

TEXTE

34/2015

Ermittlung von potentiell POP-haltigen Abfällen und Recyclingstoffen - Ableitung von Grenzwerten

TEXTE 34/2015

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Forschungskennzahl 3712 33 342
UBA-FB 002097

Ermittlung von potentiell POP-haltigen Abfällen und Recyclingstoffen - Ableitung von Grenzwerten

von

Alexander Potrykus
Milos Milunov
Jakob Weißenbacher
BiPRO GmbH, München

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:

BiPRO GmbH
Grauertstrasse 12, 81545 München

Abschlussdatum:

2015

Redaktion:

Fachgebiet III 1.5 Kommunale Abfallwirtschaft, Gefährliche Abfälle,
Anlaufstelle Basler Übereinkommen
Dr. Georg Surkau
Mareike Walther

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/ermittlung-von-potentiell-pop-haltigen-abfaellen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, April 2015

Das diesem Bericht zu Grunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit unter der Forschungskennzahl 3712 33 342 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung

Das Stockholmer Übereinkommen über persistente organische Schadstoffe (POPs) und das POP-Protokoll zum Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (CLRTAP) sind dynamische Instrumente, deren Substanzlisten ständig erweitert werden. Wenn neue Stoffe/Stoffgruppen in den Übereinkommen als POPs eingestuft worden sind, werden sie nachfolgend in die Verordnung (EG) 850/2004 (EU POP-Verordnung) aufgenommen.

Das Vorkommen dieser Schadstoffe in Abfällen und in Erzeugnissen hat entsprechend den Anhängen I, IV und V der POP-Verordnung Konsequenzen für die Abfallbehandlung und für das Maß ihrer Ausschleusung aus dem Wirtschaftskreislauf. In einer effizienten, gemeinwohlverträglichen und zugleich ressourcenschonenden Kreislaufwirtschaft muss demzufolge ein vernünftiger Kompromiss zwischen Schadstoffentfrachtung und Recycling gefunden werden. Auf europäischer Ebene werden deshalb Grenzwerte, unterhalb derer das Recycling von POP-haltigen Abfällen möglich ist, sowie Höchstwerte für die Konzentration der Schadstoffe bei bestimmten zulässigen Entsorgungsverfahren, verbindlich definiert.

Eine Voraussetzung für die Festlegung von Grenzwerten ist die detaillierte Kenntnis über das Vorhandensein der Schadstoffe in Abfällen, Erzeugnissen sowie Recyclingprodukten. In dem Vorhaben wurden Daten über das Vorkommen von Hexabromcyclododekan (HBCD), Hexachlorbutadien (HCBD), Polychlorierten Naphthalinen (PCN), Pentachlorphenol (PCP) und kurzkettigen chlorierten Paraffinen (SCCP) in relevanten Abfällen, Erzeugnissen und Recyclingprodukten in Deutschland erhoben und eine Schätzung über die Mengen an POP-haltigen Abfällen und Recyclingstoffen vorgenommen.

Auf der Grundlage der Daten wurden Vorschläge für die Grenzwerte des Anhangs IV der POP-Verordnung sowie für bestimmte Entsorgungswege abgeleitet, die einerseits eine möglichst weitgehende Ausschleusung von Schadstoffen gewährleisten und andererseits umweltgerechte Recyclingprozesse ermöglichen.

Abstract

The Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs) and the Protocol to the regional UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP) are dynamic instruments, whose substance lists are amended continuously. As soon as new substances/substance groups are classified in the Convention as POPs, they are subsequently included in the Regulation EC (No) 850/2004 (EU POP Regulation).

The presence of these pollutants in waste and products has, according to Annexes I, IV and V of the POP Regulation, consequences for the waste treatment and for the degree of their removal from the economic cycle. In an efficient and resource-saving recycling economy, which considers at the same time common welfare, a reasonable compromise between pollutant removal and recycling has to be found. Therefore, limits values, below which recycling of POP-containing waste is possible, as well as maximum values for the concentration of pollutants for specific permitted disposal operations, are bindingly defined at European level.

A condition for the setting of limit values is the detailed knowledge of the presence of pollutants in waste, products as well as recycled materials. In the present project data were collected on the presence of Hexabromocyclododecane (HBCD), Hexachlorobutadien (HCBD), Polychlorinated naphthalenes (PCN), Pentachlorophenol (PCP) and short chained chlorinated paraffins (SCCP) in relevant waste, products and recyclates in Germany. In addition, an estimation of the quantities of POP-containing waste and recycled materials was carried out.

On the basis of these data proposals for limit values to be defined in Annex IV of the POP Regulation as well as for certain disposal pathways were derived, which enable a maximised removal of pollutants on the one hand and environmentally sound recycling processes on the other hand.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	7
Abbildungsverzeichnis	13
Tabellenverzeichnis.....	16
Abkürzungsverzeichnis.....	21
Zusammenfassung	23
Summary	36
1 Hintergrund und Ziele.....	48
2 Herangehensweise/Methodik	52
2.1 Material- und Stoffflüsse.....	52
2.2 Probenbeschaffung und Chemische Analysen.....	55
2.3 Erweiterung und Präzisierung der Datengrundlage.....	55
2.4 Ableitung von Grenzwertvorschlägen nach Artikel 7(4)a der POP-Verordnung, Entsorgungswege und Behandlungstechnologien	55
2.4.1 Überblick und Ziel der Methode zur Ableitung von Grenzwerten nach Artikel 7(4)a der POP-Verordnung	55
2.4.2 Grundlegende Prinzipien der Methode zur Ableitung von UPGW	56
2.4.3 Untere und obere Begrenzungskriterien	57
2.4.3.1 (A) Analyseverfahren.....	58
2.4.3.2 (H) Hintergrundkontamination	58
2.4.3.3 (BV) Beseitigungs- und Verwertungskapazitäten	59
2.4.3.4 (W) Wirtschaftliche Auswirkungen.....	60
2.4.3.5 (GW) Grenzwerte.....	61
2.4.3.6 (UG) Mögliche Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen	61
3 Material- und Stoffflüsse	63
3.1 Übergreifende Materialflüsse	63
3.1.1 Baumaterialien und Bauabfälle	63
3.1.2 Kunststoffabfälle	68
3.1.3 Haushaltsabfälle.....	71
3.1.4 Krankenhausabfälle	71
3.1.5 Sonderabfälle.....	72
3.1.6 Klärschlamm	72
3.1.7 Aschen und Schlacken aus der Müllverbrennung.....	73
3.2 Hexabromcyclododekan (HBCD).....	76
3.2.1 Herstellung und Verwendung.....	76

3.2.2	Chemische Charakterisierung	78
3.2.3	Gesetzlicher Hintergrund.....	78
3.2.4	Vorkommen (Herstellung, Import/Export, Verbrauch, Relevanz des Vorkommens in Deutschland)	80
3.2.5	Auswahl der relevanten Vorkommen in Produkten, Abfällen und Recyclingprodukten	84
3.2.5.1	Entwicklung und Situation in Europa	84
3.2.5.2	Entwicklung und Situation in Deutschland	88
3.2.6	Expandierter Polystyrol Hartschaum (EPS) im Bausektor	96
3.2.6.1	Hintergrundinformation	96
3.2.6.2	Prozesse, Inputs und Outputs	97
3.2.6.3	Verbreitung und Verbleib der Stoffe/Stoffgruppen in Produkten, Abfällen und anderen Outputströmen	97
3.2.6.4	Konzentrationen in Erzeugnissen, Abfällen und recycelten Erzeugnissen	98
3.2.6.5	Aktivitätsdaten	98
3.2.6.6	Abfallbehandlung	99
3.2.6.7	Stofffluss	102
3.2.6.8	Materialfluss	102
3.2.7	Extrudierter Polystyrol Hartschaum (XPS) im Bausektor	104
3.2.7.1	Hintergrundinformation	104
3.2.7.2	Prozesse, Inputs und Outputs	104
3.2.7.3	Verbreitung und Verbleib der Stoffe/Stoffgruppen in Produkten, Abfällen und anderen Outputströmen	104
3.2.7.4	Konzentrationen in Erzeugnissen, Abfällen und recycelten Erzeugnissen	104
3.2.7.5	Aktivitätsdaten	105
3.2.7.6	Abfallbehandlung	105
3.2.7.7	Stofffluss	105
3.2.7.8	Materialfluss	106
3.2.8	Einsatz von EPS und XPS außerhalb des Bausektors	106
3.2.8.1	Hintergrundinformation	106
3.2.8.2	Abfallbehandlung	107
3.2.8.3	Stoff- und Materialfluss.....	107
3.2.9	High Impact Polystyrol (HIPS).....	109
3.2.9.1	Hintergrundinformation	109
3.2.9.2	Abfallbehandlung	110
3.2.9.3	Stofffluss	111

3.2.9.4	Materialfluss	111
3.2.10	Polymerdispersionen für Textilien	113
3.2.10.1	Hintergrundinformation	113
3.2.10.2	Abfallbehandlung	114
3.2.10.3	Stofffluss	115
3.2.10.4	Materialfluss	116
3.3	Hexachlorbutadien (HCBD)	118
3.3.1	Herstellung und Verwendung	118
3.3.2	Chemische Charakterisierung	119
3.3.3	Gesetzlicher Hintergrund	120
3.3.4	Vorkommen (Herstellung, Import/Export, Verbrauch, Relevanz des Vorkommens in Deutschland)	121
3.3.5	Auswahl der relevanten Vorkommen in Produkten, Abfällen und Recyclingprodukten in Deutschland	123
3.4	Polychlorierte Naphthaline (PCN)	129
3.4.1	Herstellung und Verwendung	129
3.4.2	Chemische Charakterisierung	130
3.4.3	Gesetzlicher Hintergrund	132
3.4.4	Vorkommen (Herstellung, Import/Export, Verbrauch, Relevanz des Vorkommens in Deutschland)	132
3.4.5	Auswahl der relevanten Vorkommen in Produkten, Abfällen und Recyclingprodukten in Deutschland	132
3.4.6	Verbrennung von Siedlungsabfall/Sonderabfall/Krankenhausabfall.....	133
3.4.7	Produktion von Sekundärkupfer.....	136
3.4.8	Produktion von Sekundäraluminium.....	138
3.4.9	Chlor-Alkali Elektrolyse	139
3.5	Pentachlorphenol (PCP).....	140
3.5.1	Herstellung und Verwendung	140
3.5.2	Chemische Charakterisierung	142
3.5.3	Gesetzlicher Hintergrund	143
3.5.4	Vorkommen (Herstellung, Import/Export, Verbrauch, Relevanz des Vorkommens in Deutschland)	145
3.5.5	Auswahl der relevanten Vorkommen in Produkten, Abfällen und Recyclingprodukten in Deutschland	146
3.5.6	Holzimprägnierung	150
3.5.6.1	Hintergrundinformation	150
3.5.6.2	Prozesse, Inputs und Outputs	150

3.5.6.3	Verbreitung und Verbleib der Stoffe/Stoffgruppen in Produkten, Abfällen und anderen Outputströmen	150
3.5.6.4	Konzentrationen in Erzeugnissen, Abfällen und recycelten Erzeugnissen	150
3.5.6.5	Aktivitätsdaten	151
3.5.6.6	Abfallbehandlung	151
3.5.6.7	Stofffluss	155
3.5.6.8	Materialfluss	155
3.6	Kurzkettige chlorierte Paraffine (SCCP).....	156
3.6.1	Herstellung und Verwendung	156
3.6.2	Chemische Charakterisierung	158
3.6.3	Gesetzlicher Hintergrund.....	158
3.6.4	Vorkommen (Herstellung, Import/Export, Verbrauch, Relevanz des Vorkommens in Deutschland)	161
3.6.5	Auswahl der relevanten Vorkommen in Produkten, Abfällen und Recyclingprodukten in Deutschland	161
3.6.6	Gummi (Förderbänder)	166
3.6.6.1	Hintergrundinformation	166
3.6.6.2	Prozesse, Inputs und Outputs	167
3.6.6.3	Verbreitung und Verbleib der Stoffe/Stoffgruppen in Produkten, Abfällen und anderen Outputströmen	167
3.6.6.4	Konzentrationen in Erzeugnissen, Abfällen und recycelten Erzeugnissen	167
3.6.6.5	Aktivitätsdaten	167
3.6.6.6	Abfallbehandlung	168
3.6.6.7	Stofffluss	168
3.6.6.8	Materialfluss	169
3.6.7	Dichtungen und Kleber	170
3.6.7.1	Hintergrundinformation	170
3.6.7.2	Prozesse, Inputs und Outputs	170
3.6.7.3	Verbreitung und Verbleib der Stoffe/Stoffgruppen in Produkten, Abfällen und anderen Outputströmen	170
3.6.7.4	Konzentrationen in Erzeugnissen, Abfällen und recycelten Erzeugnissen	170
3.6.7.5	Aktivitätsdaten	171
3.6.7.6	Abfallbehandlung	171
3.6.7.7	Stofffluss	171
3.6.7.8	Materialfluss	172
4	Probenbeschaffung	173
4.1	Probenplan	173

4.2	Probenübersicht.....	173
5	Chemische Analysen	177
5.1	Verfügbare Analyseverfahren	177
5.1.1	HBCD	178
5.1.2	HCBD	179
5.1.3	PCN.....	180
5.1.4	PCP.....	180
5.1.5	SCCP.....	181
5.2	Angewandte Analyseverfahren.....	181
5.2.1	HBCD	181
5.2.2	HCBD	182
5.2.3	PCN.....	182
5.2.4	PCP.....	183
5.2.5	SCCP.....	183
5.3	Ergebnisse der Laboranalysen	184
5.3.1	Diskussion der Ergebnisse der Laboranalysen (HBCD)	184
5.3.2	Diskussion der Ergebnisse der Laboranalysen (HCBD)	187
5.3.3	Diskussion der Ergebnisse der Laboranalysen (PCN).....	188
5.3.4	Diskussion der Ergebnisse der Laboranalysen (PCP)	189
5.3.5	Diskussion der Ergebnisse der Laboranalysen (SCCP)	190
6	Risikoabschätzung.....	196
6.1	Übersicht über relevante Bereiche	196
6.2	Risikoabschätzung	199
7	Szenarien, Prognosen und Evaluierung der Begrenzungskriterien.....	212
7.1	Szenarien für realistische Grenzwerte und deren Auswirkung auf Entsorgungswege.....	212
7.1.1	Szenarien für HBCD	212
7.1.2	Szenarien für HCBD	214
7.1.3	Szenarien für PCN	214
7.1.4	Szenarien für PCP	215
7.1.5	Szenarien für SCCP	216
7.2	Prognose der zukünftigen Entwicklung.....	218
7.2.1	Prognose für HBCD.....	218
7.2.2	Prognose für HCBD.....	220
7.2.3	Prognose für PCN	220
7.2.4	Prognose für PCP	220

7.2.5	Prognose für SCCP	221
7.3	Evaluierung der unteren und oberen Begrenzungskriterien	221
7.3.1	Evaluierung der unteren Begrenzungskriterien	221
7.3.1.1	(A) Analyseverfahren	221
7.3.1.2	(H) Hintergrundkontamination	222
7.3.1.3	(BV) Beseitigungs- und Verwertungskapazitäten	224
7.3.1.4	(W) Wirtschaftliche Auswirkungen	230
7.3.2	Evaluierung der oberen Begrenzungskriterien	235
7.3.2.1	(GW) Grenzwerte	235
7.3.2.2	(UG) Mögliche Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen	238
7.3.3	Ergebnisse der Evaluierung der unteren und oberen Begrenzungskriterien	242
8	Empfehlungen für Grenzwerte und Entsorgungswege	245
8.1	HBCD	248
8.1.1	Unterer POP Grenzwert	248
8.1.2	Empfehlungen für Verwertungs- und Beseitigungswege	249
8.2	HCBD	254
8.2.1	Unterer POP Grenzwert	254
8.2.2	Empfehlungen für Verwertungs- und Beseitigungswege	254
8.3	PCN	255
8.3.1	Unterer POP Grenzwert	255
8.3.2	Empfehlungen für Verwertungs- und Beseitigungswege	256
8.4	PCP	257
8.4.1	Unterer POP Grenzwert	257
8.4.2	Empfehlungen für Verwertungs- und Beseitigungswege	258
8.5	SCCP	259
8.5.1	Unterer POP Grenzwert	259
8.5.2	Empfehlungen für Verwertungs- und Beseitigungswege	260
9	Quellenverzeichnis	263
10	Anhang	278

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Eingrenzung des Konzentrationsbereichs für UPGW durch untere und obere Begrenzungskriterien	25
Abbildung 2:	Abschätzung des künftigen jährlichen Anfalls (in t) von HBCD in EPS und XPS Abfällen aus dem Baubereich von 2014 bis 2064	27
Abbildung 3:	Allgemeines Schema für Stoff- und Materialflüsse	54
Abbildung 4:	Konsequenzen bezüglich bestimmter POP Konzentrationen in Abfällen in Abhängigkeit von UPGW und OPGW	56
Abbildung 5:	Eingrenzung des Konzentrationsbereichs für UPGW durch untere und obere Begrenzungskriterien	57
Abbildung 6:	Szenarien für betroffene Abfallmengen bei unterschiedlichen Grenzwerten	59
Abbildung 7:	Kunststoffabfälle und Verwertung - Verwertungsarten inkl. Produktions- und Verarbeitungsabfälle (Abbildung aus [Consultic 2012]).	70
Abbildung 8:	Strukturformel HBCD	78
Abbildung 9:	Abschätzung des HBCD Verbrauchs in Tonnen in Europa seit den späten 80er Jahren bis 2009 [siehe BiPRO 2011]	81
Abbildung 10:	Einschätzung der Verfügbarkeit eines bromierten Polymers als alternatives Flammenschutzmittel zu HBCD (Abbildung entnommen aus Präsentation Stephen Long, INEOS Styrenics, Oktober 2013)	82
Abbildung 11:	Bedeutung der relevanten Produktkategorien bezüglich des HBCD Verbrauchs in der EU (Bezugsjahr 2009; siehe BiPRO 2011).....	88
Abbildung 12:	Abschätzung des HBCD Verbrauchs in den relevanten Anwendungen in Deutschland von 1988 bis 2016 (in Tonnen)	91
Abbildung 13:	Abschätzung des künftigen jährlichen Anfalls von HBCD in EPS und XPS Abfällen aus dem Baubereich von 2014 bis 2064 (in Tonnen)	93
Abbildung 14:	Abschätzung des jährlichen Anfalls von HBCD in HIPS Abfällen aus dem Elektrobereich bis 2027 (in Tonnen)	94
Abbildung 15:	Abschätzung des jährlichen Anfalls von HBCD in Textilien bis 2020 (in Tonnen).....	94
Abbildung 16:	Relevante Inputs und Outputs bei der Herstellung von HBCD-haltigen EPS Hartschäumen	97
Abbildung 17:	Abschätzung HBCD Stofffluss für EPS Produkte für den Baubereich 2012	102
Abbildung 18:	Abschätzung Materialfluss für EPS Produkte für den Baubereich 2012	103
Abbildung 19:	Abschätzung Materialfluss für EPS und XPS Produkte für den Baubereich 2012: Eintrag in Kunststoffabfallfraktion aus dem Baubereich	103

Abbildung 20:	Relevante Inputs und Outputs bei der Herstellung von HBCD-haltigen XPS Hartschäumen	104
Abbildung 21:	Abschätzung HBCD Stofffluss für XPS Produkte für den Baubereich 2012	105
Abbildung 22:	Abschätzung Materialfluss für XPS Produkte für den Baubereich 2012	106
Abbildung 23:	Struktur HBCD Stofffluss für EPS/XPS Produkte für den nicht baubezogenen Bereich (i.d.R. EPS Verpackungen)	108
Abbildung 24:	HBCD Stofffluss für die Beseitigung und Verwertung von EPS/XPS Abfällen für den nicht baubezogenen Bereich (i.d.R. EPS Verpackungen).....	108
Abbildung 25:	HBCD Materialfluss für die Beseitigung und Verwertung von EPS/XPS Abfällen für den nicht baubezogenen Bereich (i.d.R. EPS Verpackungen).....	109
Abbildung 26:	HBCD Stofffluss für HIPS Produkte im Elektrobereich 2012.....	111
Abbildung 27:	Materialfluss für HIPS Produkte im Elektrobereich 2012.....	112
Abbildung 28:	HBCD Materialfluss für HIPS Produkte im Elektrobereich 2012: Eintrag in gesamte Kunststoffabfallfraktion aus dem Elektrobereich	112
Abbildung 29:	HBCD Stofffluss für PD in Textilien 2012	116
Abbildung 30:	HBCD Materialfluss für PD in Textilien 2012	116
Abbildung 31:	HBCD Materialfluss für PD in Textilien 2012: Eintrag in Schredderleichtfraktion aus dem Automobilbereich.....	117
Abbildung 32:	HBCD Materialfluss für PD in Textilien 2012: Eintrag in Sperrmüll und gemischte Siedlungsabfälle aus dem institutionellen Bereich.....	118
Abbildung 33:	Strukturformel HCBd	119
Abbildung 34:	Strukturformel PCN	130
Abbildung 35:	Überblick über anfallende Stoffe aus der Abfallverbrennung	134
Abbildung 36:	Überblick über die Herstellung von Sekundärkupfer	137
Abbildung 37:	Überblick über die Herstellung von Sekundäraluminium	138
Abbildung 38:	Strukturformel PCP, NaPCP und PCPL.....	142
Abbildung 39:	Verbrauch von PCP in Deutschland (1979 - 2007).....	145
Abbildung 40:	Verbrauch von NaPCP in der EU27 (1980 - 2008).....	146
Abbildung 41:	Inputs und Outputs der PCP Holzimprägnierung	150
Abbildung 42:	Zuordnung der Altholzkategorien zu Anlagen nach Immissionsschutzrecht [BLfU 2012, Abb.1]	154
Abbildung 43:	PCP Stoffflussdiagramm	155
Abbildung 44:	PCP Materialflussdiagramm	156
Abbildung 45:	SCCP Gesamtmenge in der EU [RPA 2010]	157

Abbildung 46:	Strukturformel SCCP.....	158
Abbildung 47:	Input/Output von SCCP in der Herstellung von Förderbändern	167
Abbildung 48:	Stofffluss von SCCP in Förderbändern für den Untertagebergbau	169
Abbildung 49:	SCCP Materialflussdiagramm (Gummiförderbänder)	169
Abbildung 50:	Input/Output von SCCP in der Herstellung von Dichtungen und Klebern	170
Abbildung 51:	Stofffluss von SCCP in Dichtungsmassen und Klebern für den Bausektor.....	172
Abbildung 52:	Massenflussdiagramm von SCCP-haltigen Dichtungsmassen und Klebern	172
Abbildung 53:	Ergebnisse der Laboranalysen EPS/XPS Bausektor	184
Abbildung 54:	Ergebnisse der Laboranalysen EPS/XPS Sonstige (EPS Verpackungen).....	185
Abbildung 55:	Ergebnisse der Laboranalysen (HIPS aus Elektroaltgeräten)	186
Abbildung 56:	Ergebnisse der Laboranalysen (PCP)	189
Abbildung 57:	Ergebnisse der Laboranalysen (SCCP)	191
Abbildung 58:	Szenarien für realistische untere POP Grenzwerte (HBCD)	213
Abbildung 59:	Szenarien für realistische untere POP Grenzwerte (PCP)	215
Abbildung 60:	Szenarien für realistische untere POP Grenzwerte (SCCP).....	217
Abbildung 61:	Übersicht über Ergebnisse der Evaluierung der Begrenzungskriterien (Erläuterungen in Tabelle 93).....	244
Abbildung 62:	Ergebnisse der Evaluierung der Begrenzungskriterien für HBCD (Erläuterungen in Tabelle 94)	248
Abbildung 63:	Ergebnisse der Evaluierung der Begrenzungskriterien für HCBD (Erläuterungen in Tabelle 94)	254
Abbildung 64:	Ergebnisse der Evaluierung der Begrenzungskriterien für PCN (Erläuterungen in Tabelle 95)	255
Abbildung 65:	Ergebnisse der Evaluierung der Begrenzungskriterien für PCP (Erläuterungen in Tabelle 95)	257
Abbildung 66:	Ergebnisse der Evaluierung der Begrenzungskriterien für SCCP (Erläuterungen in Tabelle 95)	260

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Kumulierte HBCD-haltige Abfallmengen aus den geschätzten Verwendungsmengen (in Tonnen) für die relevanten Anwendungen.....	27
Tabelle 2:	Übersicht über POPs, relevante Bereiche und entsprechende Mengen der Stoffe/Stoffgruppen in Produkten, Abfällen und Emissionen (in Deutschland in 2012); hervorgehobene Bereiche werden in der Risikoabschätzung berücksichtigt.	30
Tabelle 3:	Ergebnisse aus der Evaluierung der unteren und oberen Begrenzungskriterien für die ausgewählten Stoffe und Stoffgruppen	32
Tabelle 4:	Empfehlungen für Grenzwerte und Entsorgungswege im Überblick.....	33
Tabelle 5:	Im Änderungsentwurf zur EU POP-Verordnung hinsichtlich der Anhänge IV und V (Stand März 2014) enthaltene untere und obere Grenzwerte für POP-haltige Abfälle für die projektrelevanten Stoffe und Stoffgruppen (HBCD, HCBd, PCN, PCP und SCCP)	50
Tabelle 6:	Kostenänderungen für relevante Beseitigungs- und Verwertungsoptionen	61
Tabelle 7:	Typische Verwendung von HBCD, PCN und SCCP im Baubereich.....	63
Tabelle 8:	Abfallbezeichnungen von Bau- und Abbruchabfällen und mögliche POP relevante Anteile.....	63
Tabelle 9:	Einschätzung zur Verwertung und Beseitigung relevanter Produkte im Baubereich	67
Tabelle 10:	Typische Verwendung von HBCD und SCCP in Kunststoffen	68
Tabelle 11:	Kunststoffabfälle zur Verwertung und Beseitigung nach Anfallorten (Herkunftsarten farblich gekennzeichnet: weiß = gewerbliche Endverbraucher; hellblau = private Haushalte; dunkelblau = Erzeuger; gelb = Verarbeiter; Tabelle aus [Consultic 2012])	69
Tabelle 12:	Kunststoffabfälle zur Verwertung und Beseitigung nach Herkunftsarten in 2011 (Quelle [Consultic 2012])	69
Tabelle 13:	Kunststoffabfälle zur Verwertung und Beseitigung nach Herkunftsarten in 2011 [Consultic 2012].....	71
Tabelle 14:	Verwertung/Beseitigung von medizinisch und biologischen Abfällen [EUROSTAT 2013c]	71
Tabelle 15:	Verwertung/Beseitigung von nicht gefährlichen med. und bio. Abfällen [EUROSTAT 2013c]	71
Tabelle 16:	Verwertung/Beseitigung von gefährlichen med. und bio. Abfällen [EUROSTAT 2013c]	72

Tabelle 17:	Klärschlammmentsorgungsmengen und -wege in Deutschland (Daten für 2010 aus [UBA 2012])	72
Tabelle 18:	Behandlung von Schlämmen und Flüssigabfällen aus der Abfallbehandlung	73
Tabelle 19:	Behandlung von gefährlichen Schlämmen und Flüssigabfällen aus der Abfallbehandlung.....	74
Tabelle 20:	Behandlung von nicht gefährlichen Schlämmen und Flüssigabfällen aus der Abfallbehandlung.....	74
Tabelle 21:	Behandlung von Verbrennungsrückständen	74
Tabelle 22:	Behandlung von gefährlichen Verbrennungsrückständen.....	75
Tabelle 23:	Behandlung von nicht gefährlichen Verbrennungsrückständen	75
Tabelle 24:	Anfall von PS und PS-E Abfällen in Deutschland in 2011 [Consultic 2012].....	83
Tabelle 25:	Inlandsverbrauch von expandierbarem Polystyrol in Primärformen in Tonnen errechnet aus Herstellung in Deutschland (Quelle EUROSTAT, Prodcom Kategorie 20.16.20.35), Import nach und Export aus Deutschland (Quelle: Statistisches Bundesamt; CN Kategorie 39)	83
Tabelle 26:	Exportüberhang Deutschland für Tafeln, Platten u.a. aus Polymeren des Styrols (WA39211100; Quelle: Statistisches Bundesamt, Abfrage 392111 PS Platten Ein-Ausfuhr DESTATIS 51000-0016)	84
Tabelle 27:	Produkttypen, Produkte und deren Relevanz bezüglich der Verwendung von HBCD in der EU nach verschiedenen Quellen	84
Tabelle 28:	Geschätzter HBCD Verbrauch in Tonnen in der EU für die Zeit von 1988 bis 2010 in den relevanten Anwendungen ([BiPRO 2011] auf Grundlage von [ECB 2008], [Nordic COM 2007], [IOM 2008], [PS foam 2011])	85
Tabelle 29:	Durchschnittliche Produktlebenszeiten und Bandbreiten in Jahren für die relevantesten Anwendungen von HBCD [BiPRO 2011]	86
Tabelle 30:	HBCD Gehalte verschiedener Produktkategorien	87
Tabelle 31:	Geschätzter HBCD Verbrauch in Tonnen in Deutschland für die Zeit von 1988 bis 2016 in den relevanten Anwendungen *	90
Tabelle 32:	Kumulierte HBCD Mengen in Abfällen aus den geschätzten Verwendungsmengen bis 2015 (in Tonnen).....	92
Tabelle 33:	Kumulierte HBCD-haltige Abfallmengen aus den geschätzten Verwendungsmengen (in Tonnen) für die relevanten Anwendungen.....	93
Tabelle 34:	Übersicht über gemessene HBCD Konzentrationen in Klärschlamm.....	95

Tabelle 35:	Abschätzung der Verteilung der HBCD Fracht in Klärschlamm auf die Beseitigungs- und Verwertungswege in Deutschland in 2010.....	95
Tabelle 36:	Schlussfolgerung zur Relevanz möglicher Vorkommen (HBCD)	96
Tabelle 37:	Gemessene HBCD Konzentrationen in Abfallströmen	110
Tabelle 38:	Chemisch-physikalischen Eigenschaften von HCBd	120
Tabelle 39:	Deutsche Unternehmen mit Sicherheitsdatenblättern zu TRI, PER und TETRA (Quelle ESIS, IUCLID Dataset)	124
Tabelle 40:	Abschätzung der Verteilung der HCBd Fracht in Klärschlamm auf die Beseitigungs- und Verwertungswege in Deutschland in 2010.....	128
Tabelle 41:	Schlussfolgerung zur Relevanz möglicher Vorkommen (HCBd)	128
Tabelle 42:	Bezeichnungen, CAS Nummern und Handelsnamen für PCN	130
Tabelle 43:	Namen und Summenformeln PCN	131
Tabelle 44:	Physikalisch-Chemische Eigenschaften PCN	131
Tabelle 45:	Behandlung von Verbrennungsrückständen in Deutschland 2010.....	136
Tabelle 46:	Schlussfolgerung zur Relevanz möglicher Vorkommen (PCN).....	140
Tabelle 47:	Herstellung von PCP in Deutschland ([LfU 1996], [IEP 2002], [BLfU 2008])	141
Tabelle 48:	Chemisch-physikalische Eigenschaften PCP.....	142
Tabelle 49:	PCP Werte in verschiedenen Regelwerken in Deutschland [ABANDA 2013a]	144
Tabelle 50:	Gemessene PCP Konzentrationen in verschiedenen Abfallarten [ABANDA 2013b]	147
Tabelle 51:	Altholzkategorien und Beispiele für wesentliche Sortimente entsprechend Anhang III, AltholzV [BLfU 2012, Tabelle 1].....	151
Tabelle 52:	Stoffliche Verwertung von Altholz (Anhang I zu § 3 Abs. 1, AltholzV)	152
Tabelle 53:	Grenzwerte zur Herstellung von Holzwerkstoffen (Anhang II zu § 3 Abs. 1, AltholzV).....	153
Tabelle 54:	Entwicklung der Chlorparaffin Produktion in Deutschland	157
Tabelle 55:	Chemisch-physikalische Eigenschaften SCCP.....	158
Tabelle 56:	Geschätzter Verbrauch von SCCP in der EU für verschiedene Verwendungen [RPA 2010].....	165
Tabelle 57:	Geschätzter Verbrauch von SCCP in Deutschland in verschiedenen Verwendungen	166
Tabelle 58:	Probenverteilung auf Stoffe/Stoffgruppen	173
Tabelle 59:	Probenübersicht	174
Tabelle 60:	Typischerweise erreichbare Bestimmungsgrenzen und übliche Kosten für chemische Analysen in Abhängigkeit von der Probenmatrix.....	178

Tabelle 61:	Ergebnisse der Laboranalysen.....	193
Tabelle 62:	Übersicht über POPs, relevante Bereiche und entsprechende Mengen der Stoffe/Stoffgruppen in Produkten, Abfällen und Emissionen (in Deutschland in 2012); hervorgehobene Bereiche werden in der Risikoabschätzung berücksichtigt.	196
Tabelle 63:	Übersicht über POPs, relevante Bereiche und mögliche Risiken	200
Tabelle 64:	Übersicht über mögliche Risiken	210
Tabelle 65:	Mögliche untere POP Grenzwerte und Auswirkung auf die derzeitigen Behandlungsverfahren (HBCD).....	213
Tabelle 66:	Mögliche untere POP Grenzwerte und Auswirkung auf die derzeitigen Behandlungsverfahren (PCP)	215
Tabelle 67:	Mögliche untere POP Grenzwerte und Auswirkung auf die derzeitigen Behandlungsverfahren (SCCP)	217
Tabelle 68:	Abschätzung des zukünftigen jährlichen Anfalls von HBCD in den relevanten Anwendungsgebieten (in Tonnen)	219
Tabelle 69:	Bestimmungsgrenzen wirtschaftlich verfügbarer Analysemethoden	221
Tabelle 70:	Evaluierungsergebnis Kriterium H im Überblick	223
Tabelle 71:	Überblick über in Deutschland zur Verfügung stehende Kapazitäten zur thermischen Abfallbehandlung relevanter Abfälle in 2010 (Quelle: [DESTATIS 2013b])	224
Tabelle 72:	Überblick über Zusammensetzung der Gesamtmengen zur derzeitigen Verwertung und Beseitigung HBCD-haltiger Abfälle	225
Tabelle 73:	Überblick über quantitative Veränderungen bei Verwertungs- und Beseitigungswegen in Abhängigkeit möglicher unterer POP Grenzwerte (HBCD).....	227
Tabelle 74:	Veränderung gegenüber der Gesamtkapazität der relevanten thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland in Abhängigkeit möglicher UPGW für HBCD	228
Tabelle 75:	Veränderung der Entsorgungswege bei bestimmten POP Grenzwerten (PCP).....	229
Tabelle 76:	Veränderung der Entsorgungswege bei bestimmten POP Grenzwerten (SCCP)	230
Tabelle 77:	Evaluierungsergebnis Kriterium E im Überblick.....	230
Tabelle 78:	Wirtschaftlichen Auswirkungen bei möglichen UPGW (HBCD)	231
Tabelle 79:	Wirtschaftlichen Auswirkungen bei möglichen UPGW (PCP)	233
Tabelle 80:	Wirtschaftlichen Auswirkungen bei möglichen UPGW (SCCP)	234
Tabelle 81:	Evaluierungsergebnis Kriterium W im Überblick.....	235
Tabelle 82:	Relevante Gesetzgebung und Informationsquellen bezüglich Grenzwerte HBCD	235

Tabelle 83:	Relevante Gesetzgebung und Informationsquellen bezüglich Grenzwerte PCN	236
Tabelle 84:	Internationale Gesetzgebung und Informationsquellen bezüglich Grenzwerte PCP	237
Tabelle 85:	Deutsche Gesetzgebung und Informationsquellen bezüglich Grenzwerte PCP	237
Tabelle 86:	Evaluierungsergebnis Kriterium GW im Überblick	238
Tabelle 87:	Überblick über verfügbare (P)NEC Werte für die relevanten Stoffe/Stoffgruppen	239
Tabelle 88:	Gegenüberstellung von (P)NEC Werten für Böden und Sedimente für die relevanten Stoffe/Stoffgruppen und typische Gehalte in Klärschlamm.....	240
Tabelle 89:	Ableitung eines Vorschlags für das Begrenzungskriterium Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen (UG)	240
Tabelle 90:	Überblick über wesentliche Expositionspfade für die relevanten Stoffe/Stoffgruppen (Quellen: GESTIS, BAUA und ILO)	241
Tabelle 91:	Informationen zur Arbeitsplatzexposition	242
Tabelle 92:	Ergebnis Begrenzungskriterium Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen (UG)	242
Tabelle 93:	Ergebnisse aus der vorläufigen Evaluierung der unteren und oberen Begrenzungskriterien für die ausgewählten Stoffe und Stoffgruppen (in mg/kg)	242
Tabelle 94:	Empfehlungen für Grenzwerte und Entsorgungswege im Überblick.....	245

Abkürzungsverzeichnis

ABANDA	Abfallanalysendatenbank des Landes Nordrhein-Westfalen
AbfRRL	Abfallrahmenrichtlinie (Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008)
AGW	Arbeitsplatzgrenzwert
AltholzV	Verordnung über Anforderungen an die Verwertung und Beseitigung von Altholz (Altholzverordnung - <i>AltholzV</i>) vom 15. August 2002 (BGBl. I S. 3302)
ASE	Beschleunigte Lösemittlextraktion (engl. Accelerated Solvent Extraction)
ASN	Abfallschlüsselnummer
BGW	Biologischer Grenzwert
CBA	Cost-Benefit Analysis
CP	Chlorierte Paraffine
DepV	Deponieverordnung vom 27. April 2009 (BGBl. I S. 900)
EAG	Elektroaltgeräte
ECHA	Europäische Chemikalienagentur
EGS	Ecosystem Goods and Services
E-PRTR	Europäisches Schadstofffreisetzungs- und –Verbringungsregister (engl. European Pollutant and Release Transfer Register)
EPS	Expandierter Polystyrol Hartschaum
ETD	Erlaubte Tagesdosis
EU POP-VO	Verordnung (EG) Nr. 850/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 29. April 2004 über persistente organische Schadstoffe
GESTIS	Gefahrstoffinformationssystem der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung
HBCD	Hexabromcyclododekan
HCBD	Hexachlorbutadien
HELCOM	Kommission zum Schutz der Meeresumwelt im Ostseeraum (engl. Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area)
HIPS	High Impact Polystyrol
IPA	Informationsportal Abfallbewertung
KSS	Kühlschmierstoffe
MRL	Minimal Risk Level
n.r.	nicht relevant
ODS	Ozonabbauende Substanzen (engl. Ozone Depleting Substances)
OPGW	Obere POP Grenzwerte nach Artikel 7(4)b der EU POP-VO
PBDD/F(s)	Polybromierte Dioxine/Furane
PBT	Persistent, bioakkumulativ und toxisch
PCB(s)	Polychlorierte Biphenyle

PCDD/F(s)	Polychlorierte Dioxine/Furane
PCN(s)	Polychlorierte Naphthaline
PCP	Pentachlorphenol
PD	Polymerdispersion
PER	Tetrachlorethen
(P)NEC	(Predicted) No Effect Concentration
POP(s)	Persistenter organischer Schadstoff (engl. Persistent Organic Pollutants); im Plural POPs
PS	Polystyrol
PS-E	Polystyrol, expandiert (Überbegriff für Polystyrol Hartschäume welcher EPS und XPS umfasst)
PUR	Polyurethan
PVC	Polyvinylchlorid
REACH	Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 (REACH-Verordnung)
SCCP	Kurzkettige chlorierte Paraffine (engl. Short Chain Chlorinated Paraffins)
SVHC	Besonders besorgniserregende Stoffe (engl. Substance of Very High Concern)
TETRA	Tetrachlormethan
TM	Trockenmasse
TRI	Trichlorethen
TS	Trockensubstanz
UBA	Umweltbundesamt
UFOPLAN	Umweltforschungsplan
UPGW	Untere POP Grenzwerte nach Artikel 7(4)a der EU POP-VO
UTD	Untertagedeponie
WDVS	Wärmedämmverbundsystem
XPS	Extrudierter Polystyrol Hartschaum

Anmerkung:

Neben den im Abkürzungsverzeichnis erläuterten Abkürzungen enthält der Bericht weitere übliche Abkürzungen wie z.B. für Einheiten (mg, kg, t, ppm, ppb, etc.).

1 ppm = 1 mg/kg = 0,0001%;

1 ppb = 1 µg/kg = 0,0000001%

Zusammenfassung

Hintergrund und Ziele

Persistente organische Schadstoffe (engl. Persistent Organic Pollutants, kurz POPs) sind chemische Substanzen, die nach ihrer Freisetzung lange in der Umwelt verbleiben und über Nahrungsketten – insbesondere im Fettgewebe – stark akkumulieren und so schließlich Konzentrationen erreichen, die schädliche Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt haben. POPs haben darüber hinaus das Potential zum weiträumigen Transport und können sich über Luft und Meeresströmungen weltweit verbreiten.

Das Stockholmer Übereinkommen und das POP-Protokoll zum Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung sind dynamische Instrumente, deren Substanzlisten ständig erweitert werden. Fünf Stoffe bzw. Stoffgruppen sind derzeit als sogenannte POP-Kandidaten zur Aufnahme in das Stockholmer Übereinkommen vorgeschlagen bzw. wurden im Mai 2013 aufgenommen (HBCD):

- ▶ Hexabromcyclododekan (HBCD),
- ▶ Hexachlorbutadien (HCBD),
- ▶ Polychlorierte Naphthaline (PCN),
- ▶ Pentachlorphenol (PCP) und
- ▶ Kurzkettige Chlorierte Paraffine (SCCP).

Erklärtes politisches Ziel europäischer und nationaler Abfallpolitik ist einerseits die Förderung der Kreislaufwirtschaft zur Schonung der natürlichen Ressourcen, andererseits zielt die Abfallpolitik genauso auch auf die Sicherstellung des Schutzes von Mensch und Umwelt bei der Bewirtschaftung von Abfällen. Die Vorgaben zur Zulässigkeit von Beseitigungsmaßnahmen im Rahmen der Abfallhierarchie verdeutlichen den grundsätzlich gewollten Ausgleich beider Ziele: Dort, wo Recycling letztlich zu einem aus Umwelt- und Gesundheitsperspektive unerwünschten Kreislauf von Schadstoffen führt und damit die Vorteile der Ressourcenschonung überwiegen, gilt der hierarchische Vorrang des Recyclings nicht. Dort können und sollen Abfälle bzw. die darin enthaltenen Schadstoffe im Sinne des Umwelt- und Gesundheitsschutzes aus dem Wirtschaftskreislauf ausgeschleust werden.

Das Spannungsverhältnis zwischen den beiden dargestellten grundsätzlichen Zielen der Abfallpolitik ist speziell im Bereich des Gehalts von POPs in Abfällen sowie Gemischen und Erzeugnissen als Ergebnis von Recyclingprozessen, namentlich durch Festlegung von schadstoffspezifischen Grenzwerten auszugleichen. Diese Grenzwerte haben dem Gebot der Verhältnismäßigkeit genauso zu entsprechen wie dem umweltpolitischen Vorsorgeprinzip. Dabei ist für eine sachgerechte Festlegung der Grenzwerte essentiell, dass eine solide Fakten- und Datenbasis für jeden einzelnen Schadstoff existiert. Das rechtliche Instrument hierzu sind die Anhänge der EU POP-Verordnung.

Vor diesem Hintergrund ist das Ziel des Vorhabens,

- ▶ Daten über das Vorkommen der fünf POP-Kandidatenstoffe/-stoffgruppen in relevanten Abfällen und Recyclingprodukten zu erheben;
- ▶ eine Abschätzung über die Mengen an POPs/POP-Kandidatenhaltigen Recyclingstoffen vorzunehmen, die im Wirtschaftskreislauf verbleiben; und
- ▶ auf Grundlage der Daten, Vorschläge für die Grenzwerte des Anhangs IV der POP-Verordnung sowie für bestimmte Entsorgungswege abzuleiten, die einerseits eine möglichst weitgehende Ausschleusung von Schadstoffen gewährleisten und andererseits umweltgerechte Recyclingprozesse ermöglichen.

Herangehensweise/Methodik

Herangehensweise

Nach einer Recherche zum möglichen Vorkommen der POP-Kandidaten in Erzeugnissen und Abfällen wurden gezielte Laboranalysen zur Verbesserung der bestehenden Datengrundlage durchgeführt. Im Anschluss wurden Vorkommen und Verbleib der relevanten Stoffe und Stoffgruppen in Deutschland auf einer möglichst umfassenden und präzisen Datengrundlage geschätzt und es wurde dargestellt, welche Risiken von den aus diesen Erzeugnissen entstandenen Abfällen und Recyclingprodukten ausgehen. Für die einzelnen Stoffe/Stoffgruppen wurden Vorschläge für Grenzwerte nach Anhang IV der POP-Verordnung abgeleitet und Empfehlungen für geeignete Entsorgungswege und Behandlungstechnologien gegeben.

Es wurden umfangreiche Recherchen durchgeführt, um die Datengrundlagen zum Vorkommen der relevanten Substanzen in Erzeugnissen und Abfällen zu erheben. Im Rahmen der Recherchen wurden Stoff- und Massenflüsse auf Grundlage der verfügbaren Informationen erstellt. Zu diesem Zweck wurden für alle Stoffe/Stoffgruppen folgende Informationen soweit verfügbar analysiert:

- ▶ Chemische Charakterisierung
- ▶ Gesetzlicher Hintergrund
- ▶ Herstellung und Trends
- ▶ Verwendung und Trends
- ▶ Auswahl relevanter Anwendungsbereiche (in welchen Anwendungsbereichen wird der Stoff/Stoffgruppe in erheblichen Mengen eingesetzt/generiert)
- ▶ Detailinformationen zu ausgewählten Anwendungsbereichen

Die Recherchen fokussierten auf die Anwendungen/Produkte/Abfälle, in denen das Vorkommen der relevanten Stoffe/Stoffgruppen aufgrund der Literatursauswertung zu erwarten ist und/oder wo ein besonders großer Eintrag in die Umwelt zu erwarten ist.

Aufbauend auf den Ergebnissen der Recherchen wurden in enger Abstimmung mit dem Umweltbundesamt (UBA) spezifische Erzeugnisse/Abfälle/Recyclate zu den fünf Stoffen/Stoffgruppen ausgewählt und ein entsprechender Probenbeschaffungs- und Analysenplan erstellt. Die analytischen Messungen und Laboruntersuchungen erfolgten gezielt bei Erzeugnissen, Abfällen und Recyclingprodukten, um gezielt Wissenslücken zu schließen. Es wurden insgesamt 45 analytische Messungen durchgeführt, um das Vorhandensein der relevanten Stoffe/Stoffgruppen in Erzeugnissen, Abfällen sowie Recyclingprodukten zu prüfen und zu quantifizieren.

Im Bericht werden die angewandten sowie verfügbare Analyseverfahren und Untersuchungsparameter eingehend beschrieben, sowie die Ergebnisse der Laboranalysen vor dem Projekthintergrund diskutiert.

Die Ergebnisse der Analysen und weitere Recherchen dienten dazu, die Daten aus der Vorrecherche zu erweitern und zu präzisieren. Anhand von präzisierten Stoff- und Massenflüssen und zusätzlichen Informationen zum Vorkommen der POP-Kandidaten in Produkten und Abfällen und deren Behandlung wurde eine Übersicht erstellt, in welchen Bereichen die Stoffe/Stoffgruppen typischerweise vorkommen und welche Risiken aus entsprechenden Abfällen und Recyclingprodukten ausgehen. Die Gebrauchsdauer der Artikel und die derzeit praktizierten Entsorgungswege wurden dabei berücksichtigt.

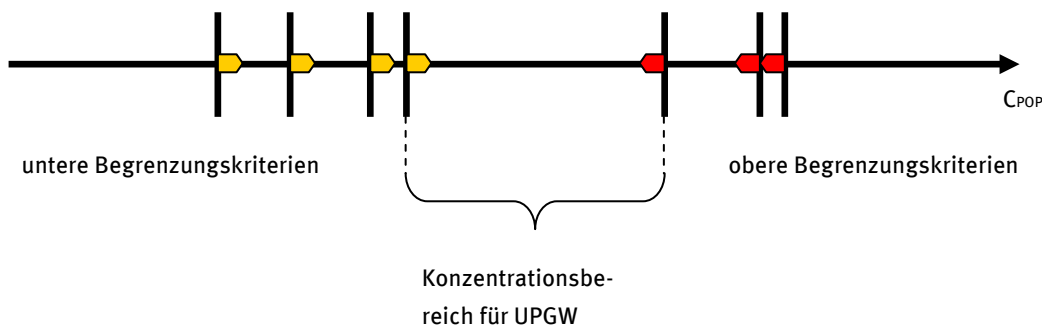
Ableitung von Grenzwertvorschlägen nach Artikel 7(4)a der POP-Verordnung, Entsorgungswege und Behandlungstechnologien

Auf der Grundlage der vorhergehenden Arbeiten wurden Art und Menge der derzeit im Wirtschaftskreislauf befindlichen und in Zukunft verbleibenden Mengen an POP-haltigen Materialströmen abgeschätzt. Für die jeweiligen Stoffe/Stoffgruppen wurden Vorschläge für Grenzwerte nach Anhang IV der POP-Verordnung abgeleitet, die einerseits eine möglichst weitgehende Ausschleusung von Schadstoffen gewährleisten und andererseits umweltgerechte Recyclingprozesse ermöglichen.

Abfälle mit einem POP-Gehalt oberhalb des unteren POP Grenzwerts (UPGW) unterliegen den Vorschriften des Stockholmer Übereinkommens zur Zerstörung oder unumkehrbaren Umwandlung nach Artikel 6. 1. (d) (ii). Abfälle unterhalb des UPGW unterliegen sonstigen einschlägigen Rechtsvorschriften zur Beseitigung oder Verwertung von Abfällen. Erwägungen zum Umwelt- oder Gesundheitsschutz etc. sind ggfs. dort zu berücksichtigen.

Die Methode zur Ableitung von Grenzwerten beruht darauf, den Konzentrationsbereich eines möglichen Grenzwerts für jede der zu untersuchenden Substanzen, anhand verschiedener Kriterien nach unten und oben zu begrenzen. Ein Teil dieser Kriterien, wirkt dabei (z.B. durch die Bestimmungsgrenze analytischer Verfahren) nach unten begrenzend, der andere Teil der Kriterien (z.B. durch die möglichen Auswirkungen auf Umwelt und Gesundheit) nach oben begrenzend. Abbildung 1 stellt die Einschränkung der Bandbreite für UPGW durch untere und obere Begrenzungskriterien grafisch dar:

Abbildung 1: Eingrenzung des Konzentrationsbereichs für UPGW durch untere und obere Begrenzungskriterien



Für jede Substanz ist ein Grenzwert innerhalb des eingegrenzten Konzentrationsbereichs möglich. Damit soll einerseits erreicht werden, dass der Grenzwert unter Berücksichtigung der verfügbaren Daten realistisch implementierbar ist, andererseits die menschliche Gesundheit und die Umwelt aber auch möglichst weitgehend vor persistenten organischen Schadstoffen geschützt werden.

Um die Bandbreite möglicher Grenzwerte für jede Substanz einzuschränken, werden vier untere sowie zwei obere Begrenzungskriterien herangezogen. Die Optionen für UPGWs ergeben sich dann aus der Zusammenführung der innerhalb aller Einzelkriterien jeweils ermittelten Grenzwerte.

Untere Begrenzungskriterien:

- ▶ **(A) Analyseverfahren:** Grenzwerte sollen analytisch kontrollierbar sein
- ▶ **(H) Hintergrundkontamination:** Grenzwerte sollen oberhalb von bestehenden Hintergrundkontaminationen in der Umwelt liegen
- ▶ **(BV) Beseitigungs- und Verwertungskapazitäten:** Grenzwerte sollen so liegen, dass für die erforderliche Verwertung und Beseitigung benötigten (neuen) Entsorgungswege und Kapazitäten realistisch verfügbar sind
- ▶ **(W) Wirtschaftliche Auswirkungen:** Grenzwerte sollen so liegen, dass erforderliche zusätzliche Entsorgungskosten wirtschaftlich vertretbar sind

Obere Begrenzungskriterien:

- ▶ **(GW) Grenzwerte:** Grenzwerte sollen nicht im Widerspruch zu bestehenden Grenzwerten stehen
- ▶ **(UG) Mögliche Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen:** Grenzwerte sollen so liegen, dass mögliche Auswirkungen auf Umwelt und Gesundheit vermieden werden

Im Bericht erfolgt eine ausführliche Evaluierung der unteren und oberen Begrenzungskriterien, die es ermöglicht, den Bereich für den UPGW für die jeweiligen Stoffe/Stoffgruppen konkret einzugrenzen.

Material- und Stoffflüsse

Hexabromcyclododekan (HBCD)

Derzeit wird HBCD innerhalb der EU ausschließlich in den Niederlanden hergestellt mit einer Jahresproduktion von rund 6.000 t. HBCD wird außerdem in die EU sowie nach Deutschland als Chemikalie, in Zubereitungen und in flammgeschützten Artikeln im- und exportiert. In Deutschland wird HBCD nicht hergestellt.

Global wird HBCD seit den 1960er Jahren verwendet. HBCD wurde in vier relevanten Produkttypen in erheblichen Mengen eingesetzt.

In Deutschland ist die einzige verbleibende Anwendung, in der erhebliche Mengen an HBCD eingesetzt werden, die Verwendung für EPS und XPS im Baubereich. Schätzungen zufolge dürften die verwendeten Mengen in 2012 bei ca. 2.700 t liegen. Seit 2013 wird HBCD auch in dieser Anwendung substituiert und soll bis August 2015 vollständig ersetzt werden. In HIPS (High Impact Polystyrol) im Elektrobereich findet aktuell keine Verwendung mehr statt. Im Textilbereich wurde die Verwendung 2007 eingestellt.

Auf Grundlage früherer, aktueller und prognostizierter Verwendungsmengen und Emissionen lässt sich schätzen, welche HBCD Mengen bereits als Abfall angefallen sind bzw. künftig als Abfall anfallen werden. Berechnungen und Abschätzungen für Deutschland zeigen, dass der weitaus größte Anteil HBCD-haltigen Abfalls erst in Zukunft anfallen wird. Insbesondere sind hier die Anwendung im Baubereich, mit vergleichsweise hohen Verwendungsmengen und sehr langen Produktlebenszeiten, entscheidend. In anderen EPS und XPS relevanten Anwendungen, die vom Verpackungsbereich dominiert werden, wird HBCD in Deutschland bereits nicht mehr eingesetzt. Aufgrund der kurzen Produktlebensdauer in diesem Bereich könnte HBCD hier möglicherweise durch Importe nach Deutschland in Abfallströme gelangen. Ähnliches gilt für die Verwendung von HBCD in HIPS für den Elektrobereich. Es liegen keine konkreten Informationen vor, dass HBCD hier noch verwendet wird.

Es ist davon auszugehen, dass HBCD in Deutschland schon seit 2007 nicht mehr im Textilbereich eingesetzt wird. Bereits in den Jahren davor sind die Verwendungsmengen zurückgegangen. Entsprechende Produkte dürften daher im Abfall mittelfristig von sehr begrenzter Relevanz sein.

Abschätzungen zum Aufkommen von HBCD-Mengen in Abfällen verdeutlichen, dass die überwiegende Menge des verwendeten HBCDs noch in Produkten im Umlauf ist und in Zukunft in die Abfallströme gelangen wird (siehe Tabelle 1). Insbesondere gilt das für EPS- und XPS-Schäume, die im Baubereich eingesetzt wurden: einerseits aufgrund ihrer hohen Lebensdauer (50 +/- 25 Jahre) und andererseits aufgrund der hohen Verwendungsmengen von HBCD für diesen Bereich (bis 2015 insgesamt über 60.000 t).

Aufgrund durchschnittlicher Konzentrationen von HBCD in relevanten Produkten lassen sich die entsprechenden Abfallmengen darstellen:

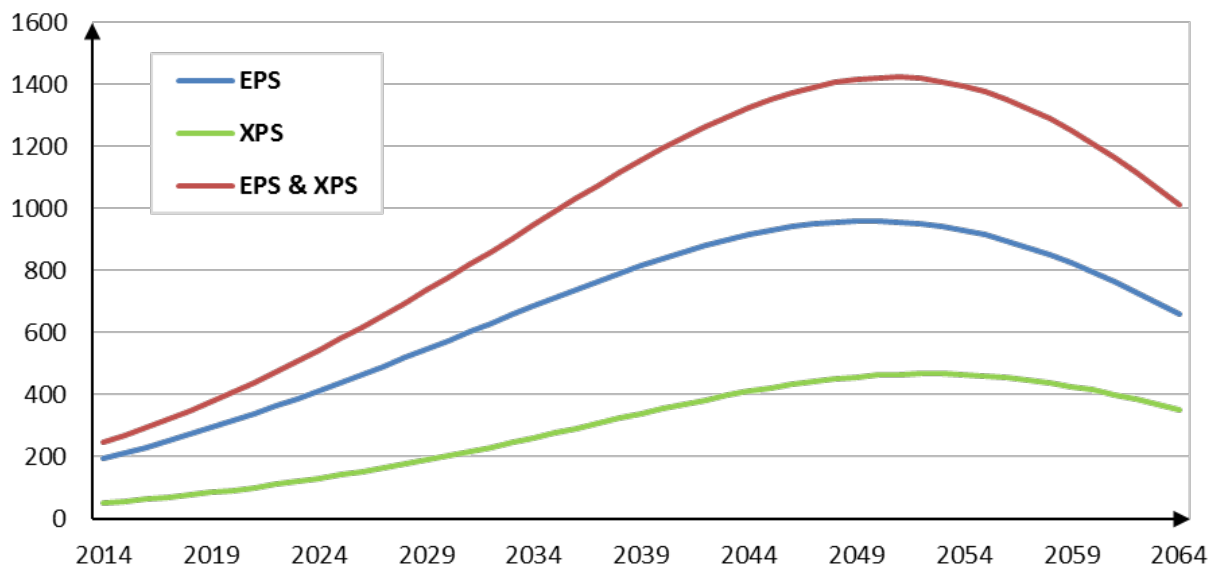
Tabelle 1: Kumulierte HBCD-haltige Abfallmengen aus den geschätzten Verwendungsmengen (in Tonnen) für die relevanten Anwendungen

Abfälle	Menge HBCD in Abfällen (in t)	HBCD Konzentration (in %)	Abfallmenge (in t)	Anfall nach 2012 (in t)	Anfall bis 2012 (in t)
EPS Produkte Bau	42.829	0,70	6.118.429	5.921.665	196.764
XPS Produkte Bau	19.102	1,5	1.273.470	1.252.026	21.444
EPS/XPS andere	3.719	0,70*	531.286	0	531.286
HIPS Produkte	1.306	4,00*	32.650	16.200	16.450
Textilien	4.114	8,00*	51.425	11.563	39.863
Summen	71.070		8.007.259	7.201.453	805.806

* aktuell keine Verwendung mehr

Die mit Abstand größten HBCD Abfallmengen werden künftig aus dem Baubereich anfallen (siehe Abbildung 2). Je nach Lebensdauer behandelter Produkte und dem Zeitpunkt des Einsatzes lässt sich schätzen, wie sich der jährliche Anfall an HBCD im Laufe der Zeit verändert und in welchen Mengen HBCD in entsprechenden Abfällen in Zukunft anfallen wird. Eine Abschätzung für den jährlichen Anfall von HBCD in EPS und XPS Abfällen aus dem Baubereich ist in der folgenden Abbildung grafisch dargestellt.

Abbildung 2: Abschätzung des künftigen jährlichen Anfalls (in t) von HBCD in EPS und XPS Abfällen aus dem Baubereich von 2014 bis 2064



Selbst wenn HBCD nicht mehr eingesetzt wird, kann das Vorkommen der entsprechenden Produkte in den Abfallströmen je nach Lebensdauer noch lange in der Zukunft von Bedeutung sein. Die Bedeutung von EPS/XPS Anwendungen außerhalb des Baubereichs, HIPS im Elektrobereich und Polymerdispersionen im Textilbereich ist allerdings irrelevant bzw. vergleichsweise gering, verglichen mit den EPS/XPS Anwendungen im Baubereich.

Die Schlussfolgerungen aufgrund der Projektergebnisse zeigen, dass HBCD insbesondere aus EPS und XPS Materialien aus dem Baubereich relevant ist (siehe Tabelle 2).

Hexachlorbutadien (HCBD)

Anthropogene Quellen von HCBD sind die gezielte Produktion, die unbeabsichtigte Herstellung sowie Abfälle aus historischen Anwendungen. Es gibt keine natürlichen Quellen für die Entstehung von HCBD. Seit Ende der 1970er Jahre wird HCBD in Europa weder gezielt hergestellt noch verwendet.

In der Vergangenheit wurde HCBD zu unterschiedlichen Zwecken verwendet. HCBD kann als unerwünschtes Nebenprodukt bei der Synthese von chlororganischen Verbindungen, bei Verbrennungsprozessen oder der Produktion von Magnesium unbeabsichtigt entstehen.

In Deutschland wurde HCBD zu keiner Zeit gezielt hergestellt. Allerdings sind Ende der 70er Jahre etwa 4.500 t/a HCBD als Nebenprodukt der Niederdruck-Chlorolyse zur Herstellung von Tetrachlorethen (PER) oder Tetrachlormethan (TETRA) angefallen.

Unabhängig von historischen Anwendungen und Freisetzen von HCBD erscheint heutzutage die unbeabsichtigte Herstellung von HCBD als größte Emissionsquelle.

Möglicherweise relevante Vorkommen wurden untersucht. Die Projektergebnisse lassen schlussfolgern, dass HCBD in Deutschland in Produkten, Abfällen und Recyclaten keine relevante Bedeutung hat (siehe Tabelle 2).

Polychlorierte Naphthaline (PCN)

Bis in die 1970er Jahre wurden PCN als „High Production Volume“ Chemikalie hergestellt. Seit 1989 werden in Deutschland keine PCN mehr produziert. PCN wurden in der Vergangenheit in unterschiedlichen Anwendungen eingesetzt, sie können aber auch unerwünscht bei verschiedenen thermischen Prozessen entstehen. Verbrennungsprozesse, insbesondere die Abfallverbrennung, werden als die wichtigsten aktuellen Quellen erachtet. Man geht davon aus, dass PCN unter ähnlichen Bedingungen wie Dioxine und Furane entstehen.

Möglicherweise relevante Vorkommen wurden untersucht. Aufgrund der Projektergebnisse lässt sich schließen, dass PCN in Deutschland in Produkten, Abfällen und Recyclaten keine relevante Bedeutung hat (siehe Tabelle 2).

Pentachlorphenol (PCP)

Über die aktuelle globale Produktion von PCP lassen sich keine genauen Angaben machen. In 1981 wurden etwa 90.000 t PCP weltweit hergestellt. Aktuelle Literaturangaben zufolge wird in der gesamten UNECE-Region PCP nur noch in den USA produziert. In 2011 wurden weltweit etwa 10.000 t PCP hergestellt. In Deutschland wurde die Herstellung in 1985/86 eingestellt.

PCP fand Einsatz in der phenolischen Form (PCP), als Salz (Natriumpentachlorphenolat, NaPCP) und als Ester (Pentachlorphenollaurylester, PCPL). Aufgrund hervorragender bakterizider und fungizider Eigenschaften eignen sich PCP und seine Derivate für eine Reihe unterschiedlicher Anwendungsgebiete. Es wurde in erster Linie für den Holz- und Bautenschutz und die Schnittholzbehandlung verwendet, aber auch für Textil- und Lederimprägnierung sowie zur Zellstoff-, Papier- und Pappeherstellung. PCP wurde zudem in Fugendichtungsmitteln, Spachtel- und Vergussmassen, Klebern, Lacken und Farben eingesetzt.

Die industrielle Holzimprägnierung wird als die einzige, noch aktuelle Verwendung, in der gesamten UNECE-Region aufgeführt. In Deutschland wurde PCP hauptsächlich für die Holzimprägnierung (ca. 61% in 1983) und zur Behandlung von Spezialtextilien eingesetzt (ca. 13% in 1983). Die Verwendung von PCP in Deutschland wurde jedoch bereits in 1989 eingestellt.

In Deutschland wurde in 1979 etwa 500 t PCP verbraucht. Im Gegensatz zur EU ging der PCP Verbrauch schon Anfang der 80er Jahre deutlich nach unten. In 1983 beispielsweise wurde nur noch die Hälfte der Gesamtmenge von 1979 verbraucht und zwei Jahre später nur noch etwa 80 t PCP. Der Hauptanteil der PCP Gesamtmenge wurde zur Imprägnierung von Holz verwendet.

Aufgrund der z.T. sehr hohen Lebensdauer von imprägnierten Holzprodukten, insbesondere im Baubereich, ist davon auszugehen dass PCP behandelte Hölzer weiterhin als Abfall anfallen und in den nächsten Jahren entsorgt werden müssen. PCP tritt beispielsweise im Rahmen des Vollzuges immer noch als Problemstoff im Zusammenhang mit dem Recycling von Bauabfällen auf.

Möglicherweise relevante Vorkommen wurden untersucht. Aufgrund der Projektergebnisse lässt sich schließen, dass PCP in Deutschland in Abfällen (möglicherweise auch in Recyclaten) eine relevante Bedeutung hat (siehe Tabelle 2).

Kurzkettige chlorierte Paraffine (SCCP)

Die hergestellten und verwendeten SCCP Mengen gingen in Deutschland, ähnlich wie in der gesamten EU in den letzten Jahren deutlich nach unten, insbesondere nach dem Inkrafttreten der EU-Richtlinie 2002/45/EG und der damit verbundenen Anwendungsbeschränkung für die zwei wichtigsten Anwendungsgebiete von SCCP in Deutschland (ca. 74% des deutschen Gesamtverbrauchs wurden in der Metallbearbeitung und zum Fetten von Leder eingesetzt).

Angaben zur derzeitigen Produktion von SCCP und verfügbaren Produktionskapazitäten in der EU sind nur beschränkt verfügbar. Es ist daher davon auszugehen, dass nur noch ein Hersteller SCCP in größeren Mengen herstellt (>1.000 t pro Jahr). Aufgrund geringer Nachfrage, besonders in den letzten Jahren, ist nicht klar ob weitere Hersteller noch SCCP auf den Europäischen Markt bringen. In Deutschland werden SCCP seit Mitte der 90er Jahre nicht mehr hergestellt. Importe von SCCP und anderen Chlorparaffinen können nicht grundsätzlich ausgeschlossen werden.

SCCP kommen in Deutschland, wie auch in der gesamten EU in unterschiedlichsten Verwendungen zum Einsatz. Aktuellen Literaturangaben zufolge werden SCCP z.B. als Weichmacher, Bindemittel, Flammenschutzmittel und in Kunststoffen, Lacken und Farben, Gummierzeugnissen, Papier, Textilien, Fugen und Dichtungsmassen und Klebern angewandt. Der aktuelle SCCP Verbrauch in Deutschland kann grob auf etwa 85 t/a geschätzt werden.

Die derzeit wichtigsten Einsatzgebiete für SCCP sind als Flammenschutzmittel für in Förderbändern in der mineralgewinnenden Industrie verwendeten Gummi (ca. 26 t) und die Verwendung als Weichmacher und Flammenschutzmittel in Dichtungsmassen für die Bauindustrie (ca. 38 t). Die EU Kommission schlägt jedoch vor, den Anhang I der POP-Verordnung an den technischen Fortschritt anzupassen, d.h. die genannten Verwendungen aus dem Anhang der Verordnung zu entfernen. Ob und wann dies umgesetzt werden soll steht derzeit noch nicht fest. Grundsätzlich ist zu erwarten, dass die Verwendung von SCCP eingestellt werden wird und die jährlich anfallenden Abfallmengen zunehmend sinken werden. Für beide Verwendungen gibt es mittlerweile geeignete Alternativen auf dem Markt. Einige Firmen konnten SCCP bereits erfolgreich substituieren.

Möglicherweise relevante Vorkommen wurden untersucht. Aufgrund der Projektergebnisse lässt sich schließen, dass SCCP in Deutschland in Abfällen und möglicherweise auch in Recyclaten eine relevante Bedeutung haben (siehe Tabelle 2).

Relevante Produkte, Abfälle, Recyclate

Übersicht über relevante Bereiche

Anhand der Stoff- und Massenflüsse und zusätzlicher Informationen zu Vorkommen in Produkten und Abfällen zeigt Tabelle 2, in welchen Bereichen die Stoffe/Stoffgruppen typischerweise vorkommen und möglicherweise relevante Risiken verursachen können.

Tabelle 2: Übersicht über POPs, relevante Bereiche und entsprechende Mengen der Stoffe/Stoffgruppen in Produkten, Abfällen und Emissionen (in Deutschland in 2012); hervorgehobene Bereiche werden in der Risikoabschätzung berücksichtigt.

Potentieller Quellsektor	Substanz	Einschätzung der Relevanz im Projektzusammenhang	Emission (t/a)	Produkt (t/a)	Abfall (t/a)
<i>Aufgeschäumtes Polystyrol (EPS) für die Bauindustrie</i>	HBCD	Bis 2015 hohe Relevanz in Produkten und künftig aufgrund der hohen Lebensdauer über viele Jahrzehnte in Abfällen (ca. 161 t HBCD/a in 2012; ca. 960 t HBCD/a um 2050)	n.r.	1.708	161
<i>Extrudiertes Polystyrol (XPS) für die Bauindustrie</i>	HBCD	Bis 2015 hohe Relevanz in Produkten und künftig aufgrund der hohen Lebensdauer über viele Jahrzehnte in Abfällen	n.r.	979	41
EPS/XPS außerhalb der Baubranche	HBCD	Aktuell in Produkten nicht mehr relevant; Auch in Abfällen aufgrund begrenzter Lebensdauer der Produkte nicht mehr relevant	n.r.	0	0,4
<i>High Impact Polystyrol (HIPS) für Elektro- und Elektronikgeräte</i>	HBCD	Aktuell nicht mehr relevant in Produkten; früher Verwendung im Elektrobereich; Importe könnten für Abfälle eine gewisse Rolle spielen.	n.r.	0	70
<i>Polymerdispersionen für Textilien</i>	HBCD	Seit 2007 nicht mehr relevant in Produkten	n.r.	0	290
Klärschlamm	HBCD	Nicht relevant	n.r.	n.r.	0,1
Verbrennungsrückstände Abfallverbrennung	HBCD	Nicht relevant	n.r.	n.r.	0,01
Produkte aus historischen Anwendungen	HCBD	Nicht relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Unbeabsichtigte Entstehung - Produktion von chlororganischen Verbindungen	HCBD	Nicht relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Unbeabsichtigte Entstehung – Verbrennungsprozesse Abfall	HCBD	Nicht relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Unbeabsichtigte Entstehung - Kunststoffherstellung	HCBD	Nicht relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Klärschlamm	HCBD	Nicht relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Frühere Verwendung in diversen Bereichen	PCN	Nicht relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Elektrobereich	PCN	Nicht relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Abfallverbrennung	PCN	Nicht relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Sekundäre Kupferherstellung	PCN	Möglicherweise relevant			

Potentieller Quellsektor	Substanz	Einschätzung der Relevanz im Projektzusammenhang	Emission (t/a)	Produkt (t/a)	Abfall (t/a)
lung					
Sekundäre Aluminiumherstellung	PCN	Nicht relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Chlor-Alkali Elektrolyse	PCN	Nicht relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Holzimprägnierung	PCP	Relevanz in Abfällen und evtl. auch in recycelten Erzeugnissen	n.r.	n.r.	140
Textilindustrie	PCP	Im Vergleich zu Holzimprägnierung von untergeordneter Relevanz	n.r.	n.r.	«
Metall- und Lederbearbeitungsmittel	SCCP	Nicht relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Gummiindustrie	SCCP	Relevanz in Produkten, Abfällen und evtl. auch in recycelten Erzeugnissen	n.r.	26	176
Dicht- und Klebstoffe	SCCP	Relevanz in Produkten und Abfällen	n.r.	38	66
Farben und Lacke	SCCP	Nicht relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Textilindustrie	SCCP	Langlebige Textilprodukte aus Militärbeständen könnten noch eine Rolle spielen	n.r.	n.r.	«
Lederindustrie	SCCP	Nicht relevant	n.r.	n.r.	n.r.
PVC und andere Kunststoffe	SCCP	Nicht relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Spezialpapiere	SCCP	Nicht relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Sekundärquelle (Klärschlamm)	SCCP	Nicht relevant	n.r.	n.r.	n.r.

Risikoabschätzung

Die als relevant identifizierten Bereiche wurden einer Risikoabschätzung unterzogen. Bei der Risikoabschätzung wurden insbesondere folgende Fragen berücksichtigt:

1. Sind die nach Anhang V, Teil 1 der EU POP-Verordnung erlaubten Beseitigungs- und Verwertungsverfahren (D9, D10, R1, R4) geeignet, die relevanten Stoffe/Stoffgruppen zu zerstören oder unumkehrbar umzuwandeln?
2. Führen die entsprechenden Prozesse möglicherweise zur Neubildung von POPs?
3. Verursachen Beseitigung oder Verwertung möglicherweise eine Umwelt- oder Gesundheitsgefährdung? Eine Emission von signifikanten POP Mengen in die Umwelt wird grundsätzlich als Risiko betrachtet.

Im Bericht werden mögliche Risiken identifiziert sowie mögliche Maßnahmen zur Risikominimierung diskutiert und als Entscheidungsgrundlage für die Empfehlungen für Grenzwerte und Entsorgungswege herangezogen.

Szenarien und Prognosen

Als wesentliche Entscheidungsgrundlage für die Ableitung von Grenzwerten und Entsorgungswegen, wurden Szenarien anhand typischer Konzentrationen der Stoffe/Stoffgruppen in relevanten Abfallfraktionen und Produktkategorien sowie den innerhalb der einzelnen Anwendungen angefallenen Abfallmengen zur Betroffenheit von Abfällen bei möglichen unteren POP Grenzwerten erstellt.

Zudem wurden Prognosen auf Grundlage aktuell und historisch eingesetzter Mengen der relevanten Stoffe/Stoffgruppen und typischer Konzentrationen in relevanten Produkten und Abfällen gemacht. Die Prognosen stellen insbesondere eine Abschätzung des zukünftigen jährlichen Anfalls der Stoffe/Stoffgruppen in den relevanten Anwendungsgebieten dar. Die Länge des Prognosezeitraums hängt von der vorhersehbaren Einsatzdauer der Stoffe und der Gebrauchsdauer der relevanten Produkte ab.

Die Szenarien und Prognosen sind im Bericht ausführlich dargestellt.

Evaluierung der unteren und oberen Begrenzungskriterien

Tabelle 3 zeigt die Ergebnisse aus der Evaluierung der unteren und oberen Begrenzungskriterien für die ausgewählten Stoffe und Stoffgruppen. Die Tabelle stellt insbesondere in Verbindung mit den Stoffflüssen und der Risikoabschätzung eine wesentliche Diskussionsgrundlage für die Empfehlung von UPGW und geeignete Entsorgungswege dar.

Tabelle 3: Ergebnisse aus der Evaluierung der unteren und oberen Begrenzungskriterien für die ausgewählten Stoffe und Stoffgruppen

	HBCD	HCB	PCN	PCP	SCCP
Untere Begrenzungskriterien (mg/kg)					
(A) Analyseverfahren	1,0	0,1	0,1	0,1	1,0
(H) Hintergrundkontamination	0,1	0,1	1,0	1,0	1,0
(BV) Beseitigungs- und Verwertungs-kapazitäten	10	0,1	0,1	0,1	1,0
(W) Wirtschaftliche Auswirkungen	1.000/ 100 (1)	0,1	0,1	0,1	1.000/ 100 (2)
Obere Begrenzungskriterien (mg/kg)					
(GW) Grenzwerte	1.000	100	10	100	10.000
(UG) Mögliche Umwelt- und Gesund- heitsauswirkungen	1.000	200	100	100	18.000

(1) Möglich falls die Schredderleichtfraktion aus der Altautoverwertung üblicherweise unter 100 mg HBCD pro kg liegt

(2) 100 mg/kg möglich falls der SCCP haltige Gummiabfall abgetrennt und separat behandelt werden kann

Empfehlungen für Grenzwerte und Entsorgungswege

Auf der Grundlage der Ergebnisse des Forschungsvorhabens lassen sich Empfehlungen für Grenzwerte und Entsorgungswege ableiten. Diese sollen einerseits eine möglichst weitgehende Ausschleusung von Schadstoffen gewährleisten und andererseits umweltgerechte Recyclingprozesse ermöglichen.

Die Empfehlungen betreffen den in Deutschland relevanten unteren POP-Grenzwert („UPGW“). Es handelt sich dabei um die Konzentrationsgrenze gemäß Artikel 7(4)a der EU POP-Verordnung.

Im Bericht sind die Empfehlungen ausführlich diskutiert. In Tabelle 4 sind Grenzwertvorschläge für UPGW sowie Empfehlungen für Verwertungs- und Beseitigungswege für die fünf ausgewählten Stoffe/Stoffgruppen zusammengefasst.

