H.; Gries, N.; Dehne, I.; Oentjen-Dehne, R.; Buschow, N.; Sanden, J. (2016): Entwicklung von Instrumenten und Maßnahmen zur Steigerung des Einsatzes von Sekundärrohstoffen – mit Schwerpunkt Sekundärkunststoffe. Dessau-Roßlau (Texte 65/2016). Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/texte_65_2016_steigerung_einsatz_sekundaerrohstoffe.pdf, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Wirth (2017 mündl): Persönliches Gespräch mit Herrn Wirth (Ökopol) am 07.07.2017.

Witzenhausen-Institut (2017): Feldversuch Ceranfeld-Recycling, Witzenhausen-Institut. Witzenhausen. Online verfügbar unter <http://www.witzenhausen-institut.de/index.php/de/a-rsst-und-wertstoffe/295-feldversuch-ceranfeld-recycling>, zuletzt geprüft am 18.07.2017.

Wolf, J.; Brüning, R.; Nellesen, L.; Schiemann, J. (2016): Anforderungen an die Behandlung spezifischer Elektroaltgeräte unter Ressourcen- und Schadstoffaspekten. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2017-09-05_texte_70-2017_behandlung-elektroaltgeraete_0.pdf, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Youssef, C.; Ameer, S.; Hisham, A.; Naveena, S.; Saeed, N.; Taleb, I. (2012): Recovery of Gold, Silver, Palladium, and Copper from Waste Printed Circuit Boards. Dubai (International Conference on Chemical, Civil and Environment engineering).

Zakotnik, M.; Harris I.R.; Williams, A. J. (2009): Multiple recycling of NdFeB-type sintered magnets (Journal of Alloys and Compounds 2009, Vol. 469 (1-2), February 2009, p. 314 – 321. DOI: 10.1016/j.jallcom.2008.01.114). Online verfügbar unter https://inis.iaea.org/search/search.aspx?orig_q=RN:40052768, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

Zeller, T.; Birkenfeld, S.; Keich, O.; Nawothnig, B.; Seelig, J. H. (2016): Demontagefabrik im urbanen Raum –Konzeption und Planung, Förderkennzeichen: L75 15006. Karlsruhe. Online verfügbar unter http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/119568/l7515006_demontagefabrik.pdf?command=downloadContent&filename=l7515006_demontagefabrik.pdf&FIS=203, zuletzt geprüft am 18.07.2017.

Zimmermann, T. (2015): Cycles of Critical Metals - Dissipative Losses and Potential Optimizations. Bremen. Online verfügbar unter <https://elib.suub.uni-bremen.de/edocs/00104959-1.pdf>, zuletzt geprüft am 01.09.2017.

15 Anhang

15.1 Gerätekatégorien und Sammelgruppen des ElektroG ab 2018

Entsprechend Artikel 3 des Gesetzes zur Neuordnung des Rechts über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Elektro- und Elektronikgeräten vom 20. Oktober 2015 (Bundesgesetzblatt Jahrgang 2015 Teil I Nr. 40, ausgegeben zu Bonn am 23. Oktober 2015 1739) werden ab 2018 die Gerätekatégorien und Sammelgruppen des ElektroG neu gefasst:

Elektro- und Elektronikgeräte-Kategorien (ab 1. Dezember 2018) :

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

Sammelgruppen (ab 1. Dezember 2018)

1. Gruppe 1: Wärmeüberträger,
2. Gruppe 2: Bildschirme, Monitore und Geräte, die Bildschirme mit einer Oberfläche von mehr als 100 Quadratzentimetern enthalten,
3. Gruppe 3: Lampen,
4. Gruppe 4: Großgeräte,
5. Gruppe 5: Kleingeräte und kleine Geräte der Informations- und Telekommunikationstechnik.

15.2 Literaturangaben nach Kapiteln (Kurzform)

15.2.1 Kapitel 3: AG 1 – Leiterplatten und ressourcenrelevante Bauteile

AG Leiterplatten (2016)
AG Leiterplatten (2017)
Bast et al. (2014)
Binnemanns et al. (2013)
Blaser et al. (2012)
Böni (2015)
Brown et al. (2014)
Brusselaers (2006)
Buchert (2014)
Buchert et al. (2012)
Buchert et al. (2014)
Chancerel et al. (2010)
Chancerel et al. (2010a)
Flamme (2016)
Gauß et al. (2015)
Hagelücken (2012)
Hagelücken (2015)
Hagelücken (2017)
Hitachi (2010)
Jehle (2017c mündl.)
JRC (2017)
Lu und Xu (2016)
Mährlitz (2017)
Martens und Goldmann (2016)
Meskers (2015)
Meyer (2012)
Mugdal et al. (2013)
Nemoto et al. (2011)
Nolte (2015)
Oguchi et al. (2011)
Rhodia (2012 mündl.)
Rotter et al. (2016)
Salhofer et al. (2009)
Sander et al. (2016)
Sander et al. (2018)
Schmid (2014)
Schüler et al. (2011)
Sellin et al. (2016)