Tabelle 4: Empfehlungen für Grenzwerte und Entsorgungswege im Überblick

HBCD – Vorschlag möglicher UPGW: 100 – 1.000 mg/kg	
Bereich	Empfehlung
Werkstoffliche Verwertung HBCD-freie EPS/XPS Produkte	Grundsätzlich sollte bei werkstofflicher Verwertung die Vermischung HBCD-haltigen Materials mit HBCD-freiem Material (z.B. EPS Verpackungsmaterial) zur stofflichen Verwertung für nicht HBCD-haltige Produkte vermieden werden. Möglichst weitgehend getrennte Sammlung und Behandlung von EPS Dämmstoffen und EPS Verpackungsabfällen.
Energetische Verwertung EPS/XPS Dämmmaterialien	Verbrennung in nach dem Stand der Technik ausgerüsteten Müllverbrennungsanlagen (MVAn) unter fachmännischer Mischung im Bunker der MVAn. Vermeidung von Staubbildung beim Umgang mit den Dämmmaterialien. Unter Umständen kann es sinnvoll sein, persönliche Schutzmaßnahmen (Atemmasken) zu ergreifen, um die mögliche Inhalation von HBCD-haltigem Staub zu vermeiden.
Deponierung EPS/XPS	Minimierung der Deponierung durch eine möglichst weitgehende Abtrennung bei Abbruch und Sanierung. Minimierung der Deponierung durch die möglichst weitgehende Abtrennung von Störstoffen vom mineralischen Anteil von Bauschutt und geeignete Entsorgung (energetische Verwertung).
Export von Elektroaltgeräten (HBCD in HIPS und andere POPs)	Export von Elektroaltgeräten nur in Länder, in denen eine geeignete Verwertung und Beseitigung von Elektroaltgeräten sichergestellt ist.
Werkstoffliche Verwertung von HIPS aus dem Elektrobereich	Minimierung des Eintrags in Recyclate durch Umsetzung der möglichst weitgehenden Abtrennung von bromhaltigen Kunststoffen aus Elektroschrott nach Maßgabe der Richtlinie 2012/19/EU und deren geeignete Entsorgung (energetische Verwertung).
Energetische Verwertung HIPS aus dem Elektrobereich	Verbrennung nach dem Stand der Technik.
Deponierung HIPS aus dem Elektrobereich	Minimierung der Deponierung durch Umsetzung der möglichst weitgehenden Abtrennung von bromhaltigen Kunststoffen aus Elektroschrott nach Maßgabe der Richtlinie 2012/19/EU und deren geeignete Entsorgung (energetische Verwertung).
Flammgeschützte Textilien aus dem institutionellen Bereich	Empfehlung, flammgeschützte Textilien aus dem institutionellen Bereich, welche aus der Zeit vor 2007 stammen, energetisch zu verwerten.
Flammgeschützte Textilien aus dem Automobilbereich	Prüfen, ob vorübergehend eine energetische Verwertung der Schredderleichtfraktion aufgrund möglicherweise erheblicher HBCD Gehalte durchgeführt werden sollte.
HCBD – Vorschlag möglicher UPGW: 0,1 – 100 mg/kg	
Bereich	Empfehlung
keine relevanten Abfälle	Grundsätzlich: Verbrennung nach dem Stand der Technik.
PCN – Vorschlag möglicher UPGW: 1 – 10 mg/kg	
Bereich	Empfehlung
keine relevanten Abfälle	Grundsätzlich: Verbrennung nach dem Stand der Technik.
PCP – Vorschlag möglicher UPGW: 1 – 100 mg/kg	
Bereich	Empfehlung
Stoffliche Verwertung imprägnierter Althölzer (Holzhackschnitzel und Holzspäne für die Herstellung von Holzwerkstoffen)	Die Verwertung von Altholz der Altholzkategorie AIV zu Holzhackschnitzeln und Holzspänen für die Herstellung von Holzwerkstoffen (z.B. Holzspanplatten) ist laut AltholzV nicht zugelassen. In der Praxis können aber u.U. auch Anteile imprägnierter Althölzer in andere Altholzkategorien gelangen und der stofflichen Verwertung zugeführt werden. Anhang II zu §3, Abs. 1 der AltholzV setzt einen Grenzwert von 3 mg PCP/kg Trockenmasse für Holzhackschnitzel und Holzspäne zur Herstellung von Holzwerk-

Energetische Verwertung/ Verbrennung imprägnierter Althölzer (Altholzkategorie AIV)	stoffen fest. Die Anlagenbetreiber sind verpflichtet, diesen Grenzwert einzuhalten. Mit Holzschutzmittel behandeltes Altholz (Altholzkategorie IV) ist nach den Vorgaben der AltholzV energetisch zu verwerten/thermisch zu beseitigen. Um eine hohe Zerstörungsrate zu gewährleisten, sollte die Verbrennungstemperatur dabei mindestens 800°C betragen (Zerstörungsrate > 99,9%). Unter kontrollierten Verbrennungsbedingungen kann eine POP Neubildung weitestgehend ausgeschlossen werden. Vermeidung von Staubbildung bei der mechanischen Zerkleinerung von belastetem Altholz. Unter Umständen kann es sinnvoll sein, persönliche Schutzmaßnahmen (Atemmasken) zu ergreifen, um die mögliche Inhalation von PCP-haltigem Staub zu vermeiden.
Verwertung imprägnierter Althölzer (ohne energetische Verwertung) (Altholzkategorie AIV)	Die in Deutschland zugelassenen Verwertungsverfahren für Altholz der Altholzkategorie IV sind die Gewinnung von Synthesegas zur weiteren chemischen Nutzung und Herstellung von Aktivkohle/ Industrieholzkohle. Da diese Verfahren ähnlich hohe Prozesstemperaturen aufweisen wie die energetische Verwertung/Verbrennung ist anzunehmen, dass der PCP Gehalt im Altholz weitestgehend zerstört wird. Die genauen Zerstörungsraten dieser Verfahren sind jedoch nicht bekannt. Vermeidung von Staubbildung bei der mechanischen Zerkleinerung von belastetem Altholz. Unter Umständen kann es sinnvoll sein, persönliche Schutzmaßnahmen (Atemmasken) zu ergreifen, um die mögliche Inhalation von PCP-haltigem Staub zu vermeiden.
Deponierung imprägnierter Althölzer	Die Deponierung von Altholz ist in Deutschland nicht zugelassen. In der AltholzV ist die Beseitigung von Altholz auf die thermische Beseitigung beschränkt.

SCCP – Möglicher UPGW: 100 – 10.000 mg/kg

Bereich	Empfehlung
Stoffliche Verwertung (Gummi aus Gummiförderbändern für den Einsatz im Untertagebergbau)	Minimierung des Eintrags in Recyclate durch weitgehende Abtrennung von SCCP-haltigen Gummiförderbändern aus dem Untertagebergbau und deren geeignete Entsorgung (energ. Verwertung/Verbrennung). Vor der stofflichen Verwertung muss der Metallanteil des Förderbandes, soweit wie möglich, vom Gummi abgetrennt werden. Dies kann zur Staubbildung führen und stellt ein mögliches Umwelt- und Gesundheitsrisiko dar. Um das Risiko zu minimieren, sollte Staubbildung soweit wie möglich vermieden werden. Inhalation von belastetem Staub kann durch die Verwendung von Atemmasken vermieden werden.
Energetische Verwertung/ Verbrennung (Gummi aus Gummiförderbändern für den Einsatz im Untertagebergbau)	Aufgrund hoher Verbrennungstemperaturen bei der energetischen Verwertung/Verbrennung (>800°C) ist anzunehmen, dass der Gehalt an SCCP in gebrauchten Gummiförderbändern weitestgehend zerstört wird. Die Zerstörungsraten für SCCP sind jedoch nicht bekannt. Ein Umwelt- und Gesundheitsrisiko ist zu erwarten, falls SCCP-haltiger Abfall vor der energetischen Verwertung/Verbrennung mechanisch zerkleinert werden muss (Staubbildung). Um Umwelt- und insbesondere Gesundheitsrisiken zu minimieren, sollte Staubbildung soweit wie möglich vermieden werden. Inhalation von belastetem Staub kann durch die Verwendung von Atemmasken vermieden werden.
Deponierung (Gummi aus Gummiförderbändern für den Einsatz im Untertagebergbau)	Nicht relevant
Stoffliche Verwertung (Dichtungsmassen aus Bau- und Abbruchabfällen)	Minimierung des Eintrags in Recyclate durch weitgehende Abtrennung von SCCP-haltigen Dichtungsmassen aus Bau- und Abbruchabfällen und deren geeignete Entsorgung (energ. Verwertung/Verbrennung, Sonderabfallverbrennung). Eine vollständige Abtrennung ist, aufgrund ihrer Beschaffenheit, in der Praxis nicht möglich. Bei der Entfernung von Dichtungsmassen aus Gebäuden sollten keine schnell laufenden Maschinen verwendet werden, um Hitzeentwicklung zu vermeiden. Um das Risiko zu minimieren, sollte Staubbildung soweit wie möglich vermieden werden.

	werden. Inhalation von belastetem Staub kann durch die Verwendung von Atemmasken vermieden werden.
Energetische Verwertung/ Verbrennung (Dichtungsmassen aus Bau- und Abbruchabfällen)	Aufgrund hoher Verbrennungstemperaturen bei der energetischen Verwertung/Verbrennung (>800°C) ist anzunehmen, dass der Gehalt an SCCP in Dichtungsmassen weitestgehend zerstört wird. Die Zerstörungsraten für SCCP sind jedoch nicht bekannt. Ein Umwelt- und Gesundheitsrisiko ist zu erwarten, falls SCCP-haltiger Abfall vor der energetischen Verwertung/Verbrennung mechanisch zerkleinert werden muss (Staubbildung). Um Umwelt- und insbesondere Gesundheitsrisiken zu minimieren, sollte Staubbildung soweit wie möglich vermieden werden. Inhalation von belastetem Staub kann durch die Verwendung von Atemmasken vermieden werden.
Sonderabfallverbrennung (Dichtungsmassen aus Bau- und Abbruchabfällen)	In der Praxis ist nicht zu erwarten, dass SCCP-haltige Dichtungsmassen vollständig abgetrennt und separat behandelt werden können (durch die Anhaftung an der Oberfläche der Baumaterialien). Der erfolgreich separierte Abfallstrom sollte in Sonderabfallverbrennungsanlagen entsorgt werden. Aufgrund hoher Verbrennungstemperaturen (>1.000°C) ist anzunehmen, dass der SCCP Gehalt im Abfall weitestgehend zerstört wird. Die genauen SCCP Zerstörungsraten sind jedoch nicht bekannt.
Deponierung (Dichtungsmassen aus Bau- und Abbruchabfällen)	Bei der Deponierung besteht grundsätzlich das Risiko, dass SCCP langfristig aus der Deponie in die Umwelt gelangen. Unter der Annahme, dass der SCCP-haltige Abfallstrom zusammen mit Beton, Fliesen, Ziegel und Keramik Abfällen behandelt wird, wäre die Menge des Mischabfallstroms sehr hoch, die theoretische SCCP Konzentrationen aber vernachlässigbar gering. Aufgrund der geringen SCCP Konzentration sind keine konkreten Umwelt- oder Gesundheitsrisiken zu erwarten. Durch die möglichst weitgehende Abtrennung kann der Effekt der Verschleppung und globalen Verteilung minimiert werden.

Summary

Background and objectives

Persistent organic pollutants (POPs) are chemical substances which are persistent in the environment and strongly bioaccumulate in the food chain, especially in fatty tissue, thus reaching concentrations which have adverse effects on human health and the environment. Moreover, POPs have the potential for long-range transport and can be globally distributed via air and ocean currents.

The Stockholm Convention on POPs and the Protocol to the regional UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP) are dynamic instruments, whose substance lists are amended continuously. At present, five substances or substance groups are proposed to be added – the so-called “candidate POPs” – or were added (HBCD) to the Stockholm Convention in May 2013:

- ▶ Hexabromocyclododecane (HBCD),
- ▶ Hexachlorobutadiene (HCBD),
- ▶ Polychlorinated naphthalenes (PCN),
- ▶ Pentachlorophenol (PCP) and
- ▶ Short chained chlorinated paraffins (SCCP).

The declared political objective of European and national waste policy is on the one hand to promote a circular economy in order to save natural resources. On the other hand waste policy also aims to guarantee the protection of human health and the environment. The provisions concerning the permissibility of waste treatment operations according to the waste hierarchy demonstrate the generally intended balance between of the two goals: In those cases where recycling leads to a cycle of pollutants, which is undesirable from an environmental and health perspective, the hierarchical priority of recycling is no longer valid. In these cases waste or the contained pollutants can and should be removed from the economic cycle in the sense of the protection of environment and health.

The balance between the two fundamental goals of waste policy has to be found especially concerning the content of POPs in waste and mixtures and products as an output of recycling processes (recyclates), in particular through the determination of pollutant-specific limit values.

Those limit values have to reflect both, the principal of proportionality as well as the environmental precautionary principle. For an appropriate determination of limit values, a solid basis of facts and data is required for each pollutant. The Annexes to the EU POP Regulation are the relevant legal instruments in this context.

Against this background the objective of the present study is to

- ▶ collect data on the occurrence of the five POP substances/substance groups in relevant waste and recyclates;
- ▶ carry out an assessment of the quantities of POP containing recycled materials remaining in the economic cycle; and
- ▶ based on these data, derive proposals for limit values in accordance with Annex IV of the POP Regulation as well as for specific waste treatment operations, which ensure pollutant removal to the largest extent possible on the one hand and environmentally sound recycling processes on the other hand.

Approach/Methodology

Approach

After research on the possible occurrence of the substances in products and waste, targeted laboratory analyses aiming to improve the existing data basis were carried out. Subsequently, occurrence and fate of the relevant substances and substance groups in Germany were estimated on the basis of the improved information and risks arising from the products, waste and recyclates were outlined. Proposals for limit values in accordance with Annex IV of the POP Regulation were derived for the different substances/substance groups and recommendations on adequate disposal options and treatment technologies were made.

Extensive research was performed in order to establish a data basis on the occurrence of the relevant substances in products and waste. Substance and mass flows were developed on the basis of the available information. For this purpose, the following information was analysed for each substance/substance group as far as available:

- ▶ Chemical characteristics
- ▶ Legal background
- ▶ Production and trends
- ▶ Use and trends
- ▶ Selection of relevant application fields (in which the substance/substance group is used/generated in considerable amounts)
- ▶ Detailed information on selected application fields

The research was focused on applications/products/waste where the relevant substances/substance groups are expected to occur according to information from literature and/or from which a significant input into the environment is expected.

Based on the outcome of the research, specific products/waste/recyclates were chosen for the five substances/substance groups in close coordination with the UBA¹ and a corresponding sampling and analysis plan was elaborated. The analytical measurements and laboratory analyses were targeted to specific products, waste and recyclates in order to fill specific knowledge gaps. In total 45 analytical measurements were carried out in order to analyse and quantify the presence of the relevant substances/substance groups in products, waste and recyclates.

In the project report the applied and available analytical methods and parameters are described in detail. The outcomes of the laboratory analyses are discussed against the project background.

The results of the analysis as well as further research served to extend and specify the data gathered during the preliminary research. Based on more specific substance and mass flows and additional information on the occurrence of the POP substances in products and waste as well as on their treatment, an overview was generated which shows in which sectors the substances/substance flows typically occur and which risks arise from the corresponding waste and recyclates. The duration of the product life cycle of the relevant products and currently applied waste treatment operations were taken into account.

Derivation of proposals for limit values in accordance with Article 7(4)a of the POP Regulation, disposal and treatment operations

Type and quantity of POPs containing material streams, which are currently circulating in the economic cycle and will be remaining in the future, were estimated. For the different substanc-

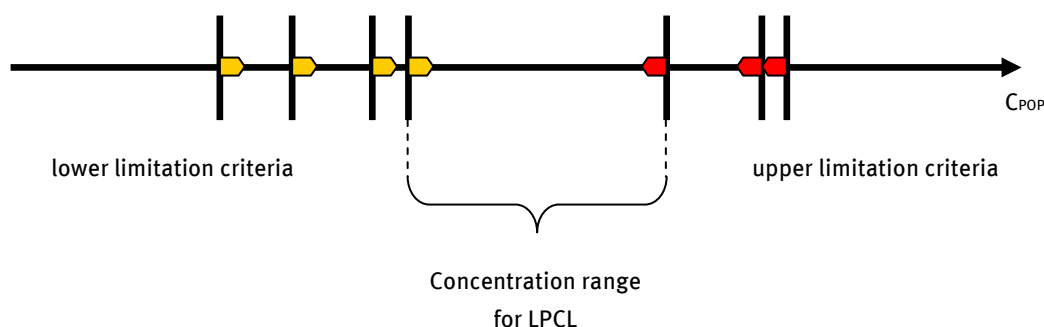
¹ The UBA (Umweltbundesamt) is the German Federal Environment Agency.

es/substance groups proposals for limit values in accordance with Annex IV of the POP Regulation were derived which ensure pollutant removal to the largest extent possible on the one hand and environmentally sound recycling processes on the other hand.

Waste with a POP content exceeding the low POP-concentration limit (LPCL) is subject to the regulations of the Stockholm Convention on destruction or irreversible transformation as stipulated in Article 6. 1. (d) (ii). Waste ranging below the LCPL is subject to other relevant legal regulations on the disposal or treatment of waste. Environment, health and other aspects are to be considered there.

The methodological approach to derive limit values restricts the range of possible concentration limits for each of the relevant substances on the basis of a set of lower and upper limitation criteria. Certain of these criteria indicate concentrations below which limit values should not be set (e.g. the detection limits of analytical methods), others indicate concentrations above which limit values should not be set (e.g. potential effects on human health and the environment). The following figure graphically illustrates the delimitation of a concentration range for a possible LPCL through lower and upper limitation criteria:

Figure 1: Delimitation of the concentration range for a limit value through lower and upper limitation criteria



For each substance a limit value within the determined concentration range is possible. This approach intends to ensure on the one hand that the limit value can be implemented realistically in the light of the available data, and on the other hand, that human health and the environment are protected from persistent organic pollutants to the largest extent possible.

In order to narrow the range of possible limit values for every substance, four lower and two upper limitation criteria are applied. Options for the LPCL can be derived from the aggregation of the results for the individual criteria.

Lower limitation criteria:

- ▶ **(A) Analytical potential:** It must be possible to control limit values analytically
- ▶ **(H) Background contamination:** Limit values should be above existing environmental background contaminations
- ▶ **(BV) Disposal and recovery capacities:** Limit values should be established in a way that the (new) required capacities for recovery and disposal are realistically available
- ▶ **(W) Economic feasibility:** Limit values should be established in a way that required additional disposal costs are economically reasonable.

Upper limitation criteria:

- ▶ **(GW) Limit values:** Limit values should not contradict existing limit values
- ▶ **(UG) Possible adverse effects on human health and the environment:** Limit values should be established in a way that adverse effects on human health and the environment are avoided

In the report a detailed evaluation of the lower and upper limitation criteria is included, which enables to specifically narrow the range of options for the low POP concentration limit for the relevant substances/substance groups.

Material flows and substance flows

Hexabromocyclododecane (HBCD)

At present, HBCD is only produced at one site in the EU, located in the Netherlands, with an annual production of about 6,000 t. Besides, HBCD is imported to and also exported from the EU and Germany as a chemical itself, in formulations and in flame retarded articles. HBCD is not produced in Germany.

Globally HBCD has been used since the 1960ies. It has been used in considerable amounts in four principal product types.

The only remaining use in Germany, in which HBCD is used in very significant quantities is application in EPS and XPS in the construction sector. It is estimated that the used quantities amounted to about 2,700 t in 2012. Since 2013 HBCD is substituted in this use as well and is expected to be completely replaced by August 2015. Currently HBCD is no longer used in HIPS (High Impact Polystyrene) in electrical and electronic appliances. In the textile industry, its use was stopped in 2007.

On the basis of historic, current and expected amounts of use and emissions it can be estimated which quantities of HBCD did already become waste or will become waste in the future. Calculations and estimations for Germany demonstrate that the bulk of HBCD containing waste will have to be disposed of in the future. Most relevant is the use in the construction sector mainly due to the long lifetime of the corresponding products and the considerable quantities used in this sector. For other EPS and XPS relevant applications, dominated by the packaging sector, HBCD is no longer used in Germany. Due to the short product lifetimes in this sector, HBCD could possibly be imported to Germany and enter the corresponding waste flows. The situation for the use of HBCD in HIPS for electrical and electronic devices is similar. There is no specific information indicating that HBCD is still used in this sector.

It seems that HBCD has no longer been used in the textile industry in Germany since 2007. Already in the preceding years, the consumption quantities of HBCD had fallen substantially. It can therefore be expected that corresponding products will be of very limited relevance in the medium term.

Assessments concerning the quantity of HBCD in waste demonstrate that the major share of HBCD is still incorporated in products in use and will enter the waste stream in the future (see Table 1). This applies especially for EPS and XPS foams used in building and construction: on the one hand due to their long lifetime (50+/-25 years) and on the other hand due to the considerable quantities of HBCD used in this sector (in total more than 60,000 t until 2015).

Based on the average concentration of HBCD in relevant products, the corresponding waste amounts can be derived:

Table 1: Cumulated HBCD containing waste amounts derived from estimated consumption quantities (in tons) for the relevant applications

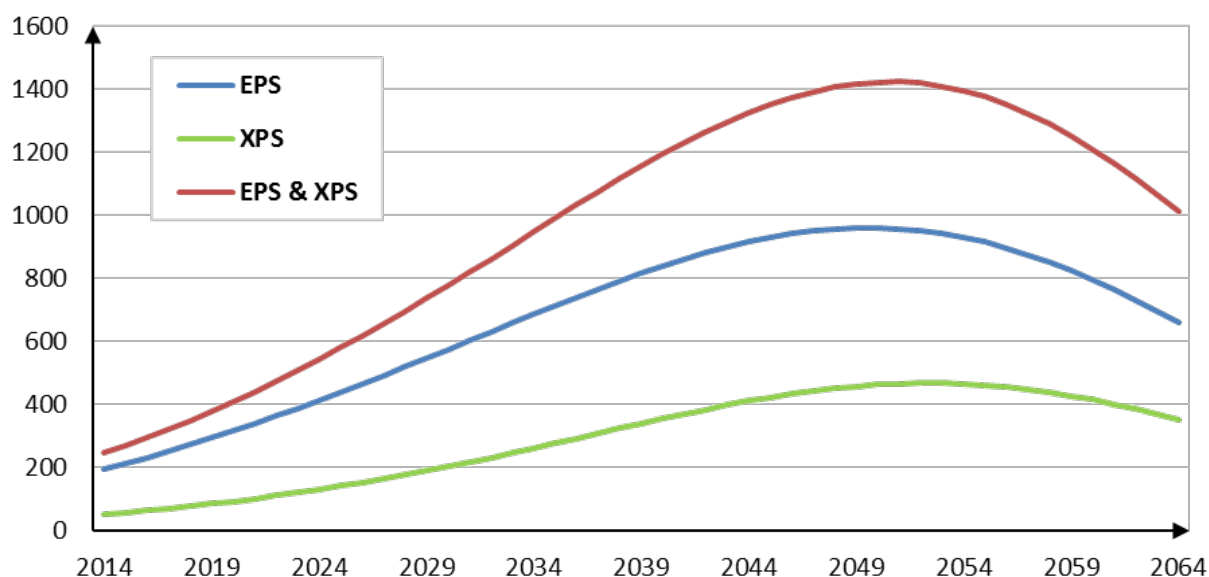
Waste	Amount of HBCD in waste (in t)	HBCD concentration (in %)	Waste amount (in t)	Arisings after 2012 (in t)	Arisings until 2012 (in t)
EPS products construction	42,829	0.70	6,118,429	5,921,665	196,764
XPS products	19,102	1.5	1,273,470	1,252,026	21,444

construction					
EPS/XPS other	3,719	0.70*	531,286	0	531,286
HIPS products	1,306	4.00*	32,650	16,200	16,450
Textiles	4,114	8.00*	51,425	11,563	39,863
Total	71,070		8,007,259	7,201,453	805,806

* No longer in use at present

The bulk of HBCD containing waste will have to be disposed of from the construction sector (see Figure 2). Depending on the lifetime of HBCD treated products and the time when the products were placed on the market, it can be estimated how the annual arisings of HBCD will change over time and to which amounts HBCD will arise in corresponding waste in the future. The following figure illustrates the estimated annual quantities of HBCD in EPS and XPS waste from the construction sector.

Figure 2: Estimated annual quantities (in t) of HBCD in EPS und XPS waste in construction from 2014 until 2064



Even if HBCD is no longer in use, the occurrence of corresponding products in the waste flows can still be relevant in the far future, depending on their specific lifetimes. The EPS/XPS applications apart from construction, HIPS in electronic devices and polymer dispersion in textiles, are irrelevant or of comparatively minor importance, in comparison to the EPS/XPS applications in the construction sector.

It can be concluded that HBCD is of particular relevance in EPS and XPS materials from the construction sector (see Table 2).

Hexachlorobutadiene (HCBd)

Anthropogenic emission sources of HCBd are intentional production, unintentional production and waste from historical application. There are no natural sources of HCBd. Since the end of the 1970s, HCBd is neither produced nor used in Europe.

In the past, HCBd was used for various purposes. HCBd can also be formed as an unintentional by-product during the synthesis of organo-chlorine compounds, incineration processes and the production of magnesium.

In Germany HCBd has never been produced intentionally. However, at the end of the 1970ies, about 4,500 t/a HCBd were formed as a by-product during low-pressure chlorolysis for the production of tetrachloroethene (PER) and tetrachloromethane (TETRA).

Disregarding historical use and emission of HCBd, the unintentional production of HCBd represents the main emission source nowadays.

Possibly relevant occurrence of HCBd was investigated. The project results indicate that HCBd is not relevant in products, waste and recyclates in Germany (see Table 2).

Polychlorinated naphthalenes (PCN)

Until the 1970s, PCN were produced as high volume chemicals. They have no longer been produced in Germany since 1989. PCN have historically been used for various purposes but they can also be formed unintentionally during different thermal processes. Incineration processes, especially waste incineration, are regarded as the most important current sources. It is assumed that PCN are formed under similar conditions as dioxins and furans.

Possibly relevant occurrence of PCN was investigated. The project results indicate that PCN are not relevant in products, waste and recyclates in Germany (see Table 2).

Pentachlorophenol (PCP)

Regarding the current global production of PCP, no detailed information can be given. In 1981, the worldwide production of PCP amounted to about 90,000 t. According to recent sources, in the whole UNECE region PCP is only produced in the USA. In 2011 the worldwide production of PCP was indicated as about 10,000 t. In Germany the production ceased in 1985/86.

PCP was used in its phenolic form (PCP), as salt (NaPCP) and as ester (PCPL). Due to its outstanding bactericidal and fungicidal properties, PCP and its derivatives are suitable for a range of different applications. It was mainly used for the preservation of wood and buildings and for timber treatment, but also for textile and leather impregnation as well as in pulp, paper and board industry. Moreover, PCP was applied in sealants, fillers and casting compounds, glues, lacquers and paints.

Industrial wood impregnation is considered as the only remaining application in the whole UNECE region. In Germany PCP was mainly used for wood impregnation (about 61% in 1983) and for the treatment of special textiles (about 13% in 1983). Nevertheless the application of PCP in Germany was stopped already in 1989.

In 1979 about 500 t PCP was used in Germany. In contrast to the EU, the PCP consumption declined significantly already at the beginning of the 1980ies. In 1983 for instance, only half of the total consumption of 1979 was used, and two years later only about 80 t PCP. The major part of the total amount of PCP was used for wood impregnation.

Due to partly very long lifetimes of impregnated wood products, especially in the construction sector, it can be assumed that PCP treated wood will continue to become waste and will have to be disposed of over the next years. PCP still occurs as a hazardous substance, for instance in the context of construction waste recycling processes.

Potentially relevant occurrence of PCP was investigated. The project results indicate that PCP is relevant in waste (and possibly also in recyclates) in Germany (see Table 2).

Short chained chlorinated paraffins (SCCP)

SCCP production and use quantities have decreased significantly in Germany, similar as in the whole EU during the last couple of years. The decrease was particularly related to the EU Directive 2002/45/EC which restricted the two most important application fields of SCCP in Germany (about 74% of the German total consumption were used in metal working and leather fat liquoring).

There is only limited information about the current production of SCCP and available production capacities in the EU. It can be assumed that only one enterprise continues producing bigger amounts of SCCP (> 1,000 t per year). Owing to slack demand, especially over the last years, it is uncertain whether further producers will place SCCP on the European market. SCCP have no longer been produced in Germany since the middle of the 1990ies. Imports of SCCP and other chlorinated paraffins cannot generally be excluded.

In Germany as in the whole EU, SCCP are in use for various purposes. According to literature SCCP uses include applications as softeners, binding agents, flame retardants and in polymeric materials, lacquers and paints, rubber products, paper, textiles, sealants and adhesives. The current use of SCCP in Germany is roughly estimated to amount to about 85 t/y.

At present the most important application fields for SCCP are the use as flame retardants in rubber conveyor belts for the mining industry (about 26 t) and the use as softener and flame retardant in sealants for the construction sector (about 38 t). However, the European Commission proposes to adjust Annex I to the POP Regulation to technological progress and to delete the above mentioned applications from the Annex to the Regulation. Whether and when this will be realised is not certain yet. Generally the use of SCCP is likely to cease and the annual waste amounts to be disposed of will continue to decrease. Appropriate alternatives for both applications are on the market. Some companies have already managed to substitute SCCP successfully.

Potentially relevant occurrence of SCCP was investigated. The project results indicate that SCCP are relevant in waste (and possibly also in recyclates) in Germany (see Table 2).

Relevant products, waste, recyclates

Overview of relevant sectors

Based on substance and mass flows as well as additional information concerning the occurrence in products and waste, Table 2 demonstrates in which sectors the substances/substance groups typically occur and may cause relevant risks.

Table 2: Overview of POPs, relevant sectors and corresponding amounts of substances/substance groups in products, waste and emissions (in Germany in 2012); highlighted sectors are considered in the risk assessment.

Potential sector of origin	Substance	Estimated relevance in the project context	Emission (t/y)	Product (t/y)	Waste (t/y)
Expanded Polystyrene (EPS) for construction	HBCD	Until 2015 high relevance in products and in the future for many decades in waste due to long lifetimes (ca. 161 t HBCD/y in 2012; ca. 960 t HBCD/y around 2050)	n.r.	1,708	161
Extruded Polystyrene (XPS) for construction	HBCD	Until 2015 high relevance in products and in the future for many decades in waste due to long lifetimes	n.r.	979	41
EPS/XPS other than construction	HBCD	At present no longer relevant in products; also in waste no longer relevant due to limited lifetime of products with continuously decreasing relevance	n.r.	0	0.4

Potential sector of origin	Substance	Estimated relevance in the project context	Emission (t/y)	Product (t/y)	Waste (t/y)
High Impact Polystyrene (HIPS) for electric and electronic devices	HBCD	At present no longer relevant in products; former use in electronic devices; Imports might play a certain role for waste.	n.r.	0	70
Polymer dispersions for textiles	HBCD	Since 2007 no longer relevant in products	n.r.	0	290
Sewage sludge	HBCD	Not relevant	n.r.	n.r.	0.1
Incineration residues waste incineration	HBCD	Not relevant	n.r.	n.r.	0.01
Products from historical applications	HCBD	Not relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Unintentional production – Production of chlorinated solvents	HCBD	Not relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Unintentional production – Incineration processes waste	HCBD	Not relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Unintentional production – Production of plastics	HCBD	Not relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Sewage sludge	HCBD	Not relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Former use in various sectors	PCN	Not relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Electronics industry	PCN	Not relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Waste incineration	PCN	Not relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Secondary copper production	PCN	Possibly relevant			
Secondary aluminium production	PCN	Not relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Chlor-alkali electrolysis	PCN	Not relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Wood impregnation	PCP	Relevant in waste and possibly also in recyclates	n.r.	n.r.	140
Textile industry	PCP	In comparison to wood impregnation of minor relevance	n.r.	n.r.	«
Substances from metal and leather treatment	SCCP	Not relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Rubber industry	SCCP	Relevant in products, waste and possibly also in recyclates	n.r.	26	176
Sealants and adhesives	SCCP	Relevant in products and waste	n.r.	38	66
Paints and lacquers	SCCP	Not relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Textile industry	SCCP	Durable textile products for	n.r.	n.r.	«

Potential sector of origin	Substance	Estimated relevance in the project context	Emission (t/y)	Product (t/y)	Waste (t/y)
		military purposes might still play a role			
Leather industry	SCCP	Not relevant	n.r.	n.r.	n.r.
PVC and other polymeric materials	SCCP	Not relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Special papers	SCCP	Not relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Secondary source (sewage sludge)	SCCP	Not relevant	n.r.	n.r.	n.r.

Risk assessment

The sectors which were identified as relevant were subject to a risk assessment. In the risk assessment especially the following questions were considered:

1. Are disposal and recovery operations (D9, D10, R1, R4), permitted according to Annex V, part 1 of the EU POP-Regulation appropriate to destroy or irreversibly transform the relevant substances/substance groups?
2. Can the corresponding processes lead to an unintended generation of new POPs?
3. Can disposal or recovery cause a risk to human health or the environment? The emission of significant amounts of POPs into the environment is generally considered a risk.

In the report potential risks are identified and possible risk mitigation measures are discussed and are used as a decision basis for the proposal of limit values and disposal operations.

Scenarios and prognoses

As an essential decision basis for the derivation of limit values and waste treatment operations, scenarios of concerned waste amounts for potential low POP concentration limits were established. These reflect typical concentrations of substances/ substance groups in relevant waste fractions and product categories as well as in waste amounts arising from the different applications.

Moreover, prognoses were elaborated on the basis of current and historic use quantities of the relevant substances/substance groups and their typical concentrations in relevant products and waste. In particular, these prognoses represent an estimation of the future annual occurrences of the substances/ substance groups in relevant application fields. The length of the prognosis period depends on the foreseeable duration of use of the substances and of the lifetime of the relevant products.

The scenarios and prognoses are elaborated in detail in the report.

Evaluation of the lower and upper limitation criteria

Table 3 shows the results of the evaluation of the lower and upper limitation criteria for the selected substances and substance groups. Taking the substance flows and risk assessment into consideration, this table represents an important discussion basis for proposing LPCLs and appropriate treatment options.

Table 3: Results from the evaluation of lower and upper limitation criteria

	HBCD	HCB	PCN	PCP	SCCP
Lower limitation criteria (mg/kg)					
(A) Analytical potential	1.0	0.1	0.1	0.1	1.0

(H) Background contamination	0.1	0.1	1.0	1.0	1.0
(BV) Disposal and recovery capacities	10	0.1	0.1	0.1	1.0
(W) Economic feasibility	1,000/ 100 ⁽¹⁾	0.1	0.1	0.1	1,000/ 100 ⁽²⁾

Upper limitation criteria (mg/kg)

(GW) Limit values	1,000	100	10	100	10,000
(UG) Possible adverse effects	1,000	200	100	100	18,000

⁽¹⁾ Possible if shredder light fraction from recycling of end-of-life vehicles is usually below 100 mg HBCD per kg

⁽²⁾ Possible if SCCP containing rubber waste can be separated and treated separately

Proposals for limit values and waste treatment operations

On the basis of the results of this research project, proposals for limit values and waste treatment operations can be derived. They are intended on the one hand to ensure pollutant removal to a maximum extent possible and on the other hand to enable environmentally sound recycling processes.

The proposals for limit values concern the low POP concentration limit (LPCL) which is relevant in Germany. Specifically it refers to the concentration limit in accordance with Article 7 Paragraph 4(a) of the EU POP Regulation.

The recommendations are discussed in detail in the report. A conclusion of proposed low POP concentration limits as well as recommended disposal and recovery operations for the five selected substances/ substance groups are illustrated in the following table.

Table 4: Overview of proposals for limit values and recommendations for waste treatment operations

HBCD – Proposal for potential LPCL: 100 – 1,000 mg/kg	
Sector	Recommendation
Material recovery HBCD free EPS/XPS products	Generally the mixture of HBCD containing and HBCD free material (e.g. EPS packaging) should be avoided in material recovery of HBCD free products. Separate collection and treatment of EPS insulation material and EPS packaging waste as far as reasonably possible.
Energy recovery EPS/XPS insulation materials	Incineration in incineration plants equipped with the best available technologies and in professional mixture in the bunker of the plant. Avoidance of dust generation during handling of insulation materials. It might be reasonable to apply personal protection measures (breathing masks) in order to avoid potential inhalation of HBCD containing dust.
Landfill EPS/XPS	Minimization of landfilling through separation in demolition and reconstruction as far as reasonably possible. Minimization of land filling through separation of impurities from the mineral fraction of construction waste as far as possible and appropriate treatment (energy recovery).
Export of old electronic devices (HBCD in HIPS and other POPs)	Export of old electronic devices only to countries, where adequate recovery and disposal of old electronic devices is ensured.
Material recovery HIPS from electronics industry	Minimization of the release into recyclates through separation of brominated plastics from WEEE as far as possible in accordance with Regulation 2012/19/EU and appropriate treatment (energy recovery).
Energy recovery HIPS from electronics industry	State-of-the-art incineration
Landfill HIPS from electronics industry	Minimization of landfilling through separation of plastics containing bromine from WEEE as far as possible in accordance with Directive 2012/19/EU and ap-

	appropriate treatment (energy recovery).
Flame retarded textiles from the institutional sector	Recommendation for energy recovery for flame retarded textiles from the institutional sector produced before 2007.
Flame retarded textiles from automobile sector	Examination whether temporarily energy recovery of the shredder light fraction should be carried out due to possibly significant HBCD concentration.
HCBd – Proposal for potential LPCL: 0.1 – 100 mg/kg	
Sector	Recommendation
No relevant waste	As a basic principle: state-of-the-art incineration.
PCN – Proposal for potential LPCL: 1 – 10 mg/kg	
Sector	Recommendation
No relevant waste	As a basic principle: state-of-the-art incineration.
PCP – Proposal for potential LPCL: 1 – 100 mg/kg	
Sector	Recommendation
Material recovery of impregnated waste wood (wood chips for the production of wood based materials)	According to the German Altholzverordnung/AltholzV), the recovery of waste wood classified as waste wood of category AIV for the production of wood based materials (e.g. chipboard) is not permitted. However in practice parts of impregnated wood can be disseminated into other waste wood categories and be submitted to material recovery. Annex II to §3, Abs. 1 of AltholzV determines a limit value of 3 mg PCP/kg dry matter for wood chips for the production of wood based materials. Plant operators are obliged to comply with this limit value.
Energy recovery/incineration of impregnated waste wood (waste wood category AIV)	Waste wood treated with wood preservatives (waste wood category IV) is to be recovered/ disposed of thermally in accordance with the AltholzV. In order to guarantee high destruction rates, the incineration temperature should reach at least 800°C (destruction rate > 99.9%). Under controlled incineration conditions the formation of new POPs is can be excluded to the largest extent possible. Avoidance of dust generation in mechanical breakdown of contaminated waste wood. Personal precautionary measures (breathing masks) It might be reasonable to apply personal protection measures (breathing masks) in order to avoid potential inhalation of PCP containing dust.
Recovery of impregnated waste wood (without energy recovery) (waste wood category AIV)	Recovery operations permitted in Germany for waste wood of waste wood category IV are the production of synthesis gas for further chemical purposes as well as the production of activated carbon/industrial charcoal. As in the corresponding processes similar process temperatures as in energy recovery/incineration are used, it can be considered that the PCP content in waste wood is almost completely destroyed. However specific destruction rates in these processes are not known. Avoidance of dust generation in mechanical breakdown of contaminated waste wood. It might be reasonable to apply personal protection measures (breathing masks) in order to avoid potential inhalation of PCP containing dust.
Landfill of impregnated waste wood	Landfilling of waste wood is not permitted in Germany. The AltholzV restricts waste wood disposal to thermal disposal.
SCCP – Proposal for potential LPCL: 100 – 10,000 mg/kg	
Sector	Recommendation
Material recovery (rubber from rubber conveyor belts for the use in underground mining)	Minimization of the release into recyclates through separation of SCCP containing rubber conveyor belts from underground mining as far as possible and appropriate treatment (energy recovery/incineration). Prior to the material recovery the metal fraction of the conveyor belt has to be separated from the rubber fraction as far as possible. This can result in dust generation and presents a potential environmental and health risk. In order to minimize the risk, dust generation should be avoided as far as possible. Inhalation of contaminated dust can be prevented by the use of breathing masks.
Energy recovery/incineration	Due to high incineration temperatures in energy recovery/incineration (>800°C) it

(rubber from rubber conveyor belts for the use in underground mining)	can be assumed that the SCCP content in used rubber conveyor belts is almost completely destroyed. However, exact destruction rates for SCCP have not been identified. Environmental and health risks are expected if SCCP containing waste has to be comminuted mechanically prior to energy recovery/incineration (dust generation). In order to minimize environmental and especially health risks, dust generation should be avoided as far as possible. Inhalation of contaminated dust can be prevented by the use of breathing masks.
Landfill (rubber from rubber conveyor belts for the use in underground mining)	Not relevant
Material recovery (sealants from construction and demolition waste)	Minimization of the release into recyclates through separation of SCCP containing sealants from construction and demolition waste and appropriate treatment (energy recovery/incineration, hazardous waste incineration). Complete separation is not feasible in practice. When removing sealants from buildings, fast running machines should not be used in order to avoid heat generation. In order to minimize the risk, dust generation should be avoided as far as possible. Inhalation of contaminated dust can be prevented by the use of breathing masks.
Energy recovery/incineration (sealants from construction and demolition waste)	Due to high incineration temperatures in energy recovery/incineration (>800°C) it can be considered that the SCCP content in sealants is almost completely destroyed. However, specific destruction rates for SCCP are not available. Environmental and health risks can be expected if SCCP containing waste has to be comminuted mechanically prior to energy recovery/incineration (dust generation). In order to minimize environmental and especially health risks, dust generation should be avoided as far as possible. Inhalation of contaminated dust can be prevented by the use of breathing masks.
Hazardous waste incineration (sealants from construction and demolition waste)	It is not expected in practice that SCCP containing sealants can be completely separated and treated separately (as they adhere to the surface of the construction materials). Successfully separated waste streams should be treated in hazardous waste incineration plants. Due to high incineration temperatures (>1,000°C) it can be considered that the SCCP content is almost completely destroyed. However, exact destruction rates for SCCP are not available.
Landfill (sealants from construction and demolition waste)	Landfilling generally involves the risk that SCCP may be released into the environment in the long term. Presuming that the SCCP containing waste stream is treated together with concrete, tiles, bricks and ceramic waste, the amount of the mixed waste stream would be very high, while the theoretical SCCP concentration would be insignificant. Due to the insignificant SCCP concentration no specific environmental or health risks are expected. Global distribution can be restricted through separation to the largest extent possible.

1 Hintergrund und Ziele

POPs und POPs-Kandidaten

Persistente organische Schadstoffe (engl. Persistent Organic Pollutants, kurz POPs) sind chemische Substanzen, die nach ihrer Freisetzung lange in der Umwelt verbleiben und über Nahrungsketten – insbesondere im Fettgewebe – stark akkumulieren und so schließlich Konzentrationen erreichen, die schädliche Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt haben. POPs haben darüber hinaus, das Potential zum weiträumigen Transport und können sich über Luft und Meeresströmungen weltweit verbreiten.

Einzelne POPs sind Gegenstand

- ▶ des Stockholmer Übereinkommens zu persistenten organischen Schadstoffen² und/oder
- ▶ des POP-Protokolls³ unter dem UNECE CLRTAP-Übereinkommen⁴.

Beide völkerrechtliche Übereinkommen erkennen die besondere Problematik von POPs und die Notwendigkeit an, internationale Aktivitäten mit Blick auf POPs mit dem Ziel zu unternehmen, Produktion, Verwendung und Freisetzungen von POPs zu reduzieren bzw. zu beenden. In diesem Sinn treffen die Übereinkommen Vorgaben für die Vertragsstaaten zu absichtlich hergestellten POPs, zu unabsichtlich freigesetzten POPs sowie zu POP-haltigen Abfällen. Sowohl das Stockholmer Übereinkommen als auch das POP-Protokoll sind als dynamische Instrumente gestaltet, deren Substanzlisten ständig erweitert werden.

Fünf Stoffe bzw. Stoffgruppen sind derzeit als sogenannte POP-Kandidaten zur Aufnahme in das Stockholmer Übereinkommen vorgeschlagen bzw. wurden im Mai 2013 aufgenommen (HBCD⁵):

- ▶ Hexabromcyclododekan (HBCD),
- ▶ Hexachlorbutadien (HCBD),
- ▶ Polychlorierte Naphthaline (PCN),
- ▶ Pentachlorphenol (PCP) und
- ▶ Kurzkettige Chlorierte Paraffine (SCCP).

Recycling: Ressourceneffizienz versus Verhinderung von Schadstofftransfers

Erklärtes politisches Ziel europäischer und nationaler Abfallpolitik ist einerseits die Förderung der Kreislaufwirtschaft zur Schonung der natürlichen Ressourcen, bzw. – in den Worten der EU-Abfallrahmenrichtlinie 2008/98/EG⁶ (AbfRRL) – Ziel ist es, einer „Recycling-Gesellschaft“ näher zu kommen, „indem die Erzeugung von Abfall vermieden und Abfall als Ressource verwendet wird“ (Erwägungsgrund 28). Der Wille, Stoffkreisläufe zu schließen, wird nicht zuletzt durch die neue,

² Stockholmer Übereinkommen über persistente organische Schadstoffe vom 22. Mai 2001, verfügbar via Homepage des Stockholmer Übereinkommens <http://chm.POP.int/>; deutschsprachige Fassung verfügbar bei http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/pop_konvention.pdf

³ Aarhus Protokoll betreffend persistente organische Schadstoffe (POP-Protokoll) vom 24. Juni 1998, verfügbar bei http://www.unece.org/env/lrtap/POP_h1.htm

⁴ UNECE Rahmenübereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverschmutzung vom 13. November 1979, verfügbar bei <http://www.unece.org/env/lrtap/>

⁵ Entscheidung SC-6/13, verfügbar unter <http://chm.pops.int/TheConvention/ConferenceoftheParties/ReportsandDecisions/tabid/208/Default.aspx>

⁶ Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien (ABl. L 312 vom 22. November 2008, S. 3).

fünfstufige Abfallhierarchie der AbfRRL deutlich, die europaweit eine grundsätzliche Prioritätenfolge zum Umgang mit Abfällen als Vorgabe für die Politik festlegt. Mit Blick auf Entsorgung rangiert stoffliche Verwertung in der Abfallhierarchie vor sonstiger Verwertung (wie z.B. energetischer Verwertung), und diese wiederum vor Beseitigung.

Andererseits zielt die Abfallpolitik genauso auch auf die Sicherstellung des Schutzes von Mensch und Umwelt bei der Bewirtschaftung von Abfällen. Die Vorgaben zur Zulässigkeit von Beseitigungsmaßnahmen im Rahmen der Hierarchie verdeutlichen den grundsätzlich gewollten Ausgleich beider Ziele: Dort, wo Recycling letztlich zu einem aus Umwelt- und Gesundheitsperspektive unerwünschten Kreislauf von Schadstoffen führt und damit die Vorteile der Ressourcenschonung überwiegen, gilt der hierarchische Vorrang des Recyclings nicht. Dort können und sollen Abfälle bzw. die darin enthaltenen Schadstoffe im Sinne des Umwelt- und Gesundheitsschutzes aus dem Wirtschaftskreislauf ausgeschleust werden.

POPs und Recycling

Das Spannungsverhältnis zwischen den beiden dargestellten grundsätzlichen Zielen der Abfallpolitik ist speziell im Bereich der Präsenz der POPs in Abfällen sowie von Gemischen und Erzeugnissen als Ergebnis von Recyclingprozessen, namentlich durch Festlegung von schadstoffspezifischen Grenzwerten auszugleichen. Diese Grenzwerte haben dem Gebot der Verhältnismäßigkeit genauso zu entsprechen wie dem umweltpolitischen Vorsorgeprinzip. Dabei ist für eine sachgerechte Festlegung der Grenzwerte essentiell, dass eine solide Fakten- und Datenbasis für jeden einzelnen Schadstoff existiert. Das rechtliche Instrument hierzu sind die Anhänge der EU POP-Verordnung.

EU POP-Verordnung

Zur Umsetzung des Stockholmer Übereinkommens und des POP-Protokolls auf Ebene der Europäischen Union wurde 2004 die Verordnung (EG) 850/2004⁷ (EU POP-VO) verabschiedet, die als Verordnung in allen Mitgliedstaaten unmittelbar anwendbares Recht darstellt. Zusätzlich zur Umsetzung der völkerrechtlichen Verpflichtungen legt die Verordnung inhaltlich weitergehende Anforderungen fest. Für den Recyclingbereich sind hier naturgemäß – siehe oben – vor allem die direkt abfallrelevanten Regelungen relevant, daneben auch produktbezogene Regelungen zu maximalen POP-Gehalten in (recycelten) Gemischen und Erzeugnissen.

Im Bereich der Behandlung und Entsorgung POP-haltiger Abfälle gelten insbesondere Artikel 7 und Anhänge IV und V der EU POP Verordnung. Demnach müssen Abfälle, die aus POPs bestehen, diese enthalten oder mit ihnen verunreinigt sind, grundsätzlich so beseitigt oder verwertet werden, dass der POP-Gehalt zerstört oder unumkehrbar umgewandelt wird. Vorbehandlungsschritte sind zulässig. Beseitigungs- und Verwertungsverfahren mit dem Ziel einer Verwertung, Wiedergewinnung, Rückgewinnung oder Wiederverwendung von POPs sind verboten.

Ausnahmen von dem Zerstörungsgebot

- ▶ sind zulässig, wenn der POP-Gehalt unterhalb der Konzentrationsgrenzen des Anhangs IV liegt (die unteren Grenzwerte werden im Weiteren auch als UPGW „untere POP Grenzwerte“ abgekürzt); Artikel 7(4) lit. a;
- ▶ sind außerdem bei solchen Abfällen zulässig, bei denen die Zerstörung oder unumkehrbare Umwandlung nicht die unter Umweltgesichtspunkten vorzuziehende Möglichkeit darstellt,

⁷ 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 (ABl. L 158 vom 30. April 2004, S. 7); zuletzt geändert durch Verordnung (EU) Nr. 519/2012 der Kommission vom 19. Juni 2012 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 850/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates über persistente organische Schadstoffe hinsichtlich des Anhangs I (ABl. L 159 vom 20. Juni 2012, S. 1).

Artikel 7(4) lit. b. Diese Abfälle sind mitsamt Konzentrationen (die oberen Grenzwerte werden im Weiteren auch als OPGW „obere POP Grenzwerte“ abgekürzt) in Anhang V gelistet.

Es sollte im Zusammenhang mit Recycling erwähnt werden, dass Artikel 3 sowie die Anhänge I und II der EU POP-Verordnung die Möglichkeit zu produktbezogenen Regelungen eröffnen. Demnach sind die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung bestimmter POPs verboten (Anhang I) bzw. beschränkt (Anhang II). Dies gilt gemäß Artikel 4(1) lit. b) nicht für „Stoffe, die als unbeabsichtigte Spurenverunreinigungen in Stoffen, Zubereitungen⁸ und Artikeln auftreten“; Anhang I legt für einige POPs speziell fest, oberhalb welcher Konzentration nicht mehr von „unbeabsichtigten Spurenverunreinigungen“ ausgegangen werden kann.

Wie in Anhang V, Teil 1 der POP-Verordnung beschrieben, sind für jeden Abfall, welcher den Konzentrationsgrenzwert nach Artikel 7(4)a (unterer Grenzwert) überschreitet, nur die nachfolgend erwähnten Abfallbeseitigungs- bzw. -verwertungsverfahren erlaubt, für den Fall, dass der Gehalt an POPs eliminiert oder diese irreversibel transformiert werden:

- ▶ D9 (physikalisch-chemische Behandlung)
- ▶ D10 (Verbrennung an Land)
- ▶ R1 (Verwendung als Brennstoff)
- ▶ R4 (Verwertung/Rückgewinnung von Metallen und Metallverbindungen).

Permanente Lagerung in sicherem, tief gelegenen Untergrund, in Felsformationen oder in Salzbergwerken, sowie auf Deponien für gefährliche Abfälle können in Ausnahmefällen für Abfälle gelistet in Teil 2 des Anhangs V erlaubt werden, wenn sie den jeweiligen maximalen POP Konzentrationswert nicht überschreiten. Der maximale POP Gehalt bezieht sich jedoch ausschließlich auf Deponien für gefährliche Abfälle und ist nicht anwendbar auf permanente Untergrundlagerungsstätten für gefährliche Abfälle, einschließlich Salzbergwerke.

Die Anhänge der EU POP-Verordnung werden auf EU-Ebene im Komitologieverfahren an die Entwicklungen im Rahmen der internationalen Abkommen und an den technischen Fortschritt angepasst. Im Februar 2013 wurde den EU Mitgliedsstaaten ein Änderungsentwurf zur EU POP-Verordnung hinsichtlich der Anhänge IV und V zur Kommentierung bis Mitte März 2013 übermittelt. Tabelle 5 zeigt die im Änderungsentwurf enthaltenen Grenzwerte für die im gegenwärtigen Projekt untersuchten Substanzen:

Tabelle 5: Im Änderungsentwurf zur EU POP-Verordnung hinsichtlich der Anhänge IV und V (Stand März 2014) enthaltene untere und obere Grenzwerte für POP-haltige Abfälle für die projektrelevanten Stoffe und Stoffgruppen (HBCD, HCBD, PCN, PCP und SCCP)

Stoff	CAS-Nr.	„untere Grenzwerte“** in mg/kg	„obere Grenzwerte“** in mg/kg
HBCD	–	–	–
HCBD	87-68-3	100	1.000
PCN	–	10	1.000
PCP	–	–	–
SCCP	85535-84-8	10.000	10.000

* Konzentrationsgrenze gemäß Artikel 7 Absatz 4 Buchstabe a

** Höchstwerte für die Konzentration der in Anhang IV aufgelisteten Stoffe (die Höchstwerte gelten aus-

⁸ Zu beachten ist, dass die POP-Verordnung insoweit derzeit eine abweichende Terminologie zu REACH / GHS hat.

schließlich für Deponien für gefährliche Abfälle und gelten nicht für permanente unterirdische Speicher für gefährliche Abfälle einschließlich Salzbergwerke).

Datenlücken

Über den Gehalt von POPs in Abfällen, Erzeugnissen und Recyclingproduktender relevanten Stoffe/Stoffgruppen bestehen teilweise erhebliche Wissenslücken.

Zielsetzung

Eine Voraussetzung für die Festlegung von Grenzwerten ist die detaillierte Kenntnis über das Vorhandensein der Schadstoffe in Abfällen und Erzeugnissen. Das Vorhaben dient dazu, Daten über das Vorkommen von Hexabromcyclododekan (HBCD), Hexachlorbutadien (HCBd), Polychlorierten Naphtalinen (PCN), Pentachlorphenol (PCP) und kurzkettigen chlorierten Paraffinen (SCCP) in relevanten Abfällen und Recyclingprodukten zu erheben und eine Abschätzung über die Mengen an POP-haltigen Recyclingstoffen vorzunehmen, die im Wirtschaftskreislauf verbleiben. Auf der Grundlage der Daten sind Vorschläge für die Grenzwerte des Anhangs IV der POP-Verordnung sowie für bestimmte Entsorgungswege abzuleiten, die einerseits eine möglichst weitgehende Ausschleusung von Schadstoffen gewährleisten und andererseits umweltgerechte Recyclingprozesse ermöglichen.

2 Herangehensweise/Methodik

Das Projektkonzept und der zeitliche Verlauf des Projekts, welche Ende 2012 bei einem Starttreffen mit der fachlichen Begleitung des UBA abgestimmt wurden, lassen sich wie folgt kurz zusammenfassen:

Nach einer Vorrecherche zum Vorkommen der POP-Kandidaten in Erzeugnissen und Abfällen wurden gezielte Laboranalysen zur Verbesserung der bestehenden Datengrundlage durchgeführt. Im Anschluss wurden Vorkommen und Verbleib der relevanten Stoffe und Stoffgruppen in Deutschland auf einer möglichst umfassenden und präzisen Datengrundlage abgeschätzt und es wurde dargestellt, welche Risiken von den aus diesen Erzeugnissen entstandenen Abfällen und Recyclingprodukten ausgehen. Für die einzelnen Stoffe/Stoffgruppen werden Vorschläge für Grenzwerte nach Anhang IV der POP-Verordnung abgeleitet und Empfehlungen für geeignete Entsorgungswege und Behandlungstechnologien gegeben.

2.1 Material- und Stoffflüsse

Es wurden umfangreiche Recherchen durchgeführt, um die Datengrundlagen zum Vorkommen der relevanten Substanzen in Erzeugnissen und Abfällen zu erheben. Dies schließt soweit möglich produzierte und importierte Mengen an Stoffen und Erzeugnissen ebenso ein, wie im Inland entsorgte und ins Ausland verbrachte Abfallmengen. Außerdem wurden Detailinformationen zu relevanten Anwendungsbereichen berücksichtigt.

Im Rahmen der Recherchen wurde insbesondere geprüft, ob folgende Sektoren für die jeweiligen Stoffe/Stoffgruppen aufgrund aktueller oder historischer Anwendung (z.B. der historische Einsatz von PCP in der Holzimprägnierung) in Deutschland relevant sind:

HBCD (siehe Kapitel 3.2)

- ▶ Expandierter Polystyrol Hartschaum(EPS) im Bausektor
- ▶ Extrudiertes Polystyrol (XPS) für die Bauindustrie
- ▶ EPS/XPS außerhalb der Baubranche
- ▶ High Impact Polystyrol (HIPS) für Elektro- und Elektronikgeräte
- ▶ Polymerdispersionen für Textilien
- ▶ Klärschlamm
- ▶ Abfallverbrennung

HCBD (siehe Kapitel 3.3)

- ▶ Historische Verwendungen
- ▶ Unbeabsichtigte Entstehung - Produktion von chlororganischen Verbindungen
- ▶ Unbeabsichtigte Entstehung - Verbrennungsprozesse
- ▶ Unbeabsichtigte Entstehung - Kunststoffherstellung
- ▶ Unbeabsichtigte Entstehung - Nichteisen-Metallindustrie – Magnesiumproduktion
- ▶ Klärschlamm

PCN (siehe Kapitel 3.4)

- ▶ Historische Verwendungen
- ▶ Unbeabsichtigte Entstehung – Verbrennung von Siedlungsabfall / Sonderabfall / Krankenhausabfall
- ▶ Magnesiumherstellung
- ▶ Produktion von Sekundärkupfer

- ▶ Produktion von Sekundäraluminium
- ▶ Chlor-Alkali-Elektrolyse

PCP (siehe Kapitel 3.5)

- ▶ Holzimprägnierung
- ▶ Textilindustrie

SCCP (siehe Kapitel 3.6)

- ▶ Dicht- und Klebstoffe
- ▶ Gummiindustrie
- ▶ Farben und Lacke
- ▶ Textilindustrie
- ▶ Lederindustrie
- ▶ Metallbearbeitung
- ▶ PVC und andere Kunststoffe
- ▶ Klärschlamm

Im Rahmen der Recherchen wurden Stoff- und Massenflüsse auf Grundlage der verfügbaren Informationen erstellt. Zu diesem Zweck wurden für alle Stoffe-/Stoffgruppen bestimmte Informationen soweit verfügbar analysiert:

- ▶ Chemische Charakterisierung
- ▶ Gesetzlicher Hintergrund
- ▶ Herstellung und Trends
- ▶ Verwendung und Trends
- ▶ Auswahl relevanter Anwendungsbereiche (in welchen Anwendungsbereichen wird der Stoff/Stoffgruppe in erheblichen Mengen eingesetzt/generiert)
- ▶ Detailinformationen zu ausgewählten Anwendungsbereichen

Die Recherchen fokussierten auf die Anwendungen/Produkte/Abfälle, in denen das Vorkommen der relevanten Stoffe/Stoffgruppen aufgrund der Literatursauswertung zu erwarten ist und/oder wo ein besonders großer Eintrag in die Umwelt zu erwarten ist.

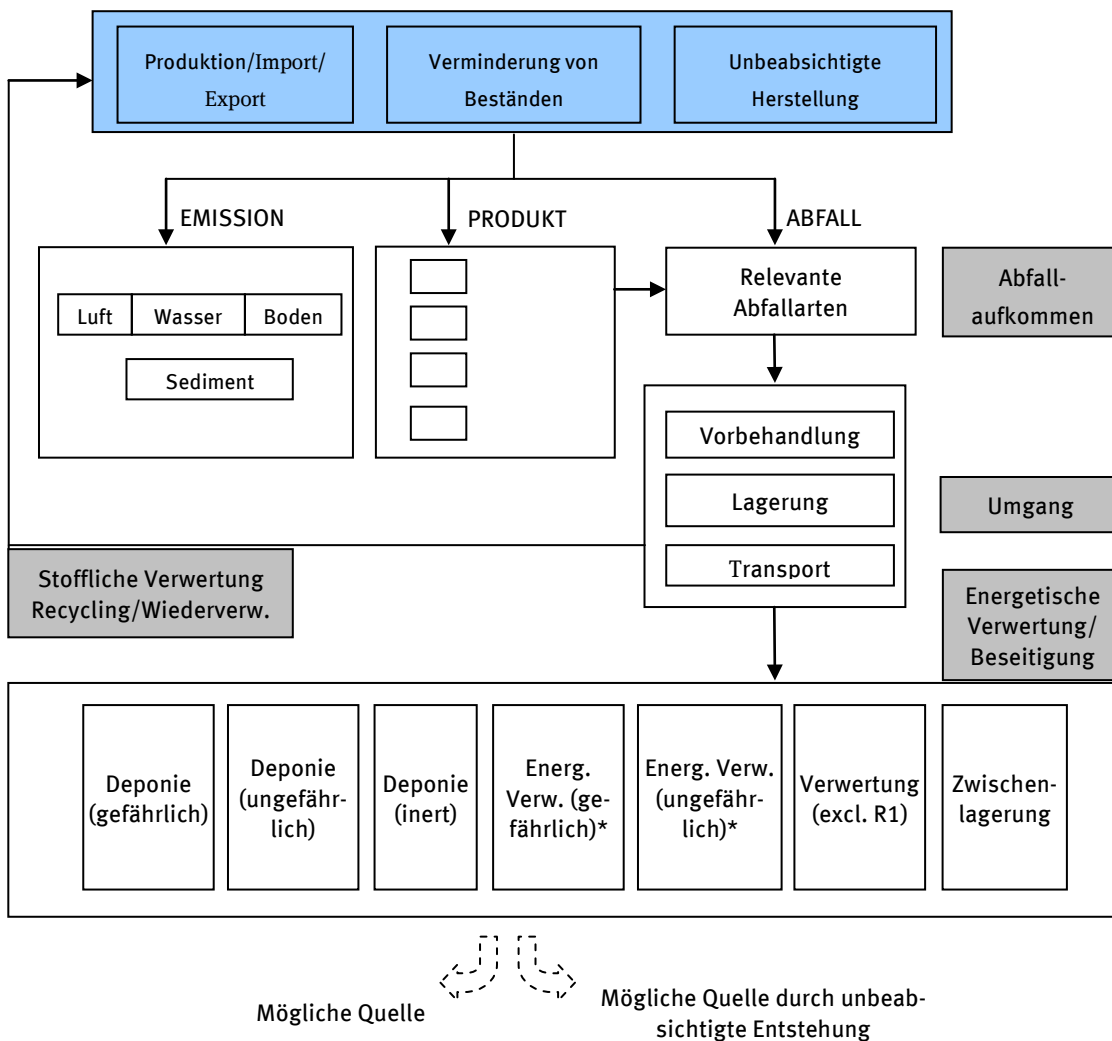
Neben einer Literaturrecherche wurden wesentliche Akteure zu neuer relevanter Literatur und sonstigen relevanten Information (z.B. Messdaten zur Konzentration der Stoffe/Stoffgruppen in Produkten, Abfällen, recycelten Produkten) befragt, um die entsprechende Literatur/Information zu beschaffen.

Für die Recherchen und zur Unterstützung der Probenbeschaffung wurde vom Umweltbundesamt ein Empfehlungsschreiben in deutscher und englischer Sprache zur Verfügung gestellt. Ausgewählte Fachleute aus Industrie und Behörden wurden kontaktiert und dabei um projektrelevante Informationen gebeten. Außerdem wurden gezielt Experten und Expertinnen kontaktiert, die im Zuge der Recherchen ermittelt wurden und die zur weiteren Vertiefung der Informationen und zum Schließen von Datenlücken beitragen können.

Auf der Grundlage dieser Daten wurden, soweit ausreichende Daten verfügbar sind, Stoffflüsse (für die relevanten Stoffe/Stoffgruppen in Erzeugnissen, Abfällen und Recyclingstoffen aus den relevanten Anwendungsbereichen) und Materialflüsse (für die Erzeugnisse, Abfälle und Recyclingstoffe die relevante Stoffe/Stoffgruppen enthalten) erstellt. Dabei sind die Gebrauchsdauer von relevanten Artikeln und die derzeit praktizierten Entsorgungswege berücksichtigt. Die Stoff- und Materialflüsse aus den relevanten Anwendungsbereichen sind jeweils zu Stoff- und Materialflüssen für die relevanten Stoffe/Stoffgruppen für Deutschland aggregiert.

Abbildung 3 illustriert die grundsätzliche Struktur der Stoff- und Materialflüsse.

Abbildung 3: Allgemeines Schema für Stoff- und Materialflüsse



* einschließlich R1 (Hauptverwendung als Brennstoff oder andere Mittel der Energieerzeugung, mit Ausnahme PCB-haltiger Abfälle)

Auf der Grundlage der verfügbaren Informationen wurden Schlussfolgerungen für das weitere Vorgehen gezogen (insbesondere die chemischen Analysen). Die Informationen zum Vorkommen der relevanten Stoffe/Stoffgruppen und die entsprechenden Stoff- und Massenflüsse ermöglichen Folgerungen zu wesentlichen Punkten:

- ▶ Relevanz bestimmter Stoffe/Stoffgruppen für den Pfad Abfall, Produkt und Recyclingstoff aus den Stoff- und Materialflüssen
- ▶ Vergleich der Relevanz der unterschiedlichen Stoffe/Stoffgruppen
- ▶ Vergleich der Relevanz verschiedener industrieller Aktivitäten
- ▶ Vergleich der Relevanz von Abfallbehandlungs- und Recyclingoptionen für die verschiedenen Stoffe/Stoffgruppen
- ▶ Grundlage für Szenarien für unterschiedliche Grenzwerte nach Anhang IV der POP-Verordnung und für die Betroffenheit von Recyclingstoffen (die Szenarien beantworten im Wesentlichen die Frage „Welche Abfälle und Recyclingstoffe in welchen Mengen wären bei

einem bestimmten Grenzwert betroffen und müssten als POP Abfall behandelt werden und stünden nicht mehr als Recyclingstoff zur Verfügung?“)

- ▶ Vergleich der Relevanz von möglichen Einträgen der relevanten Stoffe/Stoffgruppen in die Umwelt (aufgrund des Umgangs mit Abfällen: energetische Verwertung oder Beseitigung bzw. stoffliche Verwertung)
- ▶ Verfügbarkeit von Information bzw. Identifizierung von Wissenslücken insbesondere bezüglich des Vorhandenseins der relevanten Stoffe/Stoffgruppen in Erzeugnissen, Abfällen und Recyclingstoffen

2.2 Probenbeschaffung und Chemische Analysen

Aufbauend auf den Ergebnissen der Recherchen wurden in enger Abstimmung mit dem Umweltbundesamt spezifische Erzeugnisse/Abfälle/Recyclate zu den fünf Stoffen/Stoffgruppen ausgewählt und ein entsprechender Probenbeschaffungs- und Analysenplan erstellt. Die analytischen Messungen und Laboruntersuchungen erfolgten bei Erzeugnissen, Abfällen und Recyclingprodukten, um gezielt Wissenslücken zu schließen. Es wurden im Zeitraum Oktober 2013 bis März 2014 insgesamt 45 analytische Messungen der fünf Stoffe/Stoffgruppen in unterschiedlichen Erzeugnissen/Abfällen durchgeführt, um das Vorhandensein der genannten Substanzen in Erzeugnissen und Abfällen sowie Recyclingprodukten in ausgewählten Fällen zu quantifizieren (Probenbeschaffungszeitraum: Juli bis Oktober 2013).

2.3 Erweiterung und Präzisierung der Datengrundlage

Die Ergebnisse aus den Analysen und weitere Recherchen dienten dazu, die Daten aus der Vorrecherche zu erweitern und zu präzisieren. Anhand von präzisierten Stoff- und Massenflüssen und zusätzlichen relevanten Informationen zum Vorkommen der POP-Kandidaten in Produkten und Abfällen und deren Behandlung wurde eine Übersicht erstellt, in welchen Bereichen die Stoffe/Stoffgruppen typischerweise vorkommen und welche Risiken von den aus diesen Erzeugnissen entstandenen Abfällen und Recyclingprodukten ausgehen. Die Gebrauchsdauer der Artikel und die derzeit praktizierten Entsorgungswege wurden dabei berücksichtigt.

2.4 Ableitung von Grenzwertvorschlägen nach Artikel 7(4)a der POP-Verordnung, Entsorgungswege und Behandlungstechnologien

Auf der Grundlage der vorhergehenden Arbeiten werden Art und Menge der derzeit im Wirtschaftskreislauf befindlichen und in Zukunft verbleibenden Mengen an POP-haltigen Materialströmen abgeschätzt. Für die jeweiligen Stoffe/Stoffgruppen werden Vorschläge für Grenzwerte nach Anhang IV der POP-Verordnung abgeleitet. Darüber hinaus wird in Abhängigkeit von der Abfallart dargestellt und begründet, welche Entsorgungswege und Behandlungstechnologien zur Zerstörung des POP-Gehalts der Abfälle führen und für welche Abfallarten die dauerhafte Ablagerung nach Anhang V, Teil 2 der POP-Verordnung vorzuziehen ist. Dabei wird auch die eventuelle Neubildung von POPs beachtet.

2.4.1 Überblick und Ziel der Methode zur Ableitung von Grenzwerten nach Artikel 7(4)a der POP-Verordnung

Auf Grundlage der verfügbaren Daten sollen Vorschläge für die Grenzwerte des Anhangs IV der POP-Verordnung sowie für bestimmte Entsorgungswege abgeleitet werden, die einerseits eine möglichst

weitgehende Ausschleusung von Schadstoffen gewährleisten und andererseits umweltgerechte Recyclingprozesse ermöglichen.

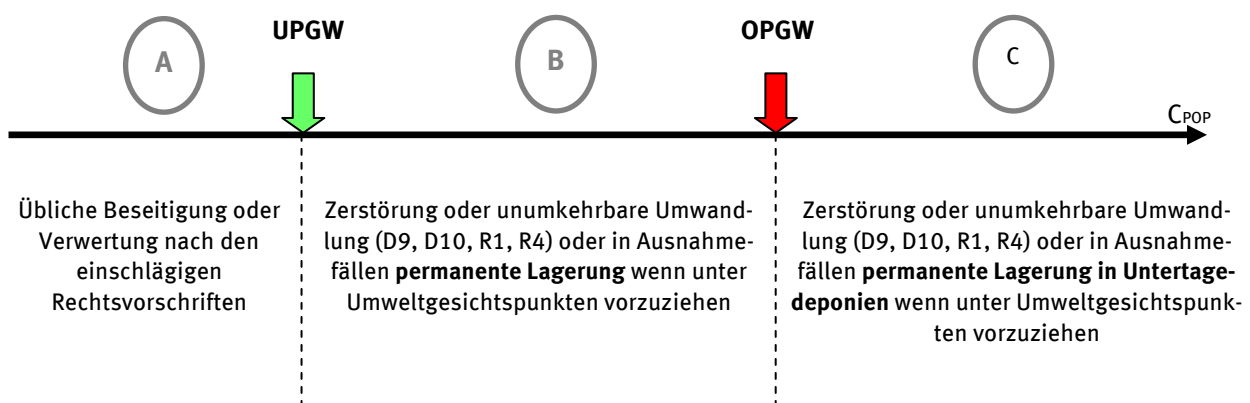
Man unterscheidet zwischen „unteren POP Grenzwerten“ (UPGW) nach Artikel 7(4)a der EU POP-VO und „oberen POP Grenzwerten“ (OPGW) nach Artikel 7(4)b der EU POP-VO. UPGW und OPGW sind in Anhang IV bzw. in Anhang V Teil 2 der EU POP-VO festzulegen. Die Methode dient dazu, Vorschläge für UPGW für bestimmte POPs abzuleiten.

Abfälle mit einem POP-Gehalt oberhalb des UPGW unterliegen den Vorschriften des Stockholmer Übereinkommens zur Zerstörung oder unumkehrbaren Umwandlung nach Artikel 6. 1. (d) (ii). Abfälle mit einem POP-Gehalt unterhalb des UPGW unterliegen sonstigen einschlägigen Rechtsvorschriften zur Beseitigung oder Verwertung von Abfällen⁹. Erwägungen zum Umwelt- oder Gesundheitsschutz etc. sind ggfs. dort zu berücksichtigen.

Für Abfälle, die POPs in Konzentrationen des UPGW oder darüber enthalten, sind gemäß Anhang V Teil 1 der EU POP-VO nur bestimmte Beseitigungs- und Verwertungsverfahren gemäß Anhang I und II der Richtlinie 2008/98/EG zugelassen (D9, D10, R1, R4).

Die Konsequenzen bezüglich bestimmter POP Konzentrationen in Abfällen in Abhängigkeit von UPGW und OPGW sind in Abbildung 4 graphisch dargestellt.

Abbildung 4: Konsequenzen bezüglich bestimmter POP Konzentrationen in Abfällen in Abhängigkeit von UPGW und OPGW



Entsprechend Fußnote (1) in Anhang V, Teil 2 gelten die festgelegten OPGW ausschließlich für Deponien für gefährliche Abfälle und gelten nicht für permanente unterirdische Speicher für gefährliche Abfälle einschließlich Salzbergwerke. Der OPGW gilt damit nur für die Ablagerung auf oberirdischen Deponien. Die Ablagerung auf oberirdischen Deponien ist in Deutschland durch die Deponieverordnung (DepV) ausgeschlossen (siehe DepV, § 7(1) 7). Damit hat der OPGW in Deutschland keine praktische Bedeutung.

2.4.2 Grundlegende Prinzipien der Methode zur Ableitung von UPGW

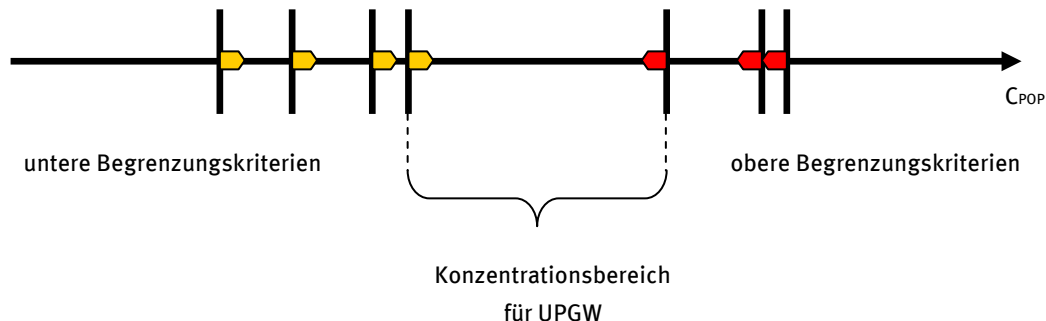
Die Methode dient dazu, Vorschläge für UPGW für bestimmte POPs abzuleiten.

Das Prinzip der Methode beruht darauf, den Konzentrationsbereich eines möglichen Grenzwerts für jede der zu untersuchenden Substanzen, anhand verschiedener Kriterien nach unten und oben zu begrenzen. Ein Teil dieser Kriterien wirkt dabei nach unten, der andere Teil der Kriterien nach oben

⁹ EU POP-VO Artikel 7 (4)a: „Abfälle, die in Anhang IV aufgelistete Stoffe enthalten oder durch sie verunreinigt sind, können in anderer Weise nach einschlägigen Rechtsvorschriften der Gemeinschaft beseitigt oder verwertet werden, sofern der Gehalt an aufgelisteten Stoffen in den Abfällen unterhalb der Konzentrationsgrenzen liegt, die in Anhang IV festzulegen sind.“

begrenzend. Abbildung 5 stellt die Einschränkung der Bandbreite für UPGW durch untere und obere Begrenzungskriterien grafisch dar:

Abbildung 5: Eingrenzung des Konzentrationsbereichs für UPGW durch untere und obere Begrenzungskriterien



Für jede Substanz ist ein Grenzwert innerhalb des eingegrenzten Konzentrationsbereichs möglich. Damit soll einerseits erreicht werden, dass der Grenzwert unter Berücksichtigung der verfügbaren Daten realistisch implementierbar ist, andererseits die menschliche Gesundheit und die Umwelt aber auch möglichst weitgehend vor persistenten organischen Schadstoffen geschützt werden.

Die Methodik schließt nicht aus, dass obere Begrenzungskriterien unter den unteren Begrenzungskriterien liegen. So können beispielsweise auf nationaler und internationaler Ebene bereits bestehende Grenzwerte (oberes Begrenzungskriterium) untere Begrenzungskriterien möglicherweise unterschreiten. In solchen Fällen ist es nicht möglich, einen potentiellen Grenzwert innerhalb eines ermittelten Konzentrationsbereichs zu wählen, sondern ein Vorschlag wird sowohl anhand der verfügbaren Informationen, als auch von Expertenwissen und Diskussion verbal argumentativ ermittelt und begründet.

Die Methode ermöglicht weiterhin, differenzierte Grenzwerte für spezifische Abfallströme vorzuschlagen, falls diese mit einem spezifischen Gefährdungspotential verknüpft sind. Beispielsweise kann eine POP Substanz in Rückständen aus der Abfallverbrennung enthalten sein und als gefährlicher Abfall unter Tage deponiert werden (→ niedriges Gefährdungspotential). Sie kann hingegen auch in Klärschlamm enthalten sein und möglicherweise direkt auf landwirtschaftlich genutzte Flächen aufgebracht werden (→ hohes Gefährdungspotential). In dem dargestellten Fall könnte ein (höherer) Grenzwert für den Abfallstrom „Verbrennungsrückstände“ vorgeschlagen werden und ein (niedrigerer) Grenzwert für den Abfallstrom „Klärschlämme“.

2.4.3 Untere und obere Begrenzungskriterien

Um die Bandbreite möglicher Grenzwerte für jede Substanz einzuschränken, werden vier untere sowie zwei obere Begrenzungskriterien herangezogen. Die Optionen für UPGW ergeben sich dann aus der Zusammenführung der innerhalb aller Einzelkriterien jeweils ermittelten Grenzwerte.

Untere Begrenzungskriterien:

- ▶ **(A) Analyseverfahren:** Grenzwerte sollen analytisch kontrollierbar sein
- ▶ **(H) Hintergrundkontamination:** Grenzwerte sollen oberhalb von bestehenden Hintergrundkontaminationen in der Umwelt liegen
- ▶ **(BV) Beseitigungs- und Verwertungskapazitäten:** Grenzwerte sollen so liegen, dass für die erforderliche Verwertung und Beseitigung benötigten (neuen) Entsorgungswege und Kapazitäten realistisch verfügbar sind

- ▶ **(W) Wirtschaftliche Auswirkungen:** Grenzwerte sollen so liegen, dass erforderliche zusätzliche Entsorgungskosten wirtschaftlich vertretbar sind

Obere Begrenzungskriterien:

- ▶ **(GW) Grenzwerte:** Grenzwerte sollen nicht im Widerspruch zu bestehenden Grenzwerten stehen
- ▶ **(UG) Mögliche Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen:** Grenzwerte sollen so liegen, dass mögliche Auswirkungen auf Umwelt und Gesundheit vermieden werden

2.4.3.1 (A) Analyseverfahren

Grenzwerte sollen analytisch kontrollierbar sein, d.h. entsprechende Messverfahren mit ausreichend niedriger Bestimmungsgrenze müssen wirtschaftlich verfügbar sein. Aus diesem Grund sind Informationen über die Verfügbarkeit von Analyseverfahren, deren Bestimmungsgrenzen sowie die Kosten für Analysen für die relevanten Stoffe und Stoffgruppen eine entscheidende Informationsgrundlage zur Ableitung von Grenzwerten. Die UPGW sollen oberhalb der Bestimmungsgrenze von wirtschaftlich verfügbaren Analysenmethoden liegen.

Die Analysekosten und Bestimmungsgrenzen hängen von der jeweils zu untersuchenden Matrix ab, sowie vom Aufwand, der zur Analyse betrieben wird. Zur Beurteilung wird nicht die minimale Bestimmungsgrenze eines Analyseverfahrens verwendet, sondern es wird, soweit verfügbar, die Bestimmungsgrenze in den üblichen Abfallmatrices bei einem üblichen Aufwand für Analysen herangezogen. Die Kosten für die Analysen beinhalten die Kosten für eine typische Probenvorbereitung. Kosten von unter 500 € je Einzelmessung werden als wirtschaftlich verfügbar betrachtet.

Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens wurden Analysen von typischen Abfällen/Recyclaten/Produkten der ausgewählten Stoffe/Stoffgruppen mit geeigneten Analyseverfahren von einem anerkannten Labor mit langjähriger Erfahrung in der Analyse von POPs durchgeführt. Diesen Analysen zugrundeliegende Matrices, Kosten und Bestimmungsgrenzen werden neben Informationen aus der Literatur als Bezugswerte für die Beurteilung der Bestimmungsgrenzen und der wirtschaftlichen Verfügbarkeit herangezogen.

2.4.3.2 (H) Hintergrundkontamination

Grenzwerte sollen oberhalb von bestehenden Hintergrundkontaminationen¹⁰ in der Umwelt liegen. Ein UPGW unterhalb der bestehenden Hintergrundkontamination hätte erhebliche wirtschaftliche Konsequenzen zur Folge. Ausgehobener Boden würde dann möglicherweise unter das POP-Abfallregime fallen und müsste als POP Abfall beseitigt und verwertet werden.

Die bestehende Hintergrundkontamination mit den relevanten Stoffen/Stoffgruppen ist daher eine wichtige Informationsgrundlage für die Ableitung von Grenzwerten.

Informationen zur bestehenden Hintergrundkontamination in der Umwelt sind in Kapitel 7.3.1.2 zusammengefasst. Bei den Monitoringergebnissen wird unterschieden zwischen typischer Hintergrundbelastung und erhöhten Belastungen z.B. in der Nähe von Punktquellen. Um der in der Regel begrenzten Verfügbarkeit von Daten Rechnung zu tragen, wird ein Unsicherheitsfaktor von 10 angewandt und ein entsprechender Wert abgeleitet, unterhalb dessen der UPGW nicht gewählt werden sollte. Die Ableitung erfolgt nach folgendem Schema: Höchste Hintergrundkontamination x Unsicherheitsfaktor (10) = Ergebnis für das Begrenzungskriterium „Hintergrundkontamination“.

¹⁰ Die Hintergrundkontamination ist die Hintergrundverunreinigung mit unerwünschten Stoffen. Gemeint ist die Konzentration in der die unerwünschten Stoffe als Verunreinigung vorliegen.

Als Literaturquelle zur Darstellung von bestehenden Hintergrundkontaminationen dient [BiPRO 2011]. Im Zuge der Recherchen wurde festgestellt, dass die in genannter Studie zusammengetragenen Informationen sowohl umfangreich als auch aktuell sind. Weitere relevante Quellen, insbesondere im Hinblick auf deutschlandspezifischen Daten, konnten nicht identifiziert werden.

2.4.3.3 (BV) Beseitigungs- und Verwertungskapazitäten

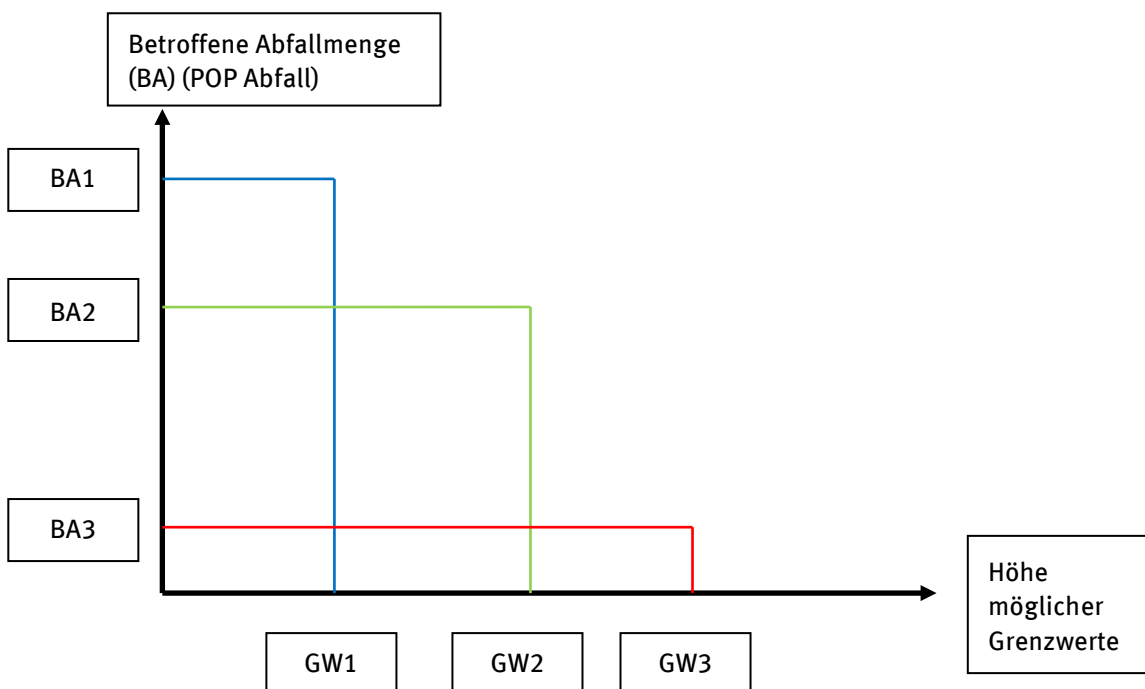
Grenzwerte sollen so liegen, dass die für die erforderliche Verwertung und Beseitigung benötigten (neuen) Behandlungswege und Kapazitäten realistisch verfügbar sind.

Mögliche UPGW haben unter Umständen erhebliche Veränderungen bei der Abfallbehandlung zur Folge, da Abfälle dann etwa nicht mehr recycelt oder deponiert werden dürfen, sondern ausschließlich einer energetischen Verwertung/thermischen Beseitigung zuzuführen sind. Diese stellt sicher, dass enthaltene POPs ohne unnötige Verzögerung zerstört oder unumkehrbar umgewandelt werden. Deshalb sollte geprüft werden, ob entsprechende Kapazitäten zur ordnungsgemäßen Beseitigung und Verwertung bei verschiedenen UPGW zur Verfügung stehen.

Um Grenzwerte ableiten zu können, die nicht zu Kapazitätsengpässen führen, werden zunächst Szenarien für realistische UPGW ausgearbeitet und deren Auswirkungen auf die Behandlungswege analysiert. Der Einfluss der unteren POP Grenzwerte hängt von der Höhe des Grenzwerts, den bestehenden Konzentrationen in den relevanten Abfallströmen (Bandbreite und Durchschnittskonzentration) sowie der Menge der betroffenen Abfallströme ab. Auf der Grundlage der Konzentrationswerte relevanter Abfallströme werden Szenarien für realistische UPGW erstellt und graphisch dargestellt. Dadurch lässt sich aufzeigen, welche Abfallmengen bei ausgewählten Grenzwerten betroffen wären.

Das Ergebnis verschiedener Szenarien ist beispielhaft in Abbildung 6 dargestellt:

Abbildung 6: Szenarien für betroffene Abfallmengen bei unterschiedlichen Grenzwerten



Die Mengen und Arten der betroffenen Abfälle (BA1, BA2 und BA3 in Abbildung 6) und ihre derzeitigen Entsorgungswege können auf Grundlage der Materialflussanalysen dargestellt werden. Die betroffenen Abfälle bei bestimmten realistischen Grenzwerten wären entsprechend Anhang V, Teil 1 der POP-Verordnung zu beseitigen oder zu verwerten (D9, D10, R1 oder R4). Daraus lässt sich schließen, bei welchen Grenzwerten (GW1, GW2 und GW3 in Abbildung 6) welche Abfallarten und Mengen

anders als derzeit zu behandeln wären. Die geänderten Behandlungsoptionen können vorhergesehen werden und es lässt sich prüfen, ob die erforderlichen Kapazitäten zur Verfügung stehen.

Zur Ableitung des Grenzwertvorschlags wird ein Anstieg der zusätzlich benötigten Kapazität der relevanten thermischen Abfallbehandlungsanlagen von bis zu 5% als vertretbar erachtet (Begründung siehe Kapitel 7.3.1.3). Die Berechnung erforderlicher Kapazitäten in Bezug auf jeden Stoff/jede Stoffgruppe erfolgt durch Abgleich der aus verschiedenen möglichen unteren POP Grenzwerten resultierenden Veränderungen der benötigten thermischen Behandlungskapazitäten mit den in Deutschland insgesamt zur Verfügung stehenden Behandlungskapazitäten (Veränderung in % = Mengenänderung gegenwärtiger Stand bei möglichem UPGW/Gesamtkapazität).

2.4.3.4 (W) Wirtschaftliche Auswirkungen

Grenzwerte sollen so gewählt werden, dass erforderliche zusätzliche Entsorgungskosten wirtschaftlich vertretbar sind.

Aus der Analyse der möglichen Entsorgungsoptionen kann abgeschätzt werden, wie sich die Kosten für die zukünftig geänderten Beseitigungs- und Verwertungswege ändern (z.B. geänderte Kosten wenn eine bestimmte Abfallart nicht mehr deponiert werden kann, sondern zu verbrennen ist).

Überschreitet der POP-Gehalt eines Abfalls den UPGW, so sind bestimmte Beseitigungs- und Verwertungsweisen möglich (D9, D10, R1, R4, permanente unterirdische Speicherung).

Wenn der POP Gehalt eines Abfalls über dem vorzuschlagenden Grenzwert liegt, hat das in der Praxis folgende mögliche Änderungen der Beseitigungs- und Verwertungswege zur Folge:

- | | |
|---------------------------------------|------------------------------------|
| ▶ Derzeit: Ablagerung | künftig: Verbrennung (D10 oder R1) |
| ▶ Derzeit: Recycling/Wiederverwendung | künftig: Verbrennung (D10 oder R1) |
| ▶ Derzeit: Ablagerung | künftig: Untertagedeponie |
| ▶ Derzeit: Recycling/Wiederverwendung | künftig: Untertagedeponie |

Theoretisch kann POP-haltiger Abfall auch nach Stabilisierung¹¹ abgelagert werden. Die Stabilisierung ist jedoch für die betrachteten Abfallströme nicht relevant und wird daher in der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung nicht berücksichtigt.

Bei einer möglichen Änderung der Beseitigungs- und Verwertungswege sind auch die daraus resultierenden Kostenänderungen zu berücksichtigen. Eine Abschätzung dieser wirtschaftlichen Auswirkungen erfolgt anhand der Kalkulation durchschnittlicher Kosten für geänderte Beseitigungs- und Verwertungswege.

Die Kosten für die Verbrennung von Abfällen in Deutschland liegen zwischen 80 und 250 € pro Tonne Abfall [Bio 2012]. Für die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung werden durchschnittlich 170 € kalkuliert. Eine Unterscheidung zwischen der Verbrennung in Sonderabfallverbrennungsanlagen und Siedlungsabfallverbrennungsanlagen bzw. gefährlichen und nicht gefährlichen Abfällen ist vor dem Projekthintergrund an dieser Stelle nicht erforderlich. Die Richtlinie 2000/76/EG über die Verbrennung von Abfällen oder die Industrieemissionsrichtlinie (Industrial Emissions Directive, IED) 2010/75/EU über Industrieemissionen enthalten keine rechtliche Verpflichtung, gefährliche Abfälle ausschließlich in Sondermüllverbrennungsanlagen zu verbrennen. Vielmehr müssen die Anlagen spezifische Genehmigungen für die verbrannten Abfallarten haben und bestimmte Vorgaben für gefährliche Abfälle einhalten.

¹¹ Die Stabilisierung ist eine chemisch/physikalische Behandlung (D9) und somit nach Anhang V, Teil 1 der EU POP-VO zulässig für POP-haltige Abfälle. In Entscheidung 2000/532/EG heißt es: „Stabilisierungsprozesse ändern die Gefährlichkeit der Bestandteile des Abfalls und wandeln somit gefährlichen Abfall in nicht gefährlichen Abfall um“.

Für die Option Recycling/Wiederverwendung kann nach [BiPRO 2011] mit durchschnittlich 40 € pro Tonne Abfall gerechnet werden. Die Kosten für die Ablagerung von Abfällen liegen in Deutschland bei 60 bis 220 € pro Tonne, in die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung fließt der Durchschnittswert von 140 € ein [Bio 2012].

Nach Informationen deutscher Betreiber von Untertagedeponien liegen die Kosten für die Untertagedeponie (UTD) bei 260 bis 900 € pro Tonne, unabhängig von der zu deponierenden Abfallart [EC 2010]. Die höheren Preise gelten für Abfälle, die etwa gesonderte Lagerung erfordern (z.B. Getrenntlagerung oder Lagerung in abgetrennten Bereichen; siehe [EC 2010]). Für die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung werden die Kosten mit durchschnittlich 260 € pro Tonne kalkuliert.

Tabelle 6 stellt sowohl die kalkulierten Kosten für die verschiedenen Beseitigungs- und Verwertungsoptionen als auch Kostenänderungen dar, die aus der Überschreitung des möglichen UPGW resultieren würden.

Tabelle 6: Kostenänderungen für relevante Beseitigungs- und Verwertungsoptionen

Derzeitige Behandlung	Künftige Behandlung wenn der UPGW überschritten ist	Kostenänderung pro Tonne Abfall
Ablagerung (140 €)	Verbrennung: D10 oder R1 (170 €)	30 €
Recycling/ Wiederverwendung (40 €)	Verbrennung: D10 oder R1 (170 €)	130 €
Ablagerung (140 €)	Untertagedeponie (260 €)	120 €
Recycling/ Wiederverwendung (40 €)	Untertagedeponie (260 €)	220 €

Die in der Tabelle dargestellten Kostenänderungen pro Tonne Abfall dienen als Grundlage zur Abschätzung der wirtschaftlichen Auswirkungen möglicher UPGW (vgl. Kapitel 7.3.1.4).

2.4.3.5 (GW) Grenzwerte

Grenzwerte sollen nicht im Widerspruch zu bestehenden Grenzwerten stehen. Zu diesem Zweck werden bestehende Grenzwerte auf nationaler und internationaler Ebene zusammengefasst.

Auf der Grundlage bestehender Grenzwerte wird diskutiert, ob es zu möglichen Konflikten zwischen den bestehenden Grenzwerten und den vorzuschlagenden UPGW kommen kann und insbesondere, ob und wie die bestehenden Grenzwerte mögliche UPGW nach oben begrenzen.

2.4.3.6 (UG) Mögliche Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen

Zur Risikoabwehr sollen Grenzwerte so liegen, dass mögliche Auswirkungen auf die Umwelt und die menschliche Gesundheit vermieden werden und Mensch und Umwelt möglichst weitgehend vor persistenten organischen Schadstoffen geschützt werden.

Grundsätzlich sind Risiken für Umwelt und Gesundheit in allen „Lebensphasen“ eines Abfalls (Entstehung, Transport, Vorbehandlung und Behandlung zur Beseitigung/Verwertung) möglich. Im Projektzusammenhang geht es um die Ermittlung von Vorschlägen für untere POP Grenzwerte im Sinne der EU POP-VO und damit ausschließlich um die Phase der Beseitigung und Verwertung. Folglich ist eine Einschätzung erforderlich, oberhalb welcher POP Gehalte die Beseitigung und Verwertung POP-haltiger Abfälle möglicherweise negative Auswirkungen auf Umwelt und Gesundheit haben können.

Aufgrund ihrer Toxizität können POPs grundsätzlich negative Umwelt- oder Gesundheitsauswirkungen bewirken wenn es zur Exposition von Menschen oder anderen Organismen kommt oder eine Belastung von Umweltkompartimenten erfolgt.

Zu einer konkreten Auswirkung kommt es erst, wenn es zu einer Exposition von Menschen oder Umwelt oberhalb einer gewissen POP-Konzentration kommt. Die (vorausgesagte) Umweltkonzentration bei der keine Auswirkungen auftreten bezeichnet man als (P)NEC ((predicted) no effect concentration). Bleibt diese Konzentration unterschritten, sind keine Umweltrisiken zu erwarten. Der Arbeitsplatzgrenzwert (AGW) ist die Konzentration eines Stoffes in der Luft (in mg/m³) am Arbeitsplatz, bei der eine Auswirkung auf die Gesundheit von Beschäftigten nicht zu erwarten ist. Bleibt diese Konzentration unterschritten, sind keine Gesundheitsrisiken zu erwarten. Der biologische Grenzwert (BGW) ist die maximal zulässige Konzentration eines Stoffes im Blut eines Beschäftigten, bei dem eine Schädigung der Gesundheit nicht zu erwarten ist. Bleibt diese Konzentration unterschritten, sind keine Gesundheitsrisiken zu erwarten.

In bestimmten Fällen kann durch die Beseitigung/Verwertung des POP Gehalts eines Abfalls direkt zu einer Exposition von Mensch oder Umwelt führen (z.B. durch das Aufbringen von POP-haltigem Klärschlamm auf landwirtschaftlich genutzte Flächen). Wenn der POP Gehalt im Abfall höher als der (P)NEC liegt, können sich direkt negative Auswirkungen ergeben.

In bestimmten Fällen kann durch die Beseitigung/Verwertung der POP Gehalt eines Abfalls indirekt zu einer Exposition von Mensch oder Umwelt führen (z.B. wenn POPs aus einer Deponie austreten oder der POP Anteil bei einer Verbrennung nicht vollständig zerstört wird oder der bei der Verbrennung neue POPs entstehen). Wenn daraufhin der POP Gehalt in der Umwelt höher als der (P)NEC liegt, können sich negative Auswirkungen ergeben.

In anderen Fällen kann der POP Gehalt eines Abfalls bereits bei der Vorbehandlung oder Behandlung zur Beseitigung oder Verwertung zu einer Exposition von Mensch oder Umwelt führen (z.B. durch Emissionen von POPs beim Schreddern von POP-haltigen Abfällen). Wenn daraufhin der POP Gehalt am Arbeitsplatz höher als der zulässige Arbeitsplatzgrenzwert ist, oder der POP Gehalt im Blut von Beschäftigten oder Dritten höher als der biologische Grenzwert ist, können sich negative Auswirkungen auf die Gesundheit ergeben.

In diesen Fällen hängt das Risiko von den spezifischen Randbedingungen ab. Zur Analyse der Randbedingungen wird diskutiert, wie der Abfall zur Beseitigung und Verwertung vorbehandelt und behandelt und schließlich beseitigt/verwertet wird. Bei der Analyse (siehe Kapitel 6) werden insbesondere folgende Fragen berücksichtigt:

- ▶ Sind die nach Anhang V, Teil 1 erlaubten Beseitigungs- und Verwertungsverfahren (D9, D10, R1, R4) geeignet, die relevanten Stoffe zu zerstören oder unumkehrbar umzuwandeln?
- ▶ Führen die entsprechenden Prozesse möglicherweise zur Neubildung von POPs?
- ▶ Verursachen Beseitigung oder Verwertung möglicherweise eine Umwelt- oder Gesundheitsgefährdung (d.h. eine relevante Exposition von Mensch oder Umwelt)? Eine Emission von signifikanten POP Mengen in die Umwelt wird grundsätzlich als Risiko betrachtet.

Hierzu sind relevante Informationen über die wesentlichen Expositionspfade zu berücksichtigen, und es ist zu diskutieren durch welche Praktiken bei der Abfallverwertung und Beseitigung mögliche Umwelt- oder Gesundheitsrisiken entstehen können.

3 Material- und Stoffflüsse

3.1 Übergreifende Materialflüsse

Die Materialflüsse werden im Folgenden übergreifend dargestellt und bilden die Grundlage für die Erstellung der Stoff- und Materialflüsse für die einzelnen Stoffe/Stoffgruppen:

- ▶ Baumaterialien und Bauabfälle
- ▶ Kunststoffabfälle
- ▶ Haushaltsabfälle
- ▶ Krankenhausabfälle
- ▶ Sonderabfälle
- ▶ Klärschlamm
- ▶ Aschen und Schlacken aus der Müllverbrennung

3.1.1 Baumaterialien und Bauabfälle

HBCD, PCP und SCCP werden oder wurden in Produkten eingesetzt, die im Baubereich verwendet werden oder wurden. Tabelle 7 gibt einen Überblick über die relevantesten Produkte und typische Verwendung im Baubereich.

Tabelle 7: Typische Verwendung von HBCD, PCN und SCCP im Baubereich

Produkt	Relevanter POP Kandidat	Typische Verwendung im Baubereich
EPS Dämmplatten XPS Dämmplatten	HBCD	Isolierungen Bodenplatten, Fundamente Außenisolierung erdberührter Wände Außenisolierung Wände/Fassaden Isolierungen in Feucht- und Kühlräumen Dämmungen von Fußböden und Decken Dämmungen von Dächern
HIPS Verteilerkästen	HBCD	Verteilerkästen zur Elektroinstallation
Imprägniertes Holz	PCP	Holzkonstruktionen im Innen- und Außenbereich Fensterrahmen
Farben und Lacke	SCCP	Anstriche
Dichtmassen	SCCP	Fugendichtungen
Klebstmassen	SCCP	Verklebungen
Gummi- und Kunststoffprodukte	SCCP	PVC Kabel, andere flammgeschützte Kunststoff- und Gummiprodukte

Tabelle 8 gibt einen Überblick über die Abfallbezeichnungen von Bau- und Abbruchabfällen und in welchen der Abfallteilströme die untersuchten Stoffe/Stoffgruppen mit hoher Wahrscheinlichkeit auftreten.

Tabelle 8: Abfallbezeichnungen von Bau- und Abbruchabfällen und mögliche POP relevante Anteile

ASN	Abfallbezeichnung	Möglicher POP relevanter Abfallanteil des Abfalls
-----	-------------------	---

ASN	Abfallbezeichnung	Möglicher POP relevanter Abfallanteil des Abfalls
17	Bau- und Abbruchabfälle (einschließlich Aushub von verunreinigten Standorten)	
17 01	Beton, Ziegel, Fliesen und Keramik	Anhaftungen möglich
17 01 01	Beton	Anhaftungen möglich
17 01 02	Ziegel	Anhaftungen möglich
17 01 03	Fliesen, Ziegel und Keramik	Anhaftungen möglich
17 01 06*	Gemische aus oder getrennte Fraktionen von Beton, Ziegeln, Fliesen und Keramik, die gefährliche Stoffe enthalten	HBCD, SCCP in entsprechend gemischten Bauabfällen die z.B. Anstriche, Kleber, etc. enthalten
17 01 07	Gemische aus Beton, Ziegeln, Fliesen und Keramik mit Ausnahme derjenigen, die unter 17 01 06 fallen	HBCD, SCCP in entsprechend gemischten Bauabfällen die z.B. Anstriche, Kleber, etc. enthalten
17 02	Holz, Glas und Kunststoff	
17 02 01	Holz	PCP-haltiges Holz
17 02 02	Glas	
17 02 03	Kunststoff	HIPS Verteilerkästen, SCCP-haltige Farben, Lacke, Dichtungen, Klebmittel, Kunststoffe, etc.
17 02 04*	Glas, Kunststoff und Holz, die gefährliche Stoffe enthalten oder durch gefährliche Stoffe verunreinigt sind	PCP-haltiges Holz
17 03	Bitumengemische, Kohlenteer und teerhaltige Produkte	
17 03 01*	kohlenteerhaltige Bitumengemische	
17 03 02	Bitumengemische mit Ausnahme derjenigen, die unter 17 03 01 fallen	
17 03 03*	Kohlenteer und teerhaltige Produkte	
17 04	Metalle (einschließlich Legierungen)	
17 04 01	Kupfer, Bronze, Messing	
17 04 02	Aluminium	
17 04 03	Blei	
17 04 04	Zink	
17 04 05	Eisen und Stahl	
17 04 06	Zinn	
17 04 07	Gemischte Metalle	
17 04 09*	Metallabfälle, die durch gefährliche Stoffe verunreinigt sind	
17 04 10*	Kabel, die Öl, Kohlenteer oder andere gefährliche Stoffe enthalten	SCCP-haltige PVC Kabel
17 04 11	Kabel mit Ausnahme derjenigen, die unter 17 04 10 fallen	SCCP-haltige PVC Kabel
17 05	Boden (einschließlich Aushub von verunrei-	Anteile von XPS aus der Dämmung von Fun-

ASN	Abfallbezeichnung	Möglicher POP relevanter Abfallanteil des Abfalls
	nigten Standorten), Steine und Baggergut	damenten, Straßenbetten etc. möglich
17 05 03*	Boden und Steine, die gefährliche Stoffe enthalten	Anteile von XPS aus der Dämmung von Fundamenten, Straßenbetten etc. möglich
17 05 04	Boden und Steine mit Ausnahme derjenigen, die unter 17 05 03 fallen	Anteile von XPS aus der Dämmung von Fundamenten, Straßenbetten etc. möglich
17 05 05*	Baggergut, das gefährliche Stoffe enthält	
17 05 06	Baggergut mit Ausnahme desjenigen, das unter 17 05 05 fällt	
17 05 07*	Gleisschotter, der gefährliche Stoffe enthält	
17 05 08	Gleisschotter mit Ausnahme desjenigen, der unter 17 05 07 fällt	
17 06	Dämmmaterial und asbesthaltige Baustoffe	
17 06 01*	Dämmmaterial, das Asbest enthält	
17 06 03*	anderes Dämmmaterial, das aus gefährlichen Stoffen besteht oder solche Stoffe enthält	EPS/XPS Dämmmaterial
17 06 04	Dämmmaterial mit Ausnahme desjenigen, das unter 17 06 01 und 17 06 03 fällt	EPS/XPS Dämmmaterial Anmerkung: Zu den Dämmstoffen gehören Glaswolle, Steinwolle und Styropor. Als ungefährlich gelten Dämmstoffe, wenn sie nach dem 01.06.2000 hergestellt wurden
17 06 05*	asbesthaltige Baustoffe	
17 08	Baustoffe auf Gipsbasis	
17 08 01*	Baustoffe auf Gipsbasis, die durch gefährliche Stoffe verunreinigt sind	Anhaftungen von SCCP-haltigen Farben, Klebern, EPS/XPS Dämmmaterial, etc. möglich.
17 08 02	Baustoffe auf Gipsbasis mit Ausnahme derjenigen, die unter 17 08 01 fallen	
17 09	Sonstige Bau- und Abbruchabfälle	
17 09 01*	Bau- und Abbruchabfälle, die Quecksilber enthalten	
17 09 02*	Bau- und Abbruchabfälle, die PCB enthalten (z.B. PCB-haltige Dichtungsmassen, PCB-haltige Bodenbeläge auf Harzbasis, PCB-haltige Isolierverglasungen, PCB-haltige Kondensatoren)	SCCP-haltige Dichtungsmassen
17 09 03*	sonstige Bau- und Abbruchabfälle (einschließlich gemischte Abfälle), die gefährliche Stoffe enthalten	Anhaftungen/Anteile von HBCD, SCCP und PCP in entsprechend gemischten Bauabfällen
17 09 04	gemischte Bau- und Abbruchabfälle mit Ausnahme derjenigen, die unter 17 09 01, 17 09 02 und 17 09 03 fallen	Anhaftungen/Anteile von HBCD, SCCP und PCP in entsprechend gemischten Bauabfällen

Ein wesentlicher Anteil der in Deutschland verwendeten POP-Kandidatenstoffe HBCD, SCCP und PCP wurde bzw. wird im Baubereich eingesetzt. Die Verwertungs- und Beseitigungswege von Bau- und

Abbruchabfällen in Deutschland beeinflussen daher wesentlich den Verbleib bzw. die Zerstörung dieser Stoffe/Stoffgruppen.

Aufgrund obiger Einschätzung sind insbesondere folgende ASN relevant: 17 01 06*, 17 01 07, 17 02 01, 17 02 04*, 17 04 10*, 17 04 11, 17 05 03*, 17 05 04, 17 06 03*, 17 06 04, 17 08 01*, 17 09 02*, 17 09 03*, 17 09 04.

Eine Anfrage beim Deutschen Abbruchverband ergab, dass dort keine statistischen Daten zu Abbruchvorhaben (Gesamtanfall Abbruchabfälle, Anfall der relevanten Fraktionen nach Abfallschlüsselnummern) erhoben werden bzw. bekannt sind, dass aber statistische Daten beim statistischen Bundesamt vorliegen. Informationen zu anfallenden Mengen und zur Verwertung und Beseitigung der relevanten Abfallarten (z.B. EPS und XPS Dämmstoffe, Kleber, Dichtungen, etc.) liegen dem Verband nicht vor.

Insgesamt wird der Anfall von Bauschutt in Deutschland auf ca. 50 Mio. t/a eingeschätzt [UBA 2013].

Nach Angaben von Consultic fielen insgesamt in 2011 372 kt Post-Consumer Kunststoffabfälle (das heißt Kunststoffabfälle, welche durch private oder gewerbliche Endverbraucher entstehen) aus dem Baubereich und 83 kt PS-E Post-Consumer Kunststoffabfälle an [Consultic 2012]. Es ist unklar wie hoch bei den PS-E Post-Consumer Abfällen der Anteil aus dem Baubereich ist.

ASN 170604 beinhaltet neben EPS/XPS auch andere Dämmstoffe ¹² Wie hoch der Anteil an EPS/XPS Dämmstoffen ist, ist unklar. Es scheint, dass EPS/XPS Dämmstoffe in der Praxis bisher eher als untergeordnete Fraktion in sonstigen Abfallströmen verwertet und beseitigt werden. In erster Linie kommen hier die großen Mengenströme (ASN 17 01 07 und ASN 17 05 04) aber auch alle anderen Bauabfallteilströme in Betracht (siehe Tabelle 9).

Im Informations-Portal-Abfallbewertung (IPA) Abfallsteckbrief zu ASN 170604, der die EPS/XPS Dämmstoffe zuzuordnen sind, sind Kunststoffe bei der Charakterisierung der Zusammensetzung nicht genannt [IPA 2012a]. Dies kann neben den Aussagen von Betreibern von Bauschuttanfallungsanlagen als weiteres Indiz gewertet werden, dass die Abfälle aus EPS und XPS Dämmstoffen im Baubereich bisher von untergeordneter Bedeutung sind.

Bauabfälle stellen in Deutschland – neben Bergbaurestmassen – den größten Anteil am Gesamtabfallaufkommen dar. Nach der statistischen Erfassung der Arbeitsgemeinschaft Kreislaufwirtschaftsträger Bau (ARGE KWTB) entfiel im Jahr 2004 der größte Anteil der 200,7 Mio. t an Bau- und Abbruchabfällen mit 128,3 Mio. t (63,9%) auf Bodenaushub. Bauschutt und Straßenaufbruch stellten mit 50,5 Mio. t (25,2%) bzw. 19,7 Mio. t (9,8%) zusammen den zweitgrößten Massenstrom im Bereich der Baurestmassen. Baustellenabfälle (1,9 Mio. t bzw. 0,9%) und Bauabfälle auf Gipsbasis (0,3 Mio. t bzw. 0,2%) hatten einen deutlich geringeren Anteil. Als Bauschutt werden mineralische Stoffe aus Bautätigkeiten, auch mit geringfügigen Fremdanteilen (nicht mineralisch), bezeichnet. Er kann neben Beton auch Reste von anderen mineralischen Baustoffen wie Ziegel, Glas, Putz usw. enthalten [UBA 2013].

Es kann davon ausgegangen werden, dass erhebliche Anteile des EPS und XPS Abfalls aus Abbruch und Sanierung im Bauschutt anfallen, der mengenmäßig mit etwa 50 Mio. t einzuschätzen ist.

Aufgrund des enthaltenen Wertstoffpotentials ist der primäre Fokus der Bauabfallbehandlung die Verwertung von Bauschutt und Straßenaufbruch und hier die Verwertung des mineralischen Anteils. Ziel ist es, die mineralischen Anteile möglichst sortenrein zu erhalten, um ein möglichst hochwertiges Recycling zu ermöglichen [UBA 2013]. Die Bauwirtschaft habe die Verwertungsquote minerali-

¹² Zu den Dämmstoffen gehören Glaswolle, Steinwolle und Styropor. Als ungefährlich gelten (Mineralfaser) Dämmstoffe, wenn sie nach dem 01.06.2000 hergestellt wurden. Styropor gilt als ungefährlich. Ungefährliche Dämmstoffe werden der Abfallschlüsselnummer 170604 zugeordnet. Zu deren Entsorgung werden Container z.B. von 2 bis 20 m³ eingesetzt

scher Abfälle im Zeitraum von 1995 bis 2005 von rund 50 auf knapp 90 Prozent gesteigert, teilt die Brancheninitiative ARGE KWTB auf ihrer Homepage mit¹³. Laut [UBA 2013] wurden in den vergangenen Jahren Verwertungs- bzw. Recyclingquoten von über 70% erreicht.

Die im vorliegenden Projekt relevanten Stoffströme im Bauabfall sind in der Regel nicht primäres Ziel für eine werkstoffliche Verwertung (siehe Tabelle 9). Dämmmaterialien aus PS-E, sonstige flammgeschützte Kunststoffe und Gummis, Kleber, Dichtungen und Anstriche sowie Altholz werden in der Regel als Störstoffe gesehen und werden möglichst vom mineralischen Anteil abgetrennt und gesondert verwertet oder beseitigt. Eine saubere Abtrennung von Störstoffen ist allerdings z.B. wegen der Anhaftung an mineralischen Anteilen (Beton, Ziegel, Putz, etc.) oft nur schwer möglich. Unter anderem dadurch kann die Umweltverträglichkeit von recycelten Gesteinskörnungen beeinträchtigt sein [UBA 2013]. Dies ist grundsätzlich auch aufgrund des Vorkommens der POP Kandidaten HBCD, PCP und SCCP möglich. Laut DepV darf der Glühverlust aus Deponien je nach Deponieklasse bis zu 3, 5 oder 10% betragen. Für die Deponieklasse 0 für Inertabfälle darf der Glühverlust bis zu 3% betragen. Entsprechend ist es möglich, Bauschutt mit organischen Verunreinigungen bis zu 3% auf Bauschuttdeponien zu beseitigen.

Entsprechend wichtig ist es, durch geeignete Techniken und Verfahren beim Rückbau von Gebäuden und der Aufbereitung der generierten Materialien, auf eine möglichst sinnvolle Kreislaufführung der mineralischen Rohstoffe zu achten. Mit optimiert eingesetzten Rückbauverfahren und geeigneter Aufbereitungstechnik können Stoffströme getrennt gehalten und die Herstellung qualitativ hochwertiger RC-Baustoffe erreicht werden. Hohe Qualitätsstandards sind notwendig um die Marktfähigkeit der Recyclingbaustoffe zu gewährleisten [UBA 2013]. Durch den Einsatz geeigneter Techniken und Verfahren wird gleichzeitig erreicht, dass POP-haltige Materialströme weitgehend von den mineralischen und metallischen Anteilen im Bauschutt getrennt werden und eine geeignete Beseitigung dieser Materialströme möglich wird.

Tabelle 9: Einschätzung zur Verwertung und Beseitigung relevanter Produkte im Baubereich

Produkt	Relevanter POP Kandidat	Einschätzung zur Verwertung und Beseitigung relevanter Produkte im Baubereich
EPS Dämmplatten XPS Dämmplatten	HBCD	Zuordnung zu ASN 170604, dort derzeit nur ein untergeordneter Teilstrom neben Mineralfaserdämmstoffen. In Zukunft steigender Anteil. Nicht im Fokus der Verwertung von Bauabfällen Restmengen werden als Störstoff im mineralischen Anteil verwertet oder abgetrennt und i.d.R. energetisch verwertet oder deponiert Keine quantitativen Daten verfügbar
HIPS Verteilerkästen	HBCD	Zuordnung zu ASN 170203 oder 170204*, dort derzeit nur ein untergeordneter Teilstrom neben sonstigen Kunststoffen Nicht im Fokus der Verwertung von Bauabfällen Restmengen werden als Störstoff im mineralischen Anteil verwertet oder abgetrennt und die abgetrennte Fraktion (i.d.R. thermisch) verwertet oder deponiert. Keine quantitativen Daten verfügbar

¹³ Quelle: <http://www.euwid-recycling.de/news/wirtschaft/einzelansicht/Artikel/arge-kreislaufwirtschaftstraeger-bau.html>
(Anmerkung: Die Arbeitsgemeinschaft Kreislaufwirtschaftsträger Bau (ARGE KWTB) hat sich aufgelöst. Der 1995 gegründete Zusammenschluss aus Verbänden und Organisationen der Bauwirtschaft hatte sich in einer freiwilligen Selbstverpflichtung zum Ziel gesetzt, die Ablagerung von verwertbaren Bauabfällen deutlich zu reduzieren.)

Imprägniertes Holz	PCP	Zuordnung zu Altholz Kategorie AIV Getrennte Entsorgung und i.d.R. energ. Verwertung Quantitative Daten verfügbar
Farben und Lacke, Dichtmassen, Klebstoffe, Gummi- und Kunst- stoffprodukte	SCCP	Untergeordneter Teilstrom in Beton-, Ziegel-, Fliesen- und Keramikgemische oder Fraktionen (170106* und evtl. auch weitere) Nicht im Fokus der Verwertung von Bauabfällen Restmengen werden als Störstoff im mineralischen Anteil verwertet oder abgetrennt und die abgetrennte Fraktion (i.d.R. thermisch) verwertet oder deponiert. Häufig als schwer abtrennbare Restmengen (insbesondere Farben, Lacke, Kleber, Dichtmassen) im mineralischen Anteil und entspre- chende Verwertung und Beseitigung Teilweise quantitative Daten verfügbar

3.1.2 Kunststoffabfälle

HBCD und SCCP werden oder wurden in Kunststoffen eingesetzt. Tabelle 10 gibt einen Überblick über die relevantesten Produkte und typische Verwendungen.

Tabelle 10: Typische Verwendung von HBCD und SCCP in Kunststoffen

Relevanter POP Kandidat	Typische Kunststoffprodukte
HBCD	EPS Dämmplatten XPS Dämmplatten Verpackungen Verteilerkästen zur Elektroinstallation Stereo und Videogeräte
SCCP	Farben und Lacke Dichtmassen Klebstoffe PVC Kabel und andere flammgeschützte Kunststoff- und Gummiprodukte

Bereinigt um nicht-werkstoffliche Anwendungen betrug die verarbeitete Kunststoffmenge in Deutschland in 2011 11,86 Mio. t. Unter Berücksichtigung von Importen und Exporten ergibt sich ein Kunststoffinlandsverbrauch in Deutschland in 2011 von 9,65 Mio. t. Die angefallene Menge an Kunststoffabfällen in Deutschland betrug im selben Jahr 5,45 Mio. t, davon 1,01 Mio. t Produktions- und Verarbeitungsabfälle¹⁴ und 4,44 Mio. t Post-Consumer-Abfälle¹⁵. Sowohl verarbeitete Menge, Verbrauch als auch Abfallanfall zeigen steigende Tendenz (jeweils etwa 5%/a von 2009 bis 2011). [Consultic 2012]

¹⁴ Abfälle, die bei der Herstellung oder Verarbeitung von Kunststoffen anfallen (i.d.R. sortenrein)

¹⁵ Abfälle, die nach dem Gebrauch der Kunststoffe anfallen (häufig nicht sortenrein). Auch solche, die bei der Installation, dem Einbau oder der Verlegung etc. anfallen (z.B. Rohre, Kabel, Fußböden, Dämmplatten, etc.)

Tabelle 11 gibt einen Überblick über die Anfallorte der erfassten Kunststoffabfälle.

Tabelle 11: Kunststoffabfälle zur Verwertung und Beseitigung nach Anfallorten (Herkunftsarten farblich gekennzeichnet: weiß = gewerbliche Endverbraucher; hellblau = private Haushalte; dunkelblau = Erzeuger; gelb = Verarbeiter; Tabelle aus [Consultic 2012])

Anfallorte 2011	Erfasste Kunststoffabfallmengen		
	Menge in kt	Verwertung in kt	Beseitigung in kt
Gewerbeabfälle über private Entsorger	994	974	20
Hausmüllähnliche Gewerbeabfälle über öffentlich-rechtliche Entsorger (öRE)	162	158	4
Schredderbetriebe (nur Altkarossern) incl. Autoverwerter & Reparaturwerkstätten	189	174	15
Sammel- und Verwertungssysteme für gewerbliche Verpackungen (auch Transport- und Umverpackungen)	345	345	0
Sonstige Sammlungs- und Verwertungssysteme (AGPR, Kunststoffrohrverband, Dachbahnen, Rewindo etc.)	95	95	0
Verkaufsverpackungen	1.400	1.400	0
Restmüll Haushalte	849	829	20
Spermüll Haushalte ¹⁾	188	186	2
Wertstoffsammlung (öRE) ²⁾	45	45	0
E+E Schrott aus Privathaushalten, Gewerbe & Industrie (Rücknahme über öRE, Wertstoffhöfe, Handel & private Entsorger)	171	170	1
Erzeuger	74	72	2
Verarbeiter	936	934	2
Gesamt	5.448	5.382	66

1) z.B. Möbel, Teppiche, „weiße Ware“, „braune Ware“

2) Diverse Kunststoffprodukte z.B. Rohre, Behälter, Folien aus Haushalt und Gewerbe aus Bringsystemen (z.B. Bayern und Baden Württemberg)

Die Anteile der Beseitigung, energetischen Verwertung und stofflichen Verwertung unterscheiden sich erheblich je nach Herkunftsart. Die stoffliche Verwertung liegt bei Erzeugern und Verarbeitern aufgrund der Sortenreinheit und Sauberkeit der Abfälle bei rund 70 bzw. 90%, bei privaten Haushalten bzw. gewerblichen Endverbrauchern dagegen bei etwa 35 bzw. 30% (siehe Tabelle 12).

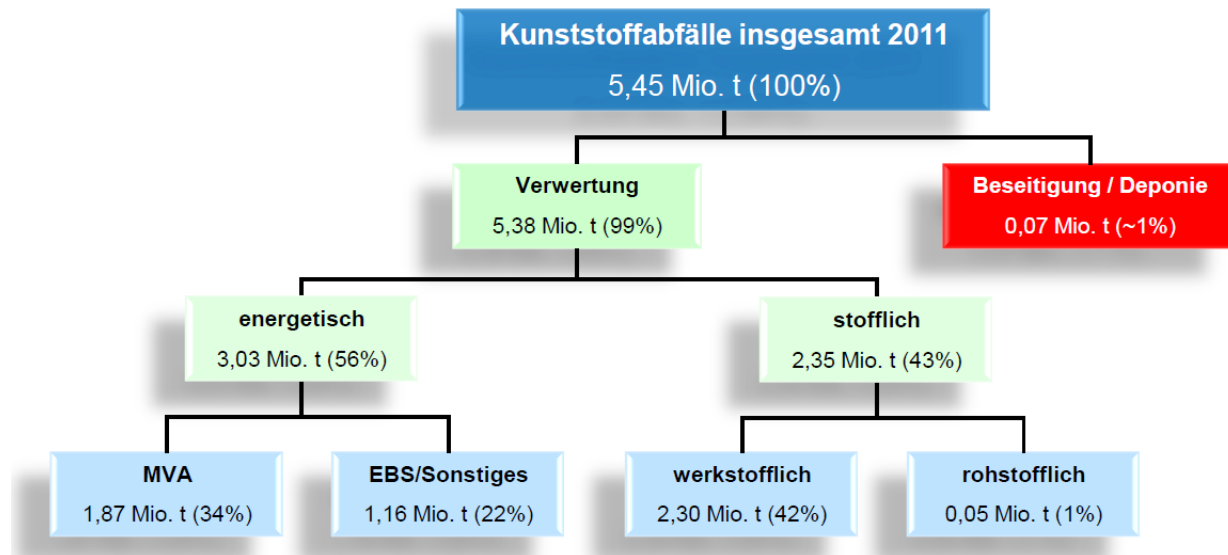
Tabelle 12: Kunststoffabfälle zur Verwertung und Beseitigung nach Herkunftsarten in 2011 (Quelle [Consultic 2012])

Herkunftsart	Menge in kt	Beseitigung in %	Energetische Verwertung in %	Stoffliche Verwertung in %
Private Haushalte	2.653	0,9	64,6	34,6
Gewerbliche Endverbraucher	1.785	2,2	67,8	30,0
Kunststoffverarbeitung	936	0,2	9,8	90,0
Kunststofferzeugung	74	2,7	26,6	71,1

Von den 5,45 Mio. t erfassten Kunststoffabfällen wurden etwa 56% energetisch 42% werkstofflich, und jeweils etwa 1% rohstofflich verwertet bzw. beseitigt (deponiert), (siehe Abbildung 7). Bei den Post-Consumer-Abfällen (4,44 Mio. t) wurden etwa 66% energetisch, 32% werkstofflich, und jeweils etwa 1% rohstofflich verwertet bzw. beseitigt (deponiert), [Consultic 2012].

Die folgende Abbildung illustriert den Stofffluss für die Gesamtmenge der erfassten Kunststoffabfälle in Deutschland.

Abbildung 7: Kunststoffabfälle und Verwertung – Verwertungsarten inkl. Produktions- und Verarbeitungsabfälle (Abbildung aus [Consultic 2012]).



Folgende Differenzierungen sind für die relevanten Bereiche möglich [Consultic 2012]:

- ▶ Im Baubereich anfallende Post-Consumer Kunststoffabfälle (372 kt in 2011) werden zu 70,2% bzw. zu 25,8% energetisch bzw. werkstofflich verwertet (0% rohstofflich) und zu 4% deponiert (siehe Tabelle 13).
- ▶ Im Verpackungsbereich anfallende Post-Consumer Kunststoffabfälle (2.692 kt in 2011) werden zu 57,8% bzw. zu 39,8% und 2,0% energetisch bzw. werkstofflich und rohstofflich verwertet und zu 0,4% deponiert. Haushaltsnahe Kunststoffverpackungsabfälle (1.839 kt in 2011) werden zu 54,6% bzw. zu 42,1% und 2,9% energetisch bzw. werkstofflich und rohstofflich verwertet und zu 0,4% deponiert. Industrielle/gewerbliche Kunststoffverpackungsabfälle (853 kt in 2011) werden zu 64,7% bzw. zu 34,7% und 0% energetisch bzw. werkstofflich und rohstofflich verwertet und zu 0,6% deponiert (siehe Tabelle 13), [Consultic 2012].
- ▶ Im Elektrobereich anfallende Post-Consumer Kunststoffabfälle (241 kt in 2011) werden zu 90,0% bzw. zu 7,5% energetisch bzw. werkstofflich verwertet (0% rohstofflich) und zu 2,5% deponiert (siehe Tabelle 13), [Consultic 2012].
- ▶ Insgesamt im Post-Consumer Bereich anfallende Kunststoffabfälle (2.692 kt in 2011) werden zu 65,9% bzw. zu 31,5% und 1,2% energetisch bzw. werkstofflich und rohstofflich verwertet und zu 1,4% deponiert (siehe Tabelle 13), [Consultic 2012].

Tabelle 13 gibt einen Überblick über das Abfallaufkommen und die Behandlung in diesen Bereichen.

Tabelle 13: Kunststoffabfälle zur Verwertung und Beseitigung nach Herkunftsarten in 2011 [Consultic 2012]

Bereich	Aufkommen (kt)	Werkstoffliche Verwertung (%)	Rohstoffliche Verwertung (%)	Energetische Verwertung (%)	Beseitigung (Deponie) (%)
Verpackungen	2.692	39,8	2,0	57,8	0,4
Haushaltsnahe Verpackungen	1.839	42,1	2,9	54,6	0,4
Industrielle/gewerbl. Verpackungen	853	34,7	0,0	64,7	0,6
Elektro/Elektronik	241	7,5	0,0	90,0	2,5
Bau	372	25,8	0,0	70,2	4,0
Post-Consumer Kunststoffabfälle insgesamt	4.438	31,5	1,2	65,9	1,4

3.1.3 Haushaltsabfälle

In 2011 belief sich das Gesamtaufkommen an Haushaltsabfällen in Deutschland auf etwa 44 Mio. Tonnen. Der Abfall wurde zu einem hohen Anteil (~64%) stofflich und energetisch (~16%) verwertet. Die restliche Abfallmenge wurde verbrannt (~16%) und ein vergleichsweise geringer Anteil (~4%) wurde behandelt und beseitigt [DESTATIS 2013a]. Diese Verteilung wird für die weiteren Abschätzungen im Kapitel 2.1 verwendet.

3.1.4 Krankenhausabfälle

HCBD und PCN können unbeabsichtigt bei Verbrennungsprozessen entstehen. Relevant sind dabei insbesondere die Verbrennung von Krankenhausabfall, Sonderabfall und Siedlungsabfall. Das Abfallaufkommen (medizinische und biologische Abfälle) in Deutschland belief sich in 2010 auf ca. 280.000 t [EUROSTAT 2013c]. Diese Abfälle wurden in Deutschland in 2010 wie folgt behandelt/entsorgt (siehe Tabelle 14, Tabelle 15 und Tabelle 16):

Tabelle 14: Verwertung/Beseitigung von medizinisch und biologischen Abfällen [EUROSTAT 2013c]

Behandlung von Medizinischen und biologischen Abfällen in Deutschland in 2010 (Gesamt)	Gesamt	Verbrennung (energetische Verwertung R1)	Verwertung außer R1	D10 (Verbrennung)	Beseitigung (Deponierung)
in [t]	269.394	118.867	4.362	144.761	1.404
in [%]	100,0	44,1	1,6	53,7	0,5

Tabelle 15: Verwertung/Beseitigung von nicht gefährlichen med. und bio. Abfällen [EUROSTAT 2013c]

Behandlung von Medizinischen und biologischen Abfällen in Deutschland in	Gesamt (nicht gefähr-)	Verbrennung (energetische Verwertung)	Verwertung außer R1	D10 (Verbrennung)	Beseitigung (Deponierung)
--	------------------------	---------------------------------------	---------------------	-------------------	---------------------------

2010 (nicht gefährlich)	lich)	R1)			
in [t]	258.893	113.467	4.362	139.660	1.404
in [%]	100,0	43,8	1,7	53,9	0,5

Tabelle 16: Verwertung/Beseitigung von gefährlichen med. und bio. Abfällen [EUROSTAT 2013c]

Behandlung von Medizinischen und biologischen Abfällen in Deutschland in 2010 (gefährlich)	Gesamt (gefährlich)	Verbrennung (energetische Verwertung R1)	Verwertung außer R1	D10 (Verbrennung)	Beseitigung (Deponierung)
in [t]	10.501	5.400	0	5.101	0
in [%]	100,0	51,4	0	48,6	0

3.1.5 Sonderabfälle

In Deutschland gibt es etwa 30 Sonderabfallverbrennungsanlagen (SAV). Die meisten Anlagen befinden sich an Standorten der chemischen Industrie und entsorgen hauptsächlich die Abfälle der benachbarten Industrieanlagen. Mittlerweile sind sie häufig aus dem Chemiebetrieb ausgegliedert und betreiben ihre eigene Abfallakquisition.

Die jährlich nutzbare Verbrennungskapazität der Sonderabfallverbrennungsanlagen liegt bei ca. 1,5 Mio. t. Tatsächlich werden aber deutlich weniger Sonderabfälle verbrannt, wobei der Auslastungsgrad einzelner Anlagen sehr unterschiedlich sein kann [UBA 2014].

POP-haltige Abfälle können grundsätzlich sowohl in Sonderabfallverbrennungsanlagen, als auch in Siedlungsabfallverbrennungsanlagen verbrannt werden (siehe auch Kapitel 2.4.3.4).

3.1.6 Klärschlamm

Klärschlamm ist eine mögliche Sekundärquelle verschiedener POPs. 1998 wurden etwa 2,2 Mio. t Trockenmasse (TM) Klärschlamm entsorgt. Seitdem hat die Menge des jährlich zu entsorgenden Klärschlammes kontinuierlich abgenommen. Die Menge sank bis 2009 auf knapp unter 2 Mio. t TM. Lediglich in den Jahren 2004 bis 2008 gab es einen leichten Anstieg um wenige 10.000 t TM. Ein wesentlicher Grund für diesen Verlauf ist in der Zunahme der anaeroben Schlammbehandlung zu sehen, da sich dadurch die Menge an zu entsorgendem Klärschlamm verringert. Die thermische Entsorgung nahm seit 1991 von 9% auf 52,5% in 2009 zu. Die Deponierung von Klärschlamm nahm von 42% auf fast Null Prozent ab. Grund hierfür ist das seit 1. Juni 2005 geltende Deponierungsverbot unbehandelter Abfälle. Ebenfalls abgenommen hat die landschaftsbauliche Verwertung. Die landwirtschaftliche Verwertung ist über die Jahre hinweg relativ konstant geblieben [UBA 2012].

Tabelle 17 fasst die Klärschlammmentsorgungsmengen und -wege in Deutschland für das Jahr 2010 zusammen.

Tabelle 17: Klärschlammmentsorgungsmengen und -wege in Deutschland (Daten für 2010 aus [UBA 2012])

	Klärschlamm-entsorgung Gesamt	Landwirtschaftliche Verwertung	Landschaftsbauliche Maßnahmen	Sonstige stoffliche Verwertung	Thermische Entsorgung	Deponierung
--	-------------------------------	--------------------------------	-------------------------------	--------------------------------	-----------------------	-------------

Menge in [t]	1.887.408	566.295	259.312	58.052	1.003.749	-
Anteil in [%]	100,00	30,00	13,74	3,08	53,18	-

In 2010 wurden etwa 2 Millionen Tonnen Klärschlamm in Deutschland entsorgt. Rund die Hälfte dieser Menge wurde thermisch verwertet. Auf die landwirtschaftliche, landschaftsbauliche und die sonstige stoffliche Verwertung (z.B.: durch Kompostierung oder Rekultivierungsmaßnahmen) entfielen 883.659 t TM Klärschlamm. Bundesländer wie Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen verbrennen über 60% des in ihrem Bundesland anfallenden Klärschlammes. Eine überwiegende landwirtschaftliche Verwertung des Klärschlammes wird vor allem in den Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Rheinland-Pfalz und Schleswig-Holstein praktiziert [UBA 2012].

3.1.7 Aschen und Schlacken aus der Müllverbrennung

HCBD und PCN können unbeabsichtigt bei Verbrennungsprozessen entstehen und in Abfällen aus der Müllverbrennung enthalten sein. Die folgenden Tabellen zeigen Mengen von behandelten Schlämme und Flüssigabfälle sowie von Verbrennungsrückständen aus der Abfallbehandlung in Deutschland [EUROSTAT 2013d].

Schlämme und Flüssigabfälle aus der Abfallbehandlung

Tabelle 18 zeigt statistische Daten zur Behandlung von Schlämmen und Flüssigabfällen aus der Abfallbehandlung.

Tabelle 18: Behandlung von Schlämmen und Flüssigabfällen aus der Abfallbehandlung

Behandlung von Schlämme und Flüssigabfälle aus der Abfallbehandlung in Deutschland (Daten für 2010)					
Behandlungsverfahren	Gesamte Abfallbehandlung	Energetische Verwertung (R1)	Verwertung außer energetische Verwertung	Verbrennung/Beseitigung (D10)	Beseitigung
Behandelt in 2010 [t]	189.140	33.152	69.975	10.981	75.032
Anteil in [%]	100,00	17,53	37,00	5,81	39,67

Tabelle 19 zeigt statistische Daten zur Behandlung von gefährlichen Schlämmen und Flüssigabfällen aus der Abfallbehandlung.

Tabelle 19: Behandlung von gefährlichen Schlämmen und Flüssigabfällen aus der Abfallbehandlung

Behandlung von Schlämme und Flüssigabfälle aus der Abfallbehandlung in Deutschland (Daten für 2010)					
Behandlungsverfahren	Gesamte Abfallbehandlung	Energetische Verwertung (R1)	Verwertung außer energetische Verwertung	Verbrennung / Beseitigung (D10)	Beseitigung
Behandelt in 2010 [t]	144.552	30.908	44.254	10.663*	58.727
Anteil in [%]	100,00	21,38	30,61	7,38	40,63

*Eigene Berechnung (wurde aus Vertraulichkeitsgründen nicht in ESTAT angegeben)

Tabelle 20 zeigt statistische Daten zur Behandlung von nicht gefährlichen Schlämmen und Flüssigabfällen aus der Abfallbehandlung.

Tabelle 20: Behandlung von nicht gefährlichen Schlämmen und Flüssigabfällen aus der Abfallbehandlung

Behandlung von Schlämme und Flüssigabfälle aus der Abfallbehandlung in Deutschland (Daten für 2010)					
Behandlungsverfahren	Gesamte Abfallbehandlung	Energetische Verwertung (R1)	Verwertung außer energetische Verwertung	Verbrennung / Beseitigung (D10)	Beseitigung
Behandelt in 2010 [t]	44.588	2.244	25.721	318*	16.305
Anteil in [%]	100,00	5,03	57,69	0,71	36,57

*Eigene Berechnung (wurde aus Vertraulichkeitsgründen nicht in ESTAT angegeben)

Verbrennungsrückstände

Tabelle 21 zeigt statistische Daten zur Behandlung von Verbrennungsrückständen

Tabelle 21: Behandlung von Verbrennungsrückständen

Behandlung von Verbrennungsrückständen in Deutschland (Daten für 2010)					
Behandlungsverfahren	Gesamte Abfallbehandlung	Energetische Verwertung (R1)	Verwertung außer energetische Verwertung	Verbrennung / Beseitigung (D10)	Beseitigung
Behandelt in 2010 [t]	19.619.921	420.322	13.141.307	1.079	6.057.213
Anteil in [%]	100	2,14	66,98	0,01	30,87

Tabelle 22 zeigt statistische Daten zur Behandlung von gefährlichen Verbrennungsrückständen

Tabelle 22: Behandlung von gefährlichen Verbrennungsrückständen

Behandlung von Verbrennungsrückständen in Deutschland (Daten für 2010)					
Behandlungs- verfahren	Gesamte Abfall- behandlung	Energetische Verwertung (R1)	Verwertung außer energetische Verwertung	Verbrennung / Beseitigung (D10)	Beseitigung
Behandelt in 2010 [t]	863.074	423	681.264	641	180.746
Anteil in [%]	100,00	0,05	78,93	0,07	20,94

Tabelle 23 zeigt statistische Daten zur Behandlung von nicht gefährlichen Verbrennungsrückständen.

Tabelle 23: Behandlung von nicht gefährlichen Verbrennungsrückständen

Behandlung von Verbrennungsrückständen in Deutschland (Daten für 2010)					
Behandlungs- verfahren	Gesamte Abfall- behandlung	Energetische Verwertung (R1)	Verwertung außer energetische Verwertung	Verbrennung / Beseitigung (D10)	Beseitigung
Behandelt in 2010 [t]	18.756.847	419.899	12.460.043	438	5.876.467
Anteil in [%]	100,00	2,24	66,43	0,002	31,33

3.2 Hexabromcyclododekan (HBCD)

3.2.1 Herstellung und Verwendung

Herstellung

Derzeit wird HBCD innerhalb der EU ausschließlich in den Niederlanden hergestellt mit einer Jahresproduktion von rund 6.000 t (Jahr 2005, reines HBCD in Form von Pulver oder Granulat). HBCD wird außerdem in die EU sowie nach Deutschland als Chemikalie, in Zubereitungen und in flammgeschützten Artikeln im- und exportiert. Bekannte Herstellerländer außerhalb der EU sind die USA, Japan und China ([ECB 2008], [UNEP/POPS/POPRC.6/10]). In der EU lag die Herstellung zwischen 2003 und 2007 relativ konstant bei etwa 6000 t/a (siehe [IOM 2008]). Nach Informationen aus Industriekreisen lag die Produktion in den Niederlanden auch in 2011 noch bei rund 6.000 t/a [PS foam 2011]. In Deutschland wird HBCD nicht hergestellt. Die Produktion an einem Standort in Deutschland wurde 1997 eingestellt [ECB 2008]. HBCD wird nach Deutschland importiert und kann aus Deutschland exportiert werden. Bei Eurostat und dem statistischen Bundesamt liegen keine spezifischen Statistiken über Herstellung und Handel mit HBCD vor.

Verwendung

Global wird HBCD seit den 1960er Jahren verwendet. Die Hauptanwendung als Flammschutzmittel in geschäumten Dämmstoffplatten begann in den 1980er Jahren [UNEP/POPS/POPRC.6/10]. Die erste nachgewiesene Verwendung fand 1957 bei einem Einfamilienhaus in Berlin statt (siehe [Dämmstoffindustrie 2013a]). HBCD wird ausschließlich als additives Flammschutzmittel eingesetzt [IOM 2008], welches nicht an die Kunststoffmatrix gebunden ist. Gegenwärtig findet die Hauptanwendung in der Kunststoff- und Textilindustrie statt. HBCD kann allein oder in Kombination mit anderen Flammschutzmitteln eingesetzt werden, wie z.B. Antimontrioxid und Decabromodiphenylether. HBCD wird in vier relevanten Produkttypen eingesetzt:

- ▶ als grobporiger Schaumstoff oder EPS z.B. als Dämmstoff,
- ▶ als feinporiger Schaumstoff oder XPS die vorwiegend in der Bauindustrie als Isoliermaterial dienen,
- ▶ als HIPS= hochschlagfestes Polystyrol für Audio- und Videoequipment, Verteilerkästen für elektrische Leitungen im Baubereich und Kühlschranksauskleidungen sowie
- ▶ als Polymerdispersion für Textilien [ECB 2008].

In Polystyrolschäumen wird HBCD typischerweise als einziges Flammschutzmittel ohne Additive verwendet [PS foam 2011].

Nach Angaben der Kunststoffindustrie wird bzw. wurde HBCD hauptsächlich (d.h. zu 90%) in Polystyrol (PS) verwendet. Die Hauptanwendung findet in EPS und XPS Hartschaumplatten im Baubereich statt. Etwa 2% der gesamten HBCD Menge wird in HIPS verwendet. Beispiele für HBCD-haltige EPS und XPS Endprodukte sind Dämmplatten für den Baubereich (innen und außen), zur Vermeidung von Frosts Schäden im Straßen und Schienenbau, für Transportfahrzeuge und in nachgeordneter Relevanz für Verpackungsmaterialien (ausgenommen Lebensmittelverpackungen). HBCD-haltige HIPS Endprodukte sind audiovisuelles Equipment (Video und Stereogeräte), Verteilerkästen für elektrische Leitungen im Baubereich und Kühlschranksauskleidungen. Im Textilbereich wird HBCD als Beschichtungsmittel in Polymerdispersionen für Baumwolle und synthetische Gewebe z.B. für Möbel, Matratzen, Vorhänge, Wohntextilien, etc. verwendet. Es gibt auch Berichte über die Anwendung von HBCD in Polypropylen (PP), in Styrol-Acrylnitril Copolymerharzen (SAN Harze), in Polyvinylchlorid (PVC) sowie in ungesättigten Polyestern, Klebern und Beschichtungen. Ob diese Anwendungen in Europa relevant sind ist nicht klar [ECB 2008].

EPS Abfall kann als Granulat auch zur Verbesserung der Bodeneigenschaften in den Boden eingebracht werden (siehe [UNEP/POPS/POPRC.6/10] und [Vogdt 2009]). Nach Angaben des Industrieverbandes Hartschaumstoff e.V. (IVH) geht diese Art der Verwertung weit in die Vergangenheit zurück. Seit Jahren hat sich die Herstellungs- und Verarbeitungstechnologie so entwickelt, dass EPS-Reste im Herstellprozess automatisch und vollständig in den Produktionskreislauf zugeführt werden. In den EPS-Produktionswerken entstehen keine EPS-Abfälle, die einer externen Verwertung zugeführt werden müssten. Die Mitglieder des IVH bewerben und vermarkten EPS-Regenerat für die Bodenverbesserung insofern nicht. Für die Bodenverbesserung sollten ökologisch und ökonomisch vertretbare Alternativen in ausreichendem Maße zur Verfügung stehen [IVH 2014].

HBCD-haltige EPS, XPS, HIPS Endprodukte sowie Polymerdispersionen zur Textilbeschichtung werden in [IOM 2008] aufgeführt:

EPS:

- ▶ Paneele/Dämmplatten in der Baubranche
- ▶ Auto-Kindersitze*
- ▶ starres Verpackungsmaterial für empfindliche Geräte (geringfügige Verwendung) *
- ▶ Verpackungsmaterial wie "Chips" und geformte EPS-Teile (geringfügige Verwendung) *
- ▶ Requisiten für Theater, Film und Ausstellungen (geringfügige Verwendung)

Auto-Kindersitze, starres Verpackungsmaterial für empfindliche Geräte und Verpackungsmaterial aus geformten EPS-Teilen werden von der EU-PS-Schaumstoffindustrie als wenig relevant erachtet. Bei unkontrollierter Entsorgung könnten jedoch relevante HBCD Freisetzungen entstehen [PS foam 2011].

XPS:

- ▶ Kältebrückenisolierung
- ▶ Sandwich-Paneelen und Lamine
- ▶ Hohlraum-Dämmung
- ▶ Fußböden
- ▶ Kellerwände und Fundamente
- ▶ Flachdachdämmung
- ▶ Deckenisolierung

HIPS: Einsatz in elektrischen und elektronischen Geräten

- ▶ Audio- und Videoequipment
- ▶ Verteilerkästen für elektrische Leitungen im Baubereich
- ▶ Kühlschrankschalen

HBCD wird in Polymerdispersionen auf Acryl- oder Latexbasis unterschiedlicher Viskosität verwendet. Die HBCD Partikel für die Textilbeschichtung müssen sehr klein sein. HBCD-haltige Formulierungen sind als wasserbasierte Dispersionen mit Bindemittel und bis zu 20 weiteren Inhaltsstoffen verfügbar. Die Dispersionen werden in der textilverarbeitenden Industrie für folgende Produkte verwendet:

- ▶ Polstermöbel
- ▶ Sitzmöbel im Transportwesen
- ▶ Vorhänge und Wandbespannungen
- ▶ Matratzendrell
- ▶ Heimtextilien (z.B. Rollos)
- ▶ Automobiltextilien und Autopolster

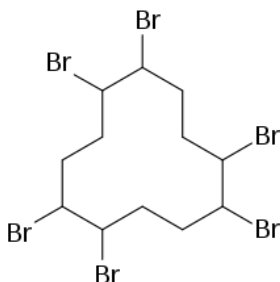
Abschließend lässt sich feststellen, dass die Hauptanwendungen im Kunststoff- und Textilbereich liegen. HBCD wird in vier wichtigen Produkttypen verwendet: XPS, EPS, HIPS und Polymerdispersion für Textilien. Der Haupteinsatz von HBCD (90%) erfolgt auf EU Ebene in EPS und XPS im Bauwesen. Etwa 2% des Gesamtverbrauchs von HBCD ist in HIPS für elektronische Produkte und Artikel. Die verbleibende Menge von etwa 6% erfolgt in EPS und XPS für Verpackungen und Dämmplatten von Transportfahrzeugen. Etwa 2% wird derzeit in Textilbeschichtung für Möbelbezugsstoffe, Matratzen, Vorhänge, Wandverkleidungen und Heimtextilien verwendet (siehe [ECB 2008] und [CPAN 2010]). In Deutschland beschränkt sich die Anwendung von HBCD in Möbelbezugsstoffen, Matratzen, Vorhängen, Wandverkleidungen etc. insbesondere auf den institutionellen Bereich (Theater, Konzertsäle, Kinos, sonstige Versammlungsstätten, etc.).

In Deutschland ist die einzige aktuelle Anwendung, in der erhebliche Mengen an HBCD eingesetzt werden, die Verwendung für EPS und XPS im Baubereich. Schätzungen zufolge dürften die verwendeten Mengen in 2012 bei ca. 2.700 t liegen (siehe Tabelle 31). Seit 2013 wird HBCD auch in dieser Anwendung substituiert und soll bis August 2015 vollständig ersetzt werden.

3.2.2 Chemische Charakterisierung

Chemische Formel:	HBCD	$C_{12}H_{18}Br_6$
CAS-Nummer:	HBCD	25637-99-4 ¹⁶
molare Masse	HBCD	641,73 g/mol

Abbildung 8: Strukturformel HBCD



Von HBCD existieren 16 Isomere, die sich in der räumlichen Anordnung der sechs kovalent gebundenen Brom-Substituenten unterscheiden (siehe Abbildung 8). In technischen Produkten kommen das α -, das β - und das γ -Isomer vor. Es wird zwischen hoch- und niedrigschmelzendem HBCD unterschieden. Die Verteilung der α , β und γ Isomere in technischem HBCD variiert zwischen 70-95% γ HBCD und 5-30% α - und β HBCD [Swerea 2010]. Niedrigschmelzendes HBCD enthält 70-80% γ Isomer und 20-30% α - und β Isomere. Hochschmelzendes HBCD enthält 90% oder mehr γ Isomer. Kommerzielles HBCD liegt als weißer Feststoff vor.

Detaillierte Informationen zur chemischen Charakterisierung von HBCD ist im unter dem Stockholmer Übereinkommen ausgearbeiteten Risk Profile verfügbar (siehe [UNEP/POPS/POPRC.6/13/Add.2], Kapitel 1.1).

3.2.3 Gesetzlicher Hintergrund

Abfallbehandlung

¹⁶ Es gibt eine weitere CAS Nummer für die selbe Substanz: 3194-55-6

Nach Anhang VII der Richtlinie 2012/19/EU des Europäischen Parlaments und des Rates über Elektro- und Elektronik-Altgeräte über die selektive Behandlung von Werkstoffen und Bauteilen von Elektro- und Elektronik-Altgeräten gemäß Artikel 8 Absatz 2, müssen Kunststoffe, die bromierte Flammenschutzmittel enthalten, aus getrennt gesammelten Elektro- und Elektronik-Altgeräten entfernt werden. Diese Verpflichtung betrifft unter anderem Kunststoffe (z.B. HIPS), die HBCD als bromiertes Flammenschutzmittel enthalten.

Beschränkung des Inverkehrbringens und der Verwendung

HBCD ist als PBT Substanz in Anhang XIV (Verzeichnis der zulassungspflichtigen Stoffe) der REACH-Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 mit Antragsschluss 21.2.2014 und Ablauftermin 21.8.2015 ohne ausgenommene Verwendungen gelistet. Nach dem Ablauftermin sind das Inverkehrbringen und die Verwendung des Stoffes verboten, es sei denn, es wurde eine Zulassung für eine bestimmte Verwendung erteilt. Es ist zu beachten, dass gemäß Artikel 56(6) (a) die Zulassungspflicht nicht für PBT Substanzen wie HBCD gilt, wenn sie in Gemischen in Konzentrationen unterhalb 0.1% Gewichtsprozent eingesetzt werden.

HBCD und alle wesentlichen Isomere (CAS Nos 25637-99-4, 3194-55-6, 134237-50-6, 134237-51-7, 134237-52-8) wurden aufgrund ihrer PBT Eigenschaften als besonders besorgniserregende Substanzen ermittelt ("substance of very high concern" (SVHC)) und am 28.10.2008 in die entsprechende Kandidatenliste aufgenommen (Decision number ED/67/2008). Daraus resultieren bestimmte Verpflichtungen, die in der REACH-Verordnung in Artikel 7.2 (unterrichten der ECHA), Artikel 7.3 (geeignete Anweisungen an den Abnehmer), Artikel 31.1 (zur Verfügung stellen eines Sicherheitsdatenblatts) und Artikel 33 (Pflicht zur Weitergabe von Informationen über Stoffe in Erzeugnissen) niedergelegt sind.

Im Mai 2013 wurde auf der Vertragsstaatenkonferenz zum Stockholmer Übereinkommen ein globales Verbot von HBCD beschlossen ([UNEP/POPS/COP.6/33], Decision SC-6/13). Im Oktober 2013 wurde die Entscheidung rechtskräftig und ist von allen Vertragspartnern (einschließlich der EU und allen Mitgliedsstaaten) bis Oktober 2014 umzusetzen, es sei denn ein Vertragspartner beruft sich auf Artikel 22(3)b und entscheidet sich dafür von der Entscheidung (Decision SC-6/13) vorübergehend zurückzutreten („opt out“). Im Fall von HBCD erwägen die Kommission und die Mitgliedsstaaten vorübergehend bis 21. August 2015 von der Entscheidung zurückzutreten, um einen gesetzlichen Konflikt zwischen REACH und den internationalen Verpflichtungen unter dem Stockholmer Übereinkommen zu vermeiden. Nach dem 21. August 2015 werden Produktion, Vermarktung und Verwendung von HBCD in der EU unter REACH verboten sein, es sei denn, es wurde eine Zulassung für eine bestimmte Verwendung erteilt (s.o.). Die Zuständigkeit über die Entscheidung für ein „opt out“ liegt bei der EU, weil HBCD unter EU Recht (REACH) geregelt ist. Entsprechend muss die EU Kommission das Sekretariat über den vorübergehenden Rücktritt von der Entscheidung (Decision SC-6/13) informieren. Dabei wird die Kommission klarstellen, dass der vorübergehende Rücktritt für die Europäische Union und alle Mitgliedstaaten bindend ist. Wenn der Konflikt zwischen REACH und Stockholmer Übereinkommen nicht mehr besteht, wird die EU die Entscheidung wieder annehmen („opt in“). Derzeit geht die Kommission davon aus, dass dies zum August 2015 möglich sein wird [POP CA HBCD 2013].