Shin Etsu (2009)
Tesar und Öhlinger (2012)
TU Berlin (2017)
Ueberschaar (2017)
Ueberschaar und Rotter (2017)
Ueberschaar und Rotter (2015)
UNEP (2009)
VAC (2011)
Vanthournout (2017)
Wolf et al. (2016)
Youssef et al. (2012)
Zakotnik (2009)

15.2.2 Kapitel 4: AG 2 – Bildschirmgeräte

AG Schadstoffentfrachtung (2017)
Balde et al. (2015)
BiPro (2006)
Böni (2011)
Brüning (2017a mündl.)
CENELEC (EN 50625-2-2)
CENELEC-Norm (TS 50625-3-3)
Diederich und Daniel (2011)
DIN EN 50625-1
DIN EN 50625-2-2
Dr. Göpel (2017 mündl.)
EU (2014)
Fröhlich (2017 mündl.)
Jehle (2011)
Jehle (2017c mündl.)
LAGA M 31 B (Entwurf Stand 28.12.2016)
LAGA M 31 B (Stand 15.03.2017)
Loogk (2017 mündl.)
Nunweiler (2016)
Padovan (2017 mündl.)
RePro, Sander et al. (2018)
Rotter et al. (2012)
Sander et al. (2018)
Schulte (2017 mündl.)
Tesar und Öhlinger (2012)
Tsydenova et al. (2011)

v. Bormann (2017)

Westphal (2017 mündl.)

Widmer et al. (2015)

Wolf et al. (2016)

15.2.3 Kapitel 5: AG 3 – Photovoltaikmodule

BeST (2016)

BeST (2017)

BGR (2016)

Blengini (2012)

EU (2017)

Fraunhofer IBP (2012)

Friedrichs (2017 mündl.)

Groß (2008)

IRENA (2016)

KOM (2017)

Lassesson (2008)

Marwede et al. (2013)

Palitzsch (o. J.)

Ramaswami (2014)

Reuter et al. (2013)

Sander et al. (2007)

Sander et al. (2016)

Sinha et al. (2012)

Slade (2010)

USGS (2017)

USGS (2017a)

USGS (2017b)

Wambach (2015)

Wambach (2016)

Wambach (2017)

Wambach und Förster (2015)

Wille (2013)

Wolf et al. (2016)

Zimmermann (2015)

PROBAS (2017)

Blengini et al. (2011)

PlasticsEurope (2016)

15.2.4 Kapitel 6: AG 4 – Kunststoffe

APME (2001)

Babrauskas et al. (2015)
Balde et al. (2015)
Baxter (2014)
Buekens und Yang (2014)
DIN EN 50625-1
EAK (2007)
European Flame Retardants Association (2013)
Fahrner (2016 mündl.)
Feo et al. (2012)
Förster (2017b mündl.)
Fröhlich (2015)
Fürnsinn (2017 mündl.)
Herco Kühltechnik Hermanns & Co. GmbH (2017a)
Herco Kühltechnik Hermanns & Co. GmbH (2017b)
Jehle (2017a mündl.)
Köhnlechner (2017a mündl.)
Köhnlechner (2017b mündl.)
LAGA M 31 B (Stand 15.03.2017)
LfU (2014)
Manhart (2017 mündl.)
Martens und Goldmann (2016)
Milieu (2017)
Nisters (2017 mündl.)
Novak (2001)
OxyChem (2004)
Plastics Europe (2012)
Plastics Europe (2017)
Salhofer et al. (2012)
Sander et al. (2004)
Schlummer et al. (2007)
Schwesig (2017 mündl.)
Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (2017a)
Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (2017b)
Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (2017c)
Stockholm Konvention on Persistent Organic Pollutants (2017d)
Taverna et al. (2017)
Tesar und Öhlinger (2012)
UBA (2008)
Ueberschaar (2017 mündl.)

VKE (2003)

Wäger et al. (2010)

Wilts et al. (2016)

Wolf et al. (2016)

15.2.5 Kapitel 7: AG 5 – Schadstoffentfrachtung

Bake und Moriske (2006)

Balde et al. (2015)

Barghoorn (1988)

Beckmann (2017 mündl.)