Nach Auskunft von Industrieseite ist eine Alternative für HBCD in EPS und XPS vorhanden. Die Umstellung auf die Alternative erfolgte seit Januar 2013. Es ist davon auszugehen, dass HBCD in EPS und XPS in Deutschland nach August 2015 nicht mehr verwendet werden wird [VCI 2013].

Die ECHA informiert auf ihrer Website über aktuelle Zulassungsanträge¹⁷. Ein Zulassungsantrag für HBCD wurde kürzlich veröffentlicht [ECHA 2015].

Einstufung gemäß CLP-Verordnung

Reproduktionstoxizität, Kategorie 2; H361¹⁸ Zusatzkategorie für Wirkungen auf oder über Laktation; H362¹⁹. Weiterhin wird HBCD im Registrierungsossier, welches bei der ECHA eingereicht wurde, mit dem umweltbezogenen Gefahrenhinweis H410²⁰ eingestuft.

Die Einstufung von Gemischen, die diesen Stoff enthalten, ergibt sich aus Anhang 1 der Verordnung (EG) 1272/2008.

3.2.4 Vorkommen (Herstellung, Import/Export, Verbrauch, Relevanz des Vorkommens in Deutschland)

Handel

Der EU Verbrauch an HBCD lag in 2010 bei knapp 10.500 t mit leicht absteigendem Trend (siehe Abbildung 9). Der gegenwärtige HBCD Verbrauch in der EU dürfte daher bei etwa 10.000 t/a liegen. Nach Angaben der European Flame Retardant Association (EFRA) wurden in 2011 zwischen 10.000 und 12.500 t HBCD verkauft (siehe [EFRA/VECAP 2012]). Nach Angaben von Albemarle beträgt der aktuelle Bedarf im Wirtschaftsraum Europe (Europa, bestehend aus West- und Osteuropa) und Naher Osten etwa 12.400 t (40% des weltweiten Bedarfs von insgesamt 31.000 t). Spezifische Daten über den Import und Export von HBCD liegen nicht vor. Unter der Voraussetzung, dass die Produktionsmenge in den Niederlanden weiterhin stabil ca. 6.000 t/a beträgt, dürfte der HBCD Import in die EU (als technisches HBCD oder als konzentriertes Vorgemisch) bei mindestens 4.000 t/a liegen. HBCD wird in Deutschland nicht hergestellt und zu 100% importiert.

Verwendung

Abbildung 9 illustriert eine Abschätzung für den HBCD Verbrauch in Europa seit den späten 80er Jahren bis zum Jahr 2009.

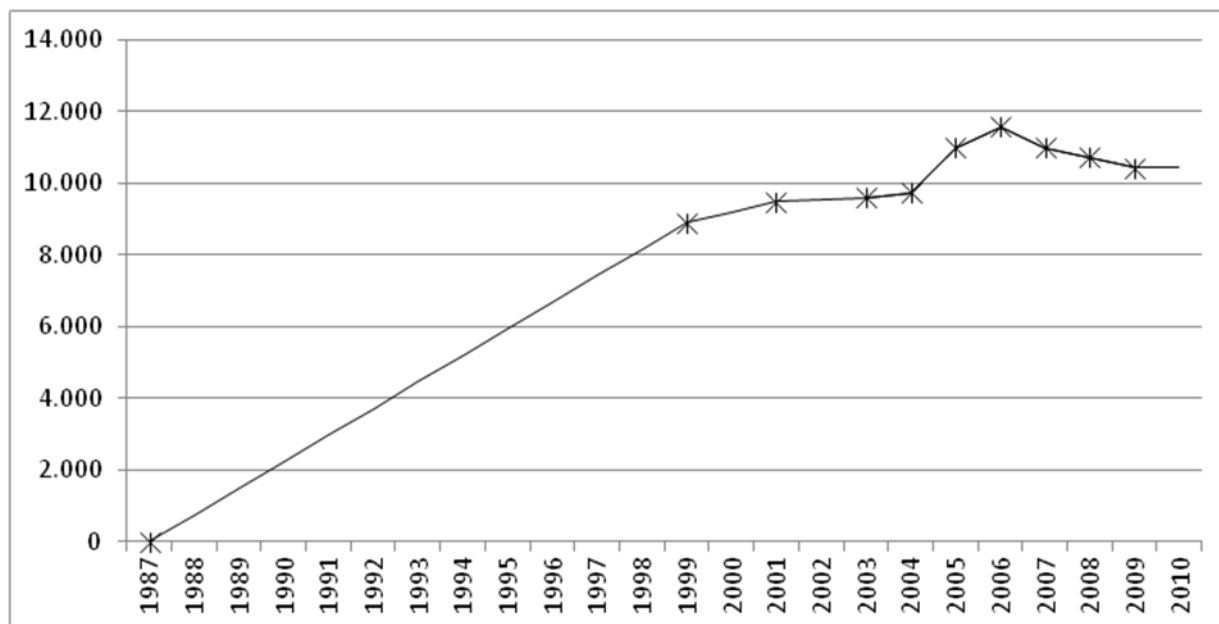
¹⁷ Siehe <http://www.echa.europa.eu/de/web/guest/addressing-chemicals-of-concern/authorisation/applications-for-authorisation>

¹⁸ „Kann vermutlich die Fruchtbarkeit beeinträchtigen oder das Kind im Mutterleib schädigen“

¹⁹ „Kann Säuglinge über die Muttermilch schädigen“

²⁰ „Sehr giftig für Wasserorganismen mit langfristiger Wirkung“

Abbildung 9: Abschätzung des HBCD Verbrauchs in Tonnen in Europa seit den späten 80er Jahren bis 2009 [siehe BiPRO 2011]



Im Mai 2013 wurde auf der Vertragsstaatenkonferenz zum Stockholmer Übereinkommen die Aufnahme von HBCD ins Übereinkommen beschlossen. Im Ergebnis wird die künftige Verwendung verboten werden.

Bei der 9. Versammlung des Persistent Organic Pollutant Review Committee (POPRC) im Oktober 2013 fand eine Nebenveranstaltung zu HBCD statt. Es wurden mögliche Alternativen vorgestellt²¹, Kommentare von Anwendern vorgetragen²² und über den Stand der Umsetzung in Kanada, der EU und den USA gesprochen.

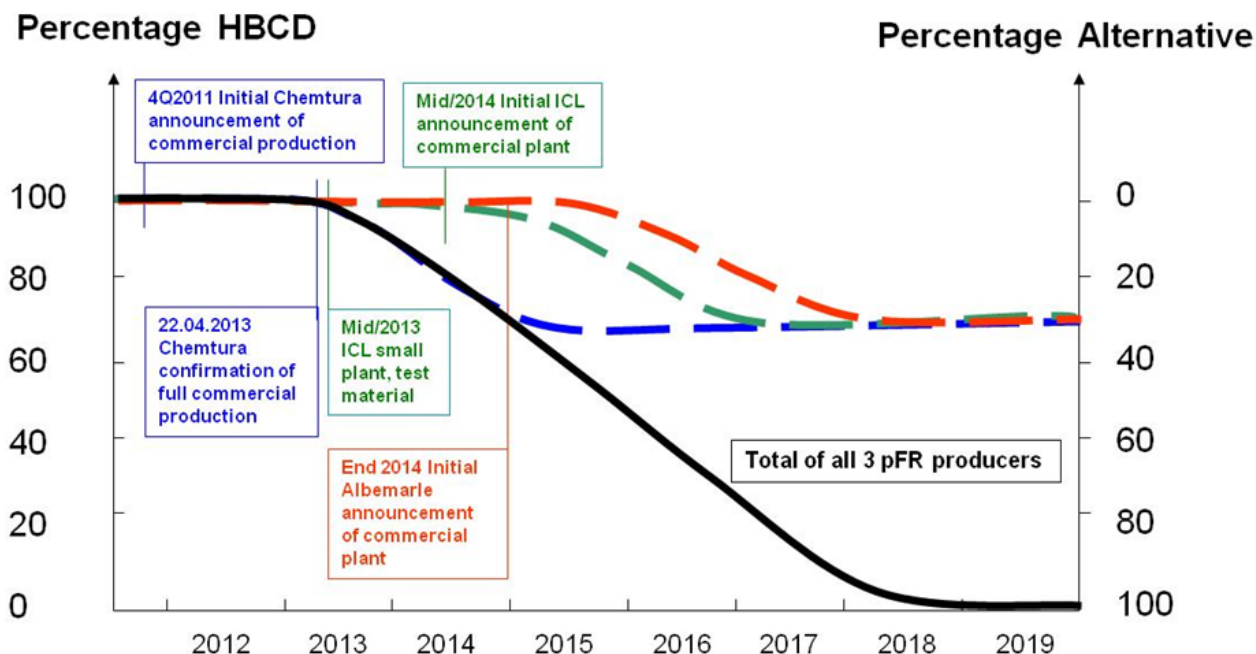
Chemtura, Albemarle und ICL-IP stellen als Lizenznehmer von Dow ein bromiertes Polymer als alternatives Flammschutzmittel zu HBCD vor. Die Lizenznehmer bauen derzeit die Produktionskapazitäten aus und gehen davon aus, dass der derzeitige HBCD Jahresbedarf von weltweit etwa 31.000 Tonnen rechtzeitig substituiert werden kann. Chemtura verkauft die Alternative bereits für EPS und XPS Anwendungen unter anderem in der EU und vertritt die Ansicht, dass die Alternative geeignet und wirtschaftlich verfügbar sei. GreenChemicals stellt den Stand der Dinge bezüglich einer anderen Alternative zu HBCD vor.

Bei den Anwendern (z.B. INEOS Styrenics) bestehen Bedenken, ob geeignete Alternativen rechtzeitig und wirtschaftlich verfügbar sein werden. Abbildung 10 illustriert die Einschätzung von INEOS Styrenics, dass die von den Lizenznehmern hergestellte Menge erst ab 2018 in ausreichender Menge zur Verfügung stehen wird. Die Abbildung stellt dar, wann HBCD durch die Produktionsmengen aus den Anlagen der einzelnen Lizenznehmer nach Einschätzung von INEOS Styrenics in ausreichenden Mengen zur Verfügung stehen werden. (blaue, grüne und rote Linien in Abbildung 10, entnommen aus der Präsentation von Stephen Long, INEOS Styrenics, bei der HBCD Nebenveranstaltung zum 9. POPRC).

²¹ Von folgenden Herstellern: Chemtura, Albemarle, ICL-IP, GreenChemicals

²² Von folgenden Anwendern: INEOS Styrenics, BASF, Dow Building Solution, Synthos SA, Isochemical, Sirap Insulation, Kaneka Corporation, Knauf insulation, Flint Hills Resources

Abbildung 10: Einschätzung der Verfügbarkeit eines bromierten Polymers als alternatives Flamm-
schutzmittel zu HBCD (Abbildung entnommen aus Präsentation Stephen Long,
INEOS Styrenics, Oktober 2013)



INEOS Styrenics folgert, dass die Substitution von HBCD möglich ist, dass aber die Verwendung von HBCD in Europa über einen Zeitraum von 5 Jahren (nach August 2015) zugelassen sein sollte, um eine Substitution zu ermöglichen und gleichzeitig die Verfügbarkeit der Endprodukte zu gewährleisten.

Synthos geht davon aus, das HBCD bis 2019 durch das bromierte Polymer substituiert werden kann und kündigt einen entsprechenden Zulassungsantrag zur weiteren Verwendung von HBCD an.

In der Regel halten die Anwender das bromierte Polymer als Alternative für geeignet (teilweise mit Einschränkungen):

- ▶ Dow Building Solutions wird vor August 2015 in seinen Produkten ausschließlich das bromierte Polymer verwenden;
- ▶ Flint Hills stellt vollständig auf das bromierte Polymer um;
- ▶ Apyros vertritt die Ansicht, dass das bromierte Polymer von Chemtura geeignet ist zur Herstellung von flammgeschütztem Granulat für XPS;
- ▶ Bei Kaneka (Japan) wurde HBCD bei EPS bereits substituiert. Bei XPS wird die Substitution 2014 erfolgen (Einschränkung: der Preis für die Alternative ist akzeptabel aber etwas höher; die Lichtbeständigkeit der Alternative ist niedriger);
- ▶ Knauf Insulation gibt an, dass die Substitution technisch möglich ist, es aber Kostensteigerungen gibt (höherer Bedarf und höherer Preis).

HBCD wird in Deutschland insbesondere als Flammenschutzmittel in Polystyrol im Baubereich eingesetzt. Verwendete Mengen in den früher und heute relevanten Anwendungen sind in Tabelle 31 für die Zeit von 1988 bis 2016 dargestellt.

Tabelle 24 zeigt die vorliegenden Informationen bezüglich des Anfalls von Abfallmengen aus PS und PS-E für Deutschland in 2011:

Tabelle 24: Anfall von PS und PS-E Abfällen in Deutschland in 2011 [Consultic 2012]

Kunststoffart	Abfallanfall insgesamt (kt)	Anteil Post-Consumer (kt)	Anteil Erzeuger (kt)	Anteil Verarbeiter (kt)
PS	285	252	~2	30
PS-E	111	83	~3	25

Insgesamt fielen 2011 im Bereich Elektro/Elektronik (hier wird unter anderem PS einschließlich HBCD-haltigem HIPS eingesetzt) 241 kt Kunststoffabfälle an [Consultic 2012]. Wie hoch der Anteil an HBCD-haltigem HIPS ist, ist nicht klar.

Insgesamt fielen 2011 im Baubereich 372 kt Kunststoffabfälle an [Consultic 2012]. Die Menge an angefallenem PS-E Abfall aus dem Baubereich ist unklar. Aussagen zum Rückbau von EPS-Dämmstoffen durch Abriss oder Instandsetzungs-Maßnahmen liegen nicht vor, da keine Erfassung möglich ist. Aktuell geht die deutsche Dämmstoffindustrie davon aus, dass die Rückbauquote unter 1 % der jährlich verbauten Quadratmeter Dämmstoff beim Wärmedämmverbundsystem liegt (siehe [Dämmstoffindustrie 2013a]). Abschätzungen, die auf den Projektergebnissen beruhen, zufolge (s.u.) liegt der jährliche Anfall (2012) aus dem Baubereich aus Abriss- oder Sanierung bei etwa 23 kt/a (EPS) bzw. 3 kt/a (XPS).

Typische HBCD Gehalte von in Deutschland verwendeten Produkten liegen bei 0,7% für EPS bzw. bei 1,5% für XPS. Seit Januar 2013 findet die Substitution von HBCD statt. Bis August 2015 soll HBCD nicht mehr verwendet werden.

EU-weit wird HBCD zur Herstellung von EPS und XPS annähernd zu gleichen Anteilen verwendet (48% für EPS und 52% XPS). In Deutschland liegt der Anteil für EPS bei etwa 64% und für XPS bei etwa 36% (Bezugsjahr 2012).

Die Herstellung erfolgt durch 5 Unternehmen (siehe [UBA 2009]). Gemäß [PlasticsEurope 2012] erfolgt die Herstellung von PS Schäumen in Deutschland an vier Standorten (Leuna/Schkopau, Ludwigshafen, Marl, Wismar)). Darüber hinaus wird PS Schaum an einem weiteren Standort produziert (Schwarzheide; siehe [BASF 2012a]).

Tabelle 25 enthält den errechneten Inlandsverbrauch von EPS in Deutschland für die Jahre 2006 bis 2011.

Tabelle 25: Inlandsverbrauch von expandierbarem Polystyrol in Primärformen in Tonnen errechnet aus Herstellung in Deutschland (Quelle EUROSTAT, Prodcom Kategorie 20.16.20.35), Import nach und Export aus Deutschland (Quelle: Statistisches Bundesamt; CN Kategorie 39)

Jahr	Import (I) (in t)	Herstellung (H) (in t)	Export (E) (in t)	Inlandsverbrauch (I+H-E) (in t)
2006	98.620,6	485.728,0	0,0	584.348,6
2007	116.528,7	475.606,0	0,0	592.134,7
2008	112.487,4	494.589,0	0,0	607.076,4
2009	135.953,1	451.308,0	0,0	587.261,1
2010	148.277,8	535.395,0	0,0	683.672,8
2011	150.397,9	545.033,0	0,0	695.430,9

Expandierbares Polystyrol in Primärform wird zur Herstellung von EPS und XPS verwendet. Aufgrund der Brandschutzbestimmungen in Deutschland müssen Dämmstoffplatten für den Baubereich in der Regel flammgeschützt sein. Üblicherweise erfolgt der Flammenschutz durch den Einsatz von

HBCD in Konzentrationen von etwa 0,7% (EPS) und 1,5% (XPS). Teilweise werden auch Verpackungen aus EPS/XPS flammgeschützt mit entsprechenden Konzentrationen. Im Verpackungsbereich ist die Verwendung von XPS von untergeordneter Bedeutung. Flammschutz von Verpackungen mit HBCD erfolgt nach Industrieangaben in Deutschland nicht. Es könnte aber sein, dass flammgeschütztes EPS oder XPS Verpackungsmaterial insbesondere mit darin enthaltenen Produkten nach Deutschland importiert wird und anschließend in die Abfallströme gelangt. Spezifische Informationen liegen nicht vor.

Beim Statistischen Bundesamt liegen Daten zur Aus- und Einfuhr von „Tafeln, Platten u.a. aus Polymeren des Styrols“ vor. Es kann davon ausgegangen werden, dass es sich dabei im Wesentlichen um EPS und XPS Platten handelt. Eine Differenzierung in EPS und XPS Platten ist nicht möglich. Den Daten zufolge ergibt die Handelsbilanz in 2012 für Deutschland einen Exportüberhang von 23.516 t.

Tabelle 26 zeigt den Exportüberhang für die Jahre 2006 bis 2012.

Tabelle 26: Exportüberhang Deutschland für Tafeln, Platten u.a. aus Polymeren des Styrols (WA39211100; Quelle: Statistisches Bundesamt, Abfrage 392111 PS Platten Ein-Ausfuhr DESTATIS 51000-0016)

Jahr	Exportüberhang (in t)	EU Exportüberhang (in t)	Extra EU Exportüberhang (in t)
2006	36.862,9	24.698,5	12.164,4
2007	39.375,2	24.556,5	14.818,7
2008	44.141,9	28.443,9	15.698,0
2009	39.382,4	26.458,5	12.923,9
2010	37.166,3	24.847,1	12.319,2
2011	29.133,9	16.614,2	12.519,7
2012	23.516,1	11.424,2	12.091,9

Importe aus EU Mitgliedstaaten in den nicht flammgeschützte EPS und XPS Platten eingesetzt werden, finden nur in sehr geringem Maße statt. Ein Import von HBCD in EPS/XPS Platten nach Deutschland ist daher nicht relevant.

3.2.5 Auswahl der relevanten Vorkommen in Produkten, Abfällen und Recyclingprodukten

3.2.5.1 Entwicklung und Situation in Europa

Abschließend lässt sich feststellen, dass die Hauptanwendungen im Kunststoff- und Textilbereich liegen bzw. lagen. HBCD wird oder wurde in vier wichtigen Produkttypen verwendet: PS-Schäumen (XPS, EPS), HIPS und Polymerdispersion für Textilien. Nur ein gewisser Anteil der entsprechenden Produkte enthält HBCD. Zum Beispiel sind etwa 77% der in der EU verwendeten EPS und XPS Dämmstoffplatten für den Bausektor mittels HBCD flammgeschützt. In Deutschland liegt dieser Wert bei annähernd 100%. Tabelle 27 stellt die wichtigen Produkttypen, Produkte und deren Relevanz bezüglich der Verwendung von HBCD in der EU dar.

Tabelle 27: Produkttypen, Produkte und deren Relevanz bezüglich der Verwendung von HBCD in der EU nach verschiedenen Quellen

Produkttyp	EPS	XPS	EPS	XPS	HIPS	Polymerdispersion
Produkte	Dämmstoffplatten für		Sonstige Produkte (z.B.		Elektronische	Textilien

	den Baubereich	Verpackungen)	Produkte und Artikel	
ECB 2008	< 90%	n.a.	2%	~ 10% in 2003
IOM 2008	Hauptanwendung 48% in 2006 52% in 2006		2% in EU 15 2000 - 2004	2% in 2007
POPRC.6/10	Hauptanwendung		2%	2%
SWEREA 2010 ²³	96,4%		1,8%	1,8%

Der Haupteinsatz von HBCD in der EU (90%) erfolgt in EPS und XPS im Bauwesen gefolgt von etwa 6% in EPS und XPS für Dämmplatten von Transportfahrzeugen, Verpackungen und sonstige Anwendungen. HBCD wird für XPS in etwas höheren Mengen verwendet als für EPS (Verhältnis ca. 52:48²⁴). Etwa 2% des Gesamtverbrauchs von HBCD geht in HIPS für elektronische Produkte und Artikel. Etwa 2% wird in Textilbeschichtung für Möbelbezugsstoffe, Matratzen, Vorhänge, Wandverkleidungen und Heimtextilien verwendet (siehe [ECB 2008] und [CPAN 2010]).

Die relative Bedeutung des HBCD Verbrauchs in der EU für Textilien hat sich im Lauf der Zeit verändert. Seit 2007 beträgt der Verbrauch etwa 2% des Gesamtverbrauchs (siehe [IOM 2008], [POPRC.6/10], [Swerea 2010]). 2003 lag der Anteil noch bei etwa 10% (siehe [ECB 2008]). Laut [IOM 2008] wird davon ausgegangen, dass der Verbrauch für Textilien zwischenzeitlich erheblich gefallen ist und dass gemäß Industrieinformationen in 2007 etwa 2% oder etwas mehr als 200 t für Textilien verwendet wurden.

Tabelle 28 zeigt den geschätzten HBCD Verbrauch in t in der EU in den relevanten Anwendungen für den Zeitraum von 1988 bis 2010.

Tabelle 28: Geschätzter HBCD Verbrauch in Tonnen in der EU für die Zeit von 1988 bis 2010 in den relevanten Anwendungen ([BiPRO 2011] auf Grundlage von [ECB 2008], [Nordic COM 2007], [IOM 2008], [PS foam 2011])

Jahr	Gesamtverbrauch (in t)	EPS im Baubereich	XPS im Baubereich	EPS/XPS für andere Anwendungen	HIPS für Elektroprodukte	Polymerdispersionen für Textilien
1988	742	291	321	41	15	74
1989	1.483	583	641	82	30	148
1990	2.225	874	962	122	45	223
1991	2.967	1.165	1.282	163	59	297
1992	3.708	1.456	1.603	204	74	371
1993	4.450	1.748	1.924	245	89	445
1994	5.192	2.039	2.244	286	104	519
1995	5.933	2.330	2.565	326	119	593
1996	6.675	2.621	2.886	367	134	668
1997	7.417	2.913	3.206	408	148	742

²³ Berechnet auf der Grundlage von Table 7 in [SWEREA 2010]

²⁴ Berechnet auf der Grundlage von Verbrauchsdaten für XPS and EPS in [IOM 2008] für die Jahre 2002 bis 2006 (52.36% Verwendung für XPS and 47.64% Verwendung für EPS).

Jahr	Gesamtverbrauch (in t)	EPS im Baubereich	XPS im Baubereich	EPS/XPS für andere An- wendungen	HIPS für Elekt- roprodukte	Polymer- dispersionen für Textilien
1998	8.158	3.204	3.527	449	163	816
1999	8.900	3.495	3.847	490	178	890
2000	9.200	3.613	3.977	506	184	920
2001	9.500	3.731	4.107	523	190	950
2002	9.550	3.750	4.128	525	191	955
2003	9.600	3.770	4.150	528	192	960
2004	9.750	3.916	4.311	548	195	780
2005	11.000	4.516	4.971	633	220	660
2006	11.580	4.858	5.347	680	232	463
2007	11.000	4.712	5.188	660	220	220
2008	10.733	4.598	5.062	644	215	215
2009	10.439	4.472	4.923	626	209	209
2010	10.439	4.472	4.923	626	209	209

Um die jeweilige Bedeutung des Vorkommens in Produkten, Abfallströmen und Recyclaten schätzen zu können, ist die Produktlebensdauer von entscheidender Bedeutung. Unter Berücksichtigung verschiedener Quellen ([Morf et al. 2007], [ECB 2008], [PS foam 2011]) wurden in [BiPRO 2011] durchschnittliche Produktlebenszeiten und Bandbreiten für die relevantesten Anwendungen von HBCD eingeschätzt. Erst nach Abschluss der Produktlebensdauer werden die Produkte als Abfall entsorgt und haben dann Bedeutung für die Belastung von Abfallströmen und möglicherweise von Recyclaten. Tabelle 29 gibt einen Überblick über die relevanten durchschnittlichen Produktlebenszeiten und Bandbreiten.

Tabelle 29: Durchschnittliche Produktlebenszeiten und Bandbreiten in Jahren für die relevantesten Anwendungen von HBCD [BiPRO 2011]

Anwendung	EPS/XPS im Baubereich	EPS/XPS für andere Anwendungen	HIPS für Elektrogeräte	Polymerdispersionen für Textilien
Produktlebensdauer (in Jahren; Band- breite in Klammern)	50 (+/-25)	0 - 20	9 (+/-5)	10 (+/-3)

In einem UFOPLAN Vorhaben werden folgende Standzeiten von Gebäuden angenommen: 2% - 30 Jahre; 40% - 50 Jahre, 30% - 70 Jahre, 20% - 90 Jahre, 8% > 90 Jahre (siehe [UBA 2013]). Wenn man bedenkt, dass hier Standzeiten abgeschätzt werden (und PS-Schäume bereits vor dem Abbruch von Gebäuden bei Sanierungsmaßnahmen anfallen) und das Maximum auch bei den Standzeiten bei 50 Jahren liegt, ist eine Annahme von 50+/- 25 Jahre für den Anfall von PS-Schäumen aus Abbrüchen und Sanierungen plausibel und eine geeignete Grundlage für eine langfristige Prognose.

Die große Bandbreite im Bereich EPS/XPS für andere Anwendungen hängt mit dem breiten Produktspektrum zusammen (z.B. Verpackungen, Autokindersitze, Theaterrequisiten). Dieser Bereich wird sehr stark von Anwendungen im Bereich Verpackung dominiert, die üblicherweise unmittelbar nach Gebrauch entsorgt wird, sodass der weitaus größte Anteil der Abfall in Zeiträumen unter einem Jahr nach der Verwendung stattfindet.

Für die Abschätzung der HBCD Mengen, die letztendlich in den Abfallpfad gelangen, müssen die Einsatzmengen um die Emissionen reduziert werden, die bei Herstellung und Gebrauch auftreten. Die Emissionen werden in der Regel als eher gering eingeschätzt. Emissionsfaktoren für die relevanten Anwendungen von HBCD wurden in [BiPRO 2011] berechnet. Die Emissionen für die unterschiedlichen Produktkategorien lassen sich anhand der spezifischen Emissionsfaktoren schätzen.

Die Relevanz des Vorkommens in Abfällen und Recyclaten hängt entscheidend davon ab, in welchen Konzentrationen HBCD in den unterschiedlichen Produkten eingesetzt wird. Tabelle 30 gibt einen Überblick über typische HBCD Konzentration für die relevanten Produktkategorien auf der Grundlage unterschiedlicher Informationsquellen.

Tabelle 30: HBCD Gehalte verschiedener Produktkategorien

Produkt-kategorie	HBCD Gehalt (in%)	MW (a) Max (b) BB (c)	Referenz	Bemerkung
EPS Produkte	0,7	MW	[CeficEfra 2006]	
EPS Produkte	0,7	Max	[IOM 2008] [ECB 2008]	
EPS Produkte	0,7		[CPAN 2010]	
EPS Produkte	0,7 - 1,0		[Morf et al. 2007]	
EPS Produkte	0,51	MW		Durchschnittskonzentration berechnet auf Grundlage von [PS foam 2011]
XPS Produkte	2,5	MW	[CeficEfra 2006]	
XPS Produkte	2,0		[CPAN 2010]	
XPS Produkte	1,5		[Morf et al. 2007]	
XPS Produkte	1,0 – 3,0	BB	[ECB 2008]	
HIPS Produkte	1,0 – 3,0	BB	[ECB 2008] [IOM 2008]	
HIPS Produkte	5,0 – 7,0	BB	[ECB 2008] [IOM 2008]	7% wurden im EU Risk Assessment Report als „worst case“ herangezogen (siehe [ECB 2008])
Textilprodukte	5 – 48		[ECB 2008] [IOM 2008]	Gehalt in der Polymerdispersion (der Gehalt in der anwendungsfertigen Verdünnung beträgt etwa 15%)
Textilprodukte	~ 25		[ECB 2008] [IOM 2008] [Morf et al. 2007] [Swerea 2010]	Gehalt in der Beschichtung
Textilprodukte	7 – 9	BB	[Morf et al. 2007]	Belastung beschichteter Textilien
Textilprodukte	2,2 – 4,3	BB	[UNEP/POPS/POPRC .6/10]	Belastung beschichteter Textilien Japanischer Polstermöbel
Behandelte Textilien	6 – 15	BB	[CeficEfra 2006]	

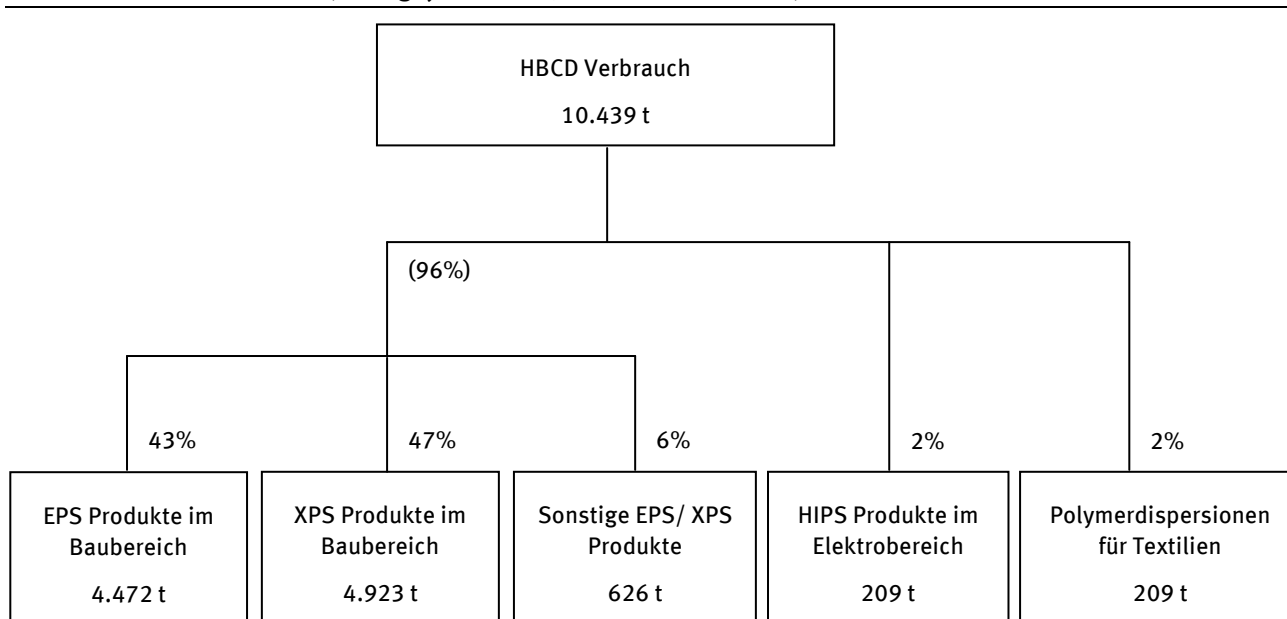
(a)= Mittelwert, (b) = Maximalwert, (c) = Bandbreite

In den Berechnungen für Stoff- und Massenflüsse in Deutschland wird mit folgenden durchschnittlichen HBCD Gehalten gerechnet (vergl. Tabelle 30):

- ▶ EPS Produkte: 0,7%
- ▶ XPS Produkte: 1,5 %
- ▶ EPS und XPS Produkte ohne Differenzierung: 0,7%²⁵
- ▶ HIPS Produkte: 4%
- ▶ Textilien: 25% in der Beschichtung; 8% in den behandelten Textilien

Abbildung 11 veranschaulicht die Bedeutung des HBCD Verbrauchs für die relevanten Produktkategorien in Europa. Die EU Einsatzmenge wird auf etwa 10.500 t/a eingeschätzt (Bezugsjahr 2009), [BiPRO 2011].

Abbildung 11: Bedeutung der relevanten Produktkategorien bezüglich des HBCD Verbrauchs in der EU (Bezugsjahr 2009; siehe BiPRO 2011)



Auf EU Ebene betrug im Jahr 2009 der Verbrauch für EPS und XPS etwa 96% des Gesamtverbrauchs. 2% entfallen jeweils auf HIPS Anwendungen und Polymerdispersionen (PD) für Textilien.

Die Verwendung von HBCD in HIPS und in Polymerdispersionen für Textilien ist in den letzten Jahren weiter zurückgegangen und die Verwendung in EPS und XPS stellt die einzige verbleibende relevante Anwendung dar (siehe [ECHA 2013a]).

3.2.5.2 Entwicklung und Situation in Deutschland

Auf Grundlage früherer, aktueller und prognostizierter Verwendungsmengen und Emissionen lässt sich schätzen, welche HBCD Mengen bereits als Abfall angefallen sind bzw. künftig als Abfall anfallen werden. Entsprechende Berechnungen für EU 27 liegen vor (siehe [BiPRO 2011]). Berechnungen und Abschätzungen für Deutschland zeigen, dass sich die Situation in Deutschland nicht grundsätzlich von der Europäischen unterscheidet und der weitaus größte Anteil HBCD-haltigen Abfalls erst in Zukunft anfallen wird. Insbesondere sind hier die Anwendung im Baubereich mit vergleichsweise hohen Verwendungsmengen und sehr langen Produktlebenszeiten entscheidend.

²⁵ Dieser Bereich wird von EPS Produkten mit einem typischen HBCD-Gehalt von 0,7% dominiert

Wegen der im Projektzusammenhang hohen Relevanz der PS Schäume aus dem Baubereich, wurde in Abstimmung mit dem Umweltbundesamt beschlossen, EPS und XPS Abfälle und Recyclate die aus dem Baubereich stammen, auf deren Gehalt an HBCD zu analysieren. Hierzu wurden Proben von Bauschuttaufbereitungsanlagen und/oder Recyclingfirmen beschafft, die im weiteren Projektverlauf analysiert wurden (Nr. 1HBCD: XPS Proben aus Dämmstoffen aus dem Baubereich; Nr. 2HBCD: EPS Mahlgut aus Dämmstoffen Baubereich; Nr. 5HBCD: Recyclat aus PS-E Dämmstoff). Die Ergebnisse der chemischen Analysen und eine Diskussion der Ergebnisse finden sich in Kapitel 0

In anderen EPS und XPS relevanten Anwendungen, die vom Verpackungsbereich dominiert werden, wird HBCD in Deutschland bereits nicht mehr eingesetzt. Aufgrund der kurzen Produktlebensdauer in diesem Bereich könnte HBCD hier möglicherweise durch Importe in Abfallströme nach Deutschland gelangen. Um mögliche HBCD Gehalte im Verpackungsbereich festzustellen, wurde in Abstimmung mit dem Umweltbundesamt beschlossen, in diesem Bereich chemische Analysen durchzuführen. Hierzu wurden Proben von Recyclingfirmen beschafft und analysiert (Nr. 8HBCD: EPS-Mischfraktion Verpackungsabfall; Nr. 9HBCD: PS-E Mahlgut aus Verpackungen; Nr. 10 HBCD: Recyclat aus PS-E Verpackungen; Nr. 12HBCD: Recyclat aus PS-E Verpackung; Nr. 12bHBCDE: Recyclat aus PS-E Verpackung). Die Ergebnisse der chemischen Analysen und eine Diskussion der Ergebnisse finden sich in Kapitel 0.

Ähnliches gilt für die Verwendung von HBCD in HIPS für den Elektrobereich. Es liegen keine konkreten Informationen vor, dass HBCD hier noch verwendet wird (wobei eine aktuelle Verwendung nicht ausgeschlossen werden kann). Im Abfallbereich können HBCD-haltige HIPS aus Elektroaltgeräten aufgrund von früherer Verwendung und von Importen vorkommen. Um mögliche HBCD Gehalte festzustellen, wurde in Abstimmung mit dem UBA beschlossen, in diesem Bereich chemische Analysen durchzuführen. Hierzu wurden Proben von Recyclingfirmen beschafft und analysiert (Nr. 13HBCD: bromhaltiger Abfall aus Elektroaltgeräten; Nr. 13bHBCD: PS Recyclat aus Elektro-Altgeräte, EAG). Die Ergebnisse der chemischen Analysen und eine Diskussion der Ergebnisse finden sich in Kapitel 0.

Es wird auch angenommen, das HBCD in Deutschland schon seit 2007 nicht mehr im Textilbereich eingesetzt wird. Bereits in den Jahren davor sind die Verwendungsmengen zurückgegangen. Entsprechende Produkte dürften daher im Abfall mittelfristig von sehr begrenzter Relevanz sein. Auch hier könnten Importe eine Rolle spielen. Chemische Analysen wurden wegen der geringen Relevanz im Projektverlauf nicht durchgeführt.

In Deutschland wird nach aktuellen Informationen HBCD derzeit weder im Verpackungsbereich (auf EU Ebene ca. 6%²⁶) noch im Textilbereich²⁷ (auf EU Ebene ca. 2%) eingesetzt. Es gibt auch keine konkreten Hinweise darauf, dass HBCD noch für HIPS im Elektrobereich verwendet wird²⁸ (auf EU Ebene ca. 2%). Eine Verwendung kann allerdings nicht ausgeschlossen werden.

Zum deutschlandweiten Verbrauch von HBCD in den Anwendungsbereichen EPS im Baubereich sowie XPS im Baubereich liegen Daten der Dämmstoffindustrie vor (siehe Tabelle 31). Für die Zeit von etwa 1960 (1957 erste nachgewiesene Anwendung eines Wärmedämmverbundsystems bei einem Einfamilienhaus in Berlin) bis 1980 sind keine konkreten Zahlen verfügbar [vgl. Dämmstoffindustrie 2013a, Dämmstoffindustrie 2013b]. Geht man davon aus, dass HBCD in Deutschland in den weiteren

²⁶ Die Verwendung von HBCD im Verpackungsbereich macht den überwiegenden Anteil in expandierbarem PS außerhalb des Bausektors aus.

²⁷ Im Textilbereich wird HBCD nach Wissen des Verbands der Hersteller von Textil-, Papier-, Leder- und Pelzhilfs- und -farbmitteln, Tensiden, Komplexbildnern, Antimikrobiellen Mitteln, Polymeren Flockungsmitteln, Kosmetischen Rohstoffen und Pharmazeutischen Hilfsstoffen oder verwandten Produkten (TEGEWA) seit ca. 2007 nicht mehr verwendet.

²⁸ Nach Auskunft des ZVEI ergab eine Mitgliederbefragung keine detaillierten Angaben zur Beantwortung der Fragen. Es gibt keine konkreten Hinweise dafür, dass HBCD noch eingesetzt wird. Die Verwendung kann allerdings auch nicht ausgeschlossen werden.

Anwendungsbereichen EPS/XPS für andere Anwendungen, HIPS für Elektroprodukte sowie Polymerdispersionen für Textilien früher in ähnlichen Relationen wie in der EU eingesetzt wurde, ergeben sich die in der folgenden Tabelle dargestellten Abschätzungen für die verwendeten Mengen von 1988 bis zum Jahr 2016. Dabei wird angenommen, dass HBCD im Textilbereich seit 2007 und in den Bereichen Elektro und EPS/XPS für andere Anwendungen seit 2012 nicht mehr eingesetzt wird (siehe Tabelle 31).

Tabelle 31: Geschätzter HBCD Verbrauch in Tonnen in Deutschland für die Zeit von 1988 bis 2016 in den relevanten Anwendungen *

Jahr	Gesamt- verbrauch (in t)	EPS im Baubereich	XPS im Baubereich	EPS/XPS für andere Anwen- dungen	HIPS für Elektro- produkte	Polymerdis- persionen für Textilien
1988	947	673	228	15	5	27
1989	1.030	689	248	29	11	53
1990	1.112	705	267	44	16	80
1991	1.283	805	292	59	21	106
1992	1.478	904	342	73	27	133
1993	1.669	1.004	386	88	32	160
1994	1.959	1.198	436	102	37	186
1995	2.081	1.238	470	117	43	213
1996	2.146	1.242	485	132	48	239
1997	2.337	1.312	559	146	53	266
1998	2.433	1.297	624	161	59	293
1999	2.489	1.297	634	176	64	319
2000	2.608	1.348	683	181	66	330
2001	2.543	1.274	673	187	68	341
2002	2.476	1.216	661	188	68	342
2003	2.469	1.203	663	189	69	344
2004	2.438	1.174	718	197	70	280
2005	2.383	1.135	706	227	79	237
2006	2.702	1.456	753	244	83	166
2007	2.415	1.276	817	241	80	0
2008	2.583	1.452	817	236	79	0
2009	2.665	1.543	817	229	76	0
2010	2.865	1.668	891	229	76	0
2011	3.025	1.738	981	229	76	0
2012	2.687	1.708	979	0	0	0
2013	2.015	1.281	734	0	0	0
2014	1.344	854	490	0	0	0
2015	672	427	245	0	0	0
2016	0	0	0	0	0	0

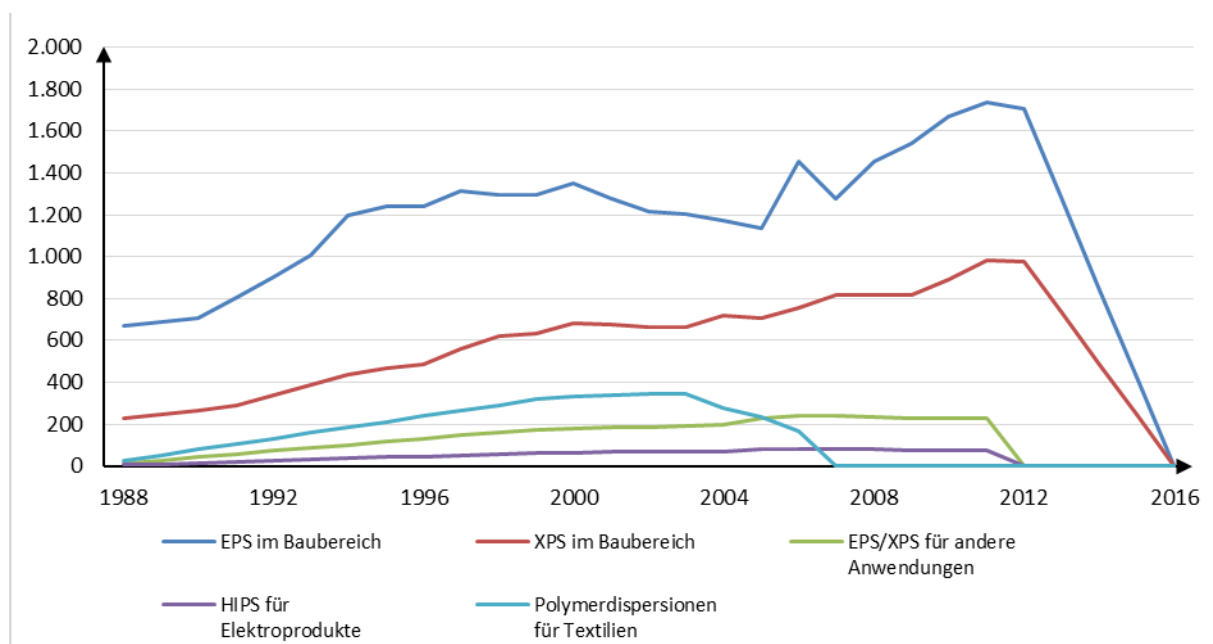
* (EPS im Baubereich/XPS im Baubereich berechnet auf Grundlage von [Dämmstoffindustrie 2013a] bzw. [Dämmstoffindustrie 2013b], weitere Anwendungen berechnet auf Grundlage von Tabelle 28 unter Berücksichtigung aktueller Informationen; Erklärungen im Text)

Die von 1988 bis 2012 in Deutschland insgesamt verbrauchte HBCD Menge beläuft sich demnach auf etwa 54.823 t. Aufgrund der Anfang 2013 begonnenen Substitution im Baubereich und der Gesetzeslage ist zu erwarten, dass der Verbrauch bereits rückläufig ist und bis Herbst 2015 eingestellt sein wird. Bei einer linearen Reduktion der Verbrauchsmengen von EPS und XPS aus dem Baubereich im Jahr 2012 könnten in den Jahren 2013 bis einschließlich 2015 noch etwa 4.031 t verwendet werden. Somit ergibt sich für den Betrachtungszeitraum 1988 bis 2016 in der Summe eine verbrauchte HBCD Menge von 58.854 t. Die einzelnen Anwendungsbereiche tragen zu dieser Gesamtmenge dabei wie folgt bei:

- ▶ EPS im Baubereich: 33.117 t
- ▶ XPS im Baubereich: 16.597 t
- ▶ EPS/XPS für andere Anwendungen: 3.719 t
- ▶ HIPS für Elektroprodukte: 1.306 t
- ▶ Polymerdispersionen für Textilien: 4.114 t

Abbildung 12 veranschaulicht die Entwicklung der Verbrauchsmengen in den relevanten Anwendungen seit 1988:

Abbildung 12: Abschätzung des HBCD Verbrauchs in den relevanten Anwendungen in Deutschland von 1988 bis 2016 (in Tonnen)



Aus Abbildung 12 wird deutlich, dass die Anwendungen EPS und XPS im Baubereich im Vergleich zu den anderen drei Anwendungen allein mengenmäßig eine höhere Relevanz aufweisen. Für letztere liegen für den Zeitraum vor 1988 keine weiteren Informationen zu Verbrauchsmengen in Deutschland vor.

Für die Anwendungen EPS und XPS im Baubereich liegen über Tabelle 31 hinausgehende Einschätzungen für den Zeitraum ab den 1960er Jahren vor. Nach Informationen der deutschen Dämmstoffindustrie [Dämmstoffindustrie 2013a] lag der HBCD-Verbrauch in Deutschland durch Einsatz in EPS zwischen 1981 und 2012 bei rund 35.000 Tonnen (HBCD-Gehalt: 0,7 Gew.-%). Für den Zeitraum von 1960 bis 1980 liegen keine belastbaren Verbandszahlen vor. Durch lineare Verlängerung des Kur-

venverlaufs kann für den Zeitraum jedoch mit einem zusätzlichen HBCD-Verbrauch von rund 5.000 Tonnen kalkuliert werden. Somit ergibt sich ein rechnerisches HBCD-Depot in verbaute EPS zwischen 1966 und 2016 von etwa 42.830 Tonnen. Der XPS-Einsatz lag nach [Dämmstoffindustrie 2013b] in Deutschland zwischen 1965 und 2012 rechnerisch bei gut 35 Millionen m³. Aufgrund unklarer Importmengen sowie abgeschätzten Zahlenwerten für den Zeitraum zwischen 1966 und 1990 wird von einem Volumen von 40 Mio. m³ ausgegangen. Daraus ergibt sich bei einer mittleren Dichte von 33 kg/m³ sowie einem mittleren HBCD-Gehalt von 1,5 Gewichts-% ein in XPS verbautes HBCD-Depot von rechnerisch etwa 19.100 Tonnen zwischen 1966 und 2016 (gerundet: ca. 20.000 Tonnen).

Tabelle 32 zeigt, wie viel HBCD in Deutschland aus den geschätzten Verbrauchsmengen bereits (bis 2012) in Abfällen angefallen ist und wie viel HBCD künftig (einschließlich 2013 bis 2015) in Abfällen anfallen wird. Die Zahlen wurden unter Berücksichtigung der in Tabelle 29 genannten Produktlebensdauern berechnet. Verschnittmengen und Emissionen werden dabei aufgrund der geringen Relevanz im Vergleich zur Gesamtmenge in nachstehender Abbildung nicht berücksichtigt.

Der nicht baubezogene Anwendungsbereich von EPS/XPS wird im Wesentlichen vom Verpackungsbereich beeinflusst. Daher, erscheint die angenommene Lebensdauer für Produkte in diesem Bereich (0 – 20 Jahre; siehe Tabelle 29) als zu lang. Verpackungen werden in der Regel direkt nach ihrer Verwendung oder innerhalb eines Jahres entsorgt. Entsprechend ist die Abschätzung über das zukünftige Aufkommen in Abfällen aus diesem Bereich zu hoch angesetzt. Es ist davon auszugehen, dass dieser Bereich für den Eintrag von HBCD in die Abfallströme von untergeordneter Bedeutung ist und künftig in Abfallströmen nicht mehr relevant sein wird. Voraussetzung für diese Annahme ist, dass die Abfallströme aus dem Verpackungsbereich und dem Baubereich getrennt gehalten werden um Querkontaminationen aus dem Baubereich zu vermeiden.

Tabelle 32: Kumulierte HBCD Mengen in Abfällen aus den geschätzten Verwendungsmengen bis 2015 (in Tonnen)

Verwendungsbereich	Gesamtmenge HBCD in Abfällen (t)	Anfall nach 2012 (t)	Anfall bis 2012 (t)
EPS ¹	42.829	41.452	1.377
XPS ¹	19.102	18.780	322
EPS/XPS ANDERE	3.719	0	3.719
HIPS ²	1.306	648	658
PD ²	4.114	925	3.189
Total	71.070	61.805	9.265

¹ HBCD Mengen ab 1966 berücksichtigt

² HBCD Mengen ab 1988 berücksichtigt

Die Abschätzung verdeutlicht, dass die überwiegende Menge des verwendeten HBCDs noch in Produkten im Umlauf ist und in Zukunft in die Abfallströme gelangen wird. Insbesondere gilt das für EPS- und XPS-Schäume, die im Baubereich eingesetzt wurden: einerseits aufgrund ihrer hohen Lebensdauer (50 +/- 25 Jahre) und andererseits aufgrund der hohen Verwendungsmengen von HBCD für diesen Bereich (insgesamt bis 2015 über 60.000 t). Im Textilbereich ist die Situation entgegengesetzt: die überwiegenden Mengen an HBCD sind bereits als Abfall angefallen und nur vergleichsweise geringe Mengen werden künftig in den Abfallstrom gelangen.

Aufgrund der oben genannten durchschnittlichen Konzentrationen von HBCD in relevanten Produkten lassen sich die entsprechenden in Tabelle 33 aufgeführten Abfallmengen darstellen:

Tabelle 33: Kumulierte HBCD-haltige Abfallmengen aus den geschätzten Verwendungsmengen (in Tonnen) für die relevanten Anwendungen.

Abfälle	Menge HBCD in Abfällen (in t)	HBCD Konzentration (in%)	Abfallmenge (in t)	Anfall nach 2012 (in t)	Anfall bis 2012 (in t)
EPS Produkte Bau	42.829	0,70	6.118.429	5.921.665	196.764
XPS Produkte Bau	19.102	1,5	1.273.470	1.252.026	21.444
EPS/XPS andere	3.719	0,70*	531.286	0	531.286
HIPS Produkte	1.306	4,00*	32.650	16.200	16.450
Textilien	4.114	8,00*	51.425	11.563	39.863
Summen	71.070		8.007.259	7.201.453	805.806

* aktuell keine Verwendung mehr

Die mit Abstand größten HBCD und Abfallmengen werden also künftig aus dem Baubereich anfallen. Je nach Lebensdauer der Produkte in denen HBCD verwendet wurde und Zeitpunkt des Einsatzes lässt sich schätzen, wie sich der jährliche Anfall an HBCD im Laufe der Zeit verändert und in welchen Mengen HBCD in entsprechenden Abfällen in Zukunft anfallen wird. Entsprechende Abschätzungen für den jährlichen Anfall von HBCD in den relevanten Abfällen sind nachfolgend für die relevanten Verwendungsgebiete graphisch dargestellt:

Abbildung 13: Abschätzung des künftigen jährlichen Anfalls von HBCD in EPS und XPS Abfällen aus dem Baubereich von 2014 bis 2064 (in Tonnen)

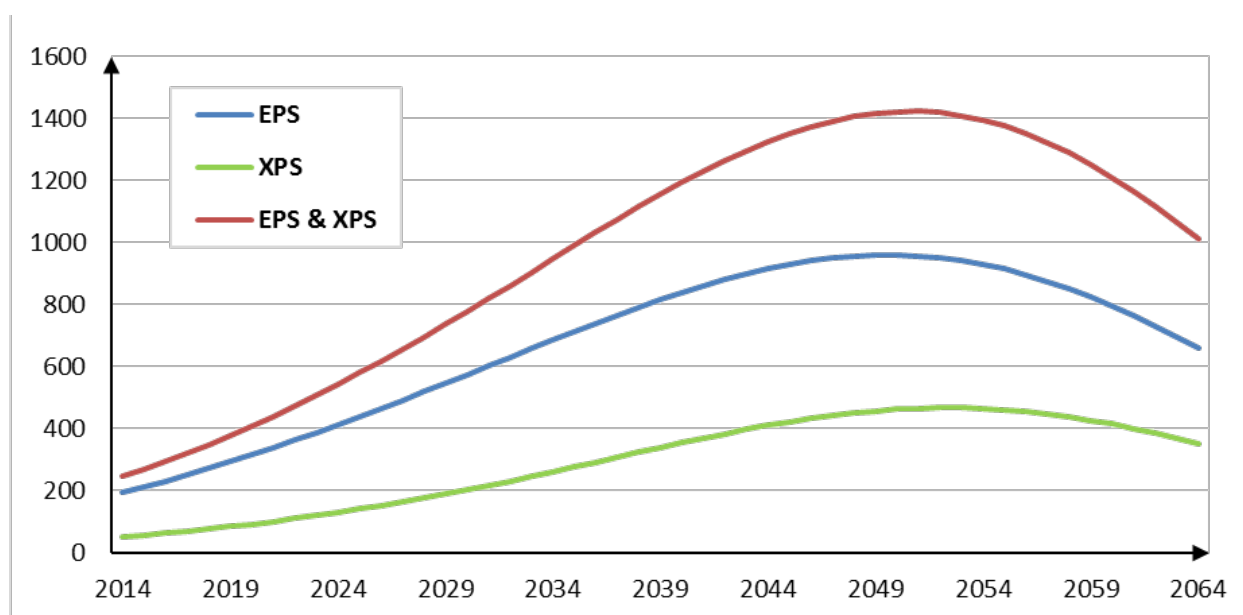


Abbildung 14: Abschätzung des jährlichen Anfalls von HBCD in HIPS Abfällen aus dem Elektrobereich bis 2027 (in Tonnen)

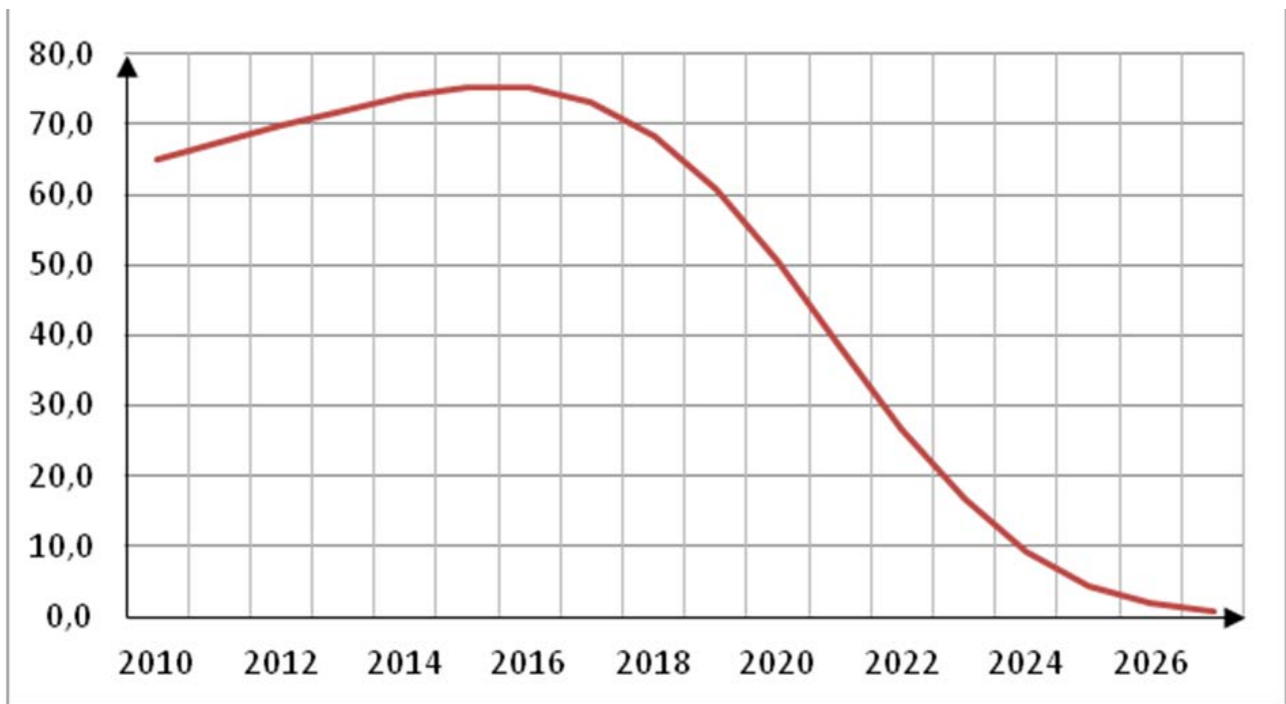
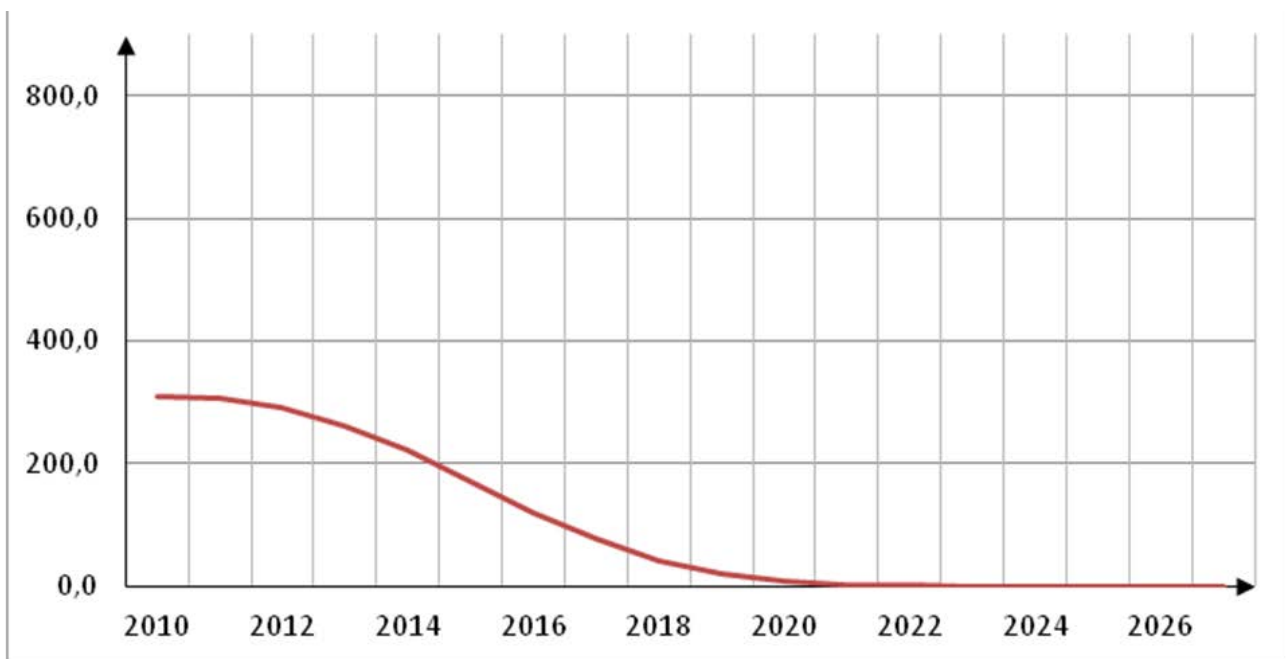


Abbildung 15: Abschätzung des jährlichen Anfalls von HBCD in Textilien bis 2020 (in Tonnen)



Die graphischen Darstellungen (siehe Abbildung 13, Abbildung 14 und Abbildung 15) zeigen, dass selbst wenn HBCD nicht mehr eingesetzt wird oder werden wird, das Vorkommen der entsprechenden Produkte in den Abfallströmen je nach Lebensdauer noch lange in der Zukunft von Bedeutung sein wird. Außerdem wird deutlich, dass alle Verwendungen im Projektzusammenhang relevant sind. Die Bedeutung von EPS/XPS Anwendungen außerhalb des Baubereichs, HIPS im Elektrobereich und Polymerdispersionen im Textilbereich ist allerdings irrelevant bzw. vergleichsweise gering, verglichen mit den EPS/XPS Anwendungen im Baubereich.

Die Verwendung von HBCD als Flammschutzmittel führt auch dazu, dass HBCD in Klärschlamm vorkommt. Verfügbare Daten zeigen, dass die Werte im Vereinigten Königreich und Irland etwa um den Faktor 10 höher sind als in den anderen EU Mitgliedstaaten (siehe Tabelle 34). Dies ist mit einiger Wahrscheinlichkeit auf die verbreitete Anwendung von HBCD für flammgeschützte Textilien im Vereinigten Königreich und Irland zurückzuführen, da das Waschen von flammgeschützten Textilien als eine wesentliche Ursache für die Belastung von Abwasser mit HBCD gesehen wird (siehe [DEPA 2013]).

Tabelle 34: Übersicht über gemessene HBCD Konzentrationen in Klärschlamm

Land	Median	Einheit	Quelle
Irland	1.439	µg/kg TS	[ECB 2008]
UK	1.256	µg/kg TS	[ECB 2008]
Niederlande	21	µg/kg TS	[ECB 2008]
Norwegen	35	µg/kg TS	[ECB 2008]
Schweden	24	µg/kg TS	[ECB 2008]
Schweiz	149*	µg/kg TS	[DEPA 2013]

* Mittelwert

Mengen, Beseitigung und Verwertung von Klärschlamm in Deutschland sind in Kapitel 3.2.6. dargestellt. Geht man davon aus, dass die HBCD Konzentration in Klärschlamm in Deutschland mit der in anderen Europäischen Ländern (mit Ausnahme von UK und Irland) vergleichbar ist, kann man die HBCD Frachten in Klärschlamm in Deutschland plausibel schätzen. Der Mittelwert der gemessenen Konzentration in 4 Europäischen Ländern (NE, NOR, SE, SUI) liegt bei 57,25 µg/kg TS. Legt man diese Konzentration für Deutschland zugrunde, gelangt man zu der Abschätzung, dass das Gesamtaufkommen an Klärschlamm in Deutschland (1,89 Millionen Tonnen in 2010) eine HBCD Fracht von ca. 108 kg/a enthält. Diese Fracht verteilt sich auf die Beseitigungs- und Verwertungswege wie in Tabelle 35 dargestellt. Mehr als die Hälfte (53,2%) des in Klärschlamm enthaltenen HBCD dürfte bei der thermischen Entsorgung zerstört werden. Etwa 30% wird landwirtschaftlich verwertet.

Tabelle 35: Abschätzung der Verteilung der HBCD Fracht in Klärschlamm auf die Beseitigungs- und Verwertungswege in Deutschland in 2010

	Klärschlamm- entsorgung Gesamt	Landwirt- schaftliche Verwertung	Landwirt- schafts- bauliche Maßnahmen	Sonstige stoffliche Verwertung	Thermische Entsorgung	Deponie- rung
Menge (in t)	1.887.408	566.295	259.312	58.052	1.003.749	-
Anteil (in %)	100	30	13,74	3,08	53,18	-
HBCD Fracht (in kg)	108,1	32,4	14,8	3,3	57,5	-

2013 wurde in Deutschland ein Großversuch zur Verbrennung von EPS und XPS in einer dem Stand der Technik entsprechenden kommunalen Abfallverbrennungsanlage (MVA Würzburg) durchgeführt. In dem Versuchsbericht werden Konzentrationen von HBCD in Schlacke („grate ash“), Flugasche und Filterrückständen (siehe [EuroPlastics 2014]) berichtet. Die HBCD Konzentrationen bewe-

gen sich zwischen 1,22 und 2,66 µg/kg TM. Sie liegen für Schlacke („grate ash“), Flugasche und Filterrückstände in ähnlichen Bereichen. Geht man von einem durchschnittlichen HBCD Gehalt der Verbrennungsrückstände aus Siedlungs- und Sonderabfällen von 1,71 µg/kg aus, so entspricht dies, einer jährlichen HBCD Fracht von 8,7 kg HBCD in etwas über 5 Mio. t Verbrennungsrückständen aus der Siedlungsabfall- und Sonderabfallverbrennung.

Tabelle 36 gibt einen Überblick über die Schlussfolgerungen, welche bezüglich der Relevanz möglicher HBCD-Vorkommen gezogen wurden.

Tabelle 36: Schlussfolgerung zur Relevanz möglicher Vorkommen (HBCD)

Möglicherweise relevantes Vorkommen	Einschätzung der Relevanz
Expandierter Polystyrol Hartschaum (EPS) im Baubereich	Bis 2015 hohe Relevanz in Produkten und künftig aufgrund der hohen Lebensdauer über viele Jahrzehnte in Abfällen (ca. 160 t HBCD/a in 2012; ca. 960 t HBCD/a um 2050)
Extrudierter Polystyrol Hartschaum (XPS) im Baubereich	Bis 2015 hohe Relevanz in Produkten und künftig aufgrund der hohen Lebensdauer über viele Jahrzehnte in Abfällen (ca. 41 t HBCD/a in 2012; ca. 460 t HBCD/a um 2050)
Einsatz von EPS und XPS außerhalb des Bausektors	Aktuell in Produkten nicht mehr relevant; Auch in Abfällen aufgrund begrenzter Lebensdauer der Produkte (Verwendung überwiegend im Verpackungsbereich) nicht mehr relevant (ca. 0,4 t HBCD/a in 2012) mit weiter abnehmender Relevanz.
High Impact Polystyrol (HIPS)	Aktuell nicht mehr relevant in Produkten; früher Verwendung im Elektrobereich; im Vergleich zu EPS/XPS untergeordnete Relevanz in Abfällen (ca. 70 t/a in 2012 mit weiter abnehmender Relevanz). Importe könnten für Abfälle eine gewisse Rolle spielen
Polymerdispersionen für Textilien	Seit 2007 nicht mehr relevant in Produkten; bis dahin Verwendung im institutionellen Bereich (Versammlungsstätten) und Automobilbereich; aufgrund der Verwendungsmenge in Deutschland und der Lebensdauer untergeordnete Relevanz in Abfällen (ca. 290 t/a in 2012 mit weiter abnehmender Relevanz)
Klärschlamm	Nicht relevant (aktuell ca. 0,1 t/a)
Verbrennungsrückstände Abfallverbrennung	Nicht relevant (aktuell ca. 0,01 t/a)

3.2.6 Expandierter Polystyrol Hartschaum (EPS) im Bausektor

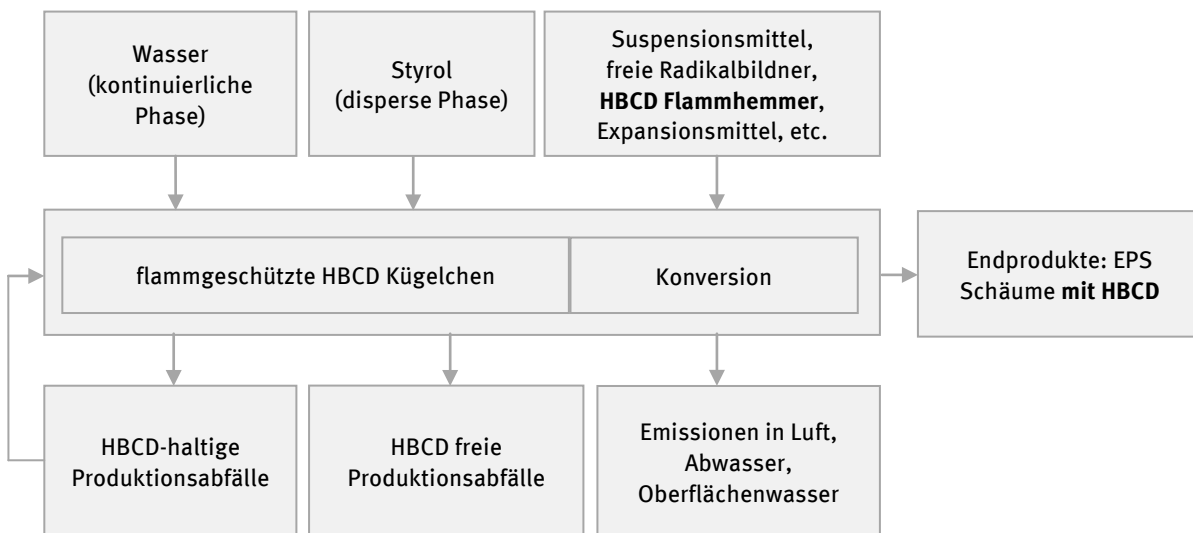
3.2.6.1 Hintergrundinformation

EPS ist ein grobporiger Schaumstoff oder expandiertes Polystyrol (EPS). EPS Schaumplatten werden aufgrund ihrer Eigenschaften seit langem als Dämmmaterialien im Baubereich eingesetzt. Wegen Ihrer leichten Entzündlichkeit sind EPS Platten in Deutschland flammgeschützt. Zu diesem Zweck enthalten sie in der Regel 0,7% HBCD als additives Flammenschutzmittel (weitere Details: siehe Kapitel 3.2.1 und 3.2.4).

3.2.6.2 Prozesse, Inputs und Outputs

Die Prozesse zur Herstellung von EPS sind in [BiPRO 2011] beschrieben. Abbildung 16 illustriert die wesentlichen Input- und Outputströme.

Abbildung 16: Relevante Inputs und Outputs bei der Herstellung von HBCD-haltigen EPS Hart-schäumen



3.2.6.3 Verbreitung und Verbleib der Stoffe/Stoffgruppen in Produkten, Abfällen und anderen Outputströmen

Die HBCD Emissionen aus Herstellung und Verwendung von EPS und XPS Dämmplatten sind vergleichsweise gering.

Laut "VECAP (The Voluntary Emission Control Action Programme) 2012 progress report" sind die HBCD Emissionen aus allen Quellen im Zeitraum 2008 bis 2012 von 170 g/t auf 1 g/t zurückgegangen (aus [DEPA 2013]).

Der "Entstehungsfaktor"²⁹ für EPS und XPS beträgt $1 - 0,0001389 = 0,9998611$. Die Emissionen aus der Verwendung von HBCD bei der Herstellung, professionellen Anwendungen und während der Gebrauchsdauer der Produkte summieren sich zu einem Anteil von 0,01389% des HBCD Verbrauchs (Berechnung auf Grundlage von [Swerea 2010]). Am Ende seiner Gebrauchsdauer beinhaltet ein EPS Produkt noch etwa 99,986% des HBCD welches bei seiner Herstellung verbraucht wurde. Mögliche Emissionen während der Abfallbehandlung (einschließlich Abriss) sind hierbei nicht berücksichtigt. Hier bestehen erhebliche Unsicherheiten (z.B. zur Relevanz staubförmiger Emissionen beim Abriss von Gebäuden, die mit EPS/XPS Dämmplatten isoliert sind; siehe BiPRO 2011). Dieser Einschätzung folgt auch [COHIBA 2011]³⁰. Aufgrund der geringen Relevanz von Emissionen während der Produktlebensdauer sind die Emissionen bei den Berechnungen zu anfallenden HBCD-Mengen in Abfällen nicht berücksichtigt.

²⁹ Gemeint ist hier ein Faktor, über den sich berechnen lässt welcher Anteil des relevanten Stoffes/der Stoffgruppe (hier: des Stoffes HBCD) unter Berücksichtigung der Emissionen nach Herstellung und Verwendung in den Abfallpfad eingetragen wird. In anderen Worten wie viel HBCD im Abfall „gebildet“ wird. Der Begriff wird hier in Anlehnung an die EU Studie [BiPRO 2011] verwendet (dort: „generation factor“), im Bewusstsein, dass die Stoffe/Stoffgruppen (wie hier im Fall von HBCD) nicht gebildet werden sondern schlicht bei der Herstellung eingesetzt werden.

³⁰ "Emissions of HBCDs during demolition of buildings are seen as a major source. However, fate and behaviour of construction material from demolition of buildings has not been evaluated in a German context, so far" (Zitat aus [COHIBA 2011]).

Bei einer Durchschnittskonzentration von 0,7% (w/w) HBCD in EPS Produkten können unter Verwendung von einer Tonne HBCD etwa 143 Tonnen flammgeschützte EPS Platten hergestellt werden.

Bei der Herstellung fallen Verschnitt und sonstige EPS Abfälle an, die im Produktionsprozess recycelt werden. Verschnitt aus der professionellen Anwendung (Verbauen von Dämmplatten) wird mittels eines EU-weiten Sammelsystems gesammelt und recycelt [EUMEPS 2009]. Die Verschnittmengen betragen etwa 2%. Auf EU Ebene werden etwa 1% recycelt und etwa 1% wird anderweitig als Abfall behandelt. Verschnittmengen werden bei den Berechnungen zu anfallenden HBCD-Mengen in Abfällen nicht berücksichtigt.

Ein unbekannter Anteil der EPS und XPS Produkte verbleibt in der Umwelt z.B. wenn Fundamentisolierungen oder Isolierungen gegen Frosts Schäden im Straßen und Schienenbau beim Abriss nicht vollständig entfernt werden. Mengen die möglicherweise in der Umwelt verbleiben sind schwer zu quantifizieren und werden bei der Berechnung der Stoffflüsse nicht berücksichtigt. Das schließt nicht aus, dass diese Mengen nicht relevant sein können.

3.2.6.4 Konzentrationen in Erzeugnissen, Abfällen und recycelten Erzeugnissen

In Sicherheitsdatenblättern von EPS Produkten deutscher Hersteller ist die HBCD Konzentration üblicherweise mit unter 1% angegeben.³¹

Verschiedenen Literaturquellen zufolge beträgt die übliche Konzentration 0,7% bis 1% Gewichtsprozent, ([CeficEfra 2006], [IOM 2008], [ECB 2008], [Albemarle 2009], [CPAN 2010], [Swerea 2010], [Morf et al. 2007]). Auf der Grundlage von EU Verbrauchsdaten wurde eine durchschnittliche Konzentration von 0,51 Gewichtsprozent für EPS berechnet [BiPRO 2011].

Nach Angaben der deutschen EPS Hersteller wurde HBCD in EPS Produkten im Baubereich in Konzentrationen von 0,7% eingesetzt. Damit ist der im Baubereich durchgehend erforderliche Flammenschutz sichergestellt. Diese Konzentration wird für die Berechnung der Stoff- und Materialflüsse zugrunde gelegt. Seit 2013 wurde begonnen HBCD zu substituieren. Bis August 2015 wird in deutschen EPS Produkten kein HBCD mehr verwendet.

Konzentrationen in Verbrennungsrückständen aus der Abfallverbrennung siehe Kapitel 3.2.5.2.

Konzentrationen in Klärschlamm siehe Kapitel 3.2.5.2.

3.2.6.5 Aktivitätsdaten

PS Dämmstoffe werden in Deutschland an vier Standorten hergestellt (Leuna/Schkopau, Ludwigshafen, Marl, Wismar; siehe [PlasticsEurope 2012]). Es ist unklar, ob dabei zwischen EPS und XPS Schäumen differenziert wird. Ein weiterer Standort in Deutschland, an dem PS Dämmstoff hergestellt wird, ist Schwarzheide. Dort wird ein XPS Dämmstoff hergestellt³². Hinweise auf die hergestellten Mengen ergeben sich für EPS und XPS aus den von der deutschen Dämmstoffindustrie zur Verfügung gestellten Daten (siehe [Dämmstoffindustrie 2013a] sowie [Dämmstoffindustrie 2013b]). Im Bezugs-

³¹ Siehe z.B.:

Konzentration in EPS: Styropor* F215 L-N Hexabromcyclododecan Gehalt (W/W): <= 1%.

Weitere SDB und technische Informationen:

http://www.plasticsportal.net/wa/EU~de_DE/Catalog/ePlastics/pi/BASF/prodline/styropor_peripor

Konzentration in EPS: Neopor* 2200 Hexabromcyclododecan Gehalt (W/W): <= 1%

Weitere SDB und technische Informationen:

http://www.plasticsportal.net/wa/EU~de_DE/Catalog/ePlastics/pi/BASF/prodline/neopor

³² Herstellung des XPS Produkts „Styrodur“ von BASF erfolgt in Deutschland in Ludwigshafen und Schwarzheide [BASF 2012a].

jahr 2012 lag die HBCD Menge in verbautem EPS in Deutschland bei 1.708 Tonnen. Im gleichen Jahr wurden etwa 979 Tonnen HBCD in XPS eingesetzt (siehe Tabelle 31).

Aufgrund der Brandschutzbestimmungen in Deutschland müssen Dämmstoffplatten für den Baubereich flammgeschützt sein. In der Regel erfolgte der Flammenschutz bisher durch den Einsatz von HBCD. Seit Anfang 2013 wird HBCD nach Industrieangaben durch eine Alternative substituiert.

3.2.6.6 Abfallbehandlung

Im Baubereich anfallende Post-Consumer Kunststoffabfälle (372 kt in 2011) werden zu 70,2% bzw. zu 25,8% energetisch bzw. werkstofflich verwertet (0% rohstofflich) und zu 4% deponiert [Consultic 2012]. Aktuelle Zahlen zufolge fiel in 2012 eine entsprechende Menge von 398 kt an und wurde zu 70% bzw. zu 27% energetisch bzw. werkstofflich verwertet und zu 3% deponiert. Diese Information betrifft alle im Baubereich anfallenden Kunststoffabfälle. EPS und XPS Abfälle stellen in diesem Abfallstrom nur einen Anteil dar.

Nach [Consultic 2012] wurden im Jahr 2011 im Baubereich 271 kt PS-E eingesetzt. Dies entspricht einem Anteil von 9,7% bezogen auf die insgesamt im Baubereich verarbeitete Kunststoffmenge von 2.780 kt. Im gleichen Jahr fielen 111 kt PS-E Abfall in Deutschland an (alle Bereiche einschließlich Bau; Anteile: Post-Consumer 83 kt, Erzeuger ~3 kt, Verarbeiter ~ 25 kt; Consultic 2012], S. 64)).

Bei der PS-E Herstellung fallen Verschnitt und sonstige Abfälle an, die im Produktionsprozess recycelt werden. Verschnitt aus der professionellen Anwendung (Verbauen von Dämmplatten) sowie sonstiger EPS Abfall (ASN 17 06 04) wird mittels eines EU weiten Sammelsystems gesammelt und recycelt [EUMEPS 2009]. Für XPS Dämmstoffe gibt es kein entsprechendes Sammelsystem (i.d.R. energetische Verwertung wegen des Gehalts an ozonabbauenden Substanzen). Die Verschnittmengen aus der professionellen Anwendung betragen etwa 2%. Diese Abfälle fallen sortenrein an und können zu einem hohen Grad werkstofflich oder energetisch verwertet werden. Auf EU Ebene werden etwa 1% der EPS Abfälle recycelt (im Sinne von werkstofflicher Verwertung) und etwa 1% wird anderweitig als Abfall behandelt (i.d.R. thermisch verwertet).

Es zeigt sich, dass in Deutschland in der Praxis in Recyclingprozessen EPS-Dämmstoffabfälle auch mit EPS Verpackungsabfällen vermischt und recycelt werden. Dadurch kommt es zu einer Vermischung von unbelasteten oder wenig HBCD-haltigen Abfällen (EPS Verpackungsabfälle) mit HBCD-haltigen Abfällen (EPS Dämmstoffabfälle) und in der Folge zu vergleichsweise hoch belasteten PS Regranulaten (wie die Ergebnisse der chemischen Analysen der Proben 10HBCD und 12HBCD mit HBCD Gehalten von ca. 0,44 und 0,15% belegen; Analysenergebnisse siehe Kapitel 0). Wie relevant solche Vermischungen in der Praxis sind, ist nicht bekannt. Teils erfolgt die Vermischung beabsichtigt (Dämmstoffe werden vor dem Recyclingprozess bewusst mit Verpackungsabfällen vermischt), teils erfolgt die Vermischung aufgrund des Eintrags von sauberen Dämmstoffmaterialien (z.B. Verschnitt) in den Verpackungsabfallstrom. Verpackungsabfälle sind von sauberen Dämmstoffabfällen i.d.R. nur schwer zu unterscheiden.

Über EPS und XPS Mengen, die aus Abbruch und Sanierung anfallen, liegen keine spezifischen Informationen vor. Entsprechende sortenreine EPS/XPS Abfälle sind der ASN 17 06 04, vermischte EPS/XPS Abfälle sind der ASN 17 09 04 zuzuordnen. Auf Grundlage von Datenerhebungen der deutschen Dämmstoffindustrie (siehe [Dämmstoffindustrie 2013a] und [Dämmstoffindustrie 2013b]) zur EPS- und XPS-Produktion bis 2012 lassen sich aktuelle und zukünftige Abfallmengen jedoch aus früheren Verwendungsmengen und der Gebrauchsdauer (50 +/- 25 Jahre) schätzen (siehe Abbildung 13 und Tabelle 68). Demzufolge enthalten aktuelle EPS Abfallmengen aus früherer Verwendung im Baubereich ca. 161 t HBCD (Bezugsjahr 2012). Das entspricht einer EPS Abfallmenge von rund

23.050 t³³ (HBCD Gehalt von 0,7%). Abfallmengen für XPS enthalten im Bezugsjahr 2012 schätzungsweise 41 t HBCD (entspricht einer XPS Abfallmenge von ca. 2.745 t bei einem HBCD Gehalt von 1,5%).

Es wird angenommen, dass die Rückbauquote von EPS/XPS-Dämmstoffen durch Abriss- oder Instandsetzungsmaßnahmen derzeit weniger als 1% der jährlich verbauten Quadratmeter Dämmstoff beim Wärmedämmverbundsystem (WDVS) beträgt. Die häufige Verschmutzung von Bauabfällen erschwert das Recycling [Dämmstoffindustrie 2013a, Dämmstoffindustrie 2013b]. Es ist gängige Praxis, bestehende Wärmedämmverbundsysteme (WDVS) bei Sanierungsmaßnahmen zu erhalten, indem ein zusätzliches WDVS „aufgedoppelt“ wird. Wenn in der Zukunft HBCD-freie WDVS auf HBCD-haltige WDVS aufgedoppelt werden, so kann diese zu Komplikationen beim endgültigen Abriss führen (Vermischung von HBCD-freien und HBCD-haltigen WDVS).

Mit Putzschichten, Armierungsgewebe, Klebstoffen, Mauerresten etc. verunreinigte Dämmstoffe sind der Abfallschlüsselnummer 17 09 04³⁴ zuzuordnen. Im Bauabfall werden EPS/XPS Dämmstoffe als Verunreinigung oder Störstoff gesehen. Nach Aussagen von Abbruchunternehmen wird EPS/XPS Dämmmaterial oft schon beim Abbruch abgetrennt und separat der Verwertung bzw. Beseitigung zugeführt. Der getrennte Rückbau ist allerdings aufwändig und in der Praxis oft schwierig. Ein gewisser Anteil gelangt in den Bauschutt und wird über Bauschuttbehandlungsanlagen verwertet bzw. beseitigt (Verfahrensbeschreibung in [UBA 2013]). Über die Höhe dieses Anteils gibt es keine spezifischen Informationen. Für die Berechnung der Stoff- und Materialflüsse wird von einem Anteil von weniger als 5% ausgegangen, der nicht vom Bauschutt abgetrennt und ähnlich wie andere Post-Consumer Kunststoffabfälle aus dem Baubereich beseitigt und verwertet wird.

Schaumstoffabfälle wurden bis 2005 als gemischte Baustellenabfälle deponiert und werden heute in Müllverbrennungsanlagen unter Nutzung des Energiegehalts verwertet [Dämmstoffindustrie 2013a, Dämmstoffindustrie 2013b]. Für die Berechnung der Stoff- und Materialflüsse wird von einem Anteil von mehr als 95% ausgegangen, der schon bei den Abbruch- und Sanierungsarbeiten abgetrennt und einer energetischen Verwertung zugeführt wird.

2013 wurde in Deutschland ein Großversuch zur Verbrennung von EPS und XPS Dämmplatten in einer dem Stand der Technik entsprechenden kommunalen Abfallverbrennungsanlage (MVA Würzburg) durchgeführt (siehe PlasticsEurope 2014³⁵). In dem Versuchsbericht werden Konzentrationen von HBCD in Schlacke („grate ash“), Flugasche, Filterrückständen und gereinigtem Abgas berichtet. Die HBCD Konzentrationen der Verbrennungsrückstände bewegen sich zwischen 1,22 und 2,66 µg/kg dw. Die HBCD Konzentrationen im gereinigten Abgas liegen zwischen 1 und 8,3 ng/m³. In dem Versuch wurden die Konzentrationen für den Fall ermittelt, dass (A) kein EPS/XPS mit dem sonstigen Abfall verbrannt wird, dass (B) 1% EPS/XPS mitverbrannt wird und dass (C) 2% EPS/XPS mitverbrannt wird. Den Autoren zufolge sind sowohl die HBCD Konzentrationen im gereinigten Abgas als auch in den Verbrennungsrückständen unabhängig vom Anteil an EPS/XPS. Die errechneten Zerstörungsraten für HBCD liegen für die betreffenden Konzentrationen (B) und (C) bei 99,99%³⁶. In dem Versuch wurde auch die mögliche Entstehung anderer POPs (PCDD/F, PBCDD/F, PBDD/F, PCB,

³³ Auf dem Abschlussworkshop zum Forschungsvorhaben wurden Informationen zum Aufkommen, der Entsorgung und Verwertung von EPS Abfällen aus dem Verpackungs- und Baubereich präsentiert (Consultic). Consultic schätzt die aktuelle Abfallmenge von EPS aus Abbruch und Sanierung um etwa ein Drittel höher ein (35.900 t/a). Diese Einschätzung beruht auf einer relativen komplexen Grundlage aus einer Reihe sekundärstatistischer Daten sowie spezifischen Primäranalysen wie Gesprächen mit verschiedenen relevanten Institutionen (persönliche Mitteilung Consultic, 16.09.2014).

³⁴ gemischte Bau- und Abbruchabfälle mit Ausnahme derjenigen, die unter 17 09 01, 17 09 02 und 17 09 03 fallen

³⁵ Die Publikation PlasticsEurope 2014 wurde zurückgezogen und wird derzeit überprüft. Eine Fachpublikation ist in Vorbereitung. Ein Peer Review wurde angenommen. Mit der Veröffentlichung rechnen wir zum Ende 2014/Anfang 2015 (persönliche Mitteilung von Plastics Europe, September 2014).

³⁶ persönliche Mitteilung PlasticsEurope, September 2014

PBDE, PBB) untersucht. Die Verbrennung von EPS/XPS führt nach den Versuchsergebnissen nicht zu einer erhöhten Konzentration dieser Stoffe in der gereinigten Abluft. Weitere Details sind in [PlasticsEurope 2014] zu finden. Den Versuchsergebnissen zufolge können EPS und XPS Dämmplatten in, nach dem Stand der Technik ausgerüsteten, Müllverbrennungsanlagen bis zu einem Anteil von 2% des Gesamtabfalls in geeigneter Weise verbrannt werden. HBCD wird dabei weitgehend zerstört (Zerstörungsrate > 99,99%) und die Verbrennung trägt nicht zur Entstehung anderer POPs bei. Wesentlich für eine fachgerechte Verbrennung ist die fachmännische Mischung im Bunker der MVAs. Bei einem Anteil von 1 Gewichtsprozent (entspricht etwa 15 Volumenprozent) ist das Handling der marktüblichen Dämmplatten im Verbrennungsprozess problemlos. Ein zu hoher Volumenanteil könnte, zu Störungen bei der Abfallaufgabe (z.B. Verstopfung an der Schurre) führen, die das Eingreifen des Bedienungspersonals erforderlich machen würden. Die Autoren empfehlen für Deutschland die Verbrennung von „alten“³⁷ PS Dämmstoffplatten in Abfallverbrennungsanlagen nach Stand der Technik als hocheffiziente Behandlung zur gleichzeitigen Zerstörung von HBCD und ozonabbauenden Substanzen (ODS).

Unter den Bauabfällen ist Dämmmaterial aus EPS/XPS derzeit in der Regel der Abfallart 170604 (Dämmmaterial ohne ASN 170601 und 170603) zuzuordnen.

ASN 170604 beinhaltet neben EPS/XPS auch andere Dämmstoffe³⁸. Wie hoch der Anteil an EPS/XPS Dämmstoffen ist, ist unklar. Aus Gesprächen mit Betreibern von Bauschutt-sortierungsanlagen geht hervor, dass EPS/XPS Dämmstoffe in der Praxis bisher eher als untergeordnete Fraktion sonstiger Abfallströme verwertet und beseitigt werden. In erster Linie kommen hier die großen Mengenströme (ASN 17 01 07 und ASN 17 05 04) aber auch alle anderen Bauabfallteilströme in Betracht.

Im IPA Abfallsteckbrief zu ASN 170604, der die EPS/XPS Dämmstoffe zuzuordnen sind, sind Kunststoffe bei der Charakterisierung der Zusammensetzung nicht genannt [IPA 2012a]. Dies kann neben den Aussagen von Betreibern von Bauschutt-aufbereitungsanlagen als weiteres Indiz gewertet werden, dass die Abfälle aus EPS und XPS Dämmstoffen aus Sanierungen und Abbrüchen bisher von untergeordneter Bedeutung auch unter den Dämmstoffen sind.

Es kann davon ausgegangen werden, dass die im Projektzusammenhang relevanten Abfälle im Bauschutt anfallen, der mengenmäßig auf etwa 50 Mio. t zu schätzen ist. EPS und XPS sind hier nicht primäres Ziel für eine werkstoffliche Verwertung. Sie werden möglichst vom mineralischen Anteil abgetrennt und gesondert verwertet oder beseitigt. Eine saubere Abtrennung ist allerdings z.B. wegen der Anhaftung an mineralischen Anteilen (Beton, Ziegel, Putz, etc.) in der Praxis nur schwer möglich. Dadurch gelangen Störstoffe in mineralische Anteile und entsprechende Abfälle und Recyclate (wegen der vergleichsweise geringen Masse in sehr geringen Konzentrationen).

Ein nicht quantifizierbarer Anteil des EPS Abfalls wird daher gemeinsam mit dem mineralischen Bauschuttanteil verwertet bzw. beseitigt. Laut Deponieverordnung darf der Glühverlust aus Deponien je nach Deponieklasse bis zu 3, 5 oder 10% betragen. Für die Deponieklasse 0 für Inertabfälle darf der Glühverlust bis zu 3% betragen. Entsprechend ist es möglich, mineralischen Bauschutt mit organischen Verunreinigungen wie EPS oder XPS Dämmstoffen bis zu 3% auf Bauschuttdeponien zu beseitigen.

³⁷ Als „alt“ werden in diesem Zusammenhang ODS-haltige PS Dämmstoffplatten bezeichnet mit den Treib- und Zellgasen FCFW und H-FCKW.

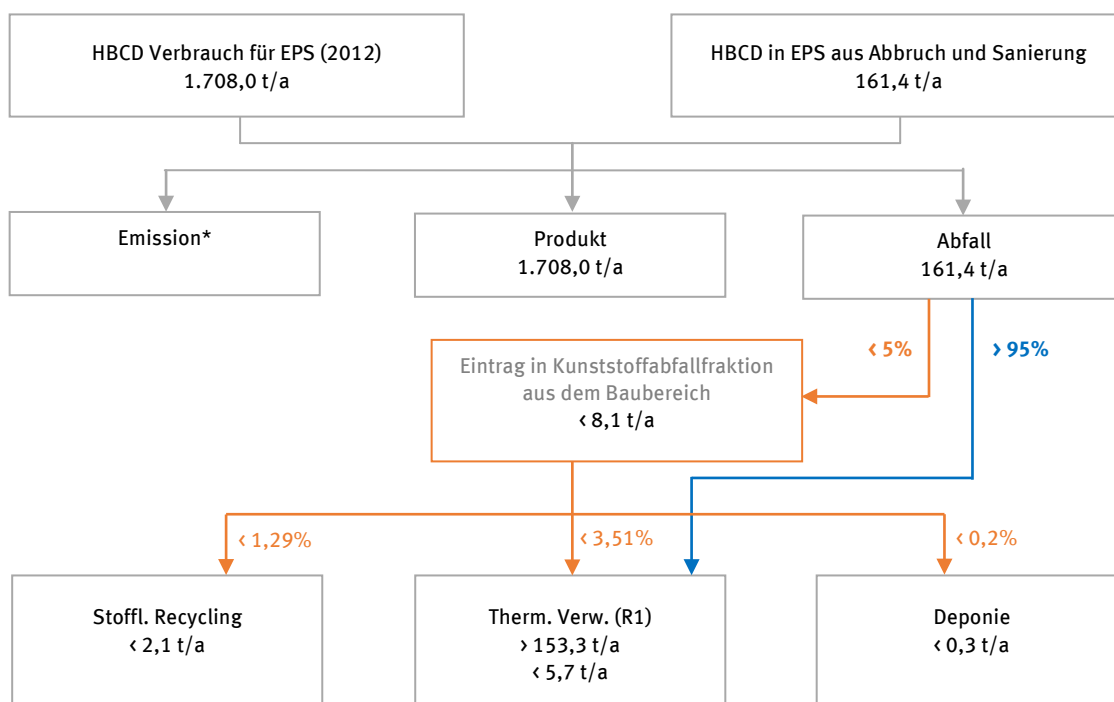
³⁸ Zu den Dämmstoffen gehören Glaswolle, Steinwolle und Styropor. Als ungefährlich gelten (Mineralfaser-) Dämmstoffe, wenn sie nach dem 01.06.2000 hergestellt wurden. Diese Dämmstoffe erfüllen die Kriterien der Gefahrstoffverordnung und gelten als nicht krebserzeugend oder krebverdächtig. Styropor gilt als ungefährlich. Ungefährliche Dämmstoffe werden der Abfallschlüsselnummer 170604 zugeordnet. Zu deren Entsorgung werden Container z.B. von 2 bis 20 m³ eingesetzt.

Zusammenfassend wird geschätzt, dass EPS und XPS Abfälle aus dem Baubereich zu mehr als 95% direkt einer energetischen Verwertung zugeführt werden. Für Abfälle, welche nicht bereits bei Abbruch und Sanierung abgetrennt werden (< 5%), werden vorliegende Beseitigungs- und Verwertungsquoten für Post-Consumer Kunststoffabfälle aus dem Baubereich zugrunde gelegt: 70,2% bzw. 25,8% energetische bzw. werkstoffliche Verwertung, 4% Deponierung [Consultic 2012]. Wie erwähnt verbleibt ein unbekannter Anteil der EPS/XPS Produkte in der Umwelt (siehe Kapitel 3.2.6.3). Mengen die in der Umwelt verbleiben sind schwer zu quantifizieren und werden bei der Berechnung der Stoffflüsse nicht berücksichtigt. Das schließt nicht aus, dass diese Mengen nicht relevant sein können.

3.2.6.7 Stofffluss

Abbildung 17 stellt den resultierenden quantitativen Stofffluss für HBCD in EPS dar, unter der Voraussetzung, dass ein Anteil von <5% der EPS Abfälle ähnlich wie andere Post-Consumer Kunststoffabfälle aus dem Baubereich beseitigt und verwertet werden. In 2012 wurden etwa 1.700 t HBCD zur Herstellung von EPS Produkten für den Baubereich verbraucht. Etwa 160 t HBCD waren in Abfällen aus Abbruch und Sanierung enthalten. Die Abfälle werden vorwiegend thermisch verwertet.

Abbildung 17: Abschätzung HBCD Stofffluss für EPS Produkte für den Baubereich 2012

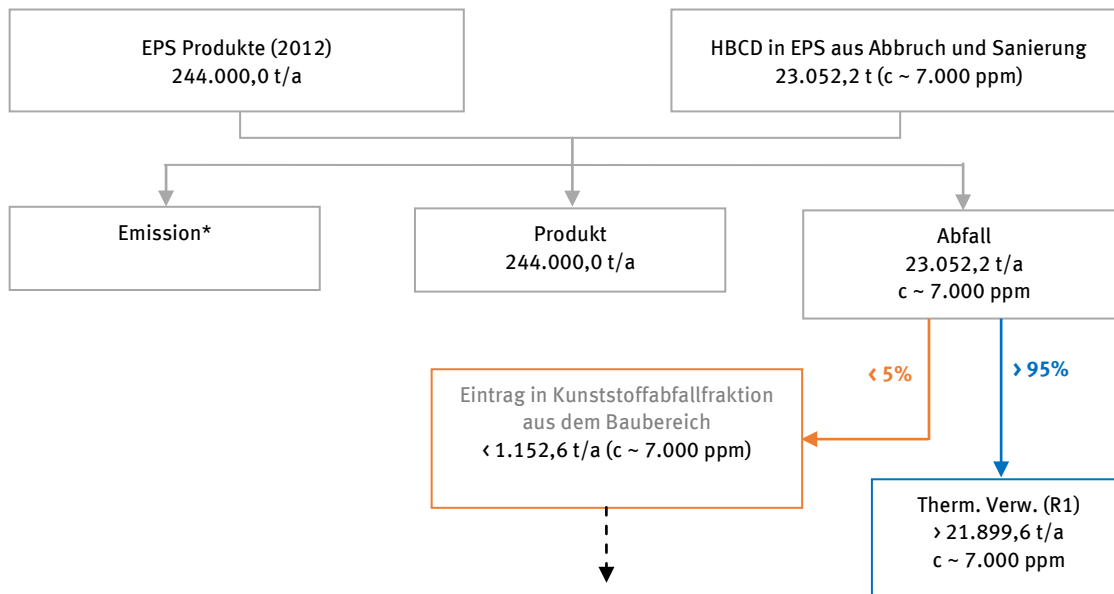


* mengenmäßig ohne relevante Bedeutung

3.2.6.8 Materialfluss

Abbildung 18 stellt den entsprechenden Materialfluss für die Substanz HBCD dar. :

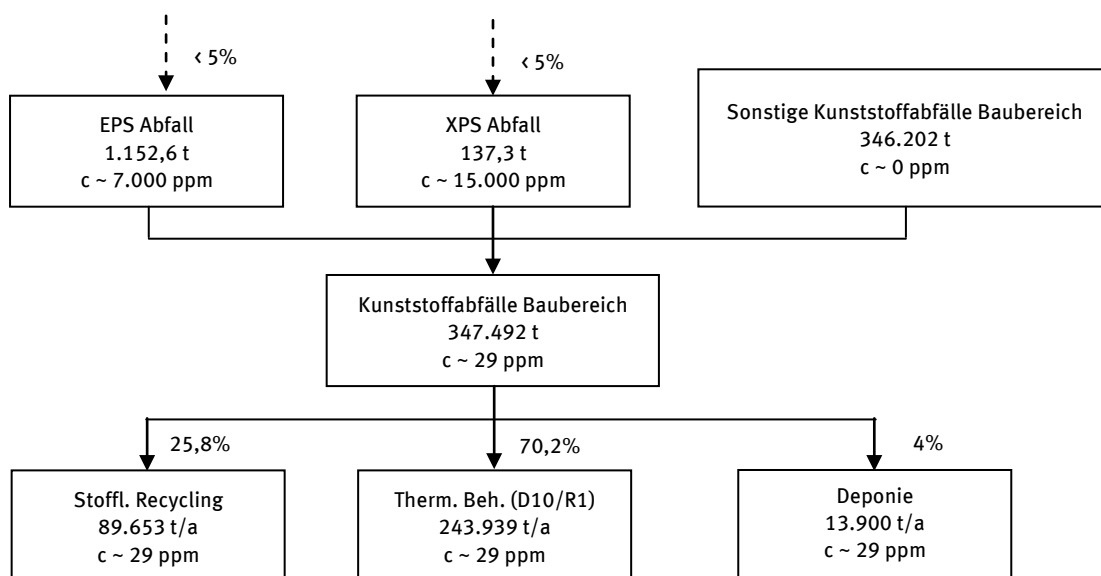
Abbildung 18: Abschätzung Materialfluss für EPS Produkte für den Baubereich 2012



* mengenmäßig ohne relevante Bedeutung

Abbildung 19 stellt den Materialfluss für jeweils < 5% der EPS und XPS Abfallmengen aus dem Jahr 2012 näher dar, unter der Voraussetzung, dass diese zusammen mit sonstigen Kunststoffabfällen aus dem Baubereich beseitigt und verwertet werden. Dabei gelangen rund 1.152 t EPS Abfälle (HBCD Konzentration: 7.000 ppm) und rund 137 t XPS Abfälle (HBCD Konzentration: 15.000 ppm, siehe Kapitel 0) in die Kunststoffabfallfraktion (Gesamtmenge 347.492 t/a). Durch den Eintrag dieser Abfallmengen in die mit HBCD unbelastete Kunststoffabfallfraktion aus dem Baubereich ergibt sich eine theoretische HBCD Konzentration von 29 ppm.

Abbildung 19: Abschätzung Materialfluss für EPS und XPS Produkte für den Baubereich 2012: Eintrag in Kunststoffabfallfraktion aus dem Baubereich



3.2.7 Extrudierter Polystyrol Hartschaum (XPS) im Bausektor

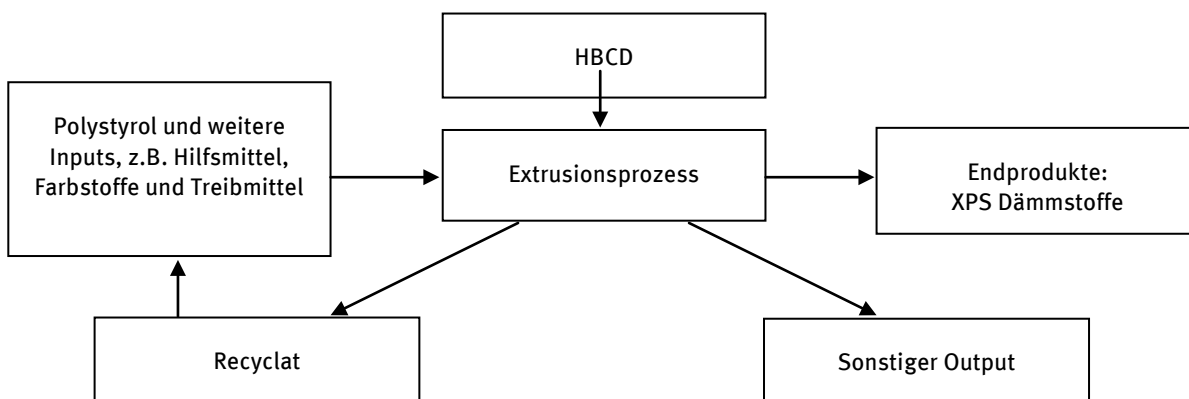
3.2.7.1 Hintergrundinformation

XPS ist ein feinporiger Schaumstoff oder extrudiertes Polystyrol (XPS) welches vorwiegend in der Bauindustrie als Isoliermaterial dient. Wegen Ihrer leichten Entzündlichkeit sind XPS Schaumplatten in Deutschland flammgeschützt. Zu diesem Zweck enthalten sie im Durchschnitt ca. 1,5% HBCD als additives Flammschutzmittel.

3.2.7.2 Prozesse, Inputs und Outputs

Die Prozesse zur Herstellung von XPS sind in [BiPRO 2011] beschrieben. Abbildung 20 illustriert die Wesentlichen Input- und Outputströme. Im Extrusionsprozess erfolgt die Herstellung der XPS Dämmstoffe unter Verwendung von Polystyrol, HBCD und weiteren Rohstoffen. Produktionsabfälle werden im Prozess recycelt.

Abbildung 20: Relevante Inputs und Outputs bei der Herstellung von HBCD-haltigen XPS Hartschäumen



3.2.7.3 Verbreitung und Verbleib der Stoffe/Stoffgruppen in Produkten, Abfällen und anderen Outputströmen

Viele Informationen gelten analog für EPS und XPS (siehe entsprechendes Kapitel zu EPS; Kapitel 3.2.6.3). Hier sind nur relevante Unterschiede erwähnt.

Bei einer Durchschnittskonzentration von 1,5% HBCD in XPS Produkten können unter Verwendung von einer Tonne HBCD etwa 67 Tonnen flammgeschützte XPS Platten hergestellt werden.

Die Überlegungen zu Recycling, Emissionen und Verbleib in der Umwelt gelten hier analog wie bei EPS Produkten für den Baubereich.

3.2.7.4 Konzentrationen in Erzeugnissen, Abfällen und recycelten Erzeugnissen

In einem Sicherheitsdatenblatt eines XPS Produktes eines deutschen Herstellers ist die HBCD Konzentration mit unter 1,5% angegeben.³⁹

Verschiedenen Literaturquellen zufolge variieren übliche Konzentrationen zwischen 1% und 3 Gewichtsprozent (siehe Tabelle 30).

³⁹ Konzentration in XPS: Styrodur* 3035 CS Hexabromcyclododecan Gehalt (W/W): <= 1,5% (siehe [BASF 2009])

Nach Angaben der deutschen XPS Hersteller wurde HBCD in XPS Produkten im Baubereich in Konzentrationen von durchschnittlich 1,5% eingesetzt. Damit ist der erforderliche Flammenschutz sichergestellt. Diese Konzentration wird für die Berechnung der Stoff- und Materialflüsse zugrunde gelegt. Seit 2013 wurde begonnen HBCD substituieren. Bis August 2015 wird in deutschen XPS Produkten kein HBCD mehr verwendet werden.

Konzentrationen in Verbrennungsrückständen aus der Abfallverbrennung siehe Kapitel 3.2.5.2.

Konzentrationen in Klärschlamm siehe Kapitel 3.2.5.2.

3.2.7.5 Aktivitätsdaten

Siehe Kapitel 3.2.6.5.

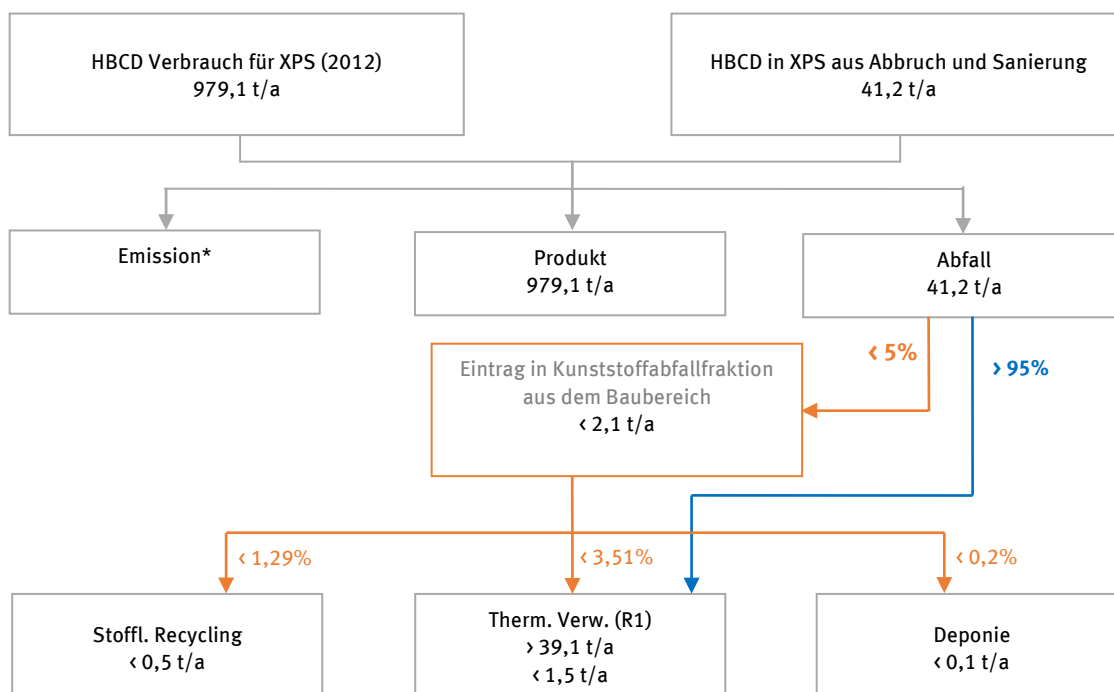
3.2.7.6 Abfallbehandlung

Die Situation für XPS Abfälle ist mit der Situation für EPS Abfälle vergleichbar (siehe Kapitel 3.2.6.6).

3.2.7.7 Stofffluss

Abbildung 21 stellt den resultierenden quantitativen Stofffluss für HBCD in XPS dar, unter der Voraussetzung, dass ein Anteil von <5% der XPS Abfälle ähnlich wie andere Post-Consumer Kunststoffabfälle aus dem Baubereich beseitigt und verwertet werden. In 2012 wurden etwa 980 t HBCD zur Herstellung von XPS Produkten für den Baubereich verbraucht. Etwa 41 t HBCD waren in Abfällen aus Abbruch und Sanierung enthalten. Die Abfälle werden vorwiegend thermisch verwertet.

Abbildung 21: Abschätzung HBCD Stofffluss für XPS Produkte für den Baubereich 2012

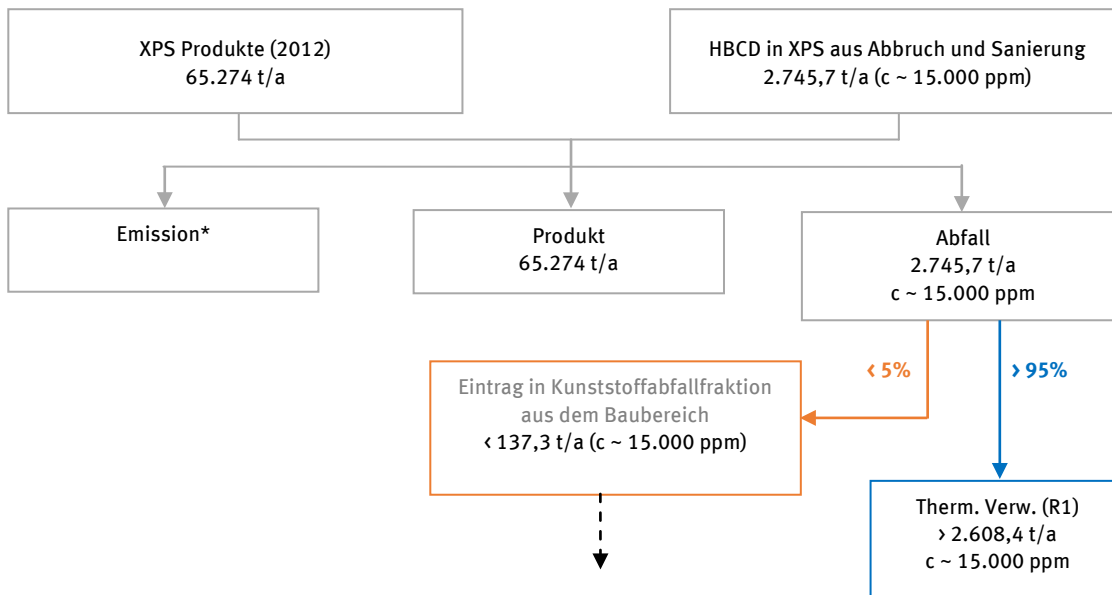


* mengenmäßig ohne relevante Bedeutung

3.2.7.8 Materialfluss

Abbildung 22 stellt den entsprechenden Materialfluss dar:

Abbildung 22: Abschätzung Materialfluss für XPS Produkte für den Baubereich 2012



* mengenmäßig ohne relevante Bedeutung

Der detaillierte Materialfluss für < 5% der XPS Abfallmengen, die mit sonstigen Kunststoffabfällen aus dem Baubereich beseitigt und verwertet werden, ist in Kapitel 3.2.6.8 zusammen mit EPS Abfällen dargestellt (siehe Abbildung 19).

3.2.8 Einsatz von EPS und XPS außerhalb des Bausektors

3.2.8.1 Hintergrundinformation

Auf Europäischer Ebene wurden etwa 6% des HBCD Verbrauchs für EPS und XPS Produkte außerhalb des Bausektors verwendet. Relevante Informationen sind für die Europäische Situation in BiPRO 2011 dargestellt und ausgewählte Informationen sind bereits in Kapitel 3.2 des vorliegenden Berichts enthalten.

Nach Industrieangaben beschränkt sich die Verwendung von flammgeschützten PS-Schäumen außerhalb des Baubereichs in Deutschland im Wesentlichen auf EPS Anwendungen. XPS ist von untergeordneter Bedeutung. Infrage kommen hier z.B. Anwendungen wie Auto-Kindersitze, Requisiten für Theater, Film und Ausstellungen. Auch starres Verpackungsmaterial für empfindliche Geräte oder Verpackungsmaterial wie "Chips" und geformte EPS-Teile sind möglich.

HBCD Gehalte von flammgeschützten EPS Produkten liegen bei 0,7% (siehe Tabelle 30).

Abgesehen vom Verpackungsbereich werden die genannten Anwendungen von der EU-PS-Schaumstoffindustrie als wenig relevant erachtet [PS foam 2011].

Nach Industrieangaben werden HBCD flammgeschützte Verpackungsmaterialien in Deutschland nicht eingesetzt. Die aktuelle Verwendung von HBCD in EPS und XPS außerhalb des Bausektors wird daher in Deutschland insgesamt als gering eingeschätzt.

Es liegen keine konkreten Informationen über den Zeitpunkt des Endes der Verwendung in diesem Bereich vor. Bei den Berechnungen wird davon ausgegangen, dass die Verwendung in 2012 bereits beendet war und die letzte Verwendung in 2011 stattfand.

Der nicht baubezogene Anwendungsbereich von EPS/XPS wird im Wesentlichen vom Verpackungsbereich beeinflusst. Folglich ist die in [BiPRO 2011] angenommene Lebensdauer für Produkte in diesem Bereich (0 – 20 Jahre; siehe Tabelle 29) zu lang. Verpackungen werden in der Regel direkt nach Ihrer Verwendung oder innerhalb eines Jahres entsorgt. Entsprechend ist die Abschätzung über das zukünftige Aufkommen in Abfällen aus diesem Bereich zu hoch angesetzt. Es ist davon auszugehen, dass dieser Bereich von untergeordneter Bedeutung ist und künftig in Abfallströmen nicht mehr relevant sein wird.

Es lässt sich jedoch nicht ausschließen, dass HBCD-haltige Verpackungsmaterialien (insbesondere EPS mit einem HBCD Gehalt von 0,7%) nach Deutschland importiert werden und in Abfallströme und Recyclate gelangen können. Ebenso ist es denkbar, dass HBCD-flammgeschützte Produkte aus Altverpackungen und dem nicht Verpackungsbereich in die Abfallströme gelangen.

3.2.8.2 Abfallbehandlung

Im Verpackungsbereich anfallende Post-Consumer Kunststoffabfälle werden zu 57,8% bzw. zu 39,8% und 2,0% energetisch bzw. werkstofflich und rohstofflich verwertet und zu 0,4% deponiert (Quelle: [Consultic 2012]). Diese Relationen werden für die Berechnung der Stoff- und Materialflüsse herangezogen. Spezifische Daten für EPS Verpackungsabfälle liegen nicht vor.

Zur späteren Wiederverwertung von Verpackungen und Formteilen aus Styropor können Verbraucher diese bei Sammelstellen und Wertstoffhöfen zurückgeben bzw. erfolgt die Sammlung auch über den gelben Sack. Außerdem nehmen Hersteller nach Absprache entsprechende Verpackungen auch selbst zurück. Die Recyclingquote für Styroporverpackungen liegt in Deutschland bei über 70 Prozent und weist eine positive Tendenz auf [IK 2014]. Verpackungsabfälle aus EPS sind der ASN 15 01 02 (Verpackungen aus Kunststoff) zuzuordnen.

Es zeigt sich, dass in der Praxis in Recyclingprozessen Verschnittmengen von HBCD-haltigen Dämmstoffen auch mit Verpackungsabfällen vermischt und recycelt werden. Dadurch kommt es zu einer Vermischung von unbelasteten oder wenig belasteten Abfällen (PS-E Verpackungsabfälle) mit hoch belasteten Abfällen (PS-E Dämmstoffabfälle) und in der Folge zu hoch belasteten PS Regranulaten (siehe Kapitel 3.2.6.6).

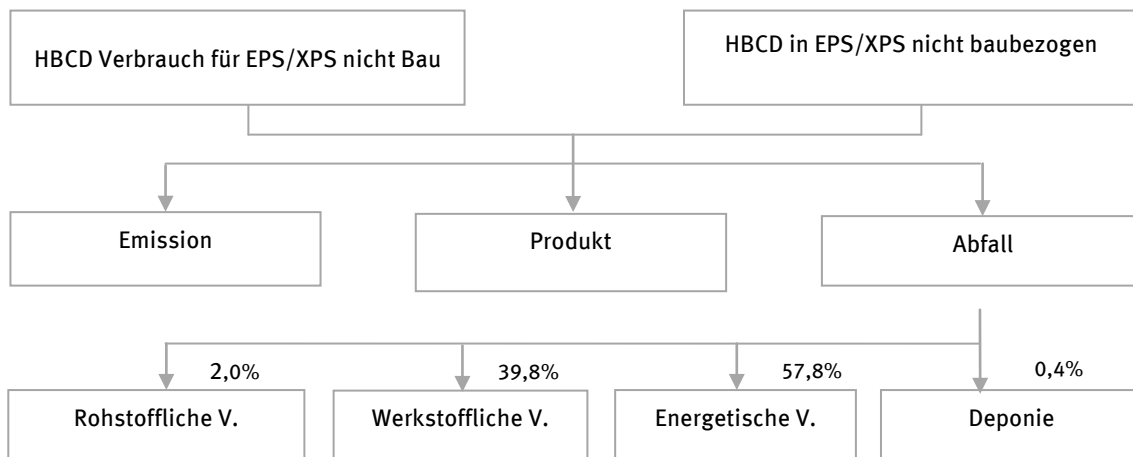
3.2.8.3 Stoff- und Materialfluss

Der nicht baubezogene Bereich wird von EPS Verpackungen dominiert. 2011 wurden etwa 13% (41 kt) des eingesetzten PS-E für Verpackungen verwendet.

Da HBCD im nicht baubezogenen Bereich nach derzeitiger Einschätzung aktuell nicht verwendet wird und die Produktlebensdauern der relevanten Produkte (EPS-Verpackungen) im Bereich von null bis wenigen Jahren liegen, ist davon auszugehen, dass derzeit keine relevanten Mengen HBCD aus diesem Bereich in den Abfall gelangen.

In Abbildung 23 ist die Struktur für einen möglichen Stoff- und Materialfluss dargestellt.

Abbildung 23: Struktur HBCD Stofffluss für EPS/XPS Produkte für den nicht baubezogenen Bereich (i.d.R. EPS Verpackungen)



Die Ergebnisse der chemischen Analyse von EPS Verpackungsabfällen (siehe Kapitel 0) legen nahe, dass die durchschnittliche HBCD Belastung von Verpackungsabfällen bei etwa 10 mg/kg liegen könnte. Aufgrund der Rechercheergebnisse ist davon auszugehen, dass HBCD im Verpackungsbereich nicht mehr eingesetzt wird. Die Belastung der Abfallfraktion stammt möglicherweise aus Importen, Altverpackungen, Querkontaminationen aus dem Baubereich oder der Verwendung von HBCD belasteten Recyclaten). An welcher Stelle der HBCD Input in den Stofffluss stattfindet, lässt sich auf der Grundlage der Recherchen und Analysenergebnisse nicht feststellen und ein entsprechender Stofffluss ist daher nicht darstellbar. Die in EPS Verpackungsabfällen enthaltene HBCD Fracht und auf welchen Wegen sie beseitigt- und verwertet wird, lässt sich jedoch schätzen. Geht man davon aus, dass der Anfall von Verpackungsabfall in etwa der hergestellten Menge entspricht (in 2011 41 kt), so beträgt die gesamte HBCD Fracht in Verpackungsabfall bei einer durchschnittlichen Konzentration von 10 mg/kg etwa 410 kg/Jahr. Unter Zugrundelegung der o.g. Beseitigungs- und Verwertungsquoten ergibt sich das in Abbildung 24 dargestellte Bild. Das enthaltene HBCD wird überwiegend energetisch verwertet (ca 58%) und werkstofflich bzw. rohstofflich verwertet (ca. 40% bzw. 2%) und zu einem geringen Anteil deponiert:

Abbildung 24: HBCD Stofffluss für die Beseitigung und Verwertung von EPS/XPS Abfällen für den nicht baubezogenen Bereich (i.d.R. EPS Verpackungen)

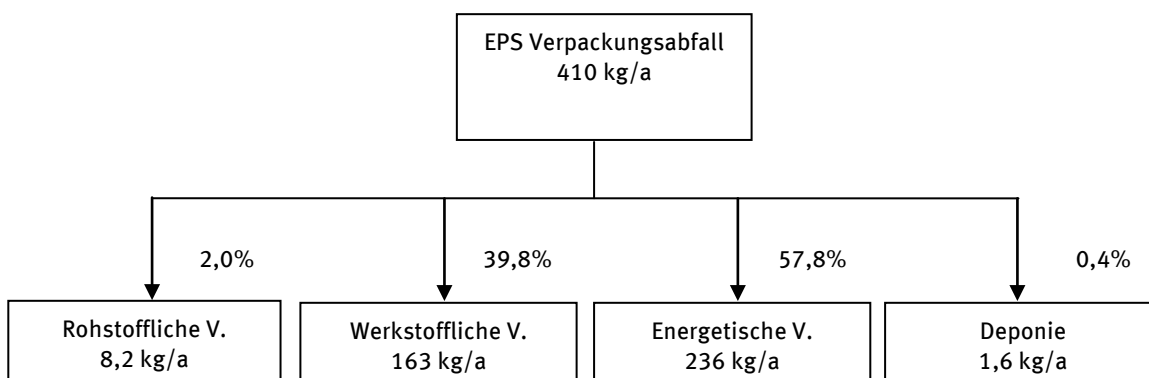
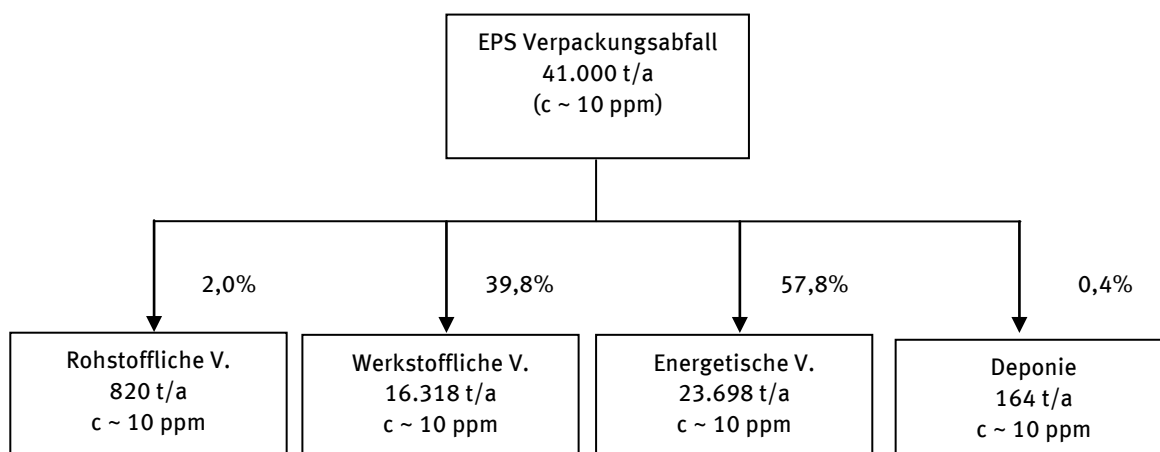


Abbildung 25 stellt den entsprechenden Materialfluss für die Substanz HBCD dar:

Abbildung 25: HBCD Materialfluss für die Beseitigung und Verwertung von EPS/XPS Abfällen für den nicht baubezogenen Bereich (i.d.R. EPS Verpackungen)



3.2.9 High Impact Polystyrol (HIPS)

3.2.9.1 Hintergrundinformation

Auf Europäischer Ebene wurden etwa 2% des HBCD Verbrauchs für HIPS Produkte verwendet. Typische Verwendungen, die in der Literatur genannt werden, sind Audio- und Videoequipment, Verteilerkästen für elektrische Leitungen im Baubereich und Kühlschrankschrankauskleidungen. Relevante Informationen sind für die Europäische Situation in BiPRO 2011 dargestellt und ausgewählte Informationen sind bereits in Kapitel 3.2 des vorliegenden Berichts enthalten. Da HBCD in Deutschland und Europa in HIPS nicht mehr verwendet wird, wird hier auf eine Beschreibung der Prozesse und Inputs und Outputs verzichtet.

Auf Nachfrage beim Zentralverband Elektrotechnik- und Elektronikindustrie e.V. (ZVEI) wurden die Mitglieder zu projektrelevanten Informationen (Verwendung im Elektrobereich, Mengenrelevanz, Informationen zu Importen, Informationen zu Abfallströmen und Recyclaten) befragt. Nach Auskunft des ZVEI ergab die Mitgliederbefragung keine detaillierten Angaben zur Beantwortung der Fragen. Es gibt keine konkreten Hinweise dafür, dass HBCD noch eingesetzt wird. Die Verwendung kann allerdings auch nicht ausgeschlossen werden.⁴⁰

Auch auf Europäischer Ebene geht man davon aus, dass HBCD in HIPS nicht mehr in relevanten Mengen eingesetzt wird. Diese Einschätzung vom Verband der Europäischen chemischen Industrie (CEFIC) geht auf das Jahr 2012 zurück. Da keine konkreten Informationen über das Ende der Verwendung in diesem Bereich vorliegen, wird bei den Berechnungen davon ausgegangen, dass die Verwendung in 2012 bereits beendet war und die letzte Verwendung in 2011 stattfand. Alternativen zur Substitution sind vorhanden (siehe [ECHA 2013a]).

Bei der Verwendung für HIPS gehen etwa 0,00028% des für den Flammenschutz verwendeten HBCD als Emission in die Umwelt (siehe [BiPRO 2011 und [Swerea 2010])). Aufgrund dieser niedrigen Emissionsrate und da HBCD in Deutschland nicht mehr für HIPS eingesetzt wird, sind keine relevanten Emissionen aus diesem Bereich in Deutschland zu erwarten.

HBCD Gehalte von HIPS Produkten liegen zwischen 1 und 7% (siehe Tabelle 30). Bei einer Durchschnittskonzentration von 4% HBCD in HIPS Produkten können unter Verwendung von einer Tonne HBCD etwa 25 Tonnen flammgeschützte HIPS Produkte hergestellt werden.

⁴⁰ Persönliche Mitteilung des ZVEI vom 15.7.2013

Konkrete Messdaten aus relevanten Abfallströmen sind nur sporadisch verfügbar (siehe Tabelle 37). Einzelne Ergebnisse liegen aus einer Recherche in der Abfallanalysendatenbank (ABANDA) des Landes Nordrhein-Westfalen sowie aus einer Rückmeldung auf die Expertenumfrage auf internationaler Ebene vor:

Tabelle 37: Gemessene HBCD Konzentrationen in Abfallströmen

Abfallart	Einheit	N	Min	Max	MW	Stdabw	Quelle
160216 ^(a)	µg/l	67	200.000	1.000.000	211.940	97.736	DE, NRW (ABANDA)
bromhaltige Kunststoffabfälle	ppm	4			< 10		BE ^(b)

(a) aus gebrauchten Geräten entfernte Bestandteile ohne 160215

(b) E-Mail Kommunikation, Flämische Abfallwirtschaftsagentur (OVAM BE), 4.4.2013; Messwerte aus dem Jahr 2010; der beprobte Abfall enthielt im Wesentlichen TBBPA und PBDE in messbaren Konzentrationen

Für recycelte Erzeugnisse liegen keine spezifischen Daten vor.

3.2.9.2 Abfallbehandlung

Die typischen HIPS Produkte fallen üblicherweise in Elektroschrott (z.B. ASN 200123*, 200135*, 200136) oder in geringem Umfang evtl. auch als Kunststoff in Bauabfall an (z.B. ASN 170203). Daneben gelangt ein gewisser Anteil der Elektroaltgeräte in den Hausmüll. Die Kunststoffanteile in Bauabfall und Hausmüll werden in der Regel energetisch verwertet.

Die übliche Behandlung der Kunststoffe aus Elektroschrott umfasst die manuelle Demontage oder die mechanische Behandlung in Schreddern. Das Schreddern erfolgt in großen Metallschreddern oder in speziellen Schreddern zur Behandlung einzelner Elektroschrottkategorien. Bei der manuellen Demontage können einzelne Kunststoffteile manuell abgetrennt werden. Schredderprozesse sind häufig mit automatischen Sortierprozessen verbunden.

Im Elektrobereich anfallende Post-Consumer Kunststoffabfälle (241 kt in 2011) werden zu 90,0% bzw. zu 7,5% energetisch bzw. werkstofflich verwertet (0% rohstofflich) und zu 2,5% deponiert (Quelle: Consultic 2012). Diese Relationen werden für die Berechnung der Stoff- und Materialflüsse zugrunde gelegt.

Überwiegend werden die Kunststoffe aus Elektroaltgeräten demnach energetisch verwertet. In Einzelfällen wird HIPS aus der Behandlung von Elektroschrott verwendet, um ein PS Recyclat herzustellen. Neben einem Kunststoffgemisch aus der Elektroschrottbehandlung wurde ein entsprechendes Recyclat auf den Gehalt an HBCD analysiert (Analysenergebnisse siehe Kapitel 0).

Nach Anhang VII der Richtlinie 2012/19/EU des Europäischen Parlaments und des Rates über Elektro- und Elektronik-Altgeräte über die selektive Behandlung von Werkstoffen und Bauteilen von Elektro- und Elektronik-Altgeräten gemäß Artikel 8(2), müssen Kunststoffe, die bromierte Flammschutzmittel enthalten, aus getrennt gesammelten Elektro- und Elektronik-Altgeräten entfernt werden. Diese Verpflichtung betrifft unter anderem Kunststoffe, die HBCD als bromiertes Flammschutzmittel enthalten. Da in der Praxis nicht alle bromhaltigen Kunststoffe abgetrennt werden, ist davon auszugehen, dass HBCD in recycelte Produkte verschleppt wird.

Ein relevanter Teil von gebrauchten Elektrogeräten wird aus Deutschland exportiert. In den Empfängerstaaten treffen die Geräte auf abfallwirtschaftliche Strukturen, die weit unterhalb des Standards liegen, den die Europäische Gemeinschaft selber als Mindestschutzniveau für sich als notwendig erachtet. Hierdurch führt die Entsorgung von Elektroaltgeräten in den Empfängerstaaten zu Risiken

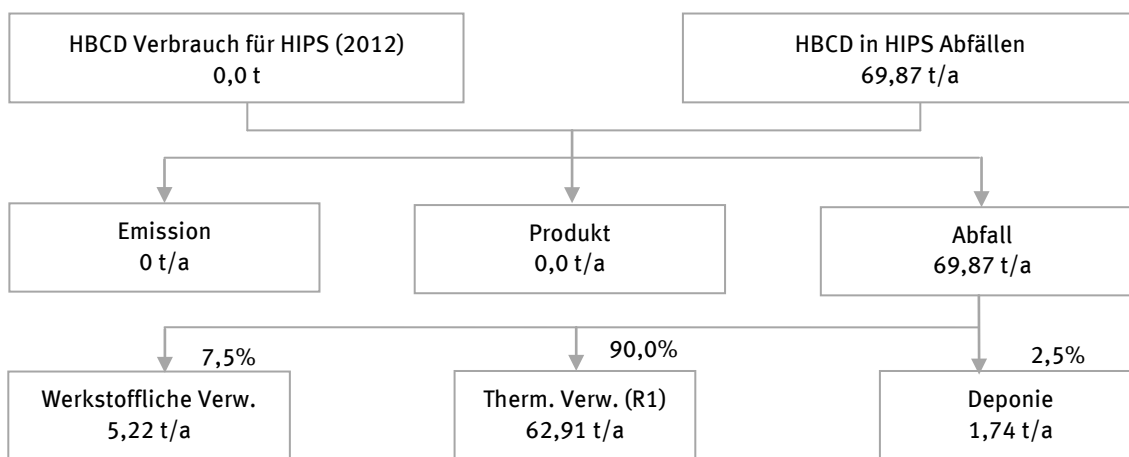
für die menschliche Gesundheit und die Umwelt (siehe [UBA 2010]). Damit ist auch der unerwünschte Effekt verbunden, dass POPs wie z.B. PBDE und auch das in HIPS enthaltene HBCD über exportierte Elektrogeräte oder Elektroschrott in die Umwelt gelangen. Quantitative Daten über Exporte von HIPS in Elektrogeräten oder Elektroschrott liegen nicht vor und werden im Stofffluss nicht berücksichtigt. Grundsätzlich sollten aber entsprechende Exporte unter anderem aufgrund der POP-Problematik auf Länder beschränkt bleiben in denen eine geeignete Verwertung und Beseitigung von Elektroaltgeräten sichergestellt ist.

3.2.9.3 Stofffluss

Es scheint, dass HBCD nicht mehr in HIPS verwendet wird. Dennoch ist zu erwarten, dass aufgrund der angenommenen Lebensdauer von Elektrogeräten (9 +/- 5 Jahre) und aus Importen weiterhin HBCD aus der früheren Verwendung in Abfallströme und möglicherweise in Recyclate gelangt. Da keine konkreten Informationen über das Ende der Verwendung vorliegen, wird davon ausgegangen, dass die letzte Verwendung in 2011 stattfand.

In Abbildung 26 ist eine Abschätzung des Stoffflusses (Importe nicht berücksichtigt) für das Jahr 2012 dargestellt. In 2012 waren etwa 70 t HBCD in Abfällen aus HIPS aus dem Elektrobereich enthalten. Die Abfälle wurden vorwiegend thermisch verwertet (90%) und zu geringeren Anteilen werkstofflich verwertet (7,5%) bzw. deponiert (2,5%):

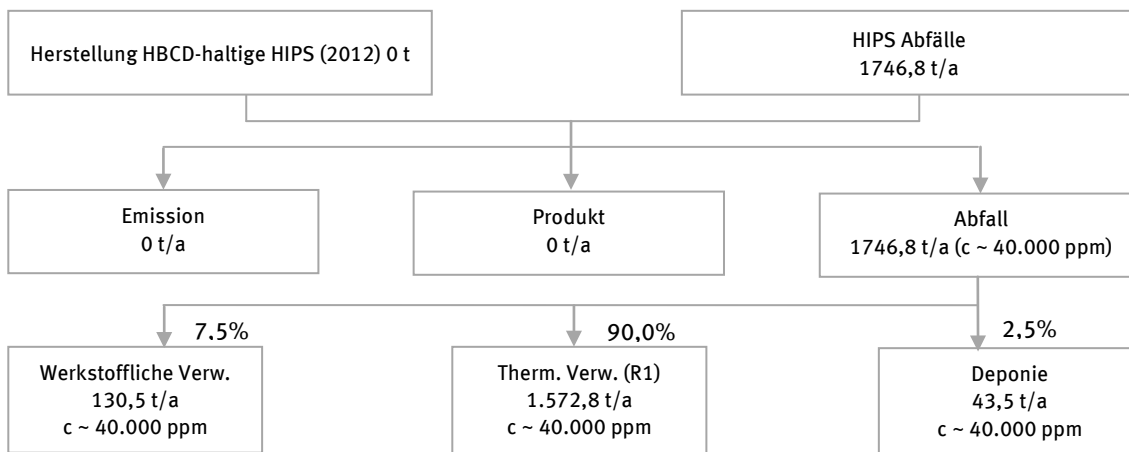
Abbildung 26: HBCD Stofffluss für HIPS Produkte im Elektrobereich 2012



3.2.9.4 Materialfluss

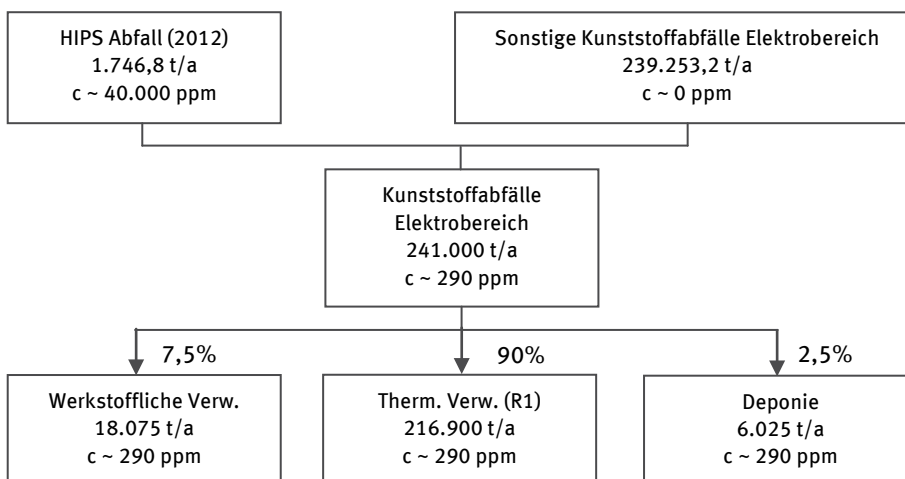
In Abbildung 27 ist der entsprechende theoretische Materialfluss für die Substanz HBCD bei einer durchschnittlichen HBCD Konzentration von 4% dargestellt (für den unrealistischen Fall, dass HBCD-haltige HIPS aus Elektroabfällen nicht zusammen mit im Elektrobereich anfallenden Post-Consumer Kunststoffabfällen (241 kt in 2011) behandelt werden):

Abbildung 27: Materialfluss für HIPS Produkte im Elektrobereich 2012



Unter der Voraussetzung, dass HBCD-haltige HIPS aus Elektrogeräten zusammen mit der gesamten Kunststoffabfallfraktion aus dem Elektrobereich (241 kt) beseitigt und verwertet werden, ergibt sich ein Materialfluss, für den ebenfalls die in Abbildung 27 dargestellten Relationen zur Beseitigung und Verwertung herangezogen werden. Durch Eintrag der Abfallmenge von rund 1.746 t/a HIPS Produkte (HBCD Konzentration: 40.000 ppm) in die mit HBCD unbelastete Kunststoffabfallfraktion (ca. 241 kt/a) aus dem Elektrobereich ergibt sich dabei eine theoretische HBCD Konzentration von 290 ppm. Der entsprechende Materialfluss wird für die Berechnungen der Stoffflüsse und Szenarien zugrundegelegt und stellt sich gemäß Abbildung 28 dar:

Abbildung 28: HBCD Materialfluss für HIPS Produkte im Elektrobereich 2012: Eintrag in gesamte Kunststoffabfallfraktion aus dem Elektrobereich



3.2.10 Polymerdispersionen für Textilien

3.2.10.1 Hintergrundinformation

Auf Europäischer Ebene wurden etwa 2% des HBCD Verbrauchs zur Herstellung von Polymerdispersionen für Textilien eingesetzt. Die Polymerdispersionen werden in der Textilindustrie verarbeitet und vor allem für Polstermöbel, Polstersitze im Transportwesen, Vorhänge und Wandbespannungen, Matratzendrell, Heimtextilien und Automobiltextilien verwendet [IOM 2008]. Relevante Informationen sind für die Europäische Situation in BiPRO 2011 dargestellt und ausgewählte Informationen sind in Kapitel 3.2 des vorliegenden Berichts enthalten. Da HBCD in Deutschland und Europa für Textilien nicht mehr verwendet wird, wird hier auf eine Beschreibung der Prozesse und Inputs und Outputs verzichtet.

Nach Industrieangaben wird HBCD seit 2007 in Deutschland nicht mehr für Textilien verwendet: „Seit ca. 2007 wird HBCD in flammhemmenden Formulierungen für die Textilherstellung von unseren Mitgliedsfirmen nicht mehr verwendet. Wir gehen davon aus, dass es auch keine Anbieter außerhalb unseres Verbandes in Deutschland gibt.“⁴¹

Schon vor 2007 ist die Verwendung von HBCD in den vorhergehenden Jahren in der EU zurückgegangen. Hersteller von HBCD-haltigen Polymerdispersionen befanden sich zwar unter anderem in Deutschland (4 deutsche Hersteller). Die industrielle Verwendung schien aber schon damals im Wesentlichen in Belgien und Großbritannien zu erfolgen (24 industrielle Anwender HBCD-haltiger Polymerdispersionen, davon 15 in Belgien, 9 in Großbritannien; siehe [IOM 2008] und [ECB 2008]).

Auch auf Europäischer Ebene geht man davon aus, dass HBCD in Polymerdispersionen für Textilien aktuell nicht mehr eingesetzt wird. Alternativen zur Substitution sind vorhanden (siehe [ECHA 2013a]).

Aufgrund der Informationen von TEGEWA, wird bei den Berechnungen davon ausgegangen, dass die Verwendung in Deutschland im Jahr 2007 bereits beendet war und die letzte Verwendung in 2006 stattfand. Insbesondere wurde HBCD in Deutschland im institutionellen Bereich in Versammlungsstätten sowie im Automobilbereich eingesetzt.

Aus der Verwendung von HBCD für den Flammenschutz von Textilien gelangt ein gewisser Anteil (0,01294%) des verwendeten HBCD als Emission in die Umwelt. Die wesentlichen Emissionen finden während der industriellen Verwendung bei der Beschichtung der Textilien statt (siehe [BiPRO 2011] und [Swerea 2010]). Emissionen während der Gebrauchsdauer der Textilien sind folglich irrelevant. Da HBCD in Deutschland nicht mehr zur Textilbeschichtung eingesetzt wird, sind auch keine relevanten Emissionen aus diesem Bereich in Deutschland zu erwarten.

Eine wichtige Anwendung von HBCD-haltigen Polymerdispersionen ist die Beschichtung von Textilien für Möbelbezugsstoffe, Matratzen, Vorhänge, Wandverkleidungen etc. insbesondere im institutionellen Bereich (Theater, Konzertsäle, Kinos, Stadthallen und sonstigen Versammlungsstätten). In der Musterversammlungsstättenverordnung (MVStätV Fassung Juni 2005) sind brandschutztechnische Mindestanforderungen an Versammlungsstätten formuliert, die unter anderem zur Folge haben, dass in Versammlungsstätten eingesetzte Textilien und Möbel bestimmte Brandschutzanforderungen erfüllen müssen⁴². In anderen EU Ländern, z.B. im Vereinigten Königreich und Irland, wurde HBCD

⁴¹ Persönliche Auskunft TEGEWA, 2013 (TEGEWA e.V. - Verband der Hersteller von Textil-, Papier-, Leder- und Pelzhilfs- und -farbmitteln, Tensiden, Komplexbildnern, Antimikrobiellen Mitteln, Polymeren Flockungsmitteln, Kosmetischen Rohstoffen und Pharmazeutischen Hilfsstoffen oder verwandten Produkten)

⁴² Versammlungsstätten sind nach MVStätV (1) Versammlungsstätten mit Versammlungsräumen, die einzeln mehr als 200 Besucher fassen, (2) Versammlungsstätten mit mehreren Versammlungsräumen, die insgesamt mehr als 200 Besucher fassen, wenn diese Versammlungsräume gemeinsame Rettungswege haben, (3) Versammlungsstätten im Freien mit Sze-

aufgrund gesetzlicher Vorschriften auch umfassend für Einrichtungstextilien im häuslichen Bereich verwendet.

Zum Flammenschutz von Textilien im Automobilbereich wurde etwa bis zum Jahr 2007 HBCD insbesondere für Sitzbezüge, Türverkleidungen sowie für Teppiche in Fond, Kofferraum und Motorraum eingesetzt wohingegen Textilien, die als Dachhimmel und für Airbags verwendet werden, nicht betroffen waren. Messungen zum HBCD-Gehalt der Schredderleichtfraktion in Deutschland liegen nicht vor. Bei Messungen, die 2007 und 2008 in Norwegen zur Charakterisierung der Schredderleichtfraktion aus der Metallverwertung durchgeführt wurden, wurde HBCD nur in einer von 6 Proben oberhalb der Bestimmungsgrenze ($2\text{ }\mu\text{g/kg TS}$) in einer Konzentration von $22\text{ }\mu\text{g/kg TS}$ bestimmt (siehe [NPCA 2008]). Die Analysenergebnisse weisen darauf hin, dass HBCD in der Schredderleichtfraktion aus der Altautoverwertung eher nicht relevant ist.

Zur mengenmäßigen Verwendung von HBCD in den spezifischen Anwendungen im Textilbereich liegen keine spezifischen Informationen vor⁴³. Daher ist es nicht möglich, quantitative Aussagen bezüglich des Einsatzes von HBCD im Automobilbereich im Vergleich zum institutionellen Bereich zu machen. Aus beiden Bereichen können HBCD-haltige Abfälle aus flammgeschützten Textilien noch einige Jahre relevant sein. Da keine spezifischen Informationen vorliegen wird zur Berechnung der Stoff- und Materialflüsse davon ausgegangen, dass die Verwendung zu gleichen Anteilen im Automobilbereich und im institutionellen Bereich stattfand.

Der HBCD Gehalt in einer Polymerdispersion beträgt im Durchschnitt 25% was zu einem Gehalt von etwa 7 bis 9% einer beschichteten Textilie führt. Für die Berechnung von Stoff- und Materialflüssen wird eine durchschnittliche Konzentration von 8% zugrunde gelegt. Eine Tonne HBCD reicht aus, um etwa 12,5 t flammgeschützte Textilien herzustellen.

3.2.10.2 Abfallbehandlung

Mit HBCD flammgeschützte Textilien sind zum einen Möbelbezugsstoffe, Vorhänge, Wandverkleidungen etc. insbesondere aus dem institutionellen Bereich (Theater, Konzertsäle, Kinos, Stadthallen, sonstige Versammlungsstätten, etc.) und zum anderen Sitzbezüge, Türverkleidungen sowie Teppiche aus dem Automobilbereich.

Textilien sind der Abfallschlüsselnummer 19 12 08 zuzuordnen. Brandgeschützte Textilien aus dem institutionellen Bereich werden zwar nicht ausschließlich, jedoch häufig als Sperrmüll (Abfallschlüssel 200307) oder gemischte Siedlungsabfälle (Abfallschlüssel 200301) (Haushaltsabfälle und ähnliche gewerbliche und industrielle Abfälle sowie Abfälle aus Einrichtungen) anfallen. Angaben einzelner Versammlungsstätten bestätigen dies. Brandgeschützte Textilien werden dort nicht getrennt gesammelt sondern als gemischte Siedlungsabfälle oder als Sperrmüll entsorgt.

Spezifische quantitative Daten über die Verwertung und Beseitigung HBCD flammgeschützter Textilien liegen nicht vor. Würde man für die Berechnung der Stoff- und Materialflüsse die Relationen nach [DESTATIS 2013a] zur Verwertung und Beseitigung von Sperrmüll zugrunde legen, ergäbe sich folgende Verteilung: stoffliche Verwertung 53,8%, energetische Verwertung 22,5%, thermische Beseitigung 18,4%, Behandlung zur Beseitigung 5,2%, Deponierung 0,1%. Diese Relationen sind denen der gesamten Siedlungsabfälle ähnlich (stoffliche Verwertung 63%, energetische Verwertung 16%, thermische Beseitigung 16,8%, Behandlung zur Beseitigung 3,7%, Ablagerung 0,5%).

nenflächen, deren Besucherbereich mehr als 1 000 Besucher fasst und ganz oder teilweise aus baulichen Anlagen besteht und (4) Sportstadien, die mehr als 5 000 Besucher fassen.

⁴³ Persönliche Auskunft TEGEWA, März 2014

Die genannten Relationen – sowohl für Sperrmüll als auch die gesamten Siedlungsabfälle – scheinen für flammgeschützte Textilien jedoch nicht realistisch. Zu begründen ist dies damit, dass die hohen Quoten der stofflichen Verwertung insbesondere aus den in gemischten Siedlungsabfällen vorhandenen Wertstoffen (z.B. Verpackungen, Metalle, etc.) resultieren, welche anschließend stofflich verwertet werden.

Betrachtet man nur die beiden oben genannten Abfallschlüssel „200301“ gemischte Siedlungsabfälle und „200307“ Sperrmüll, so liegt der Anteil der thermischen Abfallbehandlung (D10 und R1) nach [DESTATIS 2014] bei knapp 65%. Weitere jeweils rund 15% werden in Deutschland mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen zugeführt oder in Sortieranlagen behandelt. Es ist anzunehmen, dass der Anteil flammgeschützter Textilien, welcher in genannten Anlagen für eine weitere stoffliche Verwertung abgetrennt wird, relativ gering ist. Vielmehr ist davon auszugehen, dass ein Großteil der flammgeschützten Textilien nach Durchlaufen dieser Anlagen einer energetischen Verwertung/thermischen Beseitigung zugeführt wird. Weitere 5% der Abfallmenge der beiden genannten Abfallschlüssel werden in Deutschland sonstigen Behandlungsanlagen zugeführt. Da auch hierzu keine spezifischen Informationen vorliegen, wird aufgrund der beschriebenen Grundlage zusammenfassend angenommen, dass flammgeschützte Textilien in Deutschland zu mehr als 90% thermisch verwertet oder beseitigt werden (R1 oder D10). Ein Anteil von weniger als 10% der Abfallmenge könnte demnach im Wesentlichen stofflich verwertet zu einem geringen Anteil aber auch deponiert werden (der Deponieanteil könnte etwa 0,5% betragen; in Anlehnung an die Deponierate von Siedlungsabfällen).

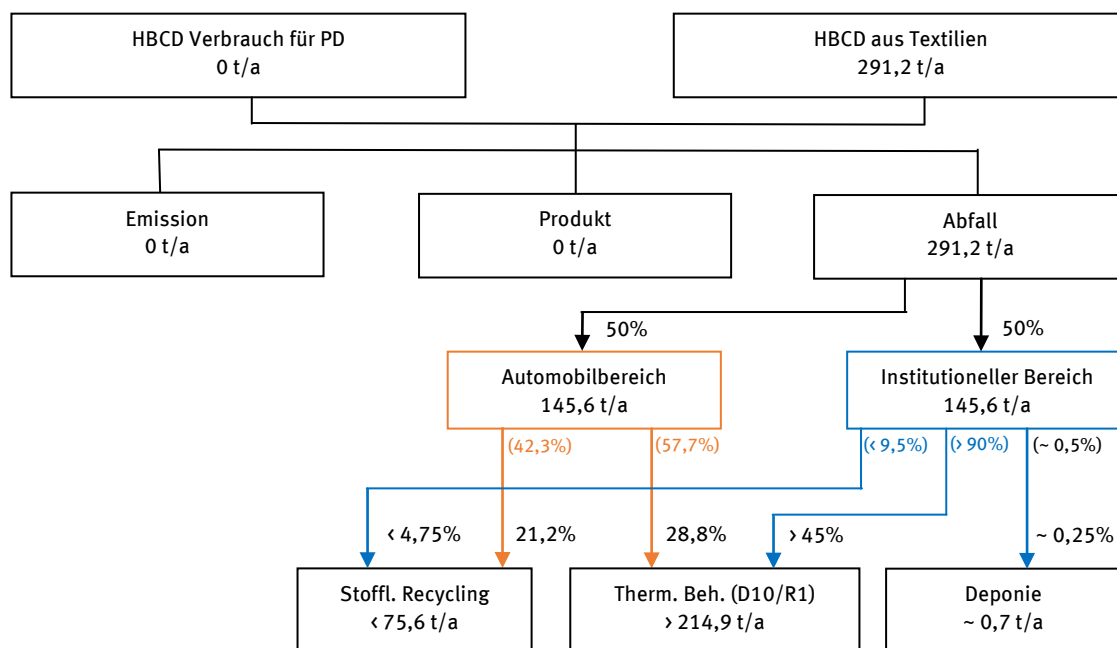
Brandgeschützte Textilien aus dem Automobilbereich werden über den Pfad der Altautoverwertung beseitigt und verwertet. Diese Textilien gelangen in den Prozessen der Altautoverwertung üblicherweise in die Schredderleichtfraktion und werden in Deutschland in der Regel thermisch verwertet oder beseitigt. In Deutschland werden in den Schredderanlagen neben Restkarossen auch andere Inputmaterialien geschreddert. Die Schredderleichtfraktion aus Restkarossen (Gesamtmenge in Deutschland in 2011: 141.745 t) wird in Deutschland recycelt (42,3%), thermisch beseitigt (11,3%) bzw. thermisch verwertet (46,4%). Dies entspricht etwa 36% der insgesamt angefallenen Schredderleichtfraktion von rund 400.000 t (aus Altautos und anderem Inputmaterial der Schredderanlagen) (siehe [UBA 2013b]).

3.2.10.3 Stofffluss

HBCD wird bei der Herstellung von Textilien seit 2007 nicht mehr verwendet. Bereits in den Jahren davor sind die Verwendungsmengen zurückgegangen. Dennoch ist zu erwarten, dass aufgrund der angenommenen Lebensdauer für Textilien (10 +/- 3 Jahre) und aus Importen weiterhin HBCD aus der früheren Verwendung in Abfallströme und möglicherweise in Recyclate gelangt. Die Lebensdauer von 10 +/- 3 Jahre wird für mit HBCD flammgeschützte Textilien aus dem institutionellen Bereich zugrunde gelegt. Zur Lebensdauer flammgeschützter Textilien im Automobilbereich liegen keine näheren Informationen vor. Nach [BiPRO 2011] beträgt die durchschnittliche Lebensdauer eines Fahrzeuges etwa zwölf Jahre. Darauf basierend wird angenommen, dass die durchschnittliche Lebensdauer flammgeschützter Textilien aus dem Automobilbereich der des institutionellen Bereichs ähnlich ist. Für die Darstellung der Stoff- und Materialflüsse wird für beide Bereiche eine Lebensdauer von 10 +/- 3 Jahre herangezogen.