BeST (2013)

BeST (2015)

Blauer Engel (Ausgabe Januar 2017)

BMLFUW (2002)

Bonk et al. (2011)

Brüning (2006)

Chemsuisse (2011)

CIPHO (2007)

DG Entr (2010)

DIN CLC/TS 50625

Eneh (2011)

Fahrner (mündl. 2017).

Flasbarth (2013)

Gensch (2014)

GRS (2012)

GRS (2013)

Hänel (2017)

IFA (2017)

Jann und Wilke (2006)

Jehle (2017b mündl.)

Knudson (2008)

Kramer (2017d mündl.)

Kuhlmann (2017 mündl.)

LAGA M 31 B (Stand 15.03.2017)

Lahm (2017)

LUBW (2015)

Materion (2011)

Materion (2013)

Materion (2014)

Mersch-Sundermann (o.J.)

Mitro et al. (2016)
Müllenschläder (2017 mündl.)
NGK (2014)
Nix et al. (2003)
Reder (2011)
Reuter et al. (2013)
Rhein (2017 mündl.)
Richter (2017)
Sander et al. (2016)
Sander et al. (2018)
Tesar und Öhlinger (2009)
TRGS 500
TRGS 521
UBA (2012)
UBA (2017a)
Van Schaik und Reuter (2014)
Wettendorf (2017 mündl.)
Wettendorf (2017)
Wettendorf (2017b)
Wirth (2017 mündl.)
Witzenhausen-Institut (2017)
Wolf et al. (2016)

15.2.6 Kapitel 8: AG 6 – Kühlgeräte

JRC (2017a)
LAGA M1B (Entwurf Stand 15.03.2017)
DIN EN 50574 (2013-06)
vdi (2017)
Destatis (2016)
BAFA (2017)

15.2.7 Kapitel 9: Ökologische Aspekte

Böni et al. (2015)
Buchert et al. (2016)
EU (2017)
LAGA M 31 B (Entwurf Stand 28.12.2016)
Müller (2010)
Nuss (2014)
PlasticsEurope (2017)
PROBAS (2017)
Samsonek und Puype (2012)

Sander et al. (2018)

Taverna et al. (2017)

Ueberschaar (2017)

15.2.8 Kapitel 10: Anlagenbesichtigungen

Keine Literaturangaben.

15.2.9 Kapitel 11: Praktischer Versuch

APME (2001)

BiPro (2016)

BSEF (2016)

EMPA (2010)

Fahrner (2017b)

Kajiwara et al. (2011)

LAGA M31

LAGA M31B

Leslie et al. (2013)

Ministry of the Environment Finland (2016)

Petreas and Oros (2009)

Potrykus et al. (2015)

Potrykus et al. (2015a)

Schöps (2017)

Tange and Slijkhuis (2009)

Taverna et al. (2017)

vdi (2343)

Wäger et al. (2009)

Wäger et al. (2010)

Wolf et al. (2016)

15.2.10 Kapitel 12: Ökologische und ökonomische Einschätzung der Behandlungsempfehlungen

AG Leiterplatten 2017

Analyselabor (2017 mündl.)

Blaser (2012)

Bleher (2014)

Böni et al. (2015)

Buchert et al. (2012)

CENELEC - DIN 50625-3-3

CENELEC-Norm 55625

Chryssos (2017 mündl.)

EBA (2017)

EBA (2017a mündl.)

Elektrocycling (mündl. 2017)
ESG (2017)
EU (2014)
EU (2017)
Hänel (2017)
ILESIA (2017 mündl.).
IRENA (2016)
Jokic und Dortmann (2015)
JRC (2017a)
Kleineidam (2017)
Knudsen (2008)
LAGA M 31 A
LAGA M 31 B (Entwurf Stand 18.05.2017)
Manhart et al. (2015)
Müllenschläder (2017a)
Nemoto et al. (2011)
Nuss (2014)
PlasticsEurope (2017)
PlasticsEurope (2017b)
PlasticsEurope (2017c)
PlasticsEurope (2017d)
ProBas (2017)
Salhofer et al. (2012)
Sander et al. (2016)
Sander et al. (2018)
Sander und Schilling (2010)
Schulte (2017 mündl.)
Schulze-Wettendorf (2017)
Sellin et al. (2016)
Statista (2017a)
Szigoleit (2013)
Taverna et al. (2017)
Thullner et al. (2013)
Wolf et al. (2016)
Zeller et al. (2016)