In Abbildung 29 ist eine Abschätzung des Stoffflusses (Importe nicht berücksichtigt) für das Jahr 2012 auf der beschriebenen Grundlage dargestellt. In 2012 waren etwa 290 t HBCD in Abfällen aus relevanten Textilien enthalten. Die Abfälle wurden je nach Verwendung (Automobilbereich bzw. institutioneller Bereich) vorwiegend thermisch verwertet bzw. stofflich verwertet und zu einem geringen Anteil (ca. 0,25%) deponiert:

Abbildung 29: HBCD Stofffluss für PD in Textilien 2012



3.2.10.4 Materialfluss

Abbildung 30 zeigt den entsprechenden Materialfluss für die Substanz HBCD für PD in Textilien in 2012.

Abbildung 30: HBCD Materialfluss für PD in Textilien 2012

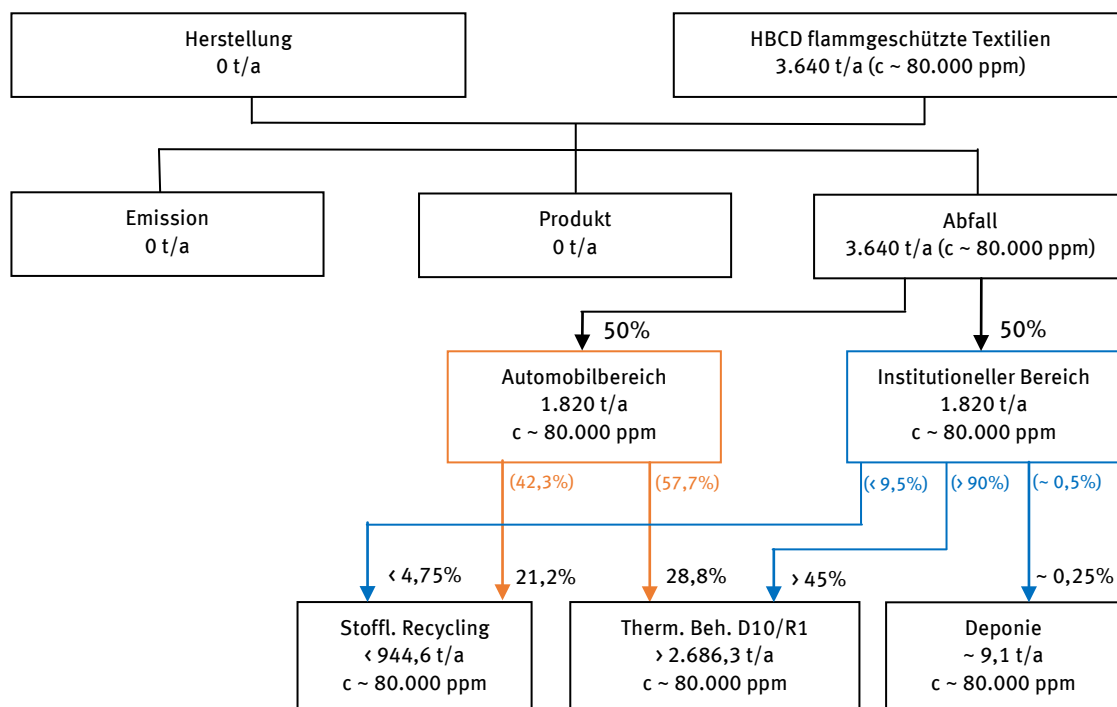


Abbildung 31 stellt den Materialfluss für HBCD flammgeschützte Textilien aus dem Automobilbereich dar, unter der realistischen Voraussetzung, dass diese zusammen mit der in Deutschland insge-

samt angefallenen Schredderleichtfraktion (Gesamtmenge ~ 400.000 t/a) beseitigt und verwertet werden. Durch Eintrag der Abfallmenge von rund 1.820 t/a flammgeschützter Textilien (HBCD Konzentration: 80.000 ppm) in die mit HBCD unbelastete Schredderleichtfraktion ergibt sich eine theoretische HBCD Konzentration von 364 ppm. Die Schredderleichtfraktion wird zum überwiegenden Anteil thermisch behandelt (ca. 58%) aber auch zu einem erheblichen Anteil stofflich recycelt (ca. 42%).

Abbildung 31: HBCD Materialfluss für PD in Textilien 2012: Eintrag in Schredderleichtfraktion aus dem Automobilbereich

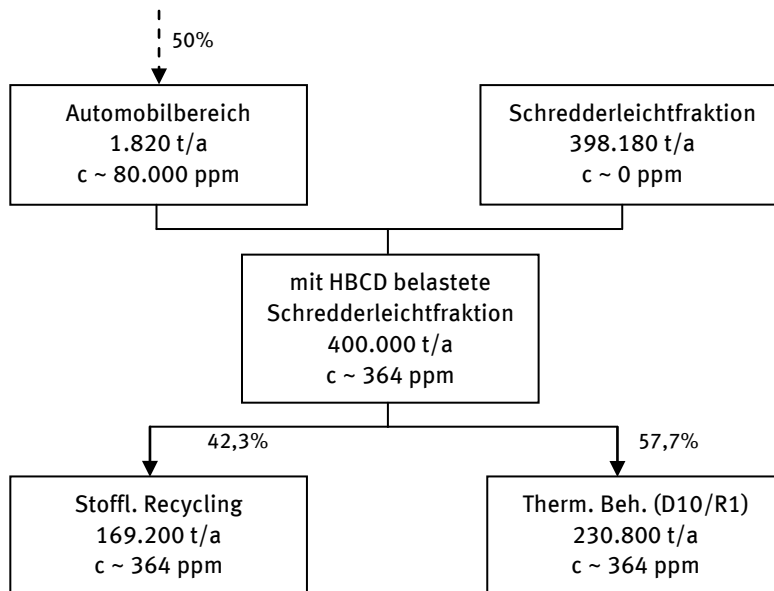
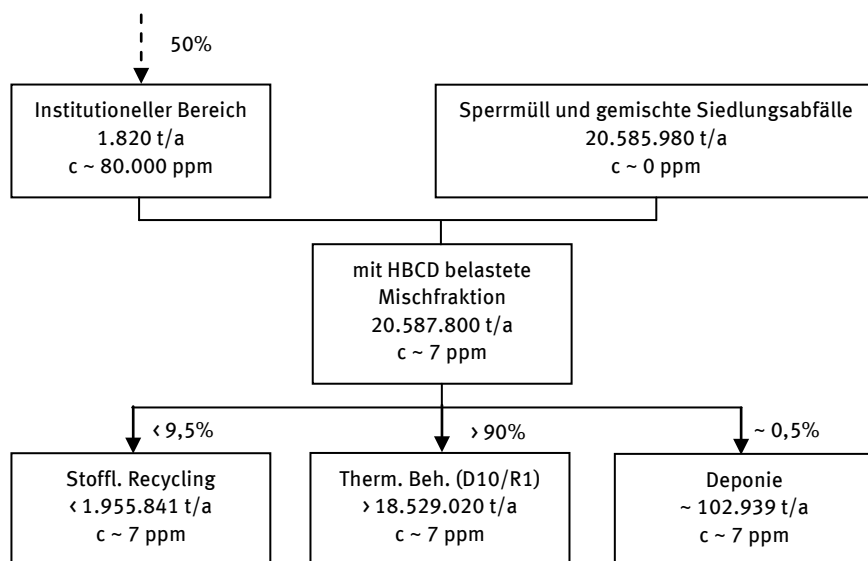


Abbildung 32 stellt den Materialfluss für HBCD flammgeschützte Textilien aus dem institutionellen Bereich dar, unter der realistischen Voraussetzung, dass diese zusammen mit der in Deutschland insgesamt angefallenen Menge an Sperrmüll sowie gemischten Siedlungsabfällen (Gesamtmenge ca. 20.587.800 t/a) beseitigt und verwertet werden. Durch Eintrag der Abfallmenge von rund 1.820 t flammgeschützter Textilien (HBCD Konzentration: 80.000 ppm) in die mit HBCD unbelasteten Sperrmüll- sowie gemischten Siedlungsabfallmengen ergibt sich eine theoretische HBCD Konzentration von 7 ppm. Dieser Abfallstrom wird überwiegend thermisch behandelt (>90%) und zu geringeren Anteilen stofflich recycelt (< 9,5%) und deponiert (ca. 0,5%).

Abbildung 32: HBCD Materialfluss für PD in Textilien 2012: Eintrag in Sperrmüll und gemischte Siedlungsabfälle aus dem institutionellen Bereich



3.3 Hexachlorbutadien (HCBd)

3.3.1 Herstellung und Verwendung

Herstellung

Anthropogene Quellen von HCBd sind die gezielte Produktion, die unbeabsichtigte Herstellung sowie Abfälle aus historischen Anwendungen. Es gibt keine natürlichen Quellen für die Entstehung von HCBd [UNEP/POPS/POPRC.8/16/Add.2]. In Deutschland wird HCBd derzeit nicht gezielt hergestellt oder verwendet [UBA 2006a] bzw. wurde auch noch nie gezielt hergestellt oder verwendet [BUA 1991]. Seit Ende der 1970er Jahre wird HCBd auch in Europa weder gezielt hergestellt noch verwendet [UNEP/POPS/POPRC.8/16/Add.2].

Im Europäischen Produktionssystem ESIS⁴⁴ wird HCBd als Chemikalie mit geringer Produktion (Low Production Chemical – LPV) gelistet. Darunter fallen Chemikalien, die in Europa hergestellt oder importiert worden sind, und zwar mit einer Tonnage > 10 t/a aber < 1.000 t/a. Bei der Europäischen Chemikalienagentur ECHA ist HCBd unter den vorregistrierten Substanzen gelistet, anvisierte Deadline für die Registrierung war 2010. Bis dato ist kein Antrag auf Registrierung bei der ECHA eingereicht worden. Das bedeutet, dass derzeit innerhalb der EU keine Firmen HCBd importieren oder produzieren, allerdings offensichtlich Interesse besteht – ob aus strategischen Gründen oder tatsächlichen Verpflichtungen zur Registrierung ist allerdings unklar. Insgesamt sind im Einstufungs- und Kennzeichnungsverzeichnis der ECHA 65 so genannte „Notifier“ gelistet.

Die weltweit unbeabsichtigte Produktion bzw. Herstellung von HCBd als Nebenprodukt von industriellen Prozessen lag im Jahr 1982 bei 10.000 Jahrestonnen [IPCS 1993]. Diese Menge ist als Nebenprodukt bei Chlorolyse-Verfahren angefallen [Euro Chlor 2004], [BUA 1991]. Die unbeabsichtigte Produktion in Deutschland wurde Ende der 70er Jahre auf 4.500 Jahrestonnen geschätzt, wovon etwa 1.000 t/a exportiert und der Rest verbrannt (ca. 3.400 t/a) bzw. deponiert (ca. 100 t/a) wurden [BUA 1991]. Anfang der 90er Jahre wurde die Gesamtmenge in Deutschland auf ca. 550 – 1.400 t/a

⁴⁴ ESIS: European chemical Substances Information System <http://esis.jrc.ec.europa.eu/>

geschätzt, wovon etwa 300 t/a exportiert worden und die Restmenge in den Produktionsprozess zurückgeführt worden sind [BUA 1991].

Verwendung

In der Vergangenheit wurde HCBd als Zwischenprodukt für fluorhaltige Schmiermittel und Gummiverbindungen, als Lösemittel für Elastomere, als hitzeübertragende Flüssigkeit, als Kühlmittel in Transformatoren, als Hydraulikflüssigkeit, als Flüssigkeit für Gyroskope (Kreiselvorrichtung), als Adsorptionsmittel für Gasverunreinigungen, als Biozid zur Vermeidung der Algenbildung in Industriereservoirs und Kühlwassersystemen sowie in einigen EU-Ländern (Frankreich, Italien, Griechenland und Spanien) als Pflanzenschutzmittel im Weinbau eingesetzt [UNEP/POPS/POPRC.8/16/Add.2], [UBA 2006a] [UNECE 2007]. HCBd wurde ebenfalls als Absorber zum Auswaschen von Kohlenwasserstoffen aus Gasen und der Rückgewinnung von Chlorgasen in der Chlorproduktion eingesetzt [UNEP/POPS/POPRC.8/16/Add.2], [UNECE 2007]. In der Vergangenheit wurde HCBd ebenfalls bei einigen industriellen Prozessen wie der Herstellung von Aluminium- und Graphitstangen verwendet [UNECE 2007], [UBA 2006a].

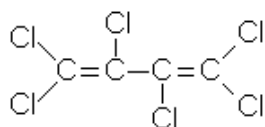
HCBd kann aber auch als unerwünschtes Nebenprodukt bei der Synthese von chlororganischen Verbindungen [UNEP/POPS/POPRC.8/16/Add.2], [UBA 2006a], bei Verbrennungsprozessen [UBA 2006a] oder der Produktion von Magnesium [UNECE 2007] unbeabsichtigt hergestellt werden.

3.3.2 Chemische Charakterisierung

HCBd ist eine toxische, bioakkumulierende organische Verbindung aus der Gruppe der aliphatischen ungesättigten Halogenkohlenwasserstoffe. HCBd erscheint als klare, farblose, viskose Flüssigkeit mit einem milden Terpentin ähnlichem Geruch. HCBd ist nicht brennbar und schwer in Wasser löslich (siehe [UBA 2006a], [UNECE 2007], [Euro Chlor 2004], GESTIS⁴⁵).

<i>Hauptname:</i>	Hexachlorbutadien
<i>IUPAC Name:</i>	1,1,2,3,4,4-hexachloro-1,3-butadiene
<i>Synonyme:</i>	HCBd, HCDB, Perchlorbutadien, Perchlor-1,3-butadien, 1,1,2,3,4,4-Hexachlor-1,3-butadien, Tripen, Hexachlorbuta-1,3-dien, 1,3-Hexachlorbutadien ([UNEP/POPS/POPRC.8/16/Add.2], [UNECE 2007], [UBA 2006a], [Euro Chlor 2004], [IARC 1999])
<i>CAS Nummer:</i>	87-68-3
<i>EINECS Nummer:</i>	201-765-5
<i>Handelsnamen:</i>	Dolen-pur, C-46, UN2279, GP-40-66:120 [UNECE 2007] [Euro Chlor 2004]
<i>Chemische Struktur:</i>	

Abbildung 33: Strukturformel HCBd



⁴⁵ GESTIS = Gefahrstoffinformationssystem der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung
<http://www.dguv.de/ifa/Gefahrstoffdatenbanken/GESTIS-Stoffdatenbank/index.jsp>

Molmasse: 260,76 g/mol [UNEP SC 2012], GESTIS
 Summenformel: C₄Cl₆

Chemische Eigenschaften

Tabelle 38: Chemisch-physikalischen Eigenschaften von HCBd

Chemisch-physikalische Eigenschaften HCBd		Quelle
Schmelzpunkt	-21 °C	[UNEP SC 2012], GESTIS
Siedepunkt	215 °C	[UNEP SC 2012], GESTIS
Dichte (bei 20 °C)	1,68 g/cm ³ 1,55 g/cm ³	[UNEP SC 2012], GESTIS [Euro Chlor 2004]
Dampfdruck (bei 20, 30, 50 °C)	0,36, 0,75, 2,80 mbar	GESTIS
Dampfdruck (bei 20 °C)	0,2 mbar	[UNEP SC 2012], [UNECE 2007]
Dampfdruck (bei 100°C)	29,26 mbar	[UNEP SC 2012]
Entzündungstemperatur	610 °C	GESTIS, [Euro Chlor 2004]
Oktanol-Wasser- Verteilungskoeffizient	4,78	GESTIS, [Euro Chlor 2004]
Wasserlöslichkeit (bei 20 °C)	0,50 g/L 2,55 mg/L	GESTIS [Euro Chlor 2004]
Wasserlöslichkeit (bei 25°)	3,20 mg/L	[UNEP SC 2012], [UNECE 2007]
Henry Konstante	1044 Pa m ³ /mol	[UNEP SC 2012], [UNECE 2007]

3.3.3 Gesetzlicher Hintergrund

HCBd ist am 10 Mai 2011 von den Mitgliedstaaten der Europäischen Gemeinschaft zur Aufnahme in den Anhang A, B und/oder C des Stockholmer Übereinkommens vorgeschlagen worden [UNEP/POPS/POPRC.7/3] [UNEP/POPS/POPRC.7/INF/4]. Das POPRC Komitee (Persistent Organic Pollutants Review Committee) beschloss im Oktober 2013 eine Empfehlung, HCBd in Anhang A (Eliminierung) und C (Emissionsreduktion / Unerwünschte Nebenprodukte) des Stockholmer Übereinkommens zu listen (siehe [UNEP/POPS/POPRC.9/13/Add.2]). Die Aufnahme von HCBd unter dem Stockholmer Übereinkommen ist sehr wahrscheinlich.

In der Europäischen Gemeinschaft sind die Produktion, der Handel und der Einsatz von HCBd entsprechend der Verordnung Nr. 850/2004 über persistente organische Schadstoffe seit 2012 verboten.

Maßgeblich auf Betreiben von Japan und Kanada steht HCBd derzeit unter Evaluierung zur Aufnahme in das Rotterdamer Übereinkommen zur Chemikaliensicherheit (siehe [UNEP/POPS/POPRC.9/13/Add.2]). Das Übereinkommen legt fest, dass für bestimmte gefährliche Chemikalien sowie Pestizide ein Verfahren der vorherigen Zustimmung erforderlich ist, nachdem die Importländer von den Exportländern über die Einfuhr eines betreffenden Stoffs informiert wurden. Die Regelung soll vor unkontrollierter Einfuhr von Stoffen schützen.

Im Rahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (Ordnungsrahmen für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Wasserpolitik und Festlegung der prioritären Schadstoffe) ist Hexachlorbutadien als prioritär gefährlich eingestuft.

Nach §7a des Wasserhaushaltsgesetzes WHG (2005) ist eine wasserrechtliche Erlaubnis für das Einleiten von Abwasser nur zu erteilen, wenn die Schadstofffracht entsprechend dem Stand der Technik verringert wird. Die entsprechenden emissionsbezogenen Anforderungen nach dem Stand der Tech-

nik werden in der Abwasserverordnung (AbwV, 2004) festgelegt. Die AbwV dient außerdem der Umsetzung diverser EG Richtlinien und legt Analyseverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung fest. Für HCBd wurden in Anhang 48, AbwV (Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe, Anforderungen für halogenorganische Verbindungen) produktionsspezifische Anforderungen festgelegt (1,5 g/t bei der Herstellung von Tetrachlorethen (PER) und Tetrachlormethan durch Perchlorierung).

HCBd gehört zu den Stoffen, deren Einleitung entsprechend der Indirekteinleitungs-Verordnung der Bundesländer (VGS) genehmigungspflichtig ist.

In der EU-Richtlinie 88/347/EWG werden Emissionsgrenzwerte für HCBd für verschiedene Industriebetriebe sowie Qualitätsziele festgesetzt.

Nach der EU-EPER-Entscheidung 2000/479/EG zum Aufbau eines Europäischen Schadstoffemissionsregisters (EPER) gemäß EG-RL 96/61 müssen HCBd-Emissionen größer als 1 kg/Jahr ins Wasser gemeldet werden.

In der EU-PRTR Verordnung 166/2006/EG zur Schaffung eines Europäischen Schadstofffreisetzung- und -verbringungsregisters (PRTR) sind Schwellenwerte zur Meldungspflicht der Freisetzung von HCBd wie folgt festgelegt: Freisetzungen in Gewässer mindestens 1 kg/Jahr, Freisetzungen in den Boden ebenfalls mindestens 1 kg/Jahr.

HCBd ist in die sogenannte Masterliste des Umweltbundesamtes über karzinogene, mutagene, reproduktionstoxische (CMR) und andere problematische Stoffe in Produkten aufgenommen worden (siehe [UNEP/POPS/POPRC.9/13/Add.2]).

In der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA-Luft) wird HCBd mit einem Massenstrom von maximal 0,1 kg/h bzw. einer Massenkonzentration von 20 mg/m³ limitiert.

Die Chemikalienverbotsverordnung (ChemVerbotsV), die Gefahrstoffverordnung (GefStoffV) und die Bedarfsgegenständeverordnung (BedGgStV) verbieten den Einsatz von HCBd in Dekorationsgegenständen und Spielzeugen.

3.3.4 Vorkommen (Herstellung, Import/Export, Verbrauch, Relevanz des Vorkommens in Deutschland)

Handel

Entsprechend der Verordnung 850/2004 des Europäischen Parlaments ist der Handel mit HCBd in der Europäischen Gemeinschaft und damit in Deutschland seit 2012 verboten.

Produktion

Es finden sich in der Literatur Angaben, dass die weltweite Produktion von HCBd im Jahr 1982 bei 10.000 Jahrestonnen lag [IPCS 1993]. Diese Menge ist als Nebenprodukt bei Chlorolyse - Verfahren angefallen [Euro Chlor 2004], [BUA 1991].

In Deutschland wurde HCBd zu keiner Zeit gezielt hergestellt. Allerdings sind Ende der 70 er Jahre etwa 4.500 Jahrestonnen HCBd als Nebenprodukt der Niederdruck-Chlorolyse zur Herstellung von Tetrachlorethen (PER) oder Tetrachlormethan (TETRA) angefallen. Davon wurden etwa 1.000 t/a exportiert, etwa 3.400 t/a verbrannt und etwa 100 t/a deponiert [BUA 1991]. Anfang der 90 er Jahre des letzten Jahrhunderts wurde die Gesamtmenge in Deutschland nur noch auf ca. 550 – 1.400 t/a geschätzt, wovon etwa 300 t/a exportiert worden und die Restmenge in den Produktionsprozess zurückgeführt worden ist. Diese Verminderung wurde auf Prozessoptimierungen zurückgeführt. Diese 300 Tonnen wurden als Hilfsstoff in der Herstellung von Kautschuk verwendet, der Export aber 1990 eingestellt [BUA 1991].

In Deutschland und der gesamten UNECE Region wird HCBd nach Einschätzung der des UNEP POPRC Komitees nicht mehr beabsichtigt hergestellt, auch wenn eine verbleibende Herstellung und Verwendung insbesondere von kleineren Mengen nicht ausgeschlossen werden [UNEP/POPS/POPRC.9/5 2013].

Verwendung

Bereits 1987 wurde festgestellt, dass HCBd in Deutschland nicht mehr verwendet wird. Davor hatte HCBd eine gewisse Bedeutung als Kühlmittel in Transformatoren (in Mischung mit Trichlorethen), als Lösemittel für Polymere, als nicht brennbares Isolieröl sowie als Hydraulikflüssigkeit [BUA 1991]. Konkrete quantitative Angaben zu den Anwendungen ließen sich nicht recherchieren.

Verwendung in der Landwirtschaft

Die letzte bekannte Anwendung in der HCBd eingesetzt wurde ist als Pestizid, hauptsächlich im Weinanbau [WWF 2005], [UNECE 2006], [UNECE 2007], [Haskoning 2002b], [ATSDR 1994].

Hauptanwender war die ehemalige UDSSR mit etwa 100-350 kg/ha [UNECE 2007], aber auch in Frankreich, Italien, Griechenland und Spanien wurde HCBd als Pestizid eingesetzt. In Frankreich wurde HCBd scheinbar bis etwa 2003 verwendet [INERIS 2005]. HCBd wurde weiterhin als Algizid in Industriereservoirs und Kühlwassersystemen sowie in Gradierwerken bei der Salzgewinnung verwendet [BUA 1991], [UBA 2006a].

Es finden sich keinerlei Hinweise darauf, dass HCBd jemals in Deutschland in der Landwirtschaft zum Einsatz gekommen ist.

Verwendung als Zwischenprodukt bei industriellen Fertigungsprozessen

Eine bedeutende Anwendung von HCBd war der Einsatz als Zwischenprodukt in zahlreichen industriellen Fertigungsprozessen.

So berichten einige Quellen davon, dass HCBd als Zwischenprodukt bei der Herstellung von Gummiprodukten eingesetzt worden ist ([WWF 2005], [UBA 2006a], [Euro Chlor 2004], [ATSDR 1994], [Haskoning 2002b]). Da diese Gummiprodukte nicht näher spezifiziert werden, gestaltet sich eine konkrete Recherche bei den potentiellen Herstellern als schwierig.

Andere Quellen berichten das HCBd als Lösungsmittel für Gummi [Euro Chlor 2004], Polymere ([UNECE 2006], [UNECE 2007]) und Elastomeren [UBA 2006a] verwendet worden ist. Eine weitere Quelle berichtet, dass HCBd entsprechend des Nationalen Verbandes für Gummi und Polymere in Frankreich (Syndicat National du Caoutchouc et des Polymères) immer noch in geringen Mengen in Gummiverbindungen vorhanden sein kann [INERIS 2005].

Weiterhin wurde HCBd als Zwischenprodukt für die Herstellung verschiedener Schmierstoffe eingesetzt ([ATSDR 1994], [Haskoning 2002b], [WWF 2005], [INERIS 2005], [UBA 2006a]). In kleinen Mengen wurde HCBd bei der Herstellung von Fluorchlorkohlenwasserstoffen (FCKW) eingesetzt ([WWF 2005], [Euro Chlor 2004]). Ebenfalls wurde HCBd bei der Herstellung von Aluminium- und Graphitstangen eingesetzt ([INERIS 2005], [UBA 2006a]).

Verwendung zur Reinigung von Gasströmen

Eine der Hauptanwendungen von HCBd laut Literatur war die Rückgewinnung von sogenannten „Snift-Gasen“ in Chlorgasanlagen. Zu diesem Zweck wurde HCBd hauptsächlich in den USA bis 1975 [WWF 2005], [Euro Chlor 2004], [UNECE 2006/7], aber vermutlich auch außerhalb der USA eingesetzt [UNECE 2006/7]. HCBd wurde ebenfalls zum Entfernen von Kohlenwasserstoffen (C4 und länger-kettige Kohlenwasserstoffe) und zum Reinigen von Gasströmen eingesetzt [Euro Chlor 2004], [UNECE 2006/7], [UBA 2006a], [WHO 2003].

Verwendung in Elektroindustrie

HCDB wurde früher für verschiedene technische Anwendungen in Elektrozubehör verwendet. Darunter fallen zum Beispiel der Einsatz als Wärmeträgerflüssigkeit in Transformatoren ([Haskoning 2002b], [WWF 2005], [UNECE 2006/7], [Euro Chlor 2004, [INERIS 2005], [UBA 2006a], [IARC 1999]), als Hydraulikflüssigkeit oder als Flüssigkeit in Gyroskopen ([WWF 2005], [UBA 2006a], [INERIS 2005], [UNECE 2007], [Euro Chlor 2004]) und als Isolierflüssigkeit [INERIS 2005].

Unbeabsichtigte Entstehung

Unabhängig von historischen Anwendungen und Freisetzungen von HCDB erscheint heutzutage die unbeabsichtigte Herstellung von HCBD als größte Emissionsquelle.

HCBD entsteht unbeabsichtigt während der Produktion von chlororganischen Verbindungen und kann in die Umwelt oder in Abfallströme freigesetzt werden. HCBD kann in den Produktionsanlagen weitestgehend zerstört oder im Prozess recycelt werden. Emissionen können durch technische Maßnahmen sehr gering gehalten werden (siehe [UNEP/POPS/POPRC.9/5 2013]). Möglicherweise enthalten Verbrennungsrückstände (Schlacken⁴⁶) aus der Verbrennung von Rückständen aus der Produktion von chlororganischen Verbindungen HCBD.

Verschiedenen Veröffentlichungen zufolge entsteht HCBD unbeabsichtigt bei der Produktion von Magnesium [UNECE 2007], der Herstellung von Plastikprodukten oder der Freisetzung durch Fahrzeugabgase [WWF 2005].

Zahlreiche Quellen nennen die unbeabsichtigte Herstellung von HCBD durch die Produktion von Magnesium ([Euro Chlor 2004], [UBA 2006a], [UNECE 2006], [UNECE 2007]). Entsprechend einer Information des Bundesumweltamtes entstehen 15 bis 20 g HCBD pro Tonne produzierten Magnesiums [UBA 2006a]. Magnesium wurde früher in Deutschland von der Firma Metaleurop hergestellt, seit 2007 umfirmiert zur Unternehmensgruppe Recylex. Derzeit wird in Deutschland kein Primärmagnesium hergestellt [MPK 2015]. Die Herstellung von Magnesium stellt also in Deutschland keine potentielle HCBD Quelle dar.

Ebenfalls werden Verbrennungsprozesse (z.B. Emissionen aus Kraftfahrzeugen, Verbrennung von Acetylen, Verbrennung von chlorhaltigen Abfällen) als Quelle für die unbeabsichtigte Freisetzung von HCBD genannt [BiPRO 2011].

HCBD kann unbeabsichtigt in Klärschlamm aus kommunalen oder industriellen Abwasserbehandlungsanlagen freigesetzt werden.

3.3.5 Auswahl der relevanten Vorkommen in Produkten, Abfällen und Recyclingprodukten in Deutschland

Die beabsichtigte Produktion und Herstellung von HCBD ist in Deutschland nicht mehr relevant. Prinzipiell sind daher folgende Quellen möglich:

- ▶ Produkte aus historischen Anwendungen, die in den Abfallstrom gelangen
- ▶ Unbeabsichtigte Entstehung - Produktion von chlororganischen Verbindungen
- ▶ Unbeabsichtigte Entstehung - Verbrennungsprozesse
- ▶ Unbeabsichtigte Entstehung - Herstellung von Kunststoffen
- ▶ Abfälle aus der Abwasserbehandlung (Klärschlamm)

⁴⁶ Aschen werden in den Deutschen Anlagen wieder in den Verbrennungsprozess zurückgeführt. Einziger Abfallrelevanter Output aus der Verbrennung sind Schlacken.

Produkte aus historischen Anwendungen, die in den Abfallstrom gelangen

HCBD – Emissionen können bei der Entsorgung von alten HCBD-haltigen Produkten, wie z.B. Hydraulikflüssigkeiten, Kühlmittel und Adsorptionsmittel anfallen. Bereits 2002 wurde aber vom Umweltbundesamt vermutet, dass diese Emissionen „mengenmäßig nur eine untergeordnete Rolle spielen“ [UBA 2002].

Unbeabsichtigte Entstehung - Produktion von chlororganischen Verbindungen

Die am häufigsten gefundenen Verweise in der Literatur auf die unbeabsichtigte Herstellung von HCBD beziehen sich auf die Herstellung von chlororganischen Verbindungen [UNEP SC 2012], [UNECE 2007]:

- ▶ Trichlorethen (TRI, Trichlorethylen)
- ▶ Tetrachlorethylen (PER, tetrachlorethene, perchloroethylene, perchloroethene)
- ▶ Tetrachlormethan (TETRA, Carbontetrachlorid, Halon 104, Freon 10)

In der IUCLID Plattform (International Uniform Chemical Informations Database) im Europäischen Produktionssystem ESIS finden sich Einträge hinsichtlich der Sicherheitsdatenblätter für die oben genannten Substanzen von den in Tabelle 39 aufgelisteten deutschen Unternehmen. Das deutet darauf hin, dass diese Unternehmen mit den entsprechenden Substanzen handeln oder diese sogar herstellen. Diese Informationen scheinen allerdings seit 2000 nicht mehr aktualisiert worden zu sein:

Tabelle 39: Deutsche Unternehmen mit Sicherheitsdatenblättern zu TRI, PER und TETRA (Quelle ESIS, IUCLID Dataset)

Firma	Ort	TRI	PER	TETRA	Quelle
DOW DEUTSCHLAND INC., WERK STADE	21683 STADE		x	X	ESIS / IUCLID
BASF AG	67056 LUDWIGSHAFEN	x			ESIS / IUCLID
HUELS AG	45764 MARL		x	X	ESIS / IUCLID
CELANESE GMBH	65926 FRANKFURT AM MAIN			X	ESIS / IUCLID
CHEMIEWERK NUENCHRITZ GMBH	01612 NUENCHRITZ			X	ESIS / IUCLID
HOECHST AG	65903 FRANKFURT/MAIN			X	ESIS / IUCLID
BRENNTAG INTERNATIONAL CHEMICALS GMBH	45472 MUELHEIM	x	x		ESIS / IUCLID
BRENNTAG AG	45427 MUELHEIM A. D. RUHR	x			ESIS / IUCLID
HELM AG	20097 HAMBURG		x		ESIS / IUCLID
WACKER - CHEMIE GMBH	84480 BURGHAEUSEN	x	x		ESIS / IUCLID

TRI wird als Ausgangsmaterial für die Herstellung von Fluorkohlenwasserstoffen oder als Lösemittel für hochpräzise Oberflächenreinigung und –Entfettung eingesetzt [SAFECEM 2014]. Weiterhin wird es in Asphaltlaboren zur Bestimmung der Rohdichte eingesetzt [BG RCI 2012].

Die Produktionsmenge betrug in der Bundesrepublik Deutschland 1990 noch ca. 58.000 t/a [GeoDZ 2015]. Aufgrund strengerer Umweltauflagen und Substitution durch andere Chemikalien ist die Produktion in Europa 2006 auf 25.000 t/a gesunken. Mittlerweile wird Trichlorethen in Europa nur noch durch die Firma DOW EUROPE und einen weiteren Hersteller in Rumänien (Chimcomplex Borzesti) produziert und ist unter REACH registriert [ECSA 2011], [ECSA 2014]. Spezifische Zahlen über aktuelle Produktionsmengen liegen nicht vor.

Tetrachlorethen ist ein Lösungsmittel, das in der Textil-, Film-, optischen, und in der Metallindustrie Anwendung findet. Wegen seines hohen Fettlösevermögens wird es dort als Entfettungsmittel verwendet. In der optischen Fertigung werden Linsen und Prismen vor der Verbindung zu optischen Elementen durch Verkittung oder Ansprenge mit Tetrachlorethen gereinigt.

Aufgrund der toxischen und krebserregenden Eigenschaften sowie der Ozonschicht schädigenden Wirkung, darf Tetrachlormethan nicht mehr verwendet werden. Die Anwendung als Feuerlöschmittel sowie als Entfettungs-, Reinigungs-, Lösungs- und Verdünnungsmittel ist aufgrund seiner Toxizität und seiner ungünstigen Umwelteigenschaften nur noch zu Forschungszwecken erlaubt.

Gemäß Euro Chlor ist die Niederdruck Chlorolyse zur kombinierten Herstellung von Tetrachlorethen und Tetrachlormethan die einzige verbleibende relevante HCBd Quelle. Rückstände aus der Niederdruck-Chlorolyse enthalten 0.2-0.5% HCBd. Nach weiterer Destillation enthalten die Rückstände 7-10% HCBd. Diese werden in der Regel vor Ort durch Verbrennung bei Temperaturen um 1.200 °C zerstört oder intern recycelt [Euro Chlor 2004].

Im Auftrag von Dow Deutschland wurden Abgasproben aus der Abfallverbrennungsanlage einer Tetrachlorethen/Tetrachlormethan-Produktionsanlage auf HCBd untersucht. Bei der Verbrennung von 650 kg Reststoffen mit einem Anteil von 480 kg Hexachlorbenzol und Hexachlorbutadien pro Stunde bei 1400 °C lag der Luftdurchsatz bei 2950 m³ pro Stunde. Es wurden verschiedene Proben volumina aus dem Abgas gezogen: eine Probe mit 10 m³ Volumen am 24.03.1992 und 2 Proben mit 10 l Volumen am 22.07.1992. In beiden Fällen konnte kein HCBd nachgewiesen werden. Die Erfassungsgrenze bei der 10 m³-Probe betrug 0,5 µg HCBd absolut, die Nachweisgrenze bei den 10 l-Proben betrug 0,01 µg/Probe (= 1 µg/m³) (Dow 1992 b aus [BUA 1991/2006]). Damit ist nicht mit nennenswerten HCBd Emissionen aus der Abfallverbrennung in die Atmosphäre zu rechnen.

In einer Mitteilung der Firma Dow Deutschland werden die HCBd-Emissionen bei der Verbrennung von Produktionsabfällen der Tetrachlorethen- und Tetrachlormethan- Herstellung genannt. Demnach wurden im Jahr 1998 aus dem Produktionsabfall, der neben Hexachlorethan ca. 50% Hexachlorbenzol und ca. 40% HCBd enthält, 60 g HCBd in die Atmosphäre emittiert (Dow 2005 zitiert aus [BUA 1991/2006]).

Dow produziert entsprechende Substanzen in Deutschland an zwei Standorten. Die Produktionsrückstände werden an den Produktionsstandorten verbrannt. Aschen fallen in dem Prozess nicht an sondern werden in die Verbrennung zurückgeführt. Einziger fester Rückstand aus der Verbrennung ist Schlacke. Diese wird routinemäßig auf verschiedene halogenorganische Verbindungen untersucht und weist keine relevanten Gehalte auf. HCBd wird dabei nicht untersucht. Konkrete Messungen über den HCBd Gehalt der Verbrennungsrückstände liegen nicht vor. Eine Abschätzung des Eintrags von HCBd über Aschen/Schlacken aus dem Herstellungsprozess chlorierter organischer Lösemittel ist auf der Grundlage der verfügbaren Daten nicht möglich.

Ob relevante Mengen an HCBd in Abfällen anfallen, ist daher unklar. In Abstimmung mit dem Umweltbundesamt wurde eine Beprobung der anfallenden Schlacken beschlossen. Zwei Schlackeproben wurden beschafft und auf deren Gehalt an HCBd analysiert (Proben 14 und 15HCBd). HCBd wurde in den Proben nicht oberhalb der Bestimmungsgrenzen gefunden (Bestimmungsgrenzen 8,87 µg/kg bzw. 9,24 µg/kg). Diese Analyseergebnisse lassen schließen, dass HCBd in den Verbrennungsrückständen aus der Verbrennung der Produktionsrückstände von chlororganischen Verbindungen in Deutschland nicht oder jedenfalls nicht in relevanten Mengen vorkommt (auf der Grundlage von 2 Stichproben).

Unbeabsichtigte Entstehung - Verbrennungsprozesse

Die unbeabsichtigte Entstehung von HCBd wird wiederholt in der Literatur berichtet, z.B. [Euro Chlor 2004], [Lenoir et al. 2001]. Hier wird die Bildung von chlororganischen Verbindungen einschließlich HCBd bei der Verbrennung von Acetylen beschrieben. Acetylen wird dabei als Bestandteil aller Verbrennungen genannt [Lenoir et al. 2001]. Auch andere Quellen berichten von der Freisetzung von HCBd während Verbrennungsprozessen, ohne diese näher zu spezifizieren [WWF 2005] [INERIS 2005] [UBA 2006a]. Eine Quelle konkretisiert, das HCBd 2003 in Frankreich während der Verbrennung von chlorhaltigen Rückständen angefallen ist [INERIS 2005]. Eine weitere Quelle berichtet, dass die Entstehung von HCBd während Verbrennungsprozessen ähnlich zu der Entstehung von Dioxinen, Furanen und Hexachlorbenzen verläuft [CEPA 1999].

HCBd steht in Verdacht unter ähnlichen Verbrennungsbedingungen wie Dioxine und Furane zu entstehen und kann daher z.B. bei der Abfallverbrennung entstehen (z.B. bei der Verbrennung von Siedlungsabfall, Krankenhausabfällen oder Sonderabfällen) und könnte über die Verbrennungsrückstände (Aschen, Schlacken) in die Abfallströme gelangen. HCBd ist bei Abfallverbrennungsanlagen kein Standardparameter bei der Untersuchung der festen Rückstände.

Die Recherchen im Projektzusammenhang haben keine konkreten Informationen zur Belastung von Abfallströmen aus Verbrennungsprozessen mit HCBd ergeben. Konkrete Messwerte liegen nicht vor. Ob relevante Mengen an HCBd in Abfällen anfallen ist daher unklar.

In Deutschland fallen (1) etwa 30.000 t/a Verbrennungsrückstände aus Anlagen zur Verbrennung von Krankenhausabfällen (davon ca. 1.500 t aus der Verbrennung infektiöser Abfälle), (2) mehr als 4 Millionen t/a Verbrennungsrückstände aus Anlagen zur Verbrennung von Siedlungsabfällen und (3) bis zu 440.000 t/a Verbrennungsrückstände aus Anlagen zur Sonderabfallverbrennung an. Insbesondere wegen der hohen Mengen könnten folglich relevante Mengen an HCBd anfallen.

Um die mögliche Relevanz von Abfallverbrennungsprozessen zu klären, wurden Proben (Aschen und Schlacken) aus Anlagen zur Verbrennung von kommunalen Abfällen (zwei Anlagen) und Sonderabfällen (zwei Anlagen) beschafft. In einer dieser Anlagen zur Verbrennung von kommunalen Abfällen wird in separaten Öfen auch Krankenhausabfall verbrannt. Die Abgasreinigung aus der Siedlungsabfall- und Krankenhausmüllverbrennung erfolgt dort gemeinsam und die Verbrennungsrückstände fallen als Gemisch an. Nach den vorliegenden Information gibt es in Deutschland keine Anlage, bei der die Abgase aus der Krankenhausmüllverbrennung getrennt behandelt werden und die Verbrennungsrückstände getrennt beprobt werden können.

Die beschafften Proben (Proben Nr. 18 bis 22 HCBd/PCN) wurden auf deren Gehalt an HCBd untersucht, um die mögliche Relevanz von Müllverbrennungsprozessen einschätzen zu können⁴⁷. HCBd wurde in den Proben nicht oberhalb der Bestimmungsgrenzen gefunden (Bestimmungsgrenzen im Bereich von etwa 9 bis 10 µg/kg). Diese Analysenergebnisse lassen schließen, dass HCBd in den Verbrennungsrückständen aus der Verbrennung von kommunalen Abfällen in Deutschland nicht oder jedenfalls nicht in relevanten Mengen vorkommt (auf der Grundlage von fünf Stichproben).

Unbeabsichtigte Entstehung - Kunststoffherstellung

Bezüglich der Entstehung von HCBd bei der Kunststoffherstellung verweist [WWF 2005] auf ein vorläufiges Dokument von Environment Canada⁴⁸. In dem abschließenden Dokument [Environment Canada 2000] wird die Kunststoffherstellung nicht mehr genannt. Auch sonst gibt es keine spezifischen Hinweise, dass HCBd bei der Kunststoffherstellung entsteht. Dementsprechend wird die

⁴⁷ Dieselben Proben sollen auch auf den Gehalt an PCN untersucht werden (siehe Kapitel 3.4.5)

⁴⁸ Environment Canada & Health Canada (EC & HC). (2000), Priority Substance List Assessment Report for Hexachlorobutadiene. Draft for Public Comment, June 2000

Kunststoffherstellung auch in dem aktuellen Draft Risk Management Dokument unter dem Stockholmer Übereinkommen nicht mehr als mögliche Quelle der unbeabsichtigten Entstehung von HCBd angeführt (siehe [UNEP/POPS/POPRC.9/5 2013]). Die Kunststoffherstellung wird daher nicht als relevante Quelle für HCBd erachtet.

Abwasserbehandlungsanlagen (Klärschlamm)

Klärschlamm bildet kein einheitliches Bild, sondern ist stark vom Einzugsgebiet, der Anzahl der angeschlossenen Einwohner sowie der Anzahl und der Art der angeschlossenen Betriebe bestimmt. Die Literatur berichtet von HCBd-Vorkommen sowohl in industriellen als auch in kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen.

Im Europäischen Schadstofffreisetzungs- und Verbringungsregister E-PRTR⁴⁹ für 2010 findet sich ein Betrieb zur Herstellung und Bearbeitung von Metallen, der HCBd mit einer Menge von 17,0 kg in Wasser freisetzt. Ein Betrieb der chemischen Industrie (Industrielle Herstellung von organischen Grundchemikalien bzw. Basiskunststoffe) meldet die Freisetzung von 2,35 kg HCBd in Wasser. neun Einrichtungen zur kommunalen Abwasserbehandlung melden die Freisetzung von 69,5 kg HCBd in Wasser. Die meldenden Betriebe liegen in Portugal, Frankreich, Italien, Belgien, Polen, Slowakei und der Tschechischen Republik. Deutsche Betriebe melden keine Freisetzungen von HCBd im E-PRTR.

In Deutschland wird dieses Schadstofffreisetzungs- und –Verbringungsregisters durch das Internetportal www.thru.de realisiert. Das erste Berichtsjahr ist 2007. Seit 2007 finden sich keine PRTR-Betriebe, die Emissionen von HCBd gemeldet haben.

Im Rahmen eines Forschungsvorhabens “Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von Gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen” wurden an zwei Abwasserbehandlungsanlagen in Nordrhein-Westfalen Messungen durchgeführt. In nur einer Zulaufprobe (n = 38) konnte HCBd mit einer Konzentration von 0,20 µg/l nachgewiesen werden [UBA 2006a]. In Untersuchungen an Abläufen kommunaler Kläranlagen in Hessen im Jahr 2002 und 2003 wurden keine Probe über der Bestimmungsgrenze von 0,05 µg/l bzw. 0,1 µg/l gefunden. In Sachsen lag bei Untersuchungen im Jahr 2002 ebenfalls keine der Proben oberhalb der Bestimmungsgrenze [UBA 2006a]. In Hessen wurde 2002 bei Klärschlammuntersuchungen eine Probe (n = 9) über der Bestimmungsgrenze gemessen [UBA 2006a]. Aus ABANDA liegt eine Messung zu Schlämmen aus kommunalem Abwasser vor (0,01 mg/kg) sowie 22 Messungen zu Schlämmen aus einer anderen Behandlung von industriellem Abwasser (n = 22; Mittelwert 0,193 mg/kg). Aus Europa liegen keine spezifischen Daten vor. Bei einer Untersuchung des EPA Irland wurde HCBd in Klärschlamm nicht über der Bestimmungsgrenze (0,1 mg/kg) gefunden.⁵⁰

In Deutschland fallen jährlich etwa 2 Mio. Tonnen Klärschlamm Trockensubstanz an, wovon etwa 30% landwirtschaftlich und 70% thermisch verwertet werden.

Einzelne Informationen über den HCBd Gehalt von Klärschlamm liegen aus China (durchschnittlich 39 µg/kg TS; [Cai et al. 2007]) und den USA vor (0,6 µg/kg; [IPCS 1994]).

Legt man eine Konzentration von 0,6 µg/kg TS für Deutschland zugrunde, gelangt man zu der Abschätzung, dass das Gesamtaufkommen an Klärschlamm in Deutschland (1,89 Millionen Tonnen in 2010) eine HCBd Fracht von ca. 1,1 kg enthält. Diese Fracht verteilt sich auf die Beseitigungs- und Verwertungswege wie in Tabelle 40 dargestellt. Mehr als die Hälfte (53,2%) des in Klärschlamm enthaltenen HCBd dürfte bei der thermischen Entsorgung zerstört werden. Etwa 30% des Klärschlammes wird landwirtschaftlich verwertet (siehe Tabelle 40).

⁴⁹ <http://prtr.ec.europa.eu/>

⁵⁰ Persönliche Mitteilung EPA Irland vom 22.02.2011

Tabelle 40: Abschätzung der Verteilung der HCBd Fracht in Klärschlamm auf die Beseitigungs- und Verwertungswege in Deutschland in 2010

	Klärschlamm- entsorgung Gesamt	Landwirt- schaftliche Verwertung	Landschaftsbau- liche Maßnahmen	Sonstige stoffliche Verwertung	Thermische Entsorgung	Depo- nierung
Menge (in t)	1.887.408	566.295	259.312	58.052	1.003.749	-
Anteil (in%)	100	30	13,74	3,08	53,18	-
HCBd Fracht (in kg)	1,1	0,3	0,2	0,0	0,6	-

Da keine spezifischen Werte aus Deutschland oder Europa verfügbar sind, erscheint diese Abschätzung wenig verlässlich.

Wegen der großen Mengen an Klärschlamm die in Deutschland anfallen, wurde, um die Informationsgrundlage zu verbessern, eine Klärschlammprobe aus einer großen Deutschen kommunalen Kläranlage beschafft. Die beschaffte Probe wurde auf deren Gehalt an HCBd untersucht, um die mögliche Relevanz von Klärschlamm im Projektzusammenhang besser einschätzen zu können. HCBd wurde in den Proben nicht oberhalb der Bestimmungsgrenze gefunden (Bestimmungsgrenze 0,54 µg/kg). Dieses Analysenergebnis gibt keinen Hinweis darauf, dass HCBd in kommunalem Klärschlamm in Deutschland in relevanten Mengen vorkommt.

Tabelle 41 gibt einen Überblick über die Schlussfolgerungen, welche bezüglich möglicherweise relevanter HCBd-Vorkommen gezogen wurden.

Tabelle 41: Schlussfolgerung zur Relevanz möglicher Vorkommen (HCBd)

Möglicherweise relevantes Vorkommen	Einschätzung der Relevanz
Produkte aus historischen Anwendungen, die in den Abfallstrom gelangen	Bereits seit langem nicht mehr relevant
Unbeabsichtigte Entstehung - Produktion von chlororganischen Verbindungen	Nicht relevant; Analysenergebnisse lassen darauf schließen, dass HCBd in den Verbrennungsrückständen aus der Verbrennung der Produktionsrückstände von chlororganischen Verbindungen in Deutschland nicht in relevanten Mengen vorkommt
Unbeabsichtigte Entstehung – Verbrennungsprozesse	Nicht relevant; Analysenergebnisse lassen darauf schließen, dass HCBd in den Verbrennungsrückständen aus der Verbrennung von kommunalen Abfällen in Deutschland nicht in relevanten Mengen vorkommt
Unbeabsichtigte Entstehung – Kunststoffherstellung	Nicht relevant
Abfälle aus der Abwasserbehandlung (Klärschlamm)	Nicht relevant; Analysenergebnis (eine Stichprobe) lässt schließen, dass HCBd in kommunalem Klärschlamm in Deutschland nicht in relevanten Mengen vorkommt.

3.4 Polychlorierte Naphthaline (PCN)

3.4.1 Herstellung und Verwendung

Herstellung

PCN entstehen durch anthropogene Quellen. Auf natürlichen Weg können PCN ggf. bei der Verbrennung von Holz, z.B. bei Waldbränden, entstehen [Environment Canada 2011]. Es finden sich keine Hinweise darauf, dass heutzutage PCN gezielt produziert oder eingesetzt werden. Bis in die 70 er Jahre des letzten Jahrhunderts wurden PCN als „High Production Volume“ Chemikalie mit etwa 9.000 Jahrestonnen in den 1920 er Jahren und 150.000 Jahrestonnen in den 1970 er Jahren produziert. Mit dem Ende der 1970 er Jahre sind die Produktionszahlen signifikant eingebrochen. Geringe Mengen, bis zu 300 Jahrestonnen, werden noch Anfang der 1980 er Jahre von Bayer produziert und für die Herstellung von Farben verwendet. Etwa ab 1983 wurde die Produktion von PCN eingestellt.

Verwendung

PCN wurde in der Vergangenheit in unterschiedlichen Anwendungen eingesetzt, darunter fallen die Isolierung von Kabeln, Zusatzstoff für Holzschutzmittel, zum Imprägnieren von Papier (z.B. für den Bau von Ölpapierkondensatoren), als Dielektrikum für Kondensatoren, in Produkten zum Umgießen von Elektronik- oder Automobilbauteilen, bei der Herstellung von Präzisions-Gussteilen, in Flammenschutzmitteln, in Härteschutzmasse beim Aufkohlen von Metallen, als Additiv in Maschinenölen, als Zusatz für wasserfeste Metallfarben (z.B. in der Schiffsindustrie), als Additiv für Oberflächenbehandlungen und Galvanisierungen, als Schmiermittel beim Schleifen oder Schneiden, als Testöl zur Bestimmung von Brechungsindizes und als Bindemittel bei der Herstellung von Keramikprodukten [Environment Canada 2011].

PCN wurden gemäß [Brinkmann und Reymer, 1976] in diversen Anwendungen eingesetzt, wie zum Beispiel als Trennmittel in Batterien, zur Imprägnierung von Kondensatoren, als temperaturbeständige Versiegelung von Kondensatoren und Drahtspulen, Bindemittel in elektrotechnischer Keramik und Sintermetallen, in Kabelisolierungen, zur Imprägnierung von Holz, Papier und Textilien (aufgrund der wasserabweisenden, flammhemmenden, fungiziden und insektiziden Eigenschaften) und als Insektizide in der Landwirtschaft. Weiterhin wurden PCN mit Harzen, Gummi, Kunststoffen, Talg, Kaolin und PCBs zu verschiedenen formbaren Massen verarbeitet. Zudem wurden PCN verwendet, um Schlämme und Lacke aus Petroleumölen zu lösen und als Inhaltsstoffe von Motortuning-Zusätzen und photo-elastischen Flüssigkeiten. Sie wurden als Weichmacher, Getriebe- und Schneidöle sowie für Beschichtungen, Lacke und Unterwasseranstriche verwendet. Sie wurden auch in flammbeständigen organischen Füllungen und als Rohstoff für Tinten verwendet [Brinkman and Reymer 1976].

PCN wurden ebenfalls in der Rüstungsindustrie, z.B. bei der Herstellung von Nebelgranaten eingesetzt.

PCN können unerwünscht bei verschiedenen thermischen Prozessen entstehen, z.B. bei der Abfallverbrennung oder auch anderen industriellen und privaten Verbrennungsprozessen [UNECE 2007], [Haskoning 2002a]. Andere mögliche Quellen sind Schmelzprozesse in der sekundären Nicht-Eisen Industrie (z.B. Kupfer) und die Aluminiumherstellung sowie die Herstellung von Zement und Magnesium. Des Weiteren werden die Koksherstellung und die Chloralkaliindustrie als Quellen für PCN Emissionen genannt (siehe [UNEP/POPS/POPRC.9/4 2013] und [Brack et al. 2003]). Verbrennungsprozesse, insbesondere die Abfallverbrennung, werden als die wichtigsten aktuellen Quellen erachtet. Man geht davon aus, dass PCN unter ähnlichen Bedingungen wie Dioxine und Furane entstehen. (siehe [UNEP/POPS/POPRC.9/4 2013])

Die Chloralkaliindustrie in der früheren DDR wurde als eine mögliche wesentliche Quelle für PCN identifiziert (siehe [Brack et al. 2003]). Auch an anderen Stellen finden sich Hinweise auf eine mögli-

che Bildung von PCN im Chloralkali Prozess unter Verwendung von Graphitelektroden (siehe [Kannan et al. 1998]).

3.4.2 Chemische Charakterisierung

Als Polychlorierte Naphthaline bezeichnet man eine Gruppe chemischer organischer Verbindungen von Naphthalinen, bei denen ein oder mehrere Wasserstoffatome durch Chlor ersetzt sind. Es existieren 75 mögliche Kongenere von PCN, die entsprechend der Anzahl der Chlor-Atome im Molekül in 8 homologe Gruppen unterteilt werden. Die physikalisch-chemischen Eigenschaften sowie die Toxizität von PCN können zwischen den Kongeneren bzw. den 8 verschiedenen Gruppen stark variieren [Environment Canada 2011], [UNECE 2007].

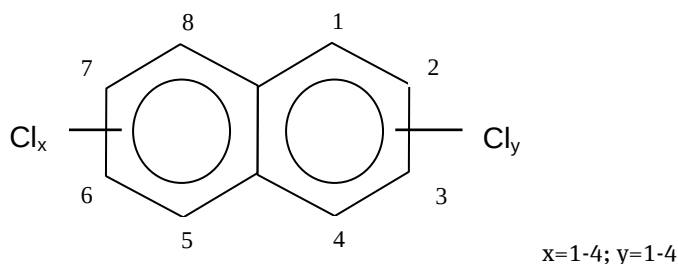
Polychlorierte Naphthaline sind hydrophob und haben eine große thermische und chemische Stabilität und sind schwer entzündbar. Die meisten industriell hergestellten und verwendeten PCN sind eine Mischung verschiedener Isomere. Der industrielle Einsatzbereich variiert von niedrigviskosen Ölen hin zu wachsartigen Feststoffen mit hohem Schmelzpunkt [NICNAS 2002]. Flüssige PCN sind in den meisten organischen Lösemitteln löslich, wachsartige feste PCN sind in chlorierten Lösemitteln löslich.

Tabelle 42: Bezeichnungen, CAS Nummern und Handelsnamen für PCN

Bezeichnung	Polychlorierte Naphthaline
CAS Nummer	Die einzelnen PCN und Ihre Mischungen haben unterschiedliche CAS Nummern und Namen [UNEP/POPS/POPRC.8/2 2012]
Synonyme	Mono- bis Octa-chlorierte Naphthaline, Mono-Octa-CN [UNECE 2007]
Handelsnamen	Halowax, Nibren Waxes, Seekay Waxes [UNECE 2007]

Chemische Struktur:

Abbildung 34: Strukturformel PCN



Summenformel: $C_{10}H_{8-n}Cl_n$ ($n=1-8$)

Namen und Summenformeln

Tabelle 43: Namen und Summenformeln PCN

Name	Summenformel
Monochlornaphthalin	$C_{10}H_7Cl$
Dichlornaphthaline	$C_{10}H_6Cl_2$
Trichlornaphthaline	$C_{10}H_5Cl_3$
Tetrachlornaphthaline	$C_{10}H_4Cl_4$
Pentachlornaphthaline	$C_{10}H_3Cl_5$
Hexachlornaphthaline	$C_{10}H_2Cl_6$
Heptachlornaphthaline	$C_{10}H_1Cl_7$
Octachlornaphthalin	$C_{10}Cl_8$

Physikalisch-Chemische Eigenschaften

Tabelle 44: Physikalisch-Chemische Eigenschaften PCN

Gruppe	Molekulargewicht [g/mol]	Schmelzpunkt [C°]	Siedepunkt [C°]	Wasser-Löslichkeit [mg/L]	Dampfdruck [kPa]	Henry Konstante [Pa m³/mol]	Oktanoll-Wasser-Verteilungskoeffizient
Mono-CN	162,61	-2,3-60	259-260	0,28-9,2 x 10 ⁻²	2,1 x 10 ⁻³ -3,9 x 10 ⁻³	36	3,9
Di-CN	197,00	37-138	287-298	8,5 x 10 ⁻³ -8,6 x 10 ⁻²	1,7 x 10 ⁻³	n.a.	4,19-6,39
Tri-CN	231,50	68-133	ca. 274	1,6 x 10 ⁻² -6,7 x 10 ⁻²	1,3 x 10 ⁻⁴	n.a.	5,35-7,56
Tetra-CN	266,00	115-198	n.a.	3,7 x 10 ⁻² -8,0 x 10 ⁻²	n.a.	n.a.	5,50-8,58
Penta-CN	300,40	147-171	ca. 313	7,3 x 10 ⁻³	4,2 x 10 ⁻⁶	11,9	8,73-9,06
Hexa-CN	335,00	194	ca. 331	1,1 x 10 ⁻⁴	9,5 x 10 ⁻⁷ -3,0 x 10 ⁻⁹	8,8	6,98-10,37
Hepta-CN	369,50	194	ca. 348	4,0 x 10 ⁻⁵	3,7 x 10 ⁻⁷	n.a.	7,63-8,3
Octa-CN	404,00	192	440	8,0 x 10 ⁻⁵	1,3 x 10 ⁻⁷	4,8	n.a.

ca. = Schätzwert

n. a. = Unbekannt

3.4.3 Gesetzlicher Hintergrund

PCN sind am 10 Mai 2011 von den Mitgliedstaaten der Europäischen Gemeinschaft zur Aufnahme in den Anhang A, B und/oder C des Stockholmer Übereinkommens vorgeschlagen worden [UNEP/POPS/POPRC.7/3] [UNEP/POPS/POPRC.7/INF/4]⁵¹. Das POPRC Komitee beschloss im Oktober 2013 eine Empfehlung, PCN in Anhang A (Eliminierung) und C (Emissionsreduktion / Unerwünschte Nebenprodukte) zu listen (siehe [(siehe [UNEP/POPS/POPRC.9/13/Add.2])]. Die Aufnahme von PCN unter dem Stockholmer Übereinkommen ist daher sehr wahrscheinlich.

Im Dezember 2009 sind PCN zur Aufnahme in den Anhang I (Verbot in Produktion und Anwendung) des Aarhus Protokolls über langlebige bzw. persistente organische Schadstoffe im Rahmen des Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung der UNECE vorgeschlagen worden. Der Vorschlag tritt in Kraft, sobald zwei Drittel der Mitglieder den Vorschlag ratifiziert haben.

Abfallbehandlung

Abfälle, die polychlorierte Naphthaline enthalten, sind entsprechend Anhang VIII des Basler Übereinkommens über die Kontrolle der grenzüberschreitenden Verbringung gefährlicher Abfälle und ihrer Entsorgung als gefährlich eingestuft. Der Grenzwert liegt bei 50 mg/kg.

3.4.4 Vorkommen (Herstellung, Import/Export, Verbrauch, Relevanz des Vorkommens in Deutschland)

PCN wurden als Mischung verschiedener Kongenere unter verschiedenen Markennamen industriell produziert, z.B. Halowax, Nibren Waxes, Seekay Waxes und Cerifal Materials. Bis in die 1970 er Jahre wurden PCN als „High Production Volume“ Chemikalie hergestellt, mit einer Produktion von etwa 9.000 t/a in den 1920 er Jahren und 150.000 Jahrestonnen in den 1970er Jahren [NICNAS 2002]. Das deutsche Unternehmen Bayer hat noch bis etwa 1984 eine Menge von 100-300 t/a hergestellt, der genaue Produktionsstandort ist unbekannt [Haskoning 2002a], [UNECE 2007]. Diese Mengen wurden im Wesentlichen zur Herstellung von Farben und Beschichtungen eingesetzt. Seit 1989 werden auch in Deutschland keine PCN mehr produziert [NICNAS 2002].

Gegenwärtig gibt es keine gezielte Herstellung und Verwendung von PCN in Deutschland bzw. innerhalb der UNECE [UNECE 2009], entsprechend gibt es keine Emissionen durch die beabsichtigte Produktion oder Verwendung von PCN [UNECE 2007]. Als einzige Quelle kommt die Freisetzung von PCN durch die unbeabsichtigte Herstellung in Betracht, z.B. durch Verbrennungsprozesse [UNECE 2007], [NICNAS 2002] und andere Hochtemperaturprozesse, z.B. in der sekundären Herstellung von Nichteisen-Metallen, der Herstellung von Zement und Magnesium. Die Synthese der PCN wird dabei als ähnlich zu der Bildung von PCDD/F angenommen [UNEP/POPS/POPRC.9/4 2013].

3.4.5 Auswahl der relevanten Vorkommen in Produkten, Abfällen und Recyclingprodukten in Deutschland

Frühere Verwendung in verschiedenen Anwendungen

PCN werden seit über 30 Jahren nicht mehr produziert oder verwendet. Es ist davon auszugehen, dass der größte Anteil PCN-haltiger Produkte bereits entsorgt worden ist [GRL 2004], [BiPRO 2011]. Aufgrund der großen Bandbreite an Einsatzmöglichkeiten (siehe z.B. [Brinkmann and Reymer 1976]) ist es möglich, dass ein gewisser Anteil an PCN noch in Produkten in Verwendung ist. Es lassen sich aber nur ungenügende Informationen finden, um hier eine Mengenabschätzung durchführen zu

⁵¹ Der Vorschlag bezieht sich auf Di- bis Octa-chlorierte Naphthaline

können [BiPRO 2011]. Aufgrund der begrenzten Lebensdauer relevanter Produkte, ist davon auszugehen, dass die noch in Produkten vorhandenen Mengen an PCN gering sind und dass derzeit nur noch unerhebliche Mengen auf diesem Weg in die Abfallströme gelangen.

Frühere Verwendung im Elektrobereich

PCN wurden insbesondere in den 1940er und -50er Jahren im Elektrobereich eingesetzt. Die Einsatzmengen waren relevant bis in die 1970er Jahre, danach ist die Verwendung stark zurückgegangen. Insbesondere wurden die PCN durch PCB ersetzt. Die letzten PCN-haltigen Anwendungen betreffen geringe Mengen in der Elektroindustrie und werden für Anfang der 1990er Jahre berichtet [Weistand et al. 1992].

Kommerzielle PCB Mischungen enthielten Spuren von PCN (0.01–0.09%; [Falandysz, 1998], [Kannan et al., 2000], [Yamashita et al., 2000]). Weltweit in PCB enthaltene Mengen PCN die jemals hergestellt wurden werden zwischen 100 und etwa 170 Tonnen eingeschätzt. Es ist daher möglich, dass PCN in Spuren in PCB-haltigen Abfällen enthalten sind (siehe z.B. [BiPRO 2011] und [UNEP/POPS/POPRC.9/4 2013]).

Im Zusammenhang mit der Richtlinie 96/59/EC über die Beseitigung polychlorierter Biphenyle und polychlorierter Terphenyle (PCB/PCT), d.h. Entsorgung aller PCB-haltiger Produkte bis 2010, ist davon auszugehen, dass sich keine oder vernachlässigbar wenige PCN-haltige Produkte noch im Umlauf befinden.

Unbeabsichtigte Herstellung

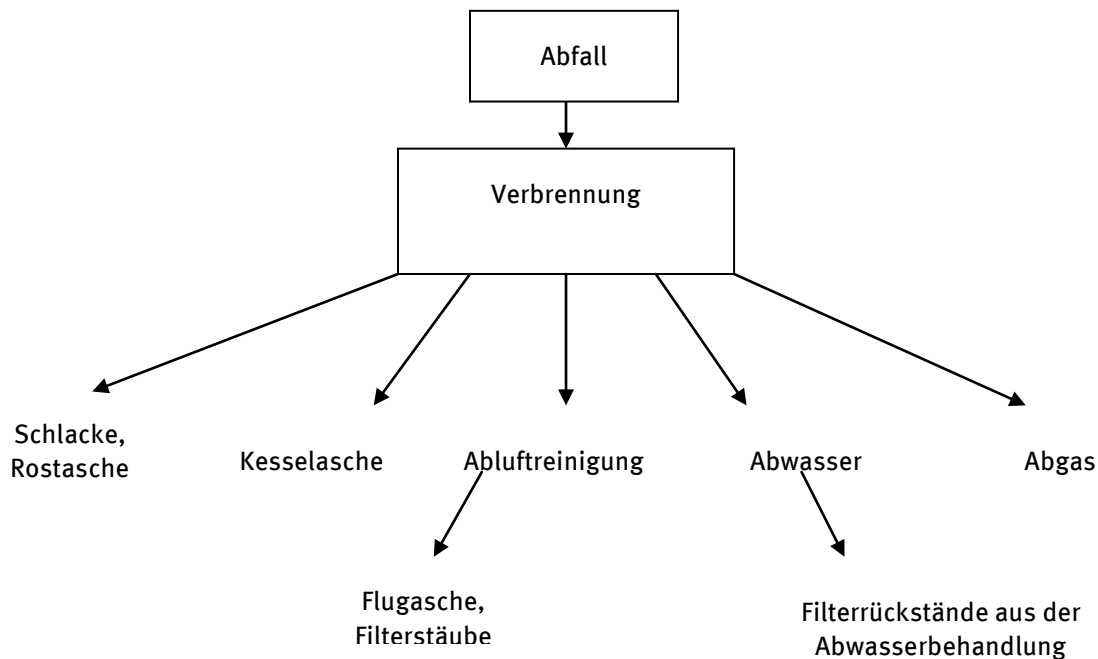
Abgesehen von der Freisetzung von PCN durch frühere Verwendungen können zahlreiche industrielle Prozesse als potentielle Quelle für die unbeabsichtigte Herstellung von PCN in der Literatur identifiziert werden. Hier spielen vor Allem thermische Prozesse eine entscheidende Rolle. Dazu zählt die

- ▶ Verbrennung von Abfall
- ▶ Herstellung von Sekundär-Kupfer
- ▶ Herstellung von Sekundär-Aluminium
- ▶ Chlor-Alkali Elektrolyse
- ▶ Metallurgische Prozesse zur Herstellung von Magnesium (die Herstellung von Magnesium findet in Deutschland derzeit nicht statt und stellt somit keine potentielle PCN Quelle dar; für weitere Details siehe [BiPRO 2011]).

3.4.6 Verbrennung von Siedlungsabfall/Sonderabfall/Krankenhausabfall

Weder bei der Siedlungsabfallverbrennung noch bei der Verbrennung von Sonderabfällen oder Krankenhausabfällen sind PCN ein Standardparameter, auf den Verbrennungsrückstände untersucht werden. Entsprechend sind an dieser Stelle keine aktuellen Zahlen für deutsche Anlagen verfügbar. Prinzipiell fallen bei Abfallverbrennungsprozessen die in Abbildung 35 dargestellten Verbrennungsrückstände (Schlacke, Rostasche, Kesselasche, Flugasche, Filterrückstände) sowie Abwasser und Abgas an:

Abbildung 35: Überblick über anfallende Stoffe aus der Abfallverbrennung



Alle in Deutschland betriebenen Anlagen zur thermischen Abfallbehandlung entsprechen den Anforderungen der europäischen Richtlinie über Industrieemissionen (2010/75/EG). Der Stand der Technik auf europäischer Ebene ist in dem Merkblatt über die beste verfügbare Technik der Abfallverbrennung formuliert. So wie die Abfallmonoverbrennung ist die Mitverbrennung von Abfällen in Deutschland in der 17. Bundesimmissionschutzverordnung (BImSchV) geregelt. Sie erfolgt in Kohlekraftwerken, Zementwerken und anderen Industriefeuerungsanlagen.

Nach Informationen des ITAD e.V. entstehen pro Tonne verbrannten Abfalls aus Abfallverbrennungsanlagen typischerweise ca. 292 kg Verbrennungsrückstände an (davon Schlacke 250 kg/t, Kesselasche 10 kg/t, Filterasche 20 kg/t und feste Rückstände aus der Rauchgaswäsche (RRGW) 12,5 kg/t).

Die Verbrennung von Siedlungsabfällen erfolgt in Deutschland derzeit in 68 Anlagen mit einer Kapazität von insgesamt etwa 19,6 Mio. t/a [UBA 2014]. Aus der Verbrennung von ca. 16,5 Mio t Siedlungsabfall in 2011 [DESTATIS 2013a] entstanden folglich etwa 4,8 Millionen Tonnen Verbrennungsrückstände (4,1 Mio. t Schlacke; 0,5 Mio. t Asche; 0,2 Mio. t RRGW).

Der Bundesverband Deutscher Sonderabfallverbrennungs-Anlagen e.V. (BDSAV) ist der Zusammenschluss von öffentlich zugänglichen Sonderabfallverbrennungsanlagen in Deutschland. Die Verbrennungskapazität der Verbandsmitglieder umfasst etwa 0,7 Mio. t pro Jahr. Damit repräsentiert der BDSAV gut die Hälfte der in Deutschland vorhandenen Kapazität für Sonderabfallverbrennungsanlagen und dem weit überwiegenden Anteil aller öffentlich zugänglichen Anlagen. Die Gesamtkapazität der insgesamt etwa 30 Sonderabfallverbrennungsanlagen in Deutschland beträgt ca. 1,5 Mio. t/a [UBA 2014]. Sie wird bei weitem nicht ausgeschöpft. Geht man von einem jährlichen Sonderabfallaufkommen von etwa 1 Mio. t pro Jahr aus und denselben spezifischen Mengen (292 kg/t Abfall) und Relationen der Verbrennungsrückstände wie bei sonstigen Abfallverbrennungsanlagen, so entstehen aus der Sonderabfallverbrennung etwa 0,292 Mio. t Verbrennungsrückstände (0,25 Mio. t Schlacke; 0,03 Mio. t Asche; 0,01 Mio. t RRGW).

Die Zusammensetzung von Krankenhausabfall variiert in der Regel sehr stark und stellt eine Mischung aus Kunststoffen (z.B. Urinbeutel, Blutbeutel, etc.), Zellstoff (Windeln, Verbandmaterial, etc.), Metallen (Nadeln, Spritzen) aber auch anderen Materialien dar. Maximal 5% (etwa 5.000 t/a) des Gesamtabfallaufkommens aus Krankenhäusern und sonstigen Gesundheitseinrichtungen beste-

hen aus infektiösen Abfällen, die aufgrund ihres Infektionsrisikos als gefährliche Abfälle nach der Abfallverzeichnisverordnung (AVV) gelten. Das Gesamtaufkommen aus Krankenhäusern beträgt demnach etwa 100.000 t/a (ohne biologische Abfälle; das Gesamtaufkommen an medizinischen und biologischen Abfällen in 2010 betrug in Deutschland ca. 269.000 t; siehe Kapitel 3.1.4). Die weitaus größere Abfallmenge von etwa 95.000 t/a kann, mit entsprechender Sorgfalt bei Sammlung, Lagerung und Transport in den thermischen Abfallbehandlungsanlagen zusammen mit Siedlungsabfällen entsorgt beziehungsweise verwertet werden.

Etwa 5.000 t/a infektiösen Abfalls aus Krankenhäusern werden in speziellen ausgelegten Siedlungsabfallverbrennungsanlagen verbrannt (2 Anlagen in Deutschland). Diese sind mit separaten Öfen für die Krankenhausabfallverbrennung ausgestattet. Die Abgasbehandlung erfolgt gemeinsam mit der Behandlung der Abgase aus der Siedlungsabfallverbrennung. Ein Teil der infektiösen Abfälle geht zur thermischen Beseitigung in speziell zur Entsorgung von gefährlichen Abfällen errichtete Abfallverbrennungsanlagen (sogenannte Sonderabfallverbrennungsanlagen). Geht man von einem jährlichen Aufkommen infektiösen Krankenhausabfalls von etwa 5.000 t pro Jahr aus und denselben spezifischen Mengen (292 kg/t Abfall) und Relationen der Verbrennungsrückstände wie bei sonstigen Abfallverbrennungsanlagen, so entstehen aus der Verbrennung infektiösen Krankenhausabfalls etwa 1.462 t Verbrennungsrückstände (1.250 t Schlacke; 150 t Asche; 62 t RRGW). Die Verbrennungsrückstände fallen allerdings nicht gesondert an. Die Rückstände fallen in den zwei speziell ausgelegten Siedlungsabfallverbrennungsanlagen, bzw. z.T. auch in Sonderabfallverbrennungsanlagen gemischt mit den sonstigen dort anfallenden Verbrennungsrückständen an.

PCN können einerseits entweder bereits originär im zu verbrennenden Abfall vorhanden sein, andererseits wird davon ausgegangen dass PCN während dem Verbrennungsprozess weitestgehend zerstört werden, aber auch analog zur Entstehung von PCDF/PCDD entstehen können.

PCN ist kein Standardparameter bei der Analyse von festen Verbrennungsrückständen. Sowohl im Europäischen als auch im Deutschen Schadstofffreisetzungs- und Verbringungsregister werden PCN nicht gelistet.

Der Interessengemeinschaft der thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland (ITAD) und dem Bundesverband Deutscher Sonderabfallverbrennungs-Anlagen (BDSAV) sind keine Daten zu PCN Gehalten von Verbrennungsrückständen aus Deutschen Anlagen (Siedlungsabfallverbrennungsanlagen, Ersatzbrennstoffkraftwerken, Klärschlammverbrennungsanlagen, Sonderabfallverbrennungsanlagen) bekannt.

Verschiedene Autoren berichten über das Vorkommen von PCN in Verbrennungsrückständen aus der Siedlungsabfallverbrennung ([Noma et al. 2004]: 0,95, 1,20 und 1,70 ng/g Kesselasche/Schlacke; [Noma et al. 2004]: 0,17 bis 0,96 ng/g Kesselasche; [Schneider et al. 1998]: 0,40 bis 87,0 ng/g Flugasche; [Benfenati et al. 1991]: 0,05 bis 75 ng/g Flugasche). In [BiPRO 2011] wird mit einer durchschnittlichen Konzentration von etwa 1,28 ng/g Schlacke und etwa 20 ng/g Flugasche kalkuliert. Weitaus höhere Konzentrationen (5.439 ng/g) wurden für Filterasche aus Kanada aus der Verbrennung von Krankenhausabfällen berichtet (siehe [Helm et al. 2003]).

Würde man einen durchschnittlichen Gehalt von 1,28 ng/g Schlacke und 20 ng/g Kesselasche und Filterasche annehmen, enthielten die Verbrennungsrückstände aus der Siedlungsabfallverbrennung eine jährliche Fracht von etwa 15 kg PCN (etwa 5,3 kg PCN in Schlacken und 9,9 kg in Aschen) und aus der Sonderabfallverbrennung von etwa 0,9 kg PCN (etwa 0,3 kg PCN in Schlacken und 0,6 kg in Aschen).

Würde man einen durchschnittlichen Gehalt von 1,28 ng/g Schlacke und 5.400 ng/g Kesselasche und Filterasche annehmen, enthielten die Verbrennungsrückstände aus der Verbrennung infektiöser Krankenhausabfälle eine jährliche Fracht von etwa 0,8 kg PCN (etwa 0,81 kg in Aschen). Bezieht

man die Verbrennung aller Krankenhausabfälle in die Betrachtung mit ein (etwa 100.000 t/a) wäre die jährliche Fracht etwa um den Faktor 20 höher (etwa 16 kg PCN in Aschen).

Abfallbehandlung der Verbrennungsrückstände

In der Regel werden die anfallenden Schlacken/Rostaschen aus der thermischen Behandlung im Straßen- und Wegebau verwendet. Darüber hinaus werden Eisen und Nicht-Eisen-Metalle aus der Schlacke zurückgewonnen und stofflich verwertet. Tabelle 45 stellt die Relationen der Behandlungsoptionen für Verbrennungsrückstände in Deutschland dar (Bezugsjahr 2010; siehe Kapitel 3.1.7):

Tabelle 45: Behandlung von Verbrennungsrückständen in Deutschland 2010

Energetische Verwertung (R1)	Verwertung außer energetische Verwertung	Verbrennung / Beseitigung (D10)	Beseitigung
2,14%	66,98%	0,01%	30,87%

Aufgrund der hohen Mengenströme im Bereich der Abfallverbrennung können also relevante Mengen an PCN in den Abfallströmen vorkommen. Es ist zu erwarten, dass die Konzentrationen in den Verbrennungsrückständen vergleichsweise niedrig sind (durchschnittliche Gehalte bis 20 ng/g).

Um die mögliche Relevanz von Abfallverbrennungsprozessen zu klären, wurden Proben (Aschen und Schlacken) aus Anlagen zur Verbrennung von kommunalen Abfällen (2 Anlagen; Proben 18 bis 22 HCBd/PCN) und Sonderabfällen (zwei Anlagen; Proben 23 und 24 HCBd/PCN) beschafft. In einer der Anlagen zur Verbrennung von kommunalen Abfällen wird in separaten Öfen auch Krankenhausabfall verbrannt. Die Abgasreinigung aus der Siedlungsabfall- und Krankenhausmüllverbrennung erfolgt dort gemeinsam und die Verbrennungsrückstände fallen als Gemisch an. Nach den vorliegenden Information gibt es in Deutschland keine Anlage, bei der die Abgase aus der Krankenhausmüllverbrennung getrennt behandelt werden und getrennt beprobt werden können.

Die beschafften Proben wurden auf deren Gehalt an PCN untersucht, um die mögliche Relevanz von Müllverbrennungsprozessen besser einschätzen zu können⁵². Die untersuchten Kongenere wurden in den Proben aus der kommunalen Abfallverbrennung nicht oberhalb der Bestimmungsgrenzen gefunden (Bestimmungsgrenzen 4,94 µg/kg, 4,91 µg/kg, 4,81 µg/kg, 4,70 µg/kg bzw. 4,46 µg/kg). Die untersuchten Kongenere wurden ebenfalls nicht in den Proben aus der Sonderabfallverbrennung oberhalb der Bestimmungsgrenzen gefunden (Bestimmungsgrenzen 4,69 µg/kg bzw. 4,92 µg/kg). Diese Analysenergebnisse lassen schließen, dass PCN in den Verbrennungsrückständen aus der Verbrennung von Abfällen in Deutschland nicht oder jedenfalls nicht in relevanten Mengen vorkommen (auf der Grundlage von 7 Stichproben).

3.4.7 Produktion von Sekundärkupfer

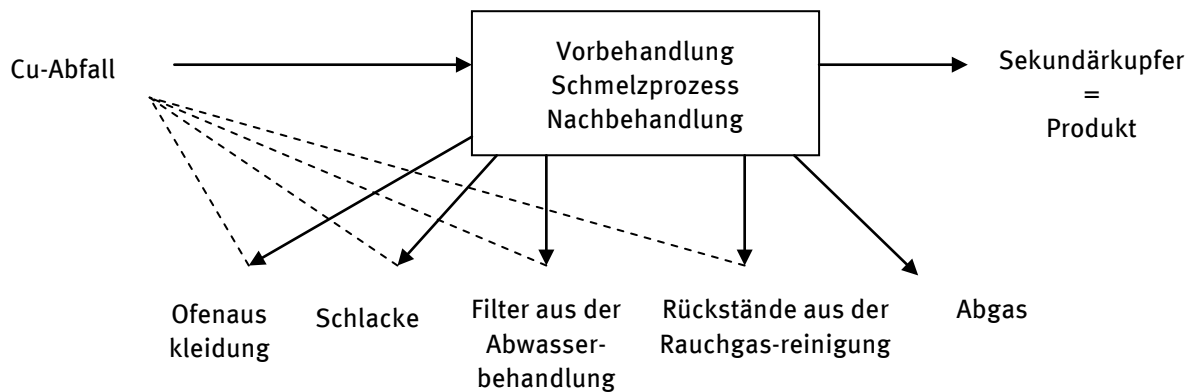
Mögliche Emissionen von PCN finden sich in der entsprechenden Literatur [UNECE 2007], [GRL 2004], [Haskoning 2002a] und sind in [BiPRO 2011] ausführlich für die europäische Situation beschrieben. Die Prozesse zur sekundären Kupferherstellung sind im aktuellen BREF (Best Available Technique Referenz Documents) Entwurf beschrieben [BREF NFM 2013].

Zusammenfassend wird in [BiPRO 2011] die Bildung von PCN während der Produktion von Sekundärkupfer beschrieben. Die Entstehung von PCN wird ähnlich angenommen wie die Bildung von PCDD/PCDF. Kupfer fungiert hierbei als Katalysator, gebildet werden die PCN durch Plastik- und Öl-

⁵² Dieselben Proben sollen auch auf den Gehalt an HCBd untersucht werden (s. Kapitel 3.3.5)

verunreinigungen im Eingangsmaterial. Die Ein- und Ausgangsmaterialien während der Produktion werden (für die europäische Ebene) wie aus Abbildung 36 ersichtlich beschrieben:

Abbildung 36: Überblick über die Herstellung von Sekundärkupfer



In Deutschland wurden in 2007 etwa 378.000 t sekundäre Kupfer hergestellt [BREF NFM 2013]. Die Produktionsrückstände bezogen auf eine Tonne produzierten Kupfers [BiPRO 2011] werden wie folgt angegeben (Gesamt ca. 728 kg/t):

- ▶ Schlacke: ~ 620 kg/t
- ▶ Filterstaub: ~ 6 kg/t
- ▶ Ofenauskleidung: ~ 6 kg/t
- ▶ Ofenzunder: ~ 96 kg /t
- ▶ Rückstände aus der Abwasserbehandlung (saure Schlämme): keine Informationen verfügbar

Spezifische Daten für den Gehalt von Schlacken aus der Kupferherstellung liegen nur für eine Schlacke vor, die bei einem während des Zweiten Weltkriegs angewandten Röstreduktionsverfahren zur primären Kupfergewinnung anfiel. [Theisen et al. 1993] berichten von einem Gehalt von 4,224 mg/kg (Summe Tetra- bis Okta-CN) für typisches Kieselrot.

[Nie et al. 2012] analysierten die Aschen aus einer sekundären Metallrückgewinnungsanlage („thermal wire reclamation“) in China. Die Gehalte der Aschen aus zwei Proben betrugen 66 bzw. 195 ng/g (Summe PCN). [Ba et al. 2010] berichten ebenfalls über den Gehalt von Aschen aus der sekundären Kupfergewinnung in China. Die PCN Gehalte aus Flugaschen aus fünf Anlagen weisen eine hohe Variation auf und betragen von 9,5 ng/g bis 20.830 ng/g bzw.. Aus [Ba et al. 2010] geht hervor, dass der niedrigste PCN Gehalt (9,5 ng/g) mit einer vergleichsweise modernen Anlagentechnologie assoziiert ist. Es erscheint nicht sinnvoll, einen Mittelwert aus den vorliegenden Werten als Grundlage für eine Abschätzung der PCN Mengenströme in Deutschland zugrunde zu legen. In [Ba et al. 2010] werden Emissionsfaktoren für PCN Emissionen in die Luft angegeben. Emissionsfaktoren über die Flugasche werden nicht angegeben, da die Flugasche im Prozess recycelt wird und daher auf diesem Pfad keine relevanten PCN Emissionen stattfinden. Diese Situation stellt sich in Deutschland ähnlich dar. Filterstäube werden in der Regel im Prozess recycelt (s.u.).

Für die oben genannten Rückstände aus der sekundären Kupfergewinnung liegen ansonsten keine spezifischen Daten zu deren Gehalt an PCN vor. Es erscheint nicht sinnvoll auf Grundlage der vorliegenden Daten Rückschlüsse für die Situation in Deutschland zu ziehen. Hätten die Produktionsrückstände durchschnittlich einen hypothetischen Gehalt von 10 ng/g so entspräche das einer PCN Menge von etwas unter 3 kg pro Jahr.

Die Filterstäube werden in der Regel recycelt, d.h. fließen in den Produktionsprozess zurück. Gelegentlich sind die Filterstäube stark mit Arsen belastet und werden dann als Sondermüll deponiert.

Die sogenannten “Furnace-Oxide” werden zur Herstellung von sekundärem Zink und Blei verwendet. Die Ofenauskleidungen werden recycelt oder deponiert, ebenso die festen Rückstände aus der Abwasserbehandlung. Die Schlacke wird in der Regel recycelt und z.B. im Straßenbau eingesetzt. Genaue Zahlen liegen nicht vor.

In Abstimmung mit dem Umweltbundesamt wurde vereinbart zwei Proben (Filterstaub und Schlacke) aus einer Anlage zur sekundären Kupferherstellung in Deutschland zu beschaffen. Dies setzt das Einverständnis der Anlagenbetreiber voraus. Die entsprechenden deutschen Anlagenbetreiber wurden gebeten, entsprechende Informationen bzw. Proben zur Verfügung zu stellen. Es wurden keine Proben oder Informationen zur Verfügung gestellt. Geht man davon aus, dass die deutschen Anlagen mit einer vergleichsweise fortschrittlichen Anlagentechnologie ausgestattet sind, könnten die PCN-Gehalte der entsprechenden Produktionsrückstände vergleichsweise niedrig liegen (z.B. in Anlehnung an [Ba et al. 2010] bei etwa 10 ng/g). Aufgrund fehlender chemischer Analysen lässt sich dies allerdings nicht beurteilen.

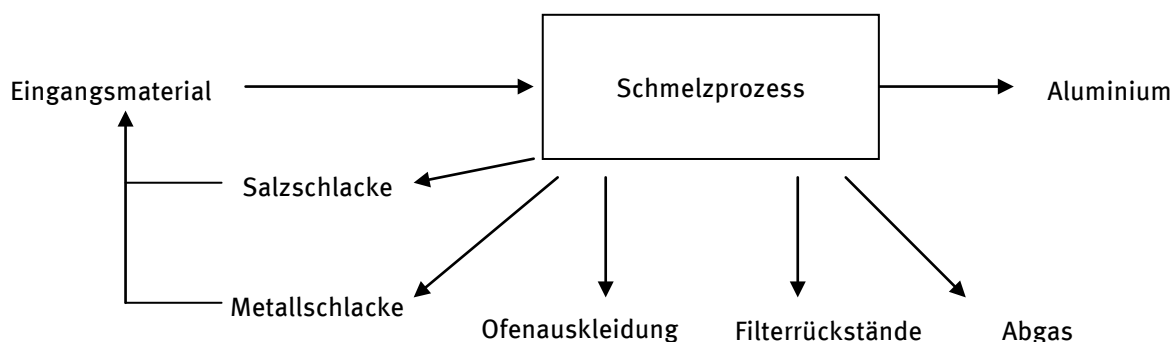
Von Seiten der Metallindustrie wurde beim Abschlussworkshop zum Forschungsvorhaben erklärt, dass die Prozesse der sekundären Kupferherstellung nicht relevant sind für die Entstehung PCN-haltiger Abfälle oder Emissionen [WV Metalle 2014]. Nach Angaben der Sekundärkupferindustrie gibt es in der Sekundärkupfererzeugung etablierte und umfassend untersuchte Verfahren wie das Kayser Recycling System (KRS), die zum einen in ihrem Prozess Dioxine wirkungsvoll zersetzen und zum anderen die Neubildung von Dioxinen durch eine schnelle Abkühlung des Abgases wirkungsvoll unterbinden. Dieses wurde auch durch Untersuchungen am Abgas und von Flugstäuben bestätigt. Es ist davon auszugehen, dass auch die Bildung von PCN auf diese Weise unterbunden werden kann. Da zu PCN jedoch noch keine spezifischen Daten vorliegen, werden derzeit von Seiten der Sekundärkupferindustrie repräsentative Analysen zu Flugstäuben angefertigt, die in die künftige Diskussion einbezogen werden sollten [Aurubis 2014].

3.4.8 Produktion von Sekundäraluminium

Die Situation bei der Produktion von Sekundäraluminium ist vergleichbar mit der Situation bei der Herstellung von Kupfer. Der Prozess ist in [BiPRO 2011] vereinfacht dargestellt und wird detailliert im aktuellen BREF Entwurf beschrieben [BREF NFM 2013]. Im Wesentlichen können PCN durch die thermische Zersetzung von Plastikverunreinigungen im Eingangsmaterial entstehen.

Abbildung 37 stellt den Prozess der Herstellung von Sekundäraluminium vereinfacht dar:

Abbildung 37: Überblick über die Herstellung von Sekundäraluminium



In Deutschland wurden 2011 etwa 634.400 t sekundäres Aluminium hergestellt [GDA 2015]. Wie in [BiPRO 2011] dargestellt, entstehen bei dem Prozess folgende Produktionsrückstände(Gesamt):

Ofenauskleidung: ca. 4,7 kg/t produziert Aluminium

Filterstaub:	ca. 20,9 kg/t produziertes Aluminium
Klärschlamm:	ca. 2,7 kg/t produziertes Aluminium
Salzschlacke:	ca. 310 kg/t produziertes Aluminium

Für diese Arten von Produktionsrückständen aus der sekundären Aluminiumherstellung liegen keine Daten zu deren Gehalt an PCN vor.

[Ba et al. 2010] berichten Analysenergebnisse für Flugaschen aus der sekundären Aluminiumherstellung. Die Werte aus vier verschiedenen Anlagen liegen zwischen 6,9 und 6.000 ng/g (6,9, 91,6, 16,8 und 6.000 ng/g). Es erscheint nicht sinnvoll, einen Mittelwert aus den vorliegenden Werten als Grundlage für eine Abschätzung der PCN Mengenströme in Deutschland zugrunde zu legen. Hätten die Produktionsrückstände durchschnittlich einen hypothetischen Gehalt von 10 ng/g so entspräche das einer PCN Menge von etwa 2 kg pro Jahr.

Salzschlacke und Metallschlacken werden intern recycelt und als Eingangsmaterial verwendet. Ofenauskleidungen werden mit den Metallschlacken recycelt und teilweise deponiert. Filterstäube werden u.U. teilweise im Prozess recycelt bzw. direkt oder nach einer Vorbehandlung zu 18% im Bergbau verfüllt, zu 53% unter Tage deponiert und zu 29% als Deponiebaumaterial verwertet (siehe [BiPRO 2011] und [BREF NFM 2013]).

In Abstimmung mit dem UBA wurde vereinbart 3 Proben (Filterstaub, Salzschlacke, Schlamm aus der Abwasserbehandlung) aus einer Anlage zur sekundären Aluminiumherstellung in Deutschland zu beschaffen. Die entsprechenden deutschen Anlagenbetreiber wurden über den Gesamtverband der Aluminiumindustrie gebeten, entsprechende Informationen bzw. Proben zur Verfügung zu stellen. Der Verband und die Anlagenbetreiber sind an einer Zusammenarbeit interessiert. Aus Sicht der Anlagenbetreiber ist der Anfall von Schlämmen aus der Abwasserreinigung (mengenmäßig) nicht relevant. Es wurden 2 Proben (Filterstaub und Salzschlacke) aus einer Anlage zur Verfügung gestellt und auf deren Gehalt an PCN untersucht um die mögliche Relevanz der Produktion von Sekundäraluminium besser einschätzen zu können. Die untersuchten Kongenere wurden in den Proben nicht oberhalb der Bestimmungsgrenzen gefunden (Bestimmungsgrenzen 4,71 µg/kg bzw. 5,03 µg/kg). Diese Analysenergebnisse weisen nicht darauf hin, dass PCN in Filterstaub und Salzschlacke aus der Sekundäraluminiumherstellung in relevanten Mengen vorkommen (auf der Grundlage von 2 Stichproben).

3.4.9 Chlor-Alkali Elektrolyse

Die Chloralkaliindustrie in der früheren DDR wurde als eine mögliche wesentliche Quelle für PCN identifiziert (siehe [Brack et al. 2003]). Auch an anderen Stellen finden sich Hinweise auf eine mögliche Bildung von PCN im Chloralkali Prozess unter Verwendung von Graphitelektroden (siehe z.B. [Kannan et al. 1998]). [Falandysz 1998] argumentiert allerdings, dass aufgrund des Kongenerenmusters davon ausgegangen werden kann, dass die PCN nicht in dem Prozess entstehen, sondern im Graphitschlamm der Anlagen vorkommen, weil technische PCBs (z.B. Aroclor 1268) oder möglicherweise technische PCN (Halowax 1051) als Schmiermittel für die Graphitelektroden verwendet wurden (siehe [Falandysz 1998]). Es kann davon ausgegangen werden, dass die Chlor-Alkali Elektrolyse seit langem keine Emissionsquelle für PCN mehr darstellt, da weder PCBs noch PCN im Prozess verwendet werden und außerdem Graphitelektroden in den 1970er Jahren durch Metallelektroden ersetzt wurden. Vor den 1970er Jahren wurden mit PCDD/F, PCN und anderen chlororganischen Verbindungen kontaminierte Graphitschlämme teilweise ungesichert deponiert, was zu erheblichen unter anderem PCN-haltigen Altlasten geführt hat (siehe [BREF CAK 2013]). Anlagen in den die Chlor-Alkali Elektrolyse nach dem heutigen Stand der Technik betrieben werden, sind als PCN Quellen daher nicht als relevant einzuschätzen.

Tabelle 46 gibt einen Überblick über die Schlussfolgerungen, welche bezüglich möglicherweise relevanter PCN-Vorkommen gezogen wurden.

Tabelle 46: Schlussfolgerung zur Relevanz möglicher Vorkommen (PCN)

Möglicherweise relevantes Vorkommen	Einschätzung der Relevanz
Frühere Verwendung in diversen Bereichen	Nicht relevant
Elektrobereich	Vorkommen in früheren PCB Anwendungen möglich; mengenmäßig nicht relevant
Abfallverbrennung	Nicht relevant. Aufgrund der hohen Mengenströme im Bereich der Abfallverbrennung könnten relevante Mengen an PCN in den Abfallströmen vorkommen. Die Analysenergebnisse aus den Stichproben lassen jedoch schließen, dass PCN in den Verbrennungsrückständen aus der Verbrennung von Abfällen in Deutschland nicht in relevanten Mengen vorkommen.
Sekundäre Kupferherstellung	Möglicherweise relevant. Proben zur Überprüfung der Einschätzung konnten aufgrund der fehlenden Bereitschaft der Anlagenbetreiber nicht beschafft werden.
Sekundäre Aluminiumherstellung	Nicht relevant. Die Analysenergebnisse aus den Stichproben deuten darauf hin, dass PCN in Abfällen aus der Sekundäraluminiumindustrie keine relevante Rolle spielen.
Chlor-Alkali Elektrolyse	Nicht relevant

3.5 Pentachlorphenol (PCP)

3.5.1 Herstellung und Verwendung

Herstellung

Über die aktuelle globale Produktion von PCP lassen sich keine genauen Angaben machen. In 1981 wurden etwa 90.000 t PCP weltweit hergestellt. Aktuelle Literaturangaben zufolge wird in der gesamten UNECE-Region PCP nur noch in den USA produziert. Das Unternehmen stellte im Jahr 2009 etwa 7.250 t PCP her, welches in den USA, Kanada und Mexiko für Holzimprägnierungszwecke vermarktet wurde [UNECE 2010], [UNEP Canada 2013]. Gemäß [UNEP POPRC.7/4 2011] wurden in 2011 weltweit etwa 10.000 t PCP hergestellt.

Die Herstellung von NaPCP und PCP wurde in Deutschland in 1985/86 eingestellt. Der einzige deutsche Hersteller war die Firma Dynamit Nobel AG. Das hergestellte PCP wurde unter dem Markennamen Withophen P und das NaPCP als Withophen N an die Weiterverarbeiter vermarktet [LfU 1996]. Sechs Jahre später wurde die Produktion von PCP und NaPCP in der gesamten EU gestoppt, PCP und NaPCP wurden jedoch noch einige Jahre danach in die EU importiert und weiterhin verwendet. Mit dem Inkrafttreten der PCP-Verbotsverordnung in 1989 wurden die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung von PCP und PCP-haltigen Produkten in Deutschland eingestellt. PCP kann jedoch heute noch in behandelten Produkten vorkommen und es ist zudem möglich, dass importierte Produkte PCP enthalten [BLfU 2003], [BLfU 2008].

Tabelle 47 fasst die in Deutschland hergestellten PCP Mengen, für den Zeitraum von 1974 bis 2002, zusammen. Desweiteren enthält die Tabelle weiterführende Informationen und Meilensteine der PCP Produktion in Deutschland und z.T. auch in der gesamten EU.

Tabelle 47: Herstellung von PCP in Deutschland ([LfU 1996], [IEP 2002], [BLfU 2008])

Jahr	Hergestellte PCP Menge in [t]	Weiterführende Informationen
1974	4.000 – 6.500	ca. 60% exportiert
1975	3.000	
1976	4.400	
1977	4.100	
1978	3.700	
1979	2.100	ca. 500 t verbraucht in Deutschland
1980	2.300 – 4.500	ca. 350 t verbraucht in Deutschland
1981	2.200 – 2.250	ca. 300 t verbraucht in Deutschland
1982	1.300 – 1.950	ca. 250 t verbraucht in Deutschland
1983	1.800 – 3.800	ca. 250 t verbraucht in Deutschland
1984	1.550 – 1.750	ca. 190 t verbraucht in Deutschland
1985	~1.000	ca. 80 t verbraucht in Deutschland
1986	-	Produktion eingestellt in Deutschland
1989	-	Herstellung, Inverkehrbringen und Verwendung von PCP und PCP-haltigen Materialien in Deutschland verboten
1992	-	keine Produktion von PCP und NaPCP in der EU (PCPL noch produziert)
1996	-	378 t NaPCP und ~ 30 t PCP importiert in die EU (28 – 30 t PCP synthetisiert zu ~46 t PCPL; < 2 t verwendet zur Holzimprägnierung)
1999	-	324 t NaPCP und 20 t PCP importiert in die EU (für die Produktion von ~30 t PCPL)
2000	-	PCPL Herstellung beendet in der EU
2002	-	keine Importe von PCPL in die EU

Verwendung

PCP fand Einsatz in der phenolischen Form (PCP), als Salz (Natriumpentachlorphenolat; NaPCP) und als Ester (PCPL), in Form von Schuppen, Granulaten, Pulver oder als verdünnbare Flüssigkeit [LfU 1996]. Aufgrund hervorragender bakterizider und fungizider Eigenschaften eignet sich PCP für eine Reihe unterschiedlicher Anwendungsgebiete. Es wurde in erster Linie für den Holz- und Bautenschutz und die Schnittholzbehandlung verwendet, aber auch für Textil- und Lederimprägnierung sowie zur Zellstoff-, Papier- und Pappeherstellung. PCP wurde zudem in Fugendichtungsmitteln, Spachtel- und Vergussmassen, Klebern, Lacken und Farben eingesetzt [BLfU 2003].

PCP war lange Zeit der am häufigsten eingesetzte Wirkstoff in Holzschutzmitteln. Vor dem Verbot in 1989 wurden PCP-haltige Holzschutzmittel im Wohnbereich z.T. in großen Mengen eingesetzt. Bis 1977 verwendete man überwiegend Mittel, die Lindan als Insektizid und PCP als Fungizid enthielten in einem Mischungsverhältnis von ca. 1:10 [BLfU 2008]. Da PCP aufgrund seiner geringen Wasserlöslichkeit nur schwer in das Holz einzudringen vermag, wurde häufig mit dem besser wasserlöslichen NaPCP imprägniert. Für Textilien wurde in der Regel PCPL (Laurylester) bevorzugt [LfU 1996].

In Kanada ist PCP immer noch als Holzschutzmittel für bestimmte industrielle Anwendungsgebiete registriert (z.B. Imprägnierung von Holzmasten). Die industrielle Holzimprägnierung wird auch als

die einzige, noch aktuelle Verwendung, in der gesamten UNECE-Region aufgeführt [UNECE 2010], [UNEP Canada 2013]. In Deutschland wurde PCP hauptsächlich für die Holzimprägnierung (ca. 61% in 1983) und zur Behandlung von Spezialtextilien eingesetzt (ca. 13% in 1983). Die Verwendung von PCP in Deutschland wurde jedoch bereits in 1989 eingestellt.

3.5.2 Chemische Charakterisierung

PCP kommt in der Umwelt nicht natürlich vor. PCP ist ein chlorierter, aromatischer Kohlenwasserstoff, bei Umgebungstemperatur fest und sehr gut fettlöslich. PCP ist nicht brennbar und praktisch unlöslich in Wasser [BLfU 2004], [GESTIS 2013].

Chemische Formel:	PCP	C_6Cl_5OH
CAS-Nummer:	PCP	(CAS No.87-86-5)
	NaPCP	(CAS No.135-52-2)
	PCPL	(CAS No.3772-94-9)

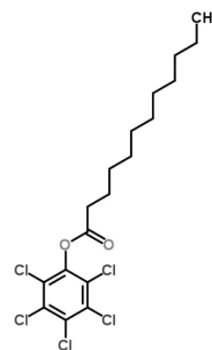
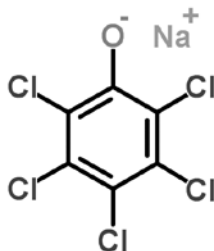
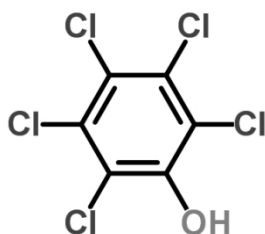


Abbildung 38: Strukturformel PCP, NaPCP und PCPL

Molare Masse:	PCP	266,34 g/mol
	NaPCP	288,32 g/mol
	PCPL	448,64 g/mol

Tabelle 48 fasst die chemisch-physikalischen Eigenschaften von PCP zusammen.

Tabelle 48: Chemisch-physikalische Eigenschaften PCP

Chemisch-physikalische Eigenschaften PCP		Quellen
Aggregatzustand	Fest	[UNECE 2010], [GESTIS 2013]
Schmelzpunkt	191 °C	[UNECE 2010], [GESTIS 2013]
Dichte	1,987 g/ml bei 22 °C	[UNECE 2010], [GESTIS 2013]
Siedepunkt	310 °C	[UNECE 2010], [GESTIS 2013]
Dampfdruck	2 mPa bei 20 °C 16 mPa bei 100 °C	[UNECE 2010], [GESTIS 2013]
Verteilungskoeffizient log Kow	5,12-5,18	[UNECE 2010], [GESTIS 2013]
Löslichkeit	Schwer löslich in Wasser (20 mg/l; 20 °C)	[UNECE 2010], [GESTIS 2013]
Henry-Konstante	$3,4 \cdot 10^{-6} \text{ atm m}^3/\text{mol}$	[IEP 2002]

3.5.3 Gesetzlicher Hintergrund

International/EU

Stockholmer Übereinkommen

PCP ist derzeit als POP-Kandidat zur Aufnahme in das Stockholmer Übereinkommen vorgeschlagen. Für weitere Informationen zum Stockholmer Übereinkommen und zum POP-Protokoll siehe Kapitel 0 (Hintergrund und Ziele).

Rotterdamer Übereinkommen

PCP, NaPCP und PCPL sind im Annex III des Rotterdamer Übereinkommens gelistet [UNEP POPRC.7/4 2011]. Das Übereinkommen legt fest, dass für bestimmte gefährliche Chemikalien sowie Pestizide ein Verfahren der vorherigen Zustimmung erforderlich ist, nachdem die Importländer von den Exportländern über die Einfuhr eines betreffenden Stoffes informiert wurden. Dies soll in erster Linie vor unkontrollierter Einfuhr von Stoffen schützen [UNECE 2010].

REACH-Verordnung, Nr. 1907/2006, Anhang XVII, Nummer 22, 28, 29 u. 30 [GESTIS 2013]

- ▶ *“PCP, seine Salze und Verbindungen sind nicht zugelassen in einer Konzentration von 0,1% Masse oder mehr in den Verkehr gebrachten Stoffen und Zubereitungen”*
- ▶ *“Stoffe und Zubereitungen, die in den Verkehr gebracht werden und zum Verkauf an die Öffentlichkeit bestimmt sind, dürfen den Stoff nicht in einer Einzelkonzentration enthalten, wie sie in der Richtlinie 67/548/EWG bzw. Richtlinie 88/379/EWG angegeben ist.”*

Deutschland

PCP-Richtlinie

Die Richtlinie zur Bewertung und Sanierung PCP belasteter Baustoffe und Bauteile in Gebäuden wurde als technische Regel in 1996 von der Projektgruppe Schadstoffe der ARGEBAU erarbeitet. Die Richtlinie enthält Regelungen und Hinweise, wie Bauprodukte die PCP enthalten, gesundheitlich zu bewerten sind, wie Sanierungen durchgeführt werden können, welche Schutzmaßnahmen dabei beachtet werden müssen, wie Abfälle und das Abwasser zu entsorgen sind und wie sich der Erfolg der Sanierung überprüfen lässt. Die PCP-Richtlinie wurde von den meisten Bundesländern in das Baurecht übernommen [Richtlinie 1996], [BLfU 2008].

Altholzverordnung (AltholzV)

Die AltholzV regelt die (stoffliche und energetische) Verwertung und die Beseitigung von Altholz in Deutschland. Die Verordnung gilt für Erzeuger, Besitzer, Betreiber von Altholzbehandlungsanlagen, öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger, soweit sie Altholz verwerten oder beseitigen und Dritte, Verbände und Selbstverwaltungskörperschaften der Wirtschaft, denen Pflichten zur Verwertung oder Beseitigung von Altholz übertragen worden sind [AltholzV 2002]. Weitere Informationen zur Verwertung und Beseitigung von Altholz in Deutschland sind im Kapitel 3.5 enthalten.

Chemikalienverbotsverordnung (ChemVerbotsV), Anhang zu §1, Abschn. 15 [GESTIS 2013]

“Nicht in den Verkehr gebracht werden dürfen unter anderem:

- ▶ *Der Stoff*
- ▶ *Zubereitungen mit einem Massengehalt von insgesamt 0,01% an Pentachlorphenol, Pentachlorphenolsalzen und -verbindungen*
- ▶ *Erzeugnisse, die mit einer Zubereitung behandelt worden sind, die die oben aufgeführten Stoffe enthält“*

Gefahrstoffverordnung (GefStoffV), Anhang II Nummer 3 [GESTIS 2013]

“Über das Verwendungsverbot nach Artikel 67 in Verbindung mit Anhang XVII Nummer 22 der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 hinaus dürfen solche Erzeugnisse nicht verwendet werden, die mit einer Zubereitung behandelt worden sind, die Pentachlorphenol, Pentachlorphenolnatrium oder eine der übrigen Pentachlorphenolverbindungen enthält und deren von der Behandlung erfassten Teile mehr als 5 Milligramm pro Kilogramm dieser Stoffe enthalten.”

Desweiteren enthält die Abfallanalysendatenbank des Landes Nordrhein-Westfalen (ABANDA) eine Zusammenfassung relevanter Richt-, Grenz-, Zuordnungs-, Orientierungs-, Prüf-, Konzentrations- und Geringfügigkeitsschwellenwerte für PCP (siehe Tabelle 49).

Tabelle 49: PCP Werte in verschiedenen Regelwerken in Deutschland [ABANDA 2013a]

Parameter: PCP Pentachlorphenol	Einheit	VZ	Wert
OTD-OTD-BY-09: Richtwerte für Deponien der DK I und II nach DepV vom 27.04.2009, Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU), Stand 15.12.2009			
Richtwert für Deponien der DK I nach DepV vom 27.04.2009 (Liste nicht abschließend)	mg/kg	≤	2,5
Richtwert für Deponien der DK II nach DepV vom 27.04.2009 (Liste nicht abschließend)	mg/kg	≤	5,0
OTV-AHolzV-02: Verordnung über die Anforderungen an die Verwertung und Beseitigung von Altholz (Altholzverordnung-AltholzV) vom 15.08.2002			
Grenzwerte für Holzhackschnitzel und Holzspäne zur Herstellung von Holzwerkstoffen	mg/kg	≤	3,0
OTV-LAGA-ESB-97: Maßstäbe und Kriterien für die energetische Verwertung von Abfällen in Zementwerken vom 31. Oktober 1997			
Schadstoffrichtwerte (Richtwerte bezogen auf Heizwert von 10 MJ/kg)	mg/kg	≤	100,0
BÜB-LAGA-BÜB-01: Zuordnung von Abfällen zu Abfallarten aus Spiegeleinträgen, Entwurf einer Handlungshilfe des Abfalltechnikausschusses der LAGA, Stand 04.12.2001			
Zuordnungswerte zur Unterscheidung zwischen besonders überwachungsbedürftigen und nicht besonders überwachungsbedürftigen Abfällen (Eluat/Feststoff)	mg/kg	≤	5,0
BÜB-BÜB-BW-02: Zuordnung von Abfällen zu Abfallarten aus Spiegeleinträgen, Vorläufige Vollzugshilfe des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg vom 28. Oktober 2002			
Orientierungswerte zur Unterscheidung zwischen besonders überwachungsbedürftigen und nicht überwachungsbedürftigen Abfällen (Feststoff/Eluat)	mg/kg	≤	5,0
BÜB-BÜB-BB-02: Vollzugshinweise zur Zuordnung von Abfällen zu den Abfallarten eines Spiegeleintrags, Runderlass 6/8/02 des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung vom 18.11.2002			
Schwellenwerte zur Zuordnung von Abfällen zu den Abfallarten eines Spiegeleintrags (Eluat/Feststoff)	mg/kg	≤	5,0
BO-BBodSchV-99: Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV), 1999			
Prüfwerte Boden für Direktpfad abh. von Nutzung, Industrie- und Gewerbefläche (Dioxin: Maßnahmenwert)	mg/kg	≤	250,0
Prüfwerte Boden für Direktpfad abh. von Nutzung, Kinderspielflächen (Dioxin: Maßnahmenwert)	mg/kg	≤	50,0
Prüfwerte Boden für Direktpfad abh. von Nutzung, Park- u. Freizeitanlagen (Dioxin: Maßnahmenwert)	mg/kg	≤	250,0

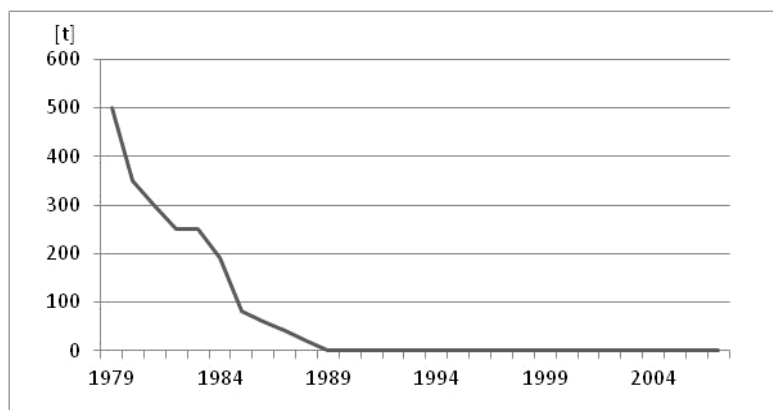
Parameter: PCP Pentachlorphenol	Einheit	VZ	Wert
Prüfwerte Boden für Direktpfad abh. von Nutzung, Wohngeb. (Dioxin: Maßnahmenwert)	mg/kg	<=	100,0
BO-VwV-OW98: Verwaltungsvorschrift über Orientierungswerte für die Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen vom 1.3.1998			
Orientierungswerte Boden/Fläche, Hintergrundwerte Boden (Feststoff)	mg/kg	<=	0,004
Orientierungswerte Boden/Fläche, Prüfwerte zum Schutz von Boden, Schutzgut Pflanze, keine pH-Wert-Vorgabe bzw. pH größer gleich 5	mg/kg	<=	0,2
Orientierungswerte Sickerwasser/Grundwasser, Prüfwerte zum Schutz von Grundwasser und Grundwassernutzung (Wasser)	mg/l	<=	0,0001
BO-CH-AltIV-98: Verordnung über die Sanierung von belasteten Standorten (Altlasten-Verordnung, AltIV) vom 26. August 1998 (Stand am 28. März 2000)			
Konzentrationswerte für die Beurteilung der Einwirkungen von belasteten Standorten auf die Gewässer, Auszug (Eluat)	mg/l	<=	0,001
WW-LAWA-GFS-04: Ableiten von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser, LAWA, Dezember 2004			
Geringfügigkeitsschwellenwerte zur Beurteilung lokal begrenzter Grundwasser- verunreinigungen aus Anhang 2, Teil 1, Teil2 und 3 in Auszügen, (Wasser)	mg/l	<=	0,0001

3.5.4 Vorkommen (Herstellung, Import/Export, Verbrauch, Relevanz des Vorkommens in Deutschland)

In Deutschland wird PCP derzeit weder hergestellt noch verwendet. Die Herstellung von NaPCP und PCP wurde in Deutschland bereits 1985/86 eingestellt. Einige Informationen zu produzierten und verwendeten PCP Mengen wurden im Kapitel 3.5.1 und Tabelle 47 zusammengetragen. Die Tabelle 47 enthält außerdem historische Informationen zu PCP/PCPL Importen und Exporten.

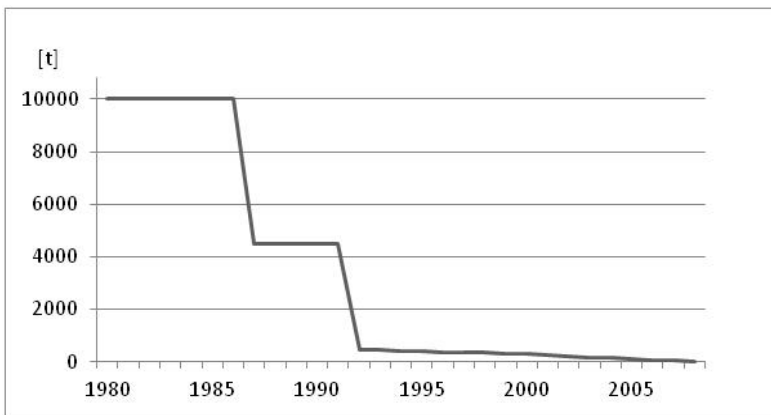
In Deutschland wurde in 1979 etwa 500 t PCP verbraucht. Im Gegensatz zur EU ging der PCP Verbrauch schon Anfang der 80er Jahre deutlich nach unten. In 1983 beispielsweise wurde nur noch die Hälfte der Gesamtmenge von 1979 verbraucht und zwei Jahre später nur noch etwa 80 t PCP (siehe Abbildung 39). Der Hauptanteil der PCP Gesamtmenge wurde zur Imprägnierung von Holz verwendet (ca. 61% in 1983), [LfU 1996], [IEP 2002], [BLfU 2008].

Abbildung 39: Verbrauch von PCP in Deutschland (1979 – 2007)



PCP diente in Deutschland als Ausgangsprodukt für die NaPCP Herstellung. Abbildung 40 stellt den EU-weiten Verbrauch von NaPCP für den Zeitraum von 1980 bis 2008 dar [BiPRO 2011].

Abbildung 40: Verbrauch von NaPCP in der EU27 (1980 – 2008)



Qualitativ sieht der Verlauf für Deutschland ähnlich aus, mit dem Hauptunterschied, dass die Produktion von PCP und NaPCP schon früher eingestellt wurde und mit dem Inkrafttreten der PCP-Verbotsverordnung, weitere Regulierung für das Inverkehrbringen und die Verwendung von PCP, NaPCP und PCP-haltigen Erzeugnissen in Deutschland erfolgte. In den 90er Jahren wurden PCP und NaPCP nur noch nach Frankreich, Portugal, Großbritannien und Spanien, in relativ geringen Mengen, importiert und eingesetzt [IEP 2002], [TNO 2005].

3.5.5 Auswahl der relevanten Vorkommen in Produkten, Abfällen und Recyclingprodukten in Deutschland

Produkte

Die Verwendung von PCP ist in Deutschland seit langem eingestellt. PCP fand in der Vergangenheit in erster Linie Anwendung im Holz- und Bautenschutz, aber auch in der Textil- und Lederbehandlung. In Deutschland wurden in 1983 etwa 61% der insgesamt verwendeten PCP Menge im Holzschutz verwendet. Die restliche Menge fand ihren Absatz in der Textil- (13%), Leder- (5%), Mineralöl- (6%) und Klebstoffindustrie (6%). In der Farben- und Zellstoffindustrie wurde PCP seit Ende der 70er Jahre nicht mehr eingesetzt.

[BLfU 2008] vermutet, dass PCP immer noch in Produkten enthalten sein könnte, die z.B. aus den USA, Frankreich, Indien, Taiwan oder China importiert werden. Die Importe von PCP belasteten Produkten können nicht ganz ausgeschlossen werden. Diese sind jedoch, falls überhaupt, nur mit erheblichem Aufwand nachzuverfolgen. Mögliche Importe von PCP-haltigen Produkten nach Deutschland werden daher nicht näher betrachtet.

Abfälle

Bezüglich kontaminierter Abfallströme können einige Messergebnisse der Abfallanalysendatenbank (ABANDA) entnommen werden. ABANDA wurde 1993 aufgebaut und enthält neben Abfallanalytik auch Informationen zu Herkunft, Entstehung und Verbleib von Abfällen. Der in Tabelle 50 dargestellte Auszug aus der Datenbank zeigt die Schwankungsbreiten der Gemessenen PCP Konzentrationen in unterschiedlichen Abfallarten.

Tabelle 50: Gemessene PCP Konzentrationen in verschiedenen Abfallarten [ABANDA 2013b]

Abfallart	Einheit	N	Min	Max	Mittelw.	Stdabw.
Verfahren: OS/Feststoff						
020202 Abfälle aus tierischem Gewebe	mg/kg	2	0,005	0,02	0,0125	0,0106
030105 Sägemehl, Späne, Abschnitte, Holz, Spanplatten und Furniere ohne 030104	mg/kg	64	0,05	6,0	1,5252	1,3502
050103 Bodenschlämme aus Tanks	mg/kg	4	5,0	5,0	5,0	0,0
050115 gebrauchte Filtertone	mg/kg	1	0,5	0,5	0,5	0,0
050603 andere Teere	mg/kg	1	1,0	1,0	1,0	0,0
070103 halogenorganische Lösemittel, Waschflüssigkeiten und Mutterlaugen	mg/kg	1	1,0	1,0	1,0	0,0
070108 andere Reaktions- und Destillationsrückstände	mg/kg	3	0,05	1,0	0,6833	0,5485
070208 andere Reaktions- und Destillationsrückstände	mg/kg	5	0,01	0,5	0,232	0,2467
070608 andere Reaktions- und Destillationsrückstände	mg/kg	1	1,0	1,0	1,0	0,0
080113 Farb- o. Lackschlämme, organ. Lösemittel o. andere gefährliche Stoffe enthalten	mg/kg	11	0,01	0,5	0,1827	0,1652
120112 gebrauchte Wachse und Fette	mg/kg	1	10,0	10,0	10,0	0,0
120114 Bearbeitungsschlämme, die gefährliche Stoffe enthalten	mg/kg	2	0,005	0,1	0,0525	0,0672
120116 Strahlmittelabfälle, die gefährliche Stoffe enthalten	mg/kg	2	0,02	0,02	0,02	0,0
120117 Strahlmittelabfälle mit Ausnahme derjenigen, die unter 12 01 16 fallen	mg/kg	1	5,0	5,0	5,0	0,0
120118 ölhaltige Metallschlämme (Schleif-, Hon- und Läppschlämme)	mg/kg	1	0,05	0,05	0,05	0,0
130501 feste Abfälle aus Sandfanganlagen und Öl-/Wasserabscheidern	mg/kg	2	0,01	0,2	0,105	0,1344
150102 Verpackungen aus Kunststoff	mg/kg	1	0,6	0,6	0,6	0,0
150110 Verpackungen, Rückstände gef. Stoffe enth. o. durch gef. Stoffe verunreinigt	mg/kg	21	0,01	6.000,0	287,4862	1.308,9059
150202 Aufsaug- u. Filtermaterial; Ölfilter a.n.g., Schutzkleid. verunr. d. gef. Stoffe	mg/kg	17 1	0,001	33,0	1,3331	3,7975
150203 Aufsaug- und Filtermaterialien, Wischtücher und Schutzkleidung ohne 150202	mg/kg	1	0,1	0,1	0,1	0,0
160305 organische Abfälle, die gefährliche Stoffe enthalten	mg/kg	50	1,0	3,0	1,18	0,4375
161101 Auskleid. u. feuerf. Mat. auf C-Basis a. metallurg. Prozessen, gef. Stoffe enth.	mg/kg	1	0,02	0,02	0,02	0,0
170106 Beton-, Ziegel-, Fliesen- u. Keramikgemische oder Fraktionen, gef. Stoffe enth.	mg/kg	3	0,5	1.094,0	366,5	630,0375
170201 Holz	mg/kg	8	0,05	1,0	0,8813	0,3359
170204 Glas, Kunststoff u. Holz, gef. Stoffe enthaltend o. m. gef. Stoffen verunreinigt	mg/kg	72	0,01	5.400,0	128,5098	652,5401
170303 Kohlenteer und teerhaltige Produkte	mg/kg	4	0,06	0,39	0,1625	0,1528

Abfallart	Einheit	N	Min	Max	Mittelw.	Stdabw.
170503 Boden und Steine, die gefährliche Stoffe enthalten	mg/kg	8	0,001	9,0	1,2039	3,1547
170903 sonstige Bau- u. Abbruchabfälle (auch gemischte Abfälle) gefährl. Stoffe enth.	mg/kg	14	0,05	2.200,0	280,8093	696,723
180202 Abf. d. Samml. u. Entsorg. aus infekti-onspräventiver Sicht bes. Anford. haben	mg/kg	1	0,1	0,1	0,1	0,0
190107 feste Abfälle aus der Abgasbehandlung	mg/kg	1	0,5	0,5	0,5	0,0
190110 gebrauchte Aktivkohle aus der Abgasbe-handlung	mg/kg	2	0,1	0,5	0,3	0,2828
190113 Filterstaub, der gefährliche Stoffe enthält	mg/kg	1	0,5	0,5	0,5	0,0
190204 vorgemischte Abfälle, die wenigstens einen gefährlichen Abfall enthalten	mg/kg	1	0,05	0,05	0,05	0,0
190205 Schlämme a. d. physikalisch-chemischen Behandlung, d. gef. Stoffe enthalten	mg/kg	1	1,0	1,0	1,0	0,0
190207 Öl und Konzentrate aus Abtrennprozes-sen	mg/kg	2	0,2	1,0	0,6	0,5657
190208 flüssige brennbare Abfälle, die gefährli-che Stoffe enthalten	mg/kg	4	0,05	0,1	0,075	0,0289
190209 feste brennbare Abfälle, die gefährliche Stoffe enthalten	mg/kg	2	0,1	0,1	0,1	0,0
190805 Schlämme aus der Behandlung von kommunalem Abwasser	mg/kg	99	0,01	0,01	0,01	0,0
190813 Schlämme, die gef. Stoffe aus einer an-deren Behandl. von industr. Abwasser enth.	mg/kg	1	0,23	0,23	0,23	0,0
191003 Schredderleichtfraktionen und Staub, die gefährliche Stoffe enthalten	mg/kg	7	0,01	1,0	0,2157	0,3475
191206 Holz, das gefährliche Stoffe enthält	mg/kg	17	0,05	1,29	0,3153	0,3461
191211 sonstige Abfälle a. d. mechanischen Behandlung v. Abfällen, d. gef. Stoffe enth.	mg/kg	16	0,05	10,0	1,345	2,4221
191301 feste Abfälle aus der Sanierung von Bö-den, die gefährliche Stoffe enthalten	mg/kg	1	0,1	0,1	0,1	0,0
200113 Lösemittel	mg/kg	1	1,0	1,0	1,0	0,0
200127 Farben, Druckfarben, Klebstoffe und Kunstharze, die gefährliche Stoffe enthalten	mg/kg	1	0,01	0,01	0,01	0,0
200399 Siedlungsabfälle a. n. g.	mg/kg	34	0,01	0,01	0,01	0,0

Verfahren: OS/Flüssig

070101 wässrige Waschflüssigkeiten und Mutter-laugen	mg/l	1	9,5	9,5	9,5	0,0
130702 Benzin	mg/l	1	1,0	1,0	1,0	0,0
190702 Deponiesickerwasser, das gefährliche Stoffe enthält	mg/l	16	0,0	0,0009	0,0002	0,0003
191307 wäss. fl. Abfälle u. wäss. Konzentrate aus d. Sanierung v. GW, gef. Stoffe enth.	mg/l	3	10,0	10,0	10,0	0,0

Die höchsten PCP Konzentrationen wurden in AVV-Abfallarten 150110 (Verpackungen, Rückstände gef. Stoffe enthalten. o. durch gef. Stoffe verunreinigt), 170106 (Beton-, Ziegel-, Fliesen- u. Keramikgemische oder Fraktionen, gef. Stoffe enth.), 170204 (Glas, Kunststoff u. Holz, gef. Stoffe enthaltend o. m. gef. Stoffen verunreinigt), 170903 (sonstige Bau- u. Abbruchabfälle die gefährl. Stoffe enth.) nachgewiesen. Die Messwerte weisen z.T. sehr hohe Schwankungsbreiten auf und bestä-

tigen auch, dass die Konzentrationen in Abfällen durchaus mehrere 1.000 mg/kg überschreiten können. Bei der gemessenen Höchstkonzentration von 6.000 mg/kg handelt es sich mit hoher Wahrscheinlichkeit um einen PCP Aufbewahrungsbehälter. Aktuell sollten in Deutschland keine größeren PCP Restbestände und daher auch keine PCP Verpackungsbehältnisse vorhanden sein. Bei den restlichen Messwerten oberhalb 1.000 mg/kg handelt es sich überwiegend um PCP belastete Althölzer aus Bau- und Abbruchabfällen. Bei den angegebenen Messwerten kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass es sich um relativ alte Messergebnisse handeln (z.B. 1993), da es aus der ABANDA Datenbank nicht möglich ist nachzuvollziehen in welchem Jahr die einzelnen Messungen durchgeführt wurden.

Um die jeweilige Bedeutung des PCP Vorkommens in Abfallströmen und Recyclaten schätzen zu können, ist die Produktlebensdauer von entscheidender Bedeutung. Erst nach Abschluss dieser, werden die Produkte als Abfall verwertet/entsorgt und haben Bedeutung für die Belastung von Abfallströmen und möglicherweise auch Recyclaten. Aufgrund der z.T. sehr hohen Lebensdauer von imprägnierten Holzprodukten, insbesondere im Baubereich, ist davon auszugehen, dass PCP behandelte Hölzer weiterhin als Abfall anfallen und in den nächsten Jahren entsorgt werden müssen. PCP tritt beispielsweise im Rahmen des Vollzuges immer noch als Problemstoff im Zusammenhang mit dem Recycling von Bauabfällen in Mecklenburg-Vorpommern auf [MVR 2013]. Desweiteren ist in Rheinland Pfalz im Rahmen der Dokumentation und der Nachweisführung PCP in Holzschutzmittel in den letzten Jahren punktuell aufgetreten, oft in Kombination mit Lindan [RLP 2013]. In Abstimmung mit dem UBA wurde daher beschlossen drei Proben von Althölzern, aus Aufbereitungsanlagen für Bau- und Abbruchabfälle und eine Probe von recycelten Holzzeugnissen (Großspanplatte) auf PCP zu untersuchen.

Die PCPL Produktion wurde in der gesamten EU in 2000 beendet. PCPL wurde aber noch zwei Jahre nach dem Einstellen der Produktion in die EU importiert, hauptsächlich nach Großbritannien, wo es ausschließlich zum Schutz von Industrietextilien verwendet wurde [UBA 2006b]. Die behandelten Textilien wurden z.T. in Großbritannien und Frankreich verwendet aber auch in andere Nicht-EU Länder exportiert. [BiPRO 2011] berücksichtigt die frühere Verwendung von PCPL in Textilien, um die bereits angefallenen bzw. künftig anfallenden Abfallmengen in der EU27 abzuschätzen. Im Gegensatz zur Europäischen Betrachtung ist Aufgrund der früheren Regulierung von PCP und PCPL in Deutschland davon auszugehen, dass keine erheblichen Abfallmengen mehr betroffen sind. Relevante Abfallmengen könnten eher noch in Ländern zu erwarten sein, die PCPL bis 2008 verwenden durften (Spanien, Portugal, Frankreich und Großbritannien). In Deutschland könnten besonders langlebige Textilprodukte (z.B. aus Militärrestbeständen) noch eine Rolle spielen. In Abstimmung mit dem UBA wurde daher beschlossen, zwei Proben von Spezialtextilien aus Militärbeständen auf PCP zu analysieren.

Die Verwendung von PCP in der Zellstoff-, Papier- und Pappeherstellung wurde vor Jahrzehnten berichtet aber seitdem nicht mehr bestätigt. Dies gilt auch für eine Reihe weiterer PCP Einsatzgebiete, wie z.B. in Leder, Farben, Klebern, etc. Aufgrund relativ kurzer Lebensdauer vieler dieser Produkte ist davon auszugehen, dass diese bereits vor einigen Jahren als Abfall angefallen sind und bereits entsorgt und/oder verwertet wurden. Die entsprechenden Abfallströme werden daher nicht weiter betrachtet.

Recyclingprodukte

Anhang II zu §3, Abs. 1 der AltholzV setzt einen Grenzwert von 3 mg PCP/kg TM für Holzhackschnitzel und Holzspäne zur Herstellung von Holzwerkstoffen fest. Die Anlagenbetreiber sind verpflichtet diesen Grenzwert einzuhalten. Grundsätzlich kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass PCP auch in höheren Konzentrationen in recycelten Holzwerkstoffen vorkommt. Ein wichtiger Einsatzbereich für Holzhackschnitzel und Holzspäne ist in der Herstellung von Holzspanplatten. Es sollen daher zwei Stichproben von Holzspanplatten auf PCP analysiert werden.

3.5.6 Holzimprägnierung

3.5.6.1 Hintergrundinformation

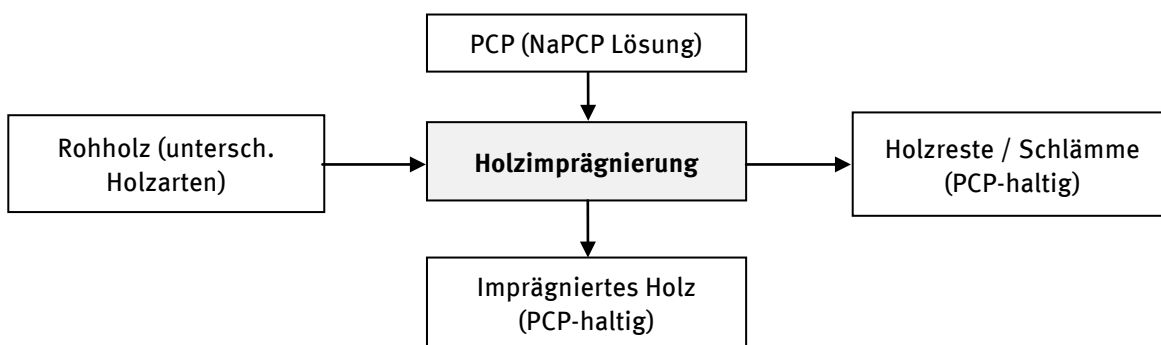
Aufgrund architektonischer Trends wurde in den 60er und 70er Jahren verstärkt Holz im Innen- und Außenbereich eingesetzt. In der Folge stieg der Verbrauch an wirkstoffhaltigen Holzschutzmitteln stark an. Typische Holzschutzmittel waren die Produkte Xyladecor und Xylamon, die zeitweise einen Marktanteil von ca. 50% erreichten. Als Wirkstoffe enthielten die Lasuren eine Kombination von PCP und Lindan [BLfU 2003], [BLfU 2004].

PCP-haltige Holzschutzmittel wurden im Wohnbereich z.T. in großen Mengen eingesetzt. Grundsätzlich war der Einsatz nur für den Außenbereich oder in Feuchträumen vorgeschrieben. PCP-haltige Holzschutzmittel wurden jedoch oft auch in Innenräumen eingesetzt. Besonders hoch waren die eingesetzten Mengen in Häusern mit hohem Holzanteil, wie beispielsweise Baracken, Hallen, Silos, etc. Die obersten Holzschichten können PCP-Gehalte von mehreren 1.000 mg/kg aufweisen [BLfU 2008].

3.5.6.2 Prozesse, Inputs und Outputs

Es wurde häufig mit dem besser wasserlöslichen NaPCP imprägniert. Abbildung 41 zeigt ein vereinfachtes Input/Output Diagramm für die industrielle Holzimprägnierung mit NaPCP.

Abbildung 41: Inputs und Outputs der PCP Holzimprägnierung



Die wichtigsten Eingangsgrößen waren das zu imprägnierende Holz und die NaPCP Lösung, welche üblicherweise in Konzentrationen von etwa 2-5% zum Einsatz kam [OSPAR 2001]. Die wichtigsten Outputströme waren das mit PCP imprägnierte Holz und die PCP-haltigen Holzreste und Schlämme (bei weiterer Holzbearbeitung evtl. auch PCP-haltiges Holzmehl).

3.5.6.3 Verbreitung und Verbleib der Stoffe/Stoffgruppen in Produkten, Abfällen und anderen Outputströmen

Es wird angenommen, dass während des gesamten Lebenszyklus imprägnierter Holzzeugnisse etwa 2% der ursprünglich verwendeten PCP Menge entweichen (siehe [BiPRO 2011]). Folglich verbleiben etwa 98% der angewandten PCP Menge im Abfall. Mangels genauerer Informationen zum Verbleib von PCP in Holzzeugnissen wird für weitere Abschätzungen der Faktor 0,98 verwendet.

3.5.6.4 Konzentrationen in Erzeugnissen, Abfällen und recycelten Erzeugnissen

In den obersten Holzschichten der behandelten Holzzeugnisse können PCP-Konzentrationen in der Größenordnung von mg/kg gemessen werden. Nach wenigen Millimetern ist aber bereits eine deutlich geringere Konzentration festzustellen [BLfU 2008], [UNECE 2010]. [BiPRO 2011] schätzt die durchschnittliche PCP Konzentration in imprägnierten und luftgetrockneten Holzzeugnissen auf 625 ppm. Dieser Wert wird auch im aktuellen Forschungsvorhaben für die Abschätzung der betroffe-

nen Abfallmengen in Deutschland herangezogen. Für recycelte Holzerzeugnisse liegen keine spezifischen PCP Kontaminationswerte vor. Gemäß AltholzV dürfen diese den festgelegten Grenzwert von ≤ 3 mg/kg nicht überschreiten.

3.5.6.5 Aktivitätsdaten

Die Lebensdauer von PCP behandeltem Holz schwankt je nach Art und Einsatzbereich der Holzerzeugnisse zwischen 5 und mehr als 30 Jahren. [TNO 2005] nimmt eine durchschnittliche Lebensdauer von 15 Jahren an. Konstruktionshölzer können jedoch eine deutlich höhere Produktlebensdauer von 30 Jahren und mehr aufweisen (z.B. Holzfenster, Dachstuhlholz).

3.5.6.6 Abfallbehandlung

Die AltholzV regelt die Verwertung und Beseitigung von Altholz in Deutschland. Gemäß §5 der AltholzV hat der Betreiber einer Altholzbehandlungsanlage, zur Erfüllung der Anforderungen nach §3 AltholzV sicherzustellen, dass bei der vorgesehenen Verwertung nur die hierfür zugelassenen Altholzkategorien eingesetzt werden und das eingesetzte Altholz entfrachtet von Störstoffen und frei von PCB-Altholz ist.

Altholz wird nach der AltholzV in Abhängigkeit von der Belastung mit Schadstoffen in die Altholzkategorien AI-AIV und die Sonderkategorie PCB-Altholz eingeteilt. Im Anhang III der AltholzV sind gängige Altholzsortimente den Altholzkategorien zusammengefasst (siehe Tabelle 51).

Tabelle 51: Altholzkategorien und Beispiele für wesentliche Sortimente entsprechend Anhang III, AltholzV [BLfU 2012, Tabelle 1]

Kat.	Bezeichnung	Beispiele für Sortimente / Zuordnung im Regelfall
AI	Naturbelassenes oder lediglich mechanisch bearbeitetes Altholz, das bei seiner Verwendung nicht mehr als unerheblich mit holzfremden Stoffen verunreinigt wurde.	- Verschnitt, Abschnitte, Späne von naturbelassenem Vollholz - Paletten aus Vollholz (z. B. Europaletten) - Transportkisten, Obst- und Gemüsekisten - Kabeltrommeln aus Vollholz (Herstellung nach 1989) - naturbelassenes Vollholz von Baustellen - Vollholzmöbel
AII	Verleimtes, gestrichenes, beschichtetes, lackiertes oder anderweitig behandeltes Altholz ohne halogenorganische Verbindungen (PVC) in der Beschichtung und ohne Holzschutzmittel.	- Verschnitt, Abschnitte, Späne von Holzwerkstoffen und sonstigem behandeltem Holz (ohne schädliche Verunreinigungen) - Paletten aus Holzwerkstoffen - Schalhälzer von Baustellen - Dielen, Fehlböden, Bretterschalungen, Deckenpaneele, Türblätter, Zargen usw. aus dem Innenausbau (ohne schädliche Verunreinigungen) - Bauspanplatten - Möbel ohne PVC-Beschichtungen
AIII	Altholz mit halog. Verbindungen (PVC) in der Beschichtung ohne Holzschutzmittel.	- Sonstige Paletten mit Verbundmaterialien - Möbel mit PVC-Beschichtungen - Altholz aus dem Sperrmüll (Mischsortiment)
AIV	Mit Holzschutzmitteln behandeltes Altholz, wie Bahnschwellen, Leitungsmasten, Hopfenstangen,	- Konstruktionshölzer für tragende Bauteile (z. B. Dachstuhlholz, Holzfachwerk) - Fenster, Fensterstöcke, Außentüren - Imprägnierte Bauhölzer aus dem Außenbereich

Kat.	Bezeichnung	Beispiele für Sortimente / Zuordnung im Regelfall
	Rebpfähle, sowie sonstiges Altholz, das aufgrund seiner Schadstoffbelastung nicht den Altholz-Kategorien A I, A II oder A III zugeordnet werden kann, ausgenommen PCB-Altholz.	- Palisaden, Pergolen, Gartenhäuser, Gartenzäune, imprägnierte Gartenmöbel - Bahnschwellen, Leitungsmasten - Sortimente aus dem Garten- und Landschaftsbau - Sortimente aus der Landwirtschaft (z.B. Holzpfähle aus Weinbau, Hopfenstangen) - Kabeltrommeln (Herstellung vor 1989) - Munitionskisten - Altholz aus Schadensfällen (z.B. Brandschaden)
PCB-Altholz	Altholz, das PCB im Sinne der PCB/PCT-Abfallverordnung ist und nach deren Vorschriften zu entsorgen ist.	- Dämm- und Schallschutzplatten, die polychlorierte Biphenyle (PCB) enthalten

Unter Berücksichtigung verschiedener Altholzkategorien und Beispielen für Holzsortimente, sollte PCP belastetes Altholz der Altholzkategorie AIV zugeordnet und entsprechend behandelt werden.

Bauabfall aus PCP belastetem Holz sind der ASN 17 02 04* zuzuordnen (gemischte Bauabfällen 17 09 03*). PCP belastete Holzabfälle aus der mechanischen Behandlung von Abfällen sind der ASN 19 12 06* zuzuordnen.

Stoffliche Verwertung

Zur Gewährleistung einer schadlosen stofflichen Verwertung von Altholz sind die Anforderungen des Anhangs I der AltholzV einzuhalten. Gemäß Anhang I dürfen für die in Spalte 1 bezeichneten Verwertungsverfahren nur die in Spalte 2 genannten Altholzkategorien, unter Beachtung der in Spalte 3 aufgeführten Anforderungen an die stoffliche Verwertung, eingesetzt werden (siehe Tabelle 52).

Tabelle 52: Stoffliche Verwertung von Altholz (Anhang I zu §3 Abs. 1, AltholzV)

Spalte 1		Spalte 2				Spalte 3
Nr.	Verwertungsverfahren	Zugelassene Altholzkategorien				Besondere Anforderungen
		A I	A II	A III	A IV	
1	Aufbereitung von Altholz zu Holzhackschnitzeln und Holzspänen für die Herstellung von Holzwerkstoffen	ja	ja	(ja)		Die Aufbereitung von Altholz der Altholzkategorie A III ist nur zulässig, wenn Lackierungen und Beschichtungen durch eine Vorbehandlung weitgehend entfernt wurden oder im Rahmen des Aufbereitungsprozesses entfernt werden.
2	Gewinnung von Synthesegas zur weiteren chemischen Nutzung	ja	ja	ja	ja	Eine Verwertung ist nur in hierfür nach § 4 des Bundes-Immissionsschutzgesetzes genehmigten Anlagen zulässig.
3	Herstellung von Aktivkohle/Industrieholzkohle	ja	ja	ja	ja	Eine Verwertung ist nur in hierfür nach § 4 des Bundes-Immissionsschutzgesetzes genehmigten Anlagen zulässig.

Für die Aufbereitung von Altholz zum Einsatz bei der Herstellung von Holzwerkstoffen sind nur Althölzer der Altholzkategorien AI und AII zugelassen. Altholz der Altholzkategorie AIII ist nur zulässig, wenn Lackierungen und Beschichtungen durch eine Vorbehandlung weitgehend entfernt wurden oder im Rahmen des Aufbereitungsprozesses entfernt werden (siehe Tabelle 52). Des Weiteren legt

die AltholzV fest, dass die zum Zwecke der Herstellung von Holzwerkstoffen aufbereiteten Holzhackschnitzel und Holzspäne die in Anhang II genannten Grenzwerte für bestimmte Elemente/Verbindungen nicht überschreiten dürfen (siehe Tabelle 53). Für PCP wurde ein Grenzwert von 3 mg/kg Trockenmasse festgesetzt.

Tabelle 53: Grenzwerte zur Herstellung von Holzwerkstoffen (Anhang II zu §3 Abs. 1, AltholzV)

Spalte 1	Spalte 2
Element / Verbindung	Konzentration (Milligramm je Kilogramm Trockenmasse)
Arsen	2
Blei	30
Cadmium	2
Chrom	30
Kupfer	20
Quecksilber	0,4
Chlor	600
Fluor	100
Pentachlorphenol	3
Polychlorierte Biphenyle	5

Zur Gewährleistung der Grenzwerte hat der Betreiber einer Altholzaufbereitungsanlage nach § 6 AltholzV chargenweise Proben zu entnehmen und analytisch zu untersuchen. Die entnommenen Proben sind einer Prüfung auf Färbung zur Feststellung von Teerölen zu unterziehen sowie auf die Einhaltung der Grenzwerte des Anhangs II der Altholz V zu untersuchen. Holzhackschnitzel oder Holzspäne dürfen nachfolgend der Verwendung in der Holzwerkstoffherstellung nur zugeführt werden, wenn die Prüfung und Untersuchung keine Belastung mit Teerölen und keine Überschreitung der Grenzwerte des Anhangs II der AltholzV ergeben. Ergeben die Prüfung und Untersuchung eine Belastung oder Überschreitung eines Grenzwertes, ist die beprobte Charge der Altholzkategorie AIV zuzuordnen. Vierteljährlich ist zudem eine Fremdüberwachung vorgeschrieben [BLfU 2012].

Auch wenn der Grenzwert für PCP klar definiert ist, kann grundsätzlich nicht ausgeschlossen werden, dass PCP auch in höheren Konzentrationen in recycelten Holzwerkstoffen vorkommt. In Abstimmung mit dem UBA wurde daher beschlossen, dies anhand von einer Stichprobe (Großspanplatte) zu überprüfen.

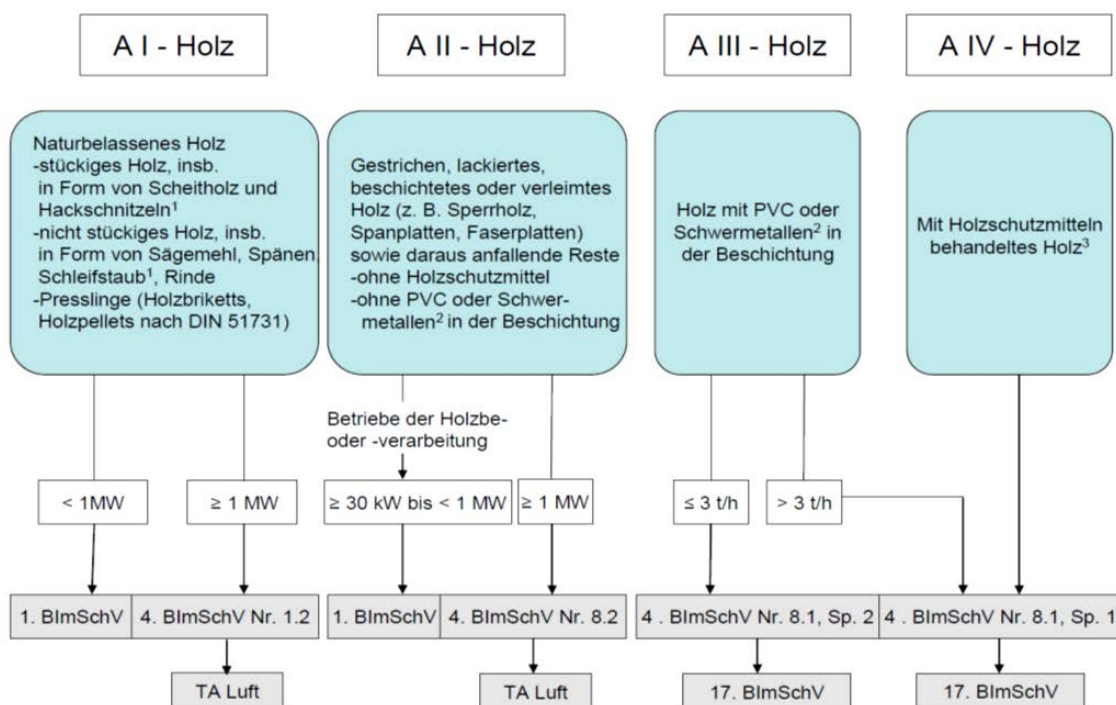
Im Allgemeinen können gebrauchte Holzspanplatten wieder stofflich verwertet werden. Diese eignen sich jedoch nur bedingt für eine stoffliche Verwertung, denn aus ihnen können keine naturbelassenen Späne im eigentlichen Sinne mehr erzeugt werden. Zudem soll vermieden werden, dass durch den Wiedereinsatz von gebrauchten Spanplatten der Formaldehydgehalt in neu hergestellten Produkten ansteigt. Das Wiederverwertungspotenzial bei Spanplatten konzentriert sich daher hauptsächlich auf die energetische Verwertung [BaWü 2013].

Weitere mögliche Verfahren für die stoffliche Verwertung von Altholz sind lt. AltholzV die Gewinnung von Synthesegas zur chemischen Nutzung und die Herstellung von Aktivkohle/Industrieholzkohle (siehe Tabelle 52). Diese Verfahren nehmen in der Praxis eine untergeordnete Rolle ein. Aufgrund hoher Qualitätsanforderungen an die Aktivkohle (insbesondere im Nahrungsmittelbereich) verzichten einige Hersteller bewusst auf die Verwendung von Altholz [Donau Carbon 2013]. Bei den z.T. sehr hohen Betriebstemperaturen (>900 °C) ist außerdem nicht zu erwarten, dass PCP in der hergestellten Aktivkohle verbleibt. Es kann auch ausgeschlossen werden, dass PCP während des Produktionsprozesses in die Umwelt gelangt [AdFiS 2013]. Dasselbe gilt auch für die Pyrolyse und Vergasung zur Gewinnung von Synthesegas, wo ähnlich hohe Prozesstemperaturen vorherrschen wie bei der thermischen Beseitigung und/oder energetischen Verwertung.

Energetische Verwertung

Für immissionsschutzrechtlich nicht genehmigungsbedürftige Kleinf Feuerungsanlagen ist nur Altholz der Kategorien AI und AII zulässig, wobei Altholz der Kategorie AII nur in Feuerungsanlagen mit einer Nennwärmeleistung von 30 kW oder mehr und nur in Betrieben der Holzbe- oder -verarbeitung eingesetzt werden darf. Holzschutzmittelbehandeltes Altholz und Altholz mit Beschichtungen, die halogenorganische Verbindungen oder Schwermetalle enthalten, dürfen nur in Anlagen energetisch verwertet werden, welche die Anforderungen der 17. BImSchV erfüllen. Soll das Altholz in einer Anlage energetisch verwertet werden, die auf bestimmte Altholzkategorien beschränkt ist, hat der Betreiber der Altholzbehandlungsanlage das vorgebrochene Altholz auf dessen ordnungsgemäße Zuordnung zu untersuchen (§ 7 AltholzV). Die Anteile an Altholz höherer Kategorien dürfen 2% nicht überschreiten. In Kleinf Feuerungsanlagen nach der 1. BImSchV darf kein Altholz höherer Kategorien enthalten sein [BLfU 2012]. Abbildung 42 stellt die Zuordnung der verschiedenen Altholzkategorien zu Anlagen nach Immissionsschutzrecht graphisch dar.

Abbildung 42: Zuordnung der Altholzkategorien zu Anlagen nach Immissionsschutzrecht [BLfU 2012, Abb.1]



Die Verwertung von Altholz kann grundsätzlich auch im Ausland erfolgen, sofern sie den Vorschriften der EG-Verordnung über die Verbringung von Abfällen und dem deutschen Abfallverbringungsgesetz entspricht. Je nach vorgesehenem Entsorgungsverfahren, dem Bestimmungsstaat und der Einstufung des Altholzes, unterliegt die grenzüberschreitende Abfallverbringung entweder nur Informationspflichten oder aber einem Verfahren mit vorheriger schriftlicher Notifizierung und Zustimmung der zuständigen Behörden. Althölzer der Altholzkategorie AIV sind gefährliche Abfälle und unterliegen der Register- und Nachweispflicht. Sie dürfen gewerbsmäßig nur mit einer Transportgenehmigung befördert werden [BLfU 2012].

Altholzaufkommen und Altholzbehandlung

Statistische Daten zum Altholzaufkommen und zur Altholzbehandlung in Deutschland können beispielsweise über EUROSTAT abgerufen werden. Die Statistikbehörden der Mitgliedstaaten erheben Daten, analysieren und überprüfen diese und übermitteln sie an Eurostat.

In 2010 belief sich das gesamte Altholzaufkommen in Deutschland, unter Berücksichtigung aller NACE-Aktivitäten (Statistische Systematik der Wirtschaftszweige in der Europäischen Gemeinschaft)

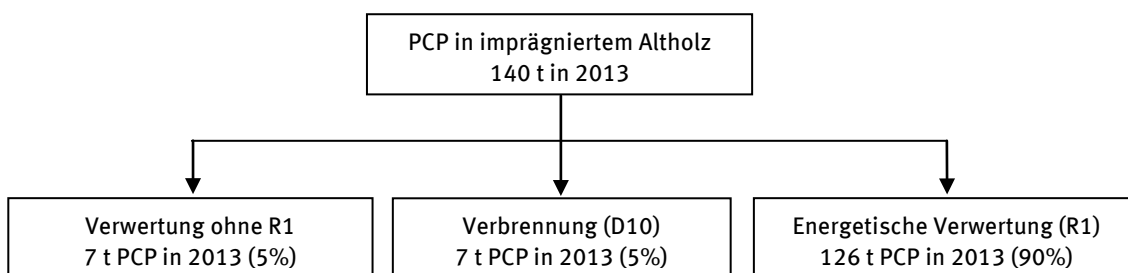
und aller Haushalte, auf etwa 10,8 Mio. t. Davon wurden ca. 9,7 Mio. t (~90%) des Altholzes als nicht gefährlicher Abfall und 1,1 Mio. t (~10%) als gefährlicher Abfall deklariert. In Deutschland wurden insgesamt etwa 9,9 Mio. t Altholz behandelt. Davon wurden ~6.9 Mio. t energetisch verwertet (R1), ca. 0,16 Mio. t verbrannt/beseitigt (D10) und ~2.84 Mio. t verwertet (ohne R1). Eine vernachlässigbar kleine Menge des Altholzes wurde beseitigt/abgelagert. Von den ~1.15 Mio. t gefährlicher Altholzabfälle wurden annähernd 90% (1.029.468 t) energetisch verwertet. Die restlichen 10% wurden zu etwa gleichen Anteilen verbrannt (~57.507 t) und verwertet ohne energetische Verwertung (~60.872 t), [EUROSTAT 2013].

Auf EU-Ebene wurde in [BiPRO 2011] vereinfacht angenommen, dass die gesamten PCP-belasteten Althölzer energetisch verwertet werden. Unter Berücksichtigung verfügbarer statistischer Daten und unter der Annahme, dass das Altholzaufkommen und die behandelten Altholzmengen in Deutschland relativ konstant geblieben sind, wird für die weiteren Abschätzungen angenommen, dass der relevante Abfallstrom zu 90% energetisch verwertet wird (R1), zu 5% verbrannt wird (D10) und zu 5% verwertet wird (ohne energetische Verwertung). Aufgrund geltender gesetzlicher Vorschriften (siehe Anhang I zu §3 Abs. 1, AltholzV) kann desweiteren angenommen werden, dass die 5% des verwerteten Altholzes für die Gewinnung von Synthesegas und zur Herstellung von Aktivkohle verwendet werden.

3.5.6.7 Stofffluss

[BiPRO 2011] enthält neben einer Prognose der jährlich zu entsorgenden PCP Mengen in EU27, auch eine Abschätzung der in Holzerzeugnissen verbleibenden und zukünftig zu entsorgenden PCP Mengen. Nach [BiPRO 2011] werden in 2013 etwa 878 t PCP entsorgt. Unter der Annahme, dass die geschätzte Tonnage proportional ist zur Größe der Bevölkerung (Bevölkerungsanteil ca. 16% der EU28), kann für Deutschland grob eine PCP Menge von 140 t/a abgeleitet werden (siehe Abbildung 43).

Abbildung 43: PCP Stoffflussdiagramm

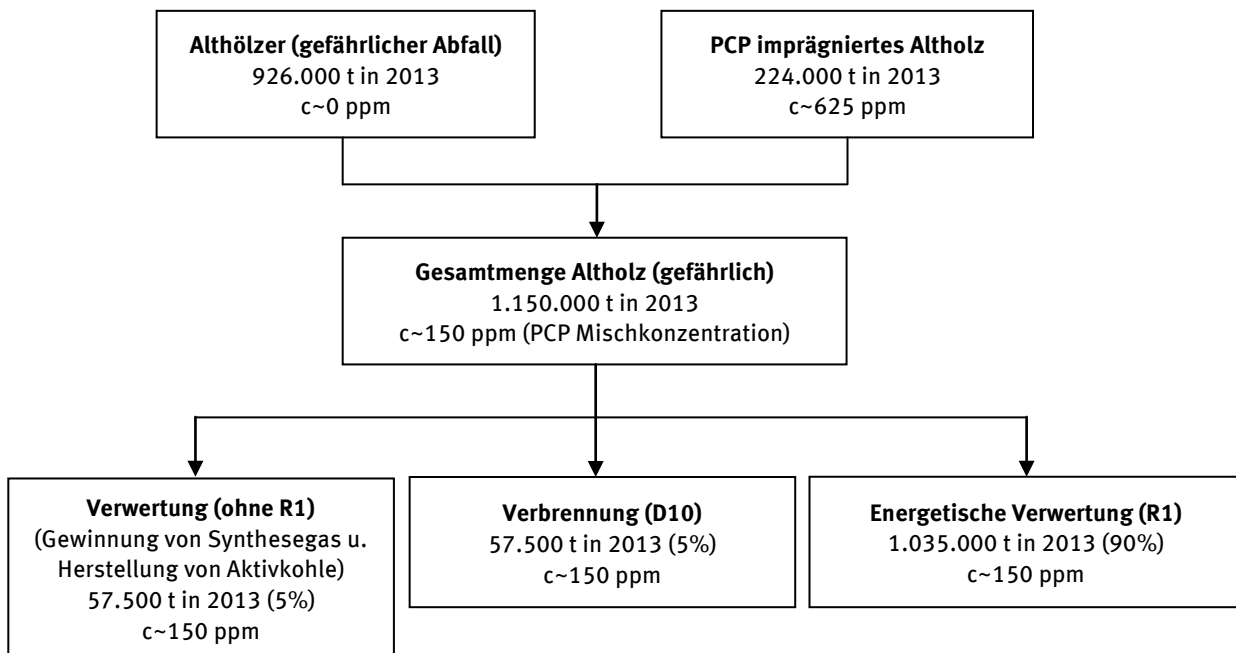


PCP wird in Deutschland zu etwa 90% (126 t) energetisch verwertet (R1). Die restlichen 10% werden zu etwa gleichen Anteilen verbrannt und verwertet ohne energetische Verwertung (je etwa 7 t), (siehe Abbildung 43). Bei den derzeit in Deutschland erlaubten Beseitigungs- und Verwertungsverfahren kann aufgrund hoher Prozesstemperaturen davon ausgegangen werden, dass PCP weitestgehend zerstört wird.

3.5.6.8 Materialfluss

[BiPRO 2011] enthält ein PCP Materialflussdiagramm für die EU27. Qualitativ sieht die Situation in Deutschland ähnlich aus. Aufgrund besserer Datenlage, kann für Deutschland weiter angenommen werden, dass der PCP-belastete Abfallstrom zusammen mit anderen gefährlichen Althölzern (welche auch andere Holzschutzmittel enthalten können), behandelt wird. Dadurch verringert sich die durchschnittliche PCP Konzentration im Abfall auf etwa 150 ppm (siehe Abbildung 44).

Abbildung 44: PCP Materialflussdiagramm



Der Entsorgungsweg für gefährliche Althölzer ist in Deutschland klar vorgegeben. In 2013 werden schätzungsweise 224.000 t PCP imprägnierter Althölzer behandelt, mit einem durchschnittlichen PCP Gehalt von 625 ppm. Es wird weiter angenommen, dass der PCP-haltige Abfallstrom zusammen mit anderen gefährlichen Althölzern (~926.000 t) verwertet/entsorgt wird. Dadurch verringert sich die durchschnittliche PCP Kontamination im Abfall auf etwa 150 ppm. Die daraus resultierende Altholzgesamtmenge beläuft sich auf ~1,15 Mio. t (siehe Abbildung 44). Dies würde bedeuten, dass etwa 2% aller Althölzer und ungefähr 20% der als gefährlich eingestuft Althölzer PCP enthalten.

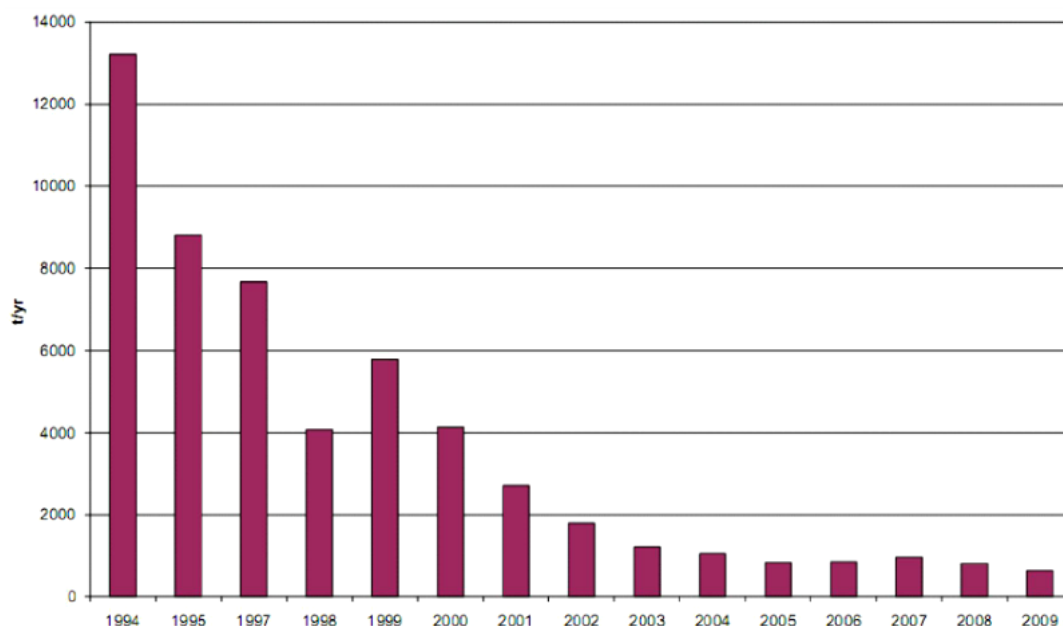
Die Altholzabfälle werden zu 95% (~1,09 Mio. t) verbrannt (mit und ohne Energiegewinnung) und nur zu ungefähr 5% (~57,5 kt) verwertet (siehe Abbildung 44). Da die in Deutschland zugelassenen Verwertungsverfahren ähnlich hohe Prozesstemperaturen aufweisen wie die Verbrennung und energetischer Verwertung, kann angenommen werden, dass der PCP Gehalt im Abfall weitestgehend zerstört wird.

3.6 Kurzkettige chlorierte Paraffine (SCCP)

3.6.1 Herstellung und Verwendung

Die hergestellten und verwendeten SCCP Mengen gingen in Deutschland, ähnlich wie in der gesamten EU in den letzten Jahren deutlich nach unten, insbesondere nach dem Inkrafttreten der EU-Richtlinie 2002/45/EG und der damit verbundenen Anwendungsbeschränkung für die zwei wichtigsten Anwendungsgebiete von SCCP in Deutschland (ca. 74% des deutschen Gesamtverbrauchs wurden in der Metallbearbeitung und zum Fetten von Leder eingesetzt). Der Gesamtverbrauch von SCCP in der EU wurde in 2010 auf etwa 530 t geschätzt. Angaben zum derzeitigen Jahresverbrauch liegen nicht vor. Abbildung 45 fasst die in der EU in den Umlauf gebrachten SCCP Mengen zusammen, für den Zeitraum von 1994 bis 2009 (siehe [UBA 2006c], [RPA 2010]).

Abbildung 45: SCCP Gesamtmenge in der EU [RPA 2010]



Angaben zur derzeitigen Produktion von SCCP und verfügbaren Produktionskapazitäten in der EU sind nur beschränkt verfügbar. Aktuelle Informationen zufolge gibt es in der EU insgesamt sechs Hauptproduzenten für chlorierte Paraffine (CP), wobei angenommen wird, dass zumindest die Hälfte dieser auch SCCP herstellt. Als die wichtigsten Europäischen Produzenten der letzten Jahre werden die Firmen Caffaro in Italien, INEOS ChlorVinyls in Großbritannien, Novacke Chemické Závody in der Slowakei und S.C. OLTQUINO in Rumänien aufgeführt. Die einzige Firma die ein Registrierungsdossier für SCCP bei der ECHA eingereicht hat ist INEOS Chlorvinyls aus Großbritannien [ECHA 2013b]. Es ist daher davon auszugehen, dass nur noch INEOS Chlorvinyls SCCP in größeren Mengen herstellt (>1.000 t pro Jahr). Aufgrund geringer Nachfrage, besonders in den letzten Jahren, ist nicht klar, ob die anderen Hersteller noch SCCP auf den Europäischen Markt bringen [UNEP GER 2013].

In Deutschland werden SCCP seit Mitte der 90er Jahre nicht mehr hergestellt. Davor wurden SCCP von den Firmen Clariant, Höchst und Hüls produziert. Einige wichtige Meilensteine der CP Produktion in Deutschland sind in Tabelle 54 zusammengetragen.

Tabelle 54: Entwicklung der Chlorparaffin Produktion in Deutschland

Jahr	Produktion von SCCP in Deutschland [UBA 2006]
1990	Produktion von ca. 20.000 – 30.000 t/a CP
1991	Einstellung der Produktion von CP in den neuen Bundesländern
1994	CP-Produktion der Firma Höchst AG: 19.300 t davon 5.200 t SCCP (Verwendung: ca. 75% in der Metallverarbeitung)
1996	Höchst AG stellt SCCP Produktion ein
1998	Hoechst AG stellt Produktion aller CP ein
1999	Leuna Tenside beginnt mit der Produktion langkettiger CP (LCCP)

SCCP kommen in Deutschland, wie auch in der gesamten EU in unterschiedlichsten Verwendungen zum Einsatz. Aktuelle Literaturangaben zufolge werden SCCP als Weichmacher, Bindemittel, Flammenschutzmittel und in Kunststoffen, Lacken und Farben, Gummierzeugnissen, Papier, Textilien, Fugen und Dichtungsmassen und Klebern angewandt [GESTIS], [ECHA 2013b]. [BUND 2012] vermutet die Verwendung von SCCP in Alltagsprodukten, wie beispielsweise Mikrowellengeschirr, Lampen, Elektronikartikeln wie Kabel, Adapter, Tastaturen, Speichermedien, Bilderrahmen, Kopfhörern aber

auch in Reinigungsmittel, etc. In einer aktuellen Studie der Schwedischen Chemikalien Agentur konnte in mehr als 40% der untersuchten Kunststoffproben aus Haushaltsartikeln SCCP nachgewiesen werden [KEMI 2014].

Mögliche Importe von SCCP-haltigen Erzeugnisse können grundsätzlich nicht ausgeschlossen werden. Diese sind aber, falls überhaupt, nur mit erheblichem Aufwand nachzuvollziehen.

Beim Abschlussworkshop zum Forschungsvorhaben wurde erwähnt, dass SCCP in eine Reihe von Anwendungen vorkommen und in Importen eine erhebliche Rolle spielen könnten.

3.6.2 Chemische Charakterisierung

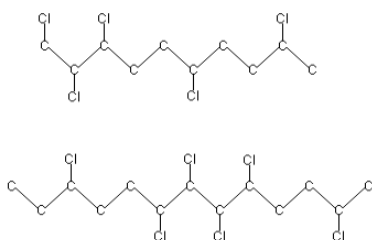
CP sind gängige Produkte der Chlorchemie. Chemisch gesehen sind sie gesättigte unverzweigte Kohlenwasserstoffe mit unterschiedlichen Chlorgehalten und Kettenlängen. CP werden nach ihrer Kettenlänge und dem Chlorierungsgrad in kurz-, mittel- und langkettige CP eingeteilt. Die kurzkettigen CP sind gesättigte, unverzweigte Kohlenwasserstoffe mit 10-13 Kohlenstoffatomen und einem durchschnittlichen Chlorierungsgrad von 40-70% (w/w), [HDU 2007], [BAuA 2011].

Chemische Formel: $C_xH_{(2x-y+2)}Cl_y$ ($x=10-13$; $y=3-12$)

CAS-Nummer: 85535-84-8

EG-Nummer: 287-476-5

Abbildung 46: Strukturformel SCCP



z.B. zwei SCCP Verbindungen ($C_{10}H_{17}Cl_5$ und $C_{13}H_{22}Cl_6$)

Molare Masse: 320-500 g/mol [ERA 2000]

Tabelle 55 fasst die wichtigsten chemisch-physikalischen Eigenschaften von SCCP zusammen.

Tabelle 55: Chemisch-physikalische Eigenschaften SCCP

Chemisch-physikalische Eigenschaften SCCP		Quellen
Aggregatzustand	Flüssig	[POPRC 6/11], [BUWAL 2003], [ERA 2000], [ERA 2008], [GESTIS]
Dichte	1,18-1,59 g/cm ³ (20°C)	
Siedepunkt	>200°C	
Dampfdruck (bei 100 °C)	0,028-2,8 x 10 ⁻⁷ Pa; 0,0213 Pa	
Verteilungskoeffizient log K _{ow}	4,48-8,69	
Löslichkeit	150-470 µg/l	
Henry-Konstante	0,7-18 Pa*m ³ /mol	

3.6.3 Gesetzlicher Hintergrund

International/EU:

Richtlinie 2002/45/EG vom 25. Juni 2002

Richtlinie 2002/45/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 25. Juni 2002 zur 20. Änderung der Richtlinie 76/769/EWG des Rates hinsichtlich der Beschränkung des Inverkehrbringens und der Verwendung gewisser gefährlicher Stoffe und Zubereitungen (kurzkettige Chlorparaffine)

Im Anhang I der Richtlinie 76/769/EWG wurde folgendes ergänzt:

1. *Kurzkettige Chlorparaffine dürfen nicht zur Verwendung als Stoffe oder Bestandteile von anderen Stoffen oder Zubereitungen in Konzentrationen von über 1%*
 - *in der Metallver- und Metallbearbeitungs und*
 - *zum Fetten von Leder*

in Verkehr gebracht werden.

Diese Verwendungsbeschränkung wird durch die Chemikalienverordnung REACH fortgeführt.

2. *Alle verbleibenden Verwendungen kurzkettiger Chlorparaffine werden vor dem 1. Januar 2003 von der Kommission in Zusammenarbeit mit den Mitgliedstaaten und dem OSPAR-Ausschuss unter Berücksichtigung aller einschlägigen neuen wissenschaftlichen Erkenntnisse über die Gesundheits- und Umweltrisiken kurzkettiger Chlorparaffine erneut geprüft.*

- (1) *Die Mitgliedstaaten erlassen und veröffentlichen spätestens bis 6. Juli 2003 Rechts- und Verwaltungsvorschriften, die erforderlich sind, um dieser Richtlinie nachzukommen. Sie setzen die Kommission unverzüglich davon in Kenntnis.*

Sie wenden diese Vorschriften spätestens am 6. Januar 2004 an.

REACH-Verordnung (EG) Nr. 1907/2006

Alkane, C₁₀-C₁₃, Chloro sind unter REACH registriert [ECHA 2013b] Die relevanten Informationen (Eigenschaften, Verwendungen, etc.) wurden der ECHA in Form eines Registrierungsdossiers übermittelt.

Anhang XVII, Nummer 42

Der Stoff darf nicht in Stoffen oder Zubereitungen in Konzentrationen von über 1% in den Verkehr gebracht werden, die in der Metallver- und Metallbearbeitung oder zum Fetten von Leder eingesetzt werden.

SCCP sind in 2008 in die Kandidatenliste der EU für besonders besorgniserregende Stoffe aufgenommen worden. Produzenten und Importeure haben die Verpflichtung gegenüber der ECHA, die in der Kandidatenliste aufgeführten Stoffe, die in ihren Erzeugnissen enthalten sind, zu melden wenn die folgenden Voraussetzungen erfüllt sind [REACH 1907/2006, Artikel7(2)]:

- ▶ *Der Stoff liegt in ihren entsprechenden Erzeugnissen in einer Konzentration von mehr als 0,1 Massenprozent (w/w) vor.*
- ▶ *Der Stoff ist in den entsprechenden Erzeugnissen in einer Menge von insgesamt mehr als 1 Tonne pro Jahr erhalten.*

Die Beschränkung in Anhang XVII Nr. 42 REACH-VO wurde inzwischen durch die Verordnung (EU) Nr. 126/2013 gestrichen. Es greifen damit nur ggf. die Pflichten nach Artikel7 (Notifizierung) und Artikel33 (Kommunikation) REACH-VO hinsichtlich Erzeugnisse mit >0,1% SCCP.

PARCOM (Übereinkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung vom Lande aus)

Der PARCOM-Beschluss 95/1 (Beschränkungen hinsichtlich der Verwendung kurzkettiger Chlorparaffine) ist strenger als die aktuelle EU-Gesetzgebung, und zielt darauf ab, die Verwendung von SCCP auch in anderen Bereichen schrittweise zu beenden (in Farben und Lacken, Beschichtungen und Dichtstoffen, Flammenschutzmitteln in Gummi, Kunststoffen und Textilien, und deren Verwendung zur

Metallbearbeitung), [PARCOM 95/1]. Der Ausstieg sollte bis zum 31. Dezember 1999 erreicht werden, mit Ausnahme der Verwendung als Weichmacher in Dichtungsmitteln und als Flammenschutzmittel in Förderbändern für die Verwendung im Untertagebau, welcher bis zum 31. Dezember 2004 erfolgen soll [OSPAR 2006].

Einige Mitgliedstaaten, unter denen auch Deutschland, „haben in Anwendung des PARCOM-Beschlusses 95/1 Beschränkungen hinsichtlich der Verwendung kurzkettiger Chlorparaffine bereits eingeführt oder planen entsprechende Maßnahmen, die sich direkt auf die Vollendung und das Funktionieren des Binnenmarktes auswirken“ einzuführen [Richtlinie 2002/45/EG], [OSPAR 2006].

Stockholmer Übereinkommen

SCCP sind derzeit als sogenannter POP-Kandidat zur Aufnahme in das Stockholmer Übereinkommen vorgeschlagen. Für weitere Informationen zum Stockholmer Übereinkommen siehe Kapitel 0 (Hintergrund und Ziele).

EU POP-Verordnung

Die Anhänge der EU POP-Verordnung werden auf EU-Ebene im Komitologieverfahren an die Entwicklungen im Rahmen der internationalen Abkommen und an den technischen Fortschritt angepasst. Im Februar 2013 wurde den EU Mitgliedsstaaten ein Änderungsentwurf zur EU POP-Verordnung hinsichtlich der Anhänge IV und V zur Kommentierung bis Mitte März 2013 übermittelt. Bezüglich SCCP enthielt der Änderungsentwurf den unteren Grenzwert (UPGW) von 1.000 mg/kg und den oberen Grenzwert (OPGW) von 5.000 mg/kg. Der aktuelle Änderungsentwurf vom 12.03.2014 ist diesbezüglich angepasst. Es werden jeweils 10.000 mg/kg (entspricht 1 Gewichtsprozent) für UPGW und OPGW vorgeschlagen.

Gemäß der EU POP-Verordnung sind die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung von SCCP als solche, in Zubereitungen oder als Bestandteile von Artikeln verboten. Laut Anhang I, Teil B der Verordnung bestehen folgende Ausnahmen für die Verwendung von SCCP:

1. „Abweichend dürfen Stoffe und Zubereitungen, die SCCP in Konzentrationen von weniger als 1 Gew.-% enthalten, hergestellt, in Verkehr gebracht und verwendet werden.
2. Abweichend sind die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung für die nachstehend genannten Zwecke gestattet, sofern die Mitgliedstaaten der Kommission bis spätestens 2015 und anschließend alle vier Jahre über ihre Fortschritte bei der Beseitigung von SCCP Bericht erstatten:
 - a) Flammenschutzmittel für in Förderbändern in der mineralgewinnenden Industrie verwendetes Gummi;
 - b) Flammenschutzmittel in Dichtungsmassen.
3. SCCP als Bestandteil enthaltende Artikel, die vor dem oder am 10. Juli 2012 bereits verwendet wurden, dürfen in Verkehr gebracht und verwendet werden.“

„Sobald neue Informationen über Verwendungen und sichere alternative Stoffe oder Technologien vorliegen, überprüft die Kommission die Abweichungen gemäß Nummer 2, damit die Verwendungen von SCCP schrittweise eingestellt werden können.“

In diesem Zusammenhang hat die Niederlande im Vorfeld zum Meeting der zuständigen Behörden am 2 Oktober 2013 in Brüssel „Meeting of the Competent Authorities under Regulation EC 850/2004“ ein entsprechendes Dossier als Diskussionsgrundlage vorgelegt („Evaluation of Possible Restrictions on Short Chain Chlorinated Paraffins“). Die im Dossier enthaltenen Informationen bestätigen, dass es für beide Anwendungen mittlerweile geeignete alternative Stoffe gibt. Einige Firmen haben bereits erfolgreich SCCP durch Alternativen (meist MCCP und LCCP) in ihren Verwendungen substituiert. Die EU Kommission schlägt daher vor, den Anhang I der POP-Verordnung an den technischen Fortschritt entsprechend anzupassen, d.h. die Verwendung von SCCP als Flammenschutzmittel für in Förderbändern in der mineralgewinnenden Industrie verwendetes Gummi und die Verwendung als Flamm-

schutzmittel in Dichtungsmassen aus dem Anhang der Verordnung zu löschen. Ob und wann dies umgesetzt werden soll steht derzeit noch nicht fest.

Weitere Informationen zur POP-Verordnung sind im Kapitel 0 enthalten.

3.6.4 Vorkommen (Herstellung, Import/Export, Verbrauch, Relevanz des Vorkommens in Deutschland)

In Deutschland werden SCCP seit Mitte der 90er Jahre nicht mehr hergestellt. Wichtige Meilensteine der CP Produktion wurden bereits in Tabelle 54 zusammengetragen. Aktuelle Informationen zu SCCP Importen nach Deutschland sind nicht verfügbar. In der Vergangenheit spielten die Importe von SCCP aus Nicht-EU Ländern eine untergeordnete Rolle. Dies könnte sich aufgrund der gestiegenen Preise für CP geändert haben. [RPA 2010] bestätigt, dass die Produktion von CP in China deutlich gestiegen ist (von ca. 20.000 t in 1990 auf 600.000 t in 2007). Möglicherweise hat auch Indien die Produktion von CP erhöht. Importe von SCCP und anderen CP können daher nicht ausgeschlossen werden.

[RPA 2010] geht davon aus, dass die innerhalb der EU hergestellten und nicht verwendeten SCCP, exportiert werden. Unter der Annahme, dass etwa 1.500 t SCCP in der EU hergestellt wurden und sich der EU-Gesamtverbrauch auf ca. 530 t beläuft, würden die Exporte ca. 970 t betragen (in 2009). In 2010 wurden keine SCCP aus Deutschland exportiert [RPA 2010].

Unter der Annahme, dass der SCCP Gesamtverbrauch in der EU konstant geblieben ist, und sich der Verbrauch etwa proportional zur Größe der Bevölkerung verhält, kann grob ein derzeitiger SCCP Verbrauch in Deutschland von etwa 85 t abgeschätzt werden (Bevölkerungsanteil ~16% der EU28⁵³).

3.6.5 Auswahl der relevanten Vorkommen in Produkten, Abfällen und Recyclingprodukten in Deutschland

Leder- und Metallbearbeitungsmittel

Vor der Verwendungsbeschränkung in 2004 waren die Leder- und Metallbearbeitung, mit etwa 74% des deutschen Gesamtverbrauchs, die zwei wichtigsten Anwendungsgebiete für SCCP in Deutschland. Im Bereich der Lederbearbeitung wurden SCCP, meist mit einem geringen Chlorgehalt (20-40%), als Fettlösemittel verwendet. Die eingesetzten SCCP wurden zu etwa 95–99% vom Leder aufgenommen. In der Metallverarbeitung wurden SCCP als Hochdruckadditive für Kühlschmierstoffe (KSS), Bohr- und Schneidöle verwendet, die beim Bohren, Schneiden, Ziehen, Sägen und Stanzen von Metallen gebraucht werden. Sie wurden in durchschnittlichen Konzentrationen von etwa 5-10% eingesetzt [BUWAL 2003], [UBA 2003], [UBA 2006].

Es wird angenommen, dass SCCP nach der Verwendungsbeschränkung in 2004 nicht mehr in Metall- und Lederbearbeitungsmitteln zum Einsatz kamen, da diese höhere SCCP Konzentrationen benötigen, um effektiv zu sein (~5-10% für Metall- und ~20% für die Lederbearbeitungsmittel). Die Metall- und Lederbearbeitungsmittel, als auch die mit SCCP behandelten Ledererzeugnisse weisen zudem relativ kurze Produktlebenszyklen auf. Es kann daher auch angenommen werden, dass die gebrauchten Bearbeitungsmittel als auch die behandelten Ledererzeugnisse bereits als Abfall angefallen und behandelt/entsorgt wurden. Eine stoffliche Verwertung von SCCP-haltigen Metall- und Lederbearbeitungsmitteln als auch von SCCP-haltigen Lederprodukten kann ausgeschlossen werden.

⁵³ Fläche und Bevölkerung EU28: <http://wko.at/statistik/eu/europa-bevoelkerung.pdf>

Auch wenn SCCP derzeit nicht mehr in Metall- und Lederbearbeitungsmitteln zum Einsatz kommen, können kontaminierte Böden (z.B. Altlasten von früheren Metallbearbeitungsbetrieben) immer noch eine relevante Quelle für SCCP in Deutschland sein.

Mittelkettige Chlorparaffine (MCCP), die oft als Ersatz für SCCP verwendet werden und Anteile von SCCP enthalten können ($\leq 1\%$), könnten derzeit noch eine Rolle spielen. Die Verwendung von MCCP als Hochdruckadditive in KSS stieg in Europa in den Jahren 1994-1997 von 2.611 t auf 5.953 t an. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass die SCCP bereits Mitte/Ende der 90er Jahre durch MCCP substituiert wurden [UBA 2003].

Die Produktion von MCCP wurde in Deutschland in 1998 eingestellt. Nach Angaben der Schmierstoffhersteller, ist nicht nur die Substitution von SCCP, sondern auch die Substitution von MCCP in Deutschland weit fortgeschritten. Einige Alternativen zu CP sind auf dem Markt verfügbar. Insbesondere organische Schwefel- und Phosphorverbindungen sowie Polymerester werden als Hochdruckadditive verwendet. MCCP werden daher in Deutschland nicht mehr zur Herstellung wassermischbarer KSS (Konzentrate, Emulsionen und Lösungen) verwendet. Auch ihre Verwendung in nicht wassermischbaren KSS (Ölen) beschränkt sich inzwischen auf einige wenige Anwendungen (z.B. bei der Umformung komplexer Edelstahlteile), [UBA 2003]. Dies wurde auch durch den Verband Schmierstoff-Industrie bestätigt [VSI 2013]. In Deutschland werden MCCP nur noch in absoluten Ausnahmefällen als Bestandteile von KSS-Ölen eingesetzt. Der Hauptgrund dafür ist die aufwändige Entsorgung und Ablehnung der Kunden (v.a. Automobilindustrie), überwiegend aus Arbeits- und Umweltschutzgründen. In Deutschland gibt es schätzungsweise nur noch 2-3 Formulierer und genauso viele Anwender von MCCP-haltigen KSS. Bei den Anwendern handelt es sich überwiegend um kleinere Metallbearbeitungsbetriebe [VSI 2013].

In einer Schweizer Kampagne wurde die Wahrnehmung der Pflicht zur Selbstkontrolle für eine Reihe CP-haltiger Rohstoffe, Anstrichfarben/Lacke, Klebstoffe und Dichtmassen, Metallverarbeitungsmittel, Schmiermittel und Bindemittel überprüft. Die Kampagne wurde durchgeführt um CP-haltige Produkte bezüglich der Einhaltung der gesetzlichen Vorgaben in der Schweiz zu überprüfen und die Anbieter dieser Produkte bezüglich der Problematik zu sensibilisieren. Die Studie identifizierte in zwei Metallverarbeitungsmitteln und einem Lederfettungsmittel, die hohe MCCP Anteile enthielten, auch erhöhte SCCP Konzentrationen (1,0-1,5%). Bei den Metallverarbeitungsmitteln ergaben jedoch die Analysen von Zweitmustern SCCP-Gehalte von deutlich weniger als 1%. Das Lederfettungsmittel wurde sofort aus dem Verkauf genommen [BAG 2011].

Die Unsicherheiten bei der Bestimmung von SCCP in der Schweizer Studie sind möglicherweise darauf zurückzuführen, dass der Nachweis von SCCP (in relativ geringen Konzentrationen) in Gegenwart von MCCP sehr problematisch ist [VSI 2013]. Dies wurde auch durch einen weltweit führenden Analytik-Dienstleister bestätigt [Eurofins 2013].

Im Gegensatz zu wassermischbaren KSS weisen nicht wassermischbare KSS relativ lange Standzeiten auf. Üblicherweise müssen nur Späne bzw. der Schleifschlamm ausgefiltert werden. Ein Austausch der Mittel wegen Unbrauchbarkeit ist nur selten erforderlich. Der Entsorgungsweg von gebrauchten KSS ist zudem in Deutschland klar vorgeschrieben. KSS-Öle dürfen generell nicht über die Kanalisation entsorgt werden. Sie sind Sonderabfall, und müssen entsprechend getrennt gesammelt und in geeigneten Sonderabfallverbrennungsanlagen beseitigt werden [IBU 2013], [IPA 2012b].

Unter Berücksichtigung folgender Informationen (wenige Formulierer/Anwender, sehr geringe SCCP Konzentrationen in MCCP-haltigen Mitteln ($< 0,1\%$), Problematik SCCP in MCCP-haltigen KSS analytisch nachzuweisen, vorgeschriebener Entsorgungsweg in Deutschland ist die Verbrennung) wurden keine Proben von MCCP-haltigen Bearbeitungsölen und Abfällen untersucht. Desweiteren sollen keine Proben von Lederbearbeitungsmitteln genommen werden, da es sich hier nicht um einen wichtigen Einsatzbereich von MCCP handelt. Es wird angenommen, dass die Verwendung von CP durch weniger gefährliche Alternativen substituiert wurde.

Gummi (Förderbänder)

In Gummierzeugnissen werden hochchlorierte SCCP als Flammenschutzmittel eingesetzt. Dabei werden sie in Konzentrationen zwischen 1-10% zugegeben und auch in Verbindung mit anderen Flammenschutzmitteln verwendet. Wegen ihrer flammhemmenden Eigenschaften werden SCCP in Transportbändern für den Bergbau, in schallisolierenden Stoffen, in Schläuchen sowie als Dichtungen bei der Elektroinstallation und im Fahrzeugbau verwendet. [RPA 2010] nimmt an, dass etwa 75-90% des gesamten SCCP Verbrauchs in der Gummiindustrie für die Herstellung von schwerentzündlichen Förderbändern für die Bergwerkinindustrie verbraucht werden. Es werden bevorzugt SCCP eingesetzt, da diese einen pro Gewicht höheren Chlorierungsgrad aufweisen als etwa MCCP und damit stärker flammhemmend wirken [BUWAL 2003].

In Bergbau-Betrieben findet sich eine Vielzahl von möglichen Einsatzzwecken für gebrauchte Förderbänder (z.B. als Verschleißschutz, Anfahr- oder Prellschutz, Wetterschutzvorhänge, Bodenunterlagen, etc.). Dies wurde im Verlauf der Recherchearbeiten durch ein Bergbau-Unternehmen bestätigt. Zudem führte das Unternehmen auf, dass die gebrauchten Förderbänder z.T. auch an Privatpersonen verkauft werden und vermutlich auch über Tage zum Einsatz kommen. Zwei Betriebe die sich auf Gummirecycling spezialisiert haben bestätigten zudem, dass Produktionsabfälle („Knetreste“) und entsorgte Förderbänder (auch aus dem Untertagebau) zur Erzeugung von Granulaten verwendet werden.

Es wurden daher zwei Gummiprobe (ein gebrauchtes Gummiförderband und ein Granulat aus gebrauchten Förderbändern) auf SCCP untersucht. Die Ergebnisse der Laboranalysen sind in Kapitel 0 zusammengetragen.

Dicht – und Klebstoffe

SCCP werden in Dichtungsmitteln und Klebmassen als Weichmacher verwendet, um dem Produkt die gewünschte Härte und Elastizität zu verleihen. In Verbindung mit Antimontrioxid oder Aluminiumhydroxid sind sie darüber hinaus effiziente Flammenschutzmittel. Die Anwendungsgebiete sind Polymere wie Polyacrylate, Polyurethane und Polysulfiddichtmassen in der Bauindustrie und im Automobilbau sowie Fugendichtungen. SCCP werden in diesem Gebiet als Ersatz für PCB verwendet. Eine Untersuchung von Fugenkitten in der Schweiz hat ergeben, dass in einem Drittel von insgesamt 44 untersuchten Proben CP vorhanden waren. Am häufigsten kamen SCCP vor [BUWAL 2003]. [RPA 2010] konnte die Verwendung von SCCP in Dichtungsmitteln und Klebmassen in Deutschland bestätigen.

In Abstimmung mit dem UBA wurde daher beschlossen vier Proben von Fugendichtungen aus Bau-schutttaufbereitungsanlagen auf SCCP zu untersuchen. Die Ergebnisse der Laboranalysen sind in Kapitel 0 zusammengetragen.

Textilindustrie (Spezialtextilien)

In der Textilindustrie dienten hochchlorierte SCCP nicht nur als Flammenschutzmittel, sondern auch zur Abweisung von Wasser und als Anti-Fäulnismittel. Traditionell wurden CP zur Behandlung von Militärzelten verwendet, jedoch findet diese Anwendung innerhalb der EU vermutlich nicht mehr statt. Die Verwendung von SCCP in der Textilindustrie der EU ging von 183 t in 1994 auf 37 t in 1995 zurück. Zwischen 2001 und 2003 ist die Anwendung von SCCP in Textilien stark gesunken mit einer weiteren Reduktion in 2004 [UBA 2006].

In Deutschland werden SCCCPs nicht mehr für die flammfeste Ausrüstung von Textilien verwendet [BfR 2002]. Der Verband der Hersteller von Textil-, Papier-, Leder- und Pelzhilfs- und -farbmitteln, Tensiden, Komplexbildnern, Antimikrobiellen Mitteln, Polymeren Flockungsmitteln, Kosmetischen Rohstoffen und Pharmazeutischen Hilfsstoffen oder verwandten Produkten (TEGEWA e.V.) teilte mit, dass ihre Mitgliedsfirmen die Verwendung von SCCP seit Ende der 90er Jahre, wahrscheinlich bereits

früher, eingestellt haben [TEGEWA 2013]. [RPA 2010] nimmt an, dass der Einsatz von SCCP in Spezialtextilien in Deutschland bereits substituiert wurde.

In Deutschland könnten besonders langlebige Textilprodukte (z.B. aus Militärrestbeständen) noch eine Rolle spielen. Es wurde daher beschlossen, eine Spezialtextilie aus dem Militärbereich auf SCCP zu untersuchen. Die Ergebnisse der Laboranalysen sind in Kapitel 0 zusammengetragen.

PVC und andere Kunststoffe

CP dienen in PVC und anderen Kunststoffen als Weichmacher und Flammschutzmittel. Sie werden im Allgemeinen als sekundäre Weichmacher verwendet, um die benötigte Menge an primärem Weichmacher zu senken. Die flammhemmende Wirkung kommt einerseits dadurch zustande, dass bei hohen Temperaturen die Halogenverbindungen zersetzt werden und nicht-brennbare Gase entstehen, die den Luftsauerstoff vom Brandort trennen, und andererseits durch Radikalreaktionen, welche das Polymer daran hindern, sich in leichte, brennbare Moleküle zu zersetzen. Es wird angenommen, dass SCCP in PVC und anderen Kunststoffen nicht mehr eingesetzt werden [BUWAL 2003], [UBA 2006c].

Farben und Lacke

SCCP wurden zu etwa 10% in den meisten Farb- und Lacktypen verwendet. Sie machen Beschichtungen wie Farben, Lacke, etc. wasser-, witterungs- und korrosionsbeständig sowie schwer entflammbar. Zu den Haupteinsatzbereichen zählen beständige Grundierungen, Lacke und Beschichtungen für Schiffe, Maschinen, Brücken und Masten, Holz, Schwimmbecken, Fassaden- und Straßenmarkierungsfarben sowie flammhemmende Beschichtungen [BUWAL 2003], [ECHA 2008], [RPA 2010]. SCCP-haltige Farben und Beschichtungen wurden insbesondere auf Metall und Beton aufgetragen, wobei andere Materialien wie Plastik und Holz weniger häufig mit SCCP-haltigen Farben behandelt wurden [BiPRO 2011].

Die Einsatzmenge ging in den letzten Jahren in der EU deutlich nach unten (viele Hersteller haben auf weniger gefährliche Alternativen umgestellt). Einer der wichtigsten Formulierer von Farben und Lacken (Akzo Nobel) bestätigt, dass SCCP vollständig in der Produktion ersetzt wurden [ECHA 2008]. Aufgrund früherer Verwendungsmuster in der EU, schätzt [BiPRO 2011] den Gesamtverbrauch von SCCP in Farben und Lacken auf etwa 100 t (in 2010). Die Einsatzmenge ist in den letzten Jahren vermutlich noch weiter gesunken, aktuellere Daten liegen jedoch nicht vor. [RPA 2010] konnte keine Verwendung von SCCP in Farben und Lacken in Deutschland nachweisen.

[BiPRO 2011] nimmt desweiteren an, dass eine separate Behandlung belasteter Abfallströme nicht möglich ist. Aufgrund der Vermischung dürften die SCCP Konzentrationen in entsprechenden Abfallströmen sehr gering ausfallen. Es wurde daher entschieden keine Proben von Farben und Lacken und auch keine Proben von gefärbten/beschichteten Abfällen auf SCCP zu untersuchen.

Spezialpapier

Spezialpapier aus Finnland enthielt 130 mg CP pro A4-Blatt. In Finnland wurden in 1991 schätzungsweise 150 t CP, die in Spezialpapier enthalten waren, auf Deponien gebracht. Weitere Informationen zum Verbrauch von CP in der Papierindustrie liegen nicht vor [BUWAL 2003]. Es wurde daher entschieden Spezialpapiere nicht näher zu untersuchen.

Sekundärquellen (Klärschlamm)

Im Europäischen Schadstofffreisetzungs- und Verbringungsregister E-PRTR⁵⁴ für 2011 berichten 16 Betriebe die Freisetzung von SCCP. Alle berichteten Freisetzungen erfolgen ins Wasser. Die Berichte stammen insbesondere aus der Tätigkeit der kommunalen Abwasserbehandlung (11 Betriebe; IE und

⁵⁴ <http://prtr.ec.europa.eu/>

FR) und eigenständig betriebenen Industrieanlagen (1 Betrieb, AT). Andere relevante Tätigkeiten sind Mineralöl- und Gasraffinerien (1 Betrieb, FR), die Herstellung von Papier und Pappe (2 Betriebe, AT) und die Herstellung organischer Grundchemikalien (1 Betrieb, ES).

Über Abwasser gelangen SCCP in den Klärschlamm. In Kläranlagen in industriell geprägtem Umfeld (in der Nähe eines Metallbearbeitungsbetriebs) wurden SCCP Werte von 47 µg/g dw (in 1994) - 65 µg/g dw (in 1991) in Klärschlammproben gemessen. Diese Messwerte lassen sich aber mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit auf die frühere Verwendung von SCCP in der Metallbe- und verarbeitung zurückführen. Zwischen 1999 und 2000 wurden Klärschlammproben aus 51 kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen in Deutschland auf SCCP untersucht. Es konnten kein Wert oberhalb der Bestimmungsgrenze von 1 µg/g gemessen werden. In Hessen wurden in 2003 Klärschlammuntersuchungen durchgeführt, wobei die durchschnittliche SCCP Konzentration bei 0,382 µg/g (max. 0,537 µg/g) lag.

Legt man eine Konzentration von 0,382 µg/g für Deutschland zugrunde, gelangt man zu der Abschätzung, dass das Gesamtaufkommen an Klärschlamm in Deutschland (1,89 Millionen Tonnen in 2010) in 2003 eine SCCP Fracht von ca. 720 kg enthielt. Es ist jedoch davon auszugehen, dass die SCCP Konzentrationen in Klärschlamm und damit entsprechend auch die SCCP-Fracht in Klärschlamm aufgrund der zurückgegangenen Verwendung von SCCP erheblich zurückgegangen ist. Die Wahrscheinlichkeit, dass SCCP im Vergleich zu den sonstigen Vorkommen in anderen Abfällen wie Dicht- und Klebstoffen, Farben, Gummi oder Textilien in relevanten Mengen im Klärschlamm enthalten sind, wird als relativ gering eingeschätzt. In Abstimmung mit dem Umweltbundesamt wurde daher beschlossen keine Klärschlammproben auf SCCP zu untersuchen.

Relevanz des Vorkommens

Bis Mitte der 90er Jahre wurden SCCP in der EU wie folgt eingesetzt: Metallverarbeitungsmittel (~70%), Kautschukprodukte (~10%), Anstrichprodukte (~9%), Dichtmassen (~5%) und Lederverarbeitungsmittel (~3%), [BAG 2011]. Die Leder- und Metallbearbeitung waren in Deutschland, mit etwa 74% des Gesamtverbrauchs, die zwei wichtigsten Anwendungsgebiete für SCCP [SCCP POPRC 6/INF/15]. Dies änderte sich, ähnlich wie in der gesamten EU, insbesondere nach dem Inkrafttreten der EU Richtlinie 2002/45/EG, welche die Verwendung von SCCP in diesen Anwendungsgebieten einschränkte.

[RPA 2010] schätzt den Gesamtverbrauch an SCCP in der EU auf etwa 530 t (in 2010). Aktuellere Angaben zum Gesamtverbrauch liegen nicht vor. Die geschätzte Gesamttonnage verteilt sich wie folgt auf die einzelnen Verwendungen (siehe Tabelle 56).

Tabelle 56: Geschätzter Verbrauch von SCCP in der EU für verschiedene Verwendungen [RPA 2010]

Verbrauch von SCCP in der EU für verschiedene Verwendungen (in 2009)		
Verwendungen	[t]	[%]
Dicht- und Klebstoffe	237	45
Farben	101	19
Gummi	162	31
Textilien	29	6
Gesamt	~530	100

Unter der Annahme, dass der SCCP Gesamtverbrauch in der EU konstant geblieben ist und der Verbrauch etwa proportional zur Größe der Bevölkerung ist, kann grob ein SCCP Verbrauch für Deutschland von 85 t abgeleitet werden. Aufgrund fehlender Informationen für Deutschland, wird des Weiteren die Aufteilung der abgeleiteten Gesamtmenge auf die einzelnen Verwendungen in erster Linie

aufgrund der Verbrauchsmuster in der EU abgeschätzt (~45% in Dicht und Klebstoffen, ~31% in Gummierzeugnissen, ~19% in Farben und ~6% in Textilien), (siehe Tabelle 57).

Tabelle 57: Geschätzter Verbrauch von SCCP in Deutschland in verschiedenen Verwendungen

Geschätzter Verbrauch von SCCP in Deutschland in verschiedenen Verwendungen		
Verwendung	[t] ¹	[%] ²
Dicht- und Klebstoffe	~38	45
Farben	~16	19
Gummi	~26	31
Textilien	~5	6
Gesamt	~85	100

Annahmen für die Umrechnung des SCCP Gesamtverbrauchs und der Verteilung auf die versch. Verwendungen EU27 → DE:

¹: Bevölkerungsanteil DE in EU28 ca. 16% (2013)

²: SCCP Verbrauchsmuster in DE ähnlich wie in EU27

Da die Verwendung von SCCP in Farben/Lacken und Spezialtextilien in Deutschland nicht mehr nachgewiesen werden konnte, werden diese Verwendungen nicht weiter untersucht (nur Stichprobe von Spezialtextilien). Zudem kann auch angenommen werden, dass die relevanten Abfallströme bereits entsorgt wurden. Im Folgenden wird daher nur die Verwendung von SCCP in Dicht- und Klebstoffen und in Gummierzeugnissen näher betrachtet. Für weitere Abschätzungen wird ein derzeitiger SCCP Verbrauch von 38 t in Dicht- und Klebstoffen und 26 t in Gummierzeugnissen angenommen.

Auf Grundlage früherer und aktueller SCCP Verwendungsmengen lässt sich schätzen, welche Mengen bereits als Abfall angefallen sind bzw. künftig als Abfall anfallen werden. Entsprechende Abschätzungen für die EU27 sind in [BiPRO 2011] enthalten. Spezifische Abschätzungen für Deutschland sind in folgenden Kapiteln dargestellt.

3.6.6 Gummi (Förderbänder)

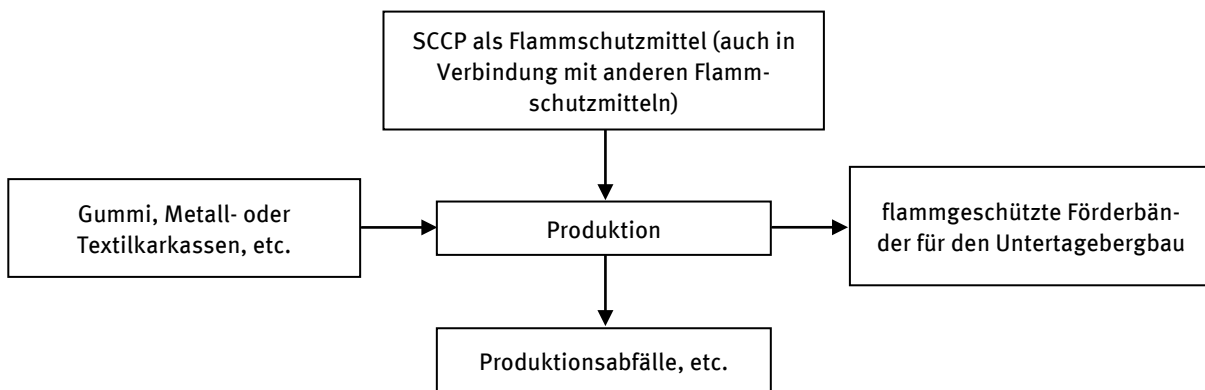
3.6.6.1 Hintergrundinformation

Wegen ihrer flammhemmenden Eigenschaften werden SCCP hauptsächlich zur Herstellung von schwerentzündlichen Transportbändern für den Untertagebergbau eingesetzt (75-90% des gesamten SCCP Verbrauchs in der Gummiindustrie). Dabei können unterschiedliche Gummiarten verwendet werden (z.B. Styren, Butadien, PVC). Die Förderbänder selbst können mit Textil- oder Stahlkarkassen (tragendes Gerüst), sowie mit schweren Stahlseilgurten, insbesondere für den Einsatz im Bergbau, ausgestattet sein [RPA 2010].

Im Folgenden wird ausschließlich der Einsatz von SCCP in Transportbändern für den Untertagebergbau näher betrachtet. Andere mögliche Einsatzbereiche in der Gummiindustrie (z.B. in schallisolierenden Stoffen, Schläuchen und Dichtungen bei der Elektroinstallation und im Fahrzeugbau) werden aufgrund des breiten Einsatzbereichs und geringer Einsatzmengen nicht weiter berücksichtigt.

3.6.6.2 Prozesse, Inputs und Outputs

Abbildung 47: Input/Output von SCCP in der Herstellung von Förderbändern



SCCP werden für die Herstellung von flammgeschützten Förderbändern für den Einsatz im Untertagebau verwendet. Sie werden dabei als additive Flammschutzmittel in die Gummimischung eingearbeitet. SCCP können auch in Verbindung mit anderen Flammschutzmitteln zum Einsatz kommen. Das tragende Gerüst (meist Metall- oder Textilkarkasse) ist eine weitere wichtige Eingangsgröße bei der Produktion. Die wichtigsten Ausgangsgrößen sind die flammgeschützten Förderbänder für den Einsatz im Untertagebau, aber auch verschiedene Abfälle, die bei der Produktion entstehen (siehe Abbildung 47). Es wird angenommen, dass diese wieder der Produktion zugeführt werden.

3.6.6.3 Verbreitung und Verbleib der Stoffe/Stoffgruppen in Produkten, Abfällen und anderen Outputströmen

[BiPRO 2011] nimmt an, dass während des gesamten Produktlebenszyklus der Förderbänder etwa 2% der ursprünglich verwendeten SCCP Menge entweichen. Folglich verbleiben etwa 98% der angewandten SCCP Menge im Abfall. In Abwesenheit genauerer Informationen zum Verbleib von SCCP in Produkten wird für die weiteren Abschätzungen der Faktor 0,98 verwendet.

3.6.6.4 Konzentrationen in Erzeugnissen, Abfällen und recycelten Erzeugnissen

SCCP werden zu etwa 10% im Gummi eingesetzt, welches ungefähr einem Anteil von 33% des gesamten Förderbandes entspricht [RPA 2010]. Die SCCP Konzentration im gesamten Förderband wird deshalb auf ca. 3,3% geschätzt.

Derzeit liegen keine Informationen bezüglich SCCP Konzentrationen in Abfällen und recycelten Erzeugnissen vor. Es wurde daher beschlossen, zwei Gummiprobe (ein gebrauchtes Gummiförderband und ein Granulat aus gebrauchten Förderbändern) auf SCCP zu untersuchen. Die Ergebnisse der Laboranalysen sind in Kapitel 0 zusammengefasst.

3.6.6.5 Aktivitätsdaten

Die Verwendung von SCCP zur Herstellung von Gummierzeugnissen ist derzeit unter REACH registriert. Die genauen Tonnagen, welche in Gummierzeugnissen derzeit zum Einsatz kommen, sind jedoch nur dem Registrierungsdossier zu entnehmen. Diese Informationen wurden von den Herstellern/Importeuren bei der ECHA eingereicht und sind der Öffentlichkeit nicht zugänglich. Für weitere Abschätzungen wird daher angenommen, dass die abgeleiteten 26 t SCCP, welche in der Gummiindustrie in Deutschland zum Einsatz kommen (siehe Tabelle 57), ausschließlich für die Herstellung von schwerentzündlichen Förderbändern verwendet werden. Bei einer durchschnittlichen SCCP Konzentration von 10% im Gummi, werden etwa 260 t Gummi in Deutschland jährlich mit SCCP flammgeschützt.

In der Literatur finden sich z.T. sehr unterschiedliche Informationen bezüglich der durchschnittlichen Lebensdauer von Förderbändern. [ECHA 2008] nimmt an, dass Förderbänder nach ungefähr 10 Jahren ersetzt werden. [RPA 2010] gibt die Lebensdauer mit etwa 15 Jahren an. Im Verlauf der Recherchearbeiten wurden von Förderbandherstellern Betriebsdauern zwischen 2 und 30 Jahren angegeben. [BiPRO 2011] nimmt für die Abschätzung des Abfallaufkommens auf Europäischer Ebene eine logarithmische Normalverteilung an, mit einer durchschnittlichen Produktlebensdauer von 12,5 Jahren und einer Standardabweichung von 2,5 Jahren. [BiPRO 2011] nimmt daher an, dass in 2010 etwa 1.100 t SCCP in der EU27 als Abfall angefallen und behandelt/entsorgt wurden [BiPRO 2011].

Unter der Annahme, dass die geschätzte Tonnage in den letzten Jahren konstant geblieben ist und sich die Abfallmenge in etwa proportional zur Größe der Bevölkerung verhält (Deutschland ca. 16% der EU28), kann für Deutschland grob eine SCCP Menge von 176 t abgeleitet werden.

3.6.6.6 Abfallbehandlung

Im Verlauf des Projekts wurden einige bekannte Hersteller von Förderbändern telefonisch kontaktiert. Die Bereitschaft, Daten und Informationen für das Projekt zur Verfügung zu stellen war gering. Aus persönlicher Erfahrung eines Mitglieds des Projektteams (Ausbildung zum Beflissenen des Bergbaus in der Deutschen Steinkohle, Arbeiten unter Tage) wird der Gummigurt von rückgebauten Förderbändern für verschiedene Verwendungszwecke weiterverwendet (als Verschleißschutz, Anfah- oder Prellschutz, in Streifen geschnitten als Wetterschutzvorhänge, Bodenunterlagen, etc.). Dies wurde auch im Verlauf der Recherchearbeiten durch ein Bergbau-Unternehmen bestätigt. Zudem führte das Unternehmen auf, dass die gebrauchten Förderbänder z.T. auch an Privatpersonen verkauft werden und vermutlich auch wieder zum Einsatz kommen. Zwei Betriebe, die sich auf Gummirecycling spezialisiert haben, bestätigten zudem, dass Produktionsabfälle („Knetreste“) und entsorgte Förderbänder aus dem Untertagebau auch zur Erzeugung von Granulaten verwendet werden. Die Granulate können z.B. im Sportplatzbau, für die Herstellung von Matten, etc. verwendet werden. Bei der Wahl der richtigen Verwertungsverfahren für Gummireste ist u.a. auch der Verunreinigungsgrad von Gummi entscheidend. So können Probleme bei der Verarbeitung entstehen bei hohem Metallanteil im Gummi. Die Verarbeitung funktioniert nur bei einer geringen Anzahl an ungefährlich kleinen Metallverunreinigungen. Bei großen Metallteilen würden die Messer der Schredder und Mühlen beschädigt werden [GAV 2013]. Obwohl der Metallanteil während des Recyclingprozesses abgetrennt werden kann, ist das Recycling von Förderbändern nicht unproblematisch [RPA 2010].

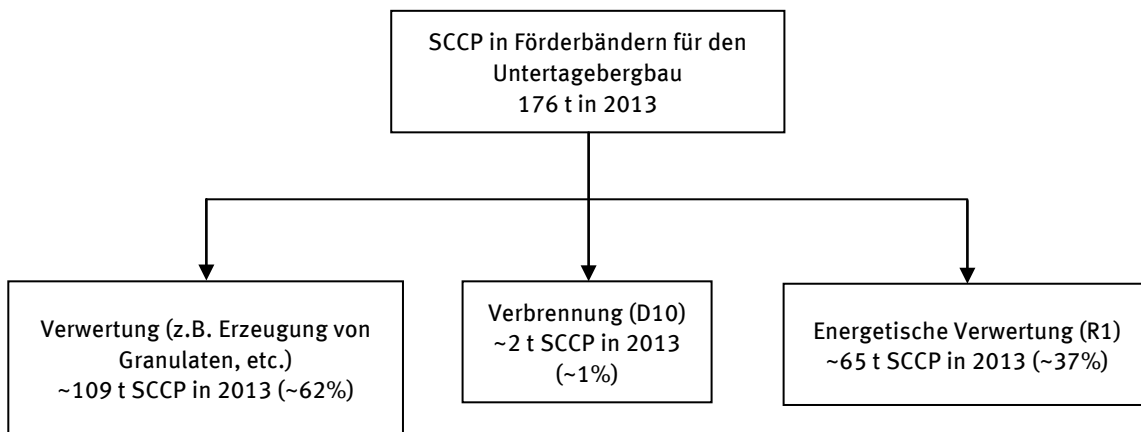
In Abwesenheit genauerer Informationen zur Aufbereitung und Entsorgung von gebrauchten Förderbändern aus dem Untertagebau und unter Berücksichtigung der Informationen aus Telefonaten mit Gummirecycling-Betrieben, wird angenommen, dass die Förderbänder zusammen mit allen restlichen Gummiabfällen (z.B. Altreifen, etc.) behandelt/entsorgt werden.

Gummiabfälle aus der mechanischen Behandlung von Abfällen sind der ASN 19 12 04 zuzuordnen.

3.6.6.7 Stofffluss

In Deutschland wurden in 2010, ca. 62% der Gummiabfälle verwertet (ohne R1), etwa 37% energetisch verwertet (R1) und nur etwa 1% verbrannt (D10), [EUROSTAT 2013b]. Unter der Annahme, dass die Menge der behandelten Gummiabfälle seit 2010 konstant geblieben ist und sich die angewandten Behandlungs- und Entsorgungsverfahren nicht grundsätzlich geändert haben, kann angenommen werden, dass in 2013 etwa 109 t verwertet werden, ca. 65 t energetisch verwertet (R1) werden und nur ca. 2 t verbrannt werden ohne energetische Verwertung (D10), (siehe Abbildung 48).

Abbildung 48: Stofffluss von SCCP in Förderbändern für den Untertagebergbau

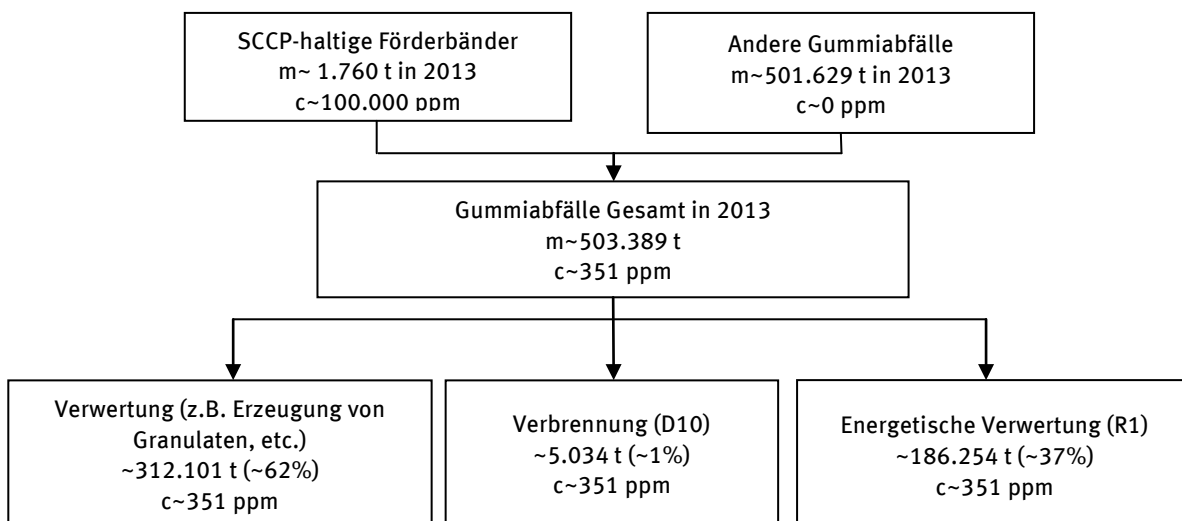


Aufgrund hoher Verbrennungstemperaturen ($>750^{\circ}\text{C}$) bei der energetischen Verwertung und Verbrennung ist anzunehmen, dass der Gehalt an SCCP weitestgehend zerstört wird. Bei der Verwertung (z.B. Herstellung von Granulaten zur weiteren Verwendung) kann nicht ausgeschlossen werden, dass SCCP in recycelte Erzeugnisse (z.B. in Bodenunterlagen) gelangen.

3.6.6.8 Materialfluss

In 2013 werden in Deutschland schätzungsweise 1.760 t Gummi aus SCCP-haltigen Förderbändern als Abfall anfallen. Die durchschnittliche SCCP Konzentration in Förderbändern für den Einsatz im Untertagebau beträgt ungefähr 3,3% und im entsprechendem Gummianteil der Förderbänder ca. 10% (entspricht 100.000 ppm). Unter der Annahme, dass der SCCP-haltige Abfallstrom zusammen mit anderen Gummiabfällen behandelt wird (ca. 506.962 t Gummiabfall in 2010; [EUROSTAT 2013b]), verringert sich die theoretische SCCP Konzentration des Gesamtabfallstroms auf ca. 351 ppm (siehe Abbildung 49).

Abbildung 49: SCCP Materialflussdiagramm (Gummiförderbänder)



In Deutschland werden etwa 312.101 t (~62%) relevanter Gummiabfälle verwertet (z.B. für die Erzeugung von Granulaten zur weiteren Verwendung), etwa 186.254 t (~37%) energetisch verwertet und eine verhältnismäßig geringe Abfallmenge von etwa 5.034 t (~1%) verbrannt ohne energetische Verwertung (siehe Abbildung 49). Bei der energetischen Verwertung und Verbrennung ist anzunehmen, dass der Gehalt an SCCP im Gummi weitestgehend zerstört wird. Bei der stofflichen Verwertung der Gummiabfälle kann, je nach Verwertungsverfahren, nicht ausgeschlossen werden das SCCP in recycelte Erzeugnisse gelangen.

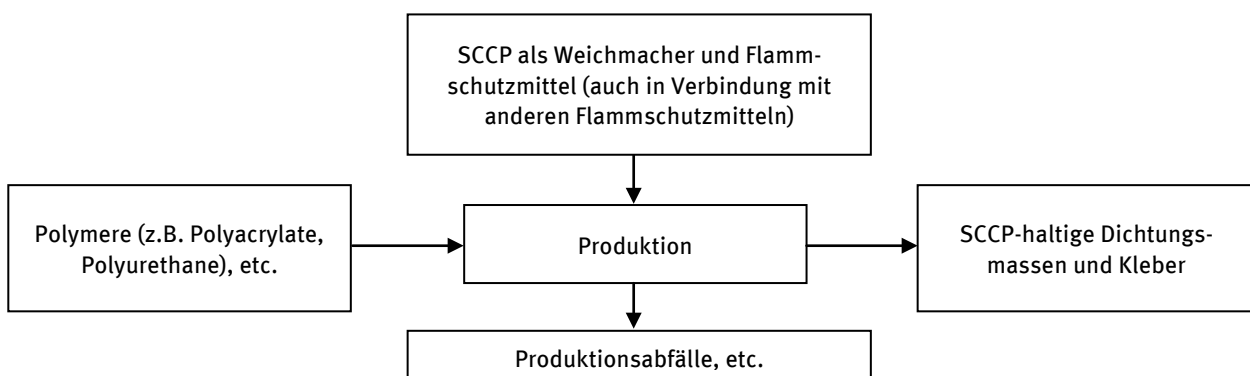
3.6.7 Dichtungen und Kleber

3.6.7.1 Hintergrundinformation

SCCP werden in Dichtungsmitteln und Klebmassen als Weichmacher verwendet. In Verbindung mit Antimontrioxid oder Aluminiumhydroxid sind sie darüber hinaus effiziente Flammenschutzmittel. Die Anwendungsgebiete sind Polymere wie Polyacrylate, Polyurethane und Polysulfiddichtmassen in der Bauindustrie und im Automobilbau sowie Fugendichtungen. SCCP werden in diesem Gebiet als Ersatz für PCB verwendet. [RPA 2010] konnte die Verwendung von SCCP in Dichtungsmitteln und Klebmassen in Deutschland bestätigen.

3.6.7.2 Prozesse, Inputs und Outputs

Abbildung 50: Input/Output von SCCP in der Herstellung von Dichtungen und Klebern



SCCP werden für die Herstellung von Dichtungsmassen und Klebern, insbesondere für die Bauindustrie verwendet. SCCP können auch in Verbindung mit Antimontrioxid oder Aluminiumhydroxid als Flammenschutzmittel eingesetzt werden. Das Polymer (z.B. Polyacrylate, Polyurethane) ist eine weitere Eingangsgröße bei der Produktion. Die wichtigsten Ausgangsgrößen sind die SCCP-haltigen Dichtungsmassen und Kleber und Abfälle, welche bei der Produktion entstehen können (siehe Abbildung 50).

3.6.7.3 Verbreitung und Verbleib der Stoffe/Stoffgruppen in Produkten, Abfällen und anderen Outputströmen

[BiPRO 2011] nimmt an, dass während des gesamten Produktlebenszyklus der Dichtungsmassen und Klebern etwa 8% der ursprünglich verwendeten SCCP Menge entweichen. Folglich verbleiben etwa 92% der angewandten SCCP Menge im Abfall enthalten. In Abwesenheit genauerer Informationen zum Verbleib von SCCP in Produkten, wird für weitere Abschätzungen der Faktor 0,92 verwendet.

3.6.7.4 Konzentrationen in Erzeugnissen, Abfällen und recycelten Erzeugnissen

SCCP werden zu etwa 5-14% in Dichtungen und Klebern eingesetzt. Die Konzentrationen können aber auch höher sein. [ECHA 2008] berichtet SCCP Konzentration in Erzeugnissen von 20% (200.000 ppm) und höher. [BiPRO 2011] nimmt für die Abschätzungen des relevanten Abfallaufkommens in der EU eine durchschnittliche SCCP Konzentration von 20% an. Diese Konzentration wird auch für die Abschätzung des Abfallaufkommens in Deutschland verwendet.

3.6.7.5 Aktivitätsdaten

Die Verwendung von SCCP zur Herstellung von Dichtungsmassen und Klebern ist derzeit unter REACH registriert. Die genauen Tonnagen die in dieser Verwendung derzeit zum Einsatz kommen, sind jedoch nur dem Registrierungsdossier zu entnehmen. Diese Informationen wurden von den Herstellern/Importeuren bei der ECHA eingereicht und nicht öffentlich zugänglich. Für weitere Abschätzungen wird daher angenommen, dass die geschätzten 38 t SCCP (siehe Tabelle 57), für die Herstellung von Dichtungsmassen und Klebern in Deutschland verwendet werden. Es wird zudem angenommen, dass die Dichtungsmassen und Kleber hauptsächlich in der Bauindustrie verwendet werden. Bei einer durchschnittlichen SCCP Konzentration von 20%, werden schätzungsweise etwa 190 t Dichtungsmassen und Kleber mit SCCP behandelt.

[BiPRO 2011] nimmt für die Abschätzung des Abfallaufkommens auf Europäischer Ebene eine durchschnittliche Produktlebensdauer von 17 Jahren an. Das Abfallaufkommen in der EU27 wurde auf etwa 412 t in 2010 geschätzt. Unter der Annahme dass die geschätzte Tonnage in den letzten Jahren konstant geblieben ist und sich die Abfallmenge in etwa proportional zur Größe der Bevölkerung verhält (Deutschland ca. 16% der EU28), kann für Deutschland grob eine SCCP Menge von 66 t abgeleitet werden.

3.6.7.6 Abfallbehandlung

In Abwesenheit genauer Informationen zur Behandlung/Entsorgung von Dichtungsmassen und Klebern, und aufgrund ihrer Beschaffenheit, muss angenommen werden, dass ein erheblicher Teil der im Bausektor eingesetzten Dichtungsmassen und Klebern auf der Oberfläche der Baumaterialien anhaftet (insb. auf Beton, Fliesen, Ziegel und Keramik). In der Praxis ist daher nicht zu erwarten, dass die Dichtungsmassen und Kleber vollständig abgetrennt und separat behandelt werden können. Es wird angenommen, dass etwa 2/3 der Dichtungsmassen und Kleber zusammen mit anderen Bauabfällen behandelt/entsorgt werden. SCCP –haltige Dichtungen und Kleber können insbesondere im Baubereich in unterschiedlichen Abfallarten anfallen (ASN und Abfallbezeichnung siehe Tabelle 8).

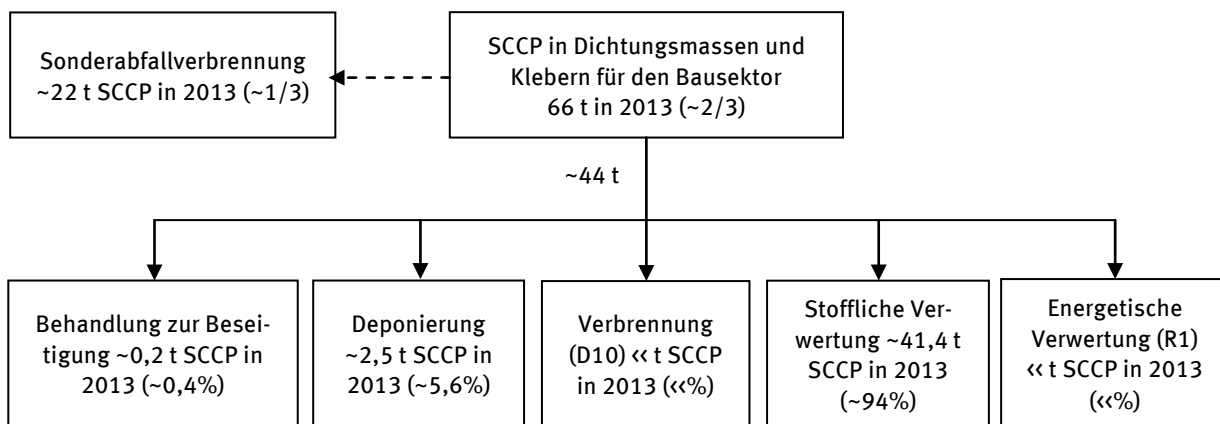
In Deutschland wurden in 2011 etwa 54 Millionen Tonnen Beton, Fliesen, Ziegel und Keramik Abfälle behandelt/entsorgt. Davon wurden insgesamt ca. 3 Millionen Tonnen entsorgt (Ablagerung und thermische Beseitigung) und ca. 51 Millionen Tonnen verwertet (energetisch und stofflich). Von den 3 Millionen Tonnen entsorgter Abfälle wurde nur etwa 2.000 t verbrannt, der restliche Anteil wurde auf Deponien abgelagert. Von den 51 Millionen Tonnen verwerteter Abfälle wurden nur etwa 3.000 t energetisch verwertet, der restliche Abfall wurde stofflich verwertet [DESTATIS 2013].

Falls die Dichtungsmassen und Kleber erfolgreich abgetrennt werden können ist anzunehmen, dass diese thermisch entsorgt werden (z.B. bei Verdacht auf PCB-haltige Fugendichtungsmassen müssen diese separat erfasst und einer Sonderabfallverbrennungsanlage zugeführt werden). Es wird daher angenommen, dass die restlichen SCCP-haltigen Dichtungsmassen und Kleber ungefähr ein Drittel separat erfasst werden können und in Sonderabfallverbrennungsanlagen entsorgt werden.

3.6.7.7 Stofffluss

Unter der Annahme, dass die Menge der behandelten Beton, Fliese, Ziegel und Keramik Abfälle seit 2011 konstant geblieben ist und sich die angewandten Behandlungs- und Entsorgungsverfahren in Deutschland nicht geändert haben, wird angenommen, dass etwa 41,4 t SCCP stofflich verwertet werden, ca. 2,5 t auf Deponien abgelagert werden, etwa 0,2 t behandelt werden zur Beseitigung und nur geringfügige Mengen verbrannt (<2 kg) und energetisch verwertet (<3 kg) werden. Der erfolgreich separierte SCCP-haltige Abfall wird in Sonderabfallverbrennungsanlagen entsorgt (~22 t), (siehe Abbildung 51).

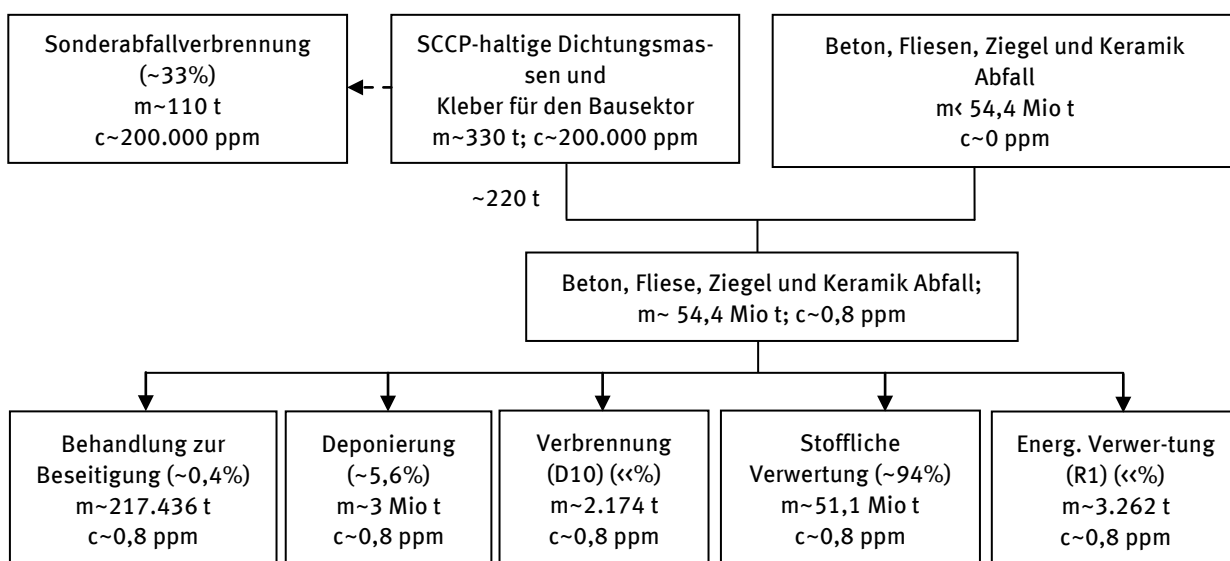
Abbildung 51: Stofffluss von SCCP in Dichtungsmassen und Klebern für den Bausektor



3.6.7.8 Materialfluss

In 2013 werden in Deutschland schätzungsweise 330 t SCCP-haltiger Dichtungsmassen und Kleber als Abfall anfallen. Die durchschnittliche SCCP Konzentration dieses Abfallstroms beträgt 200.000 ppm. Unter der Annahme, dass etwa 2/3 des SCCP-haltigen Abfallstroms zusammen mit anderen Abfällen wie Beton, Fliesen, Ziegeln und Keramik behandelt/entsorgt werden (ca. 54 Mio. t), verringert sich die SCCP Konzentration des Gesamtabfallstroms deutlich (auf ~0,8 ppm), (siehe Abbildung 52).

Abbildung 52: Massenflussdiagramm von SCCP-haltigen Dichtungsmassen und Klebern



Bei dem separat behandelten Abfallanteil (~110 t) ist aufgrund hoher Verbrennungstemperaturen bei der Sonderabfallverbrennung (>1.000 °C) anzunehmen, dass der hohe Gehalt an SCCP (~200.000 ppm) weitestgehend zerstört wird. Dies gilt auch für den vermischten Abfallanteil, welcher energetisch verwertet und verbrannt wird. Bei der stofflichen Verwertung und Deponierung kann grundsätzlich nicht ausgeschlossen werden, dass SCCP in recycelte Erzeugnisse und in die Umwelt gelangen. Die theoretisch betroffene Abfallmenge wäre erheblich (>54 Mio. t), die SCCP Konzentrationen im Mischabfallstrom jedoch äußerst gering (~0,8 ppm), (siehe Abbildung 52).

4 Probenbeschaffung

4.1 Probenplan

In Abstimmung mit dem Umweltbundesamt wurde ein Probenbeschaffungs- und Messplan erstellt. Dabei wurde für die einzelnen POPs insbesondere Folgendes berücksichtigt:

- ▶ Auswahl relevanter Quellsektoren
- ▶ Erste Einschätzung der (Mengen-)Relevanz in Produkten, Abfällen und Recyclaten (z.B. relevant da immer noch im Einsatz, mögliche Anreicherung in recycelten Erzeugnissen)
- ▶ Entscheidung zur Probenbeschaffung (Anzahl der Produkte, Abfälle und Recyclate)
- ▶ Kontakte/Ideen zur Probenbeschaffung (z.B. Aufbereiter, Hersteller, Anlagenbetreiber)

Die Diskussion mit dem Umweltbundesamt erfolgte strukturiert auf der Grundlage einer Excel Datei. Das Ergebnis der Diskussion wurde dokumentiert und ein übersichtlicher Probenplan erstellt. Bei einigen Proben bestand eine gewisse Unsicherheit bezüglich der Beschaffung. Es wurde daher beschlossen, die Probenanzahl für alle Substanzen zu erhöhen, um gegebenenfalls Reserveproben zur Verfügung zu haben. Die angepasste Probenübersicht diente dann als Grundlage für die Probenbeschaffung.

4.2 Probenübersicht

In den Monaten Juli – September 2013 erfolgte die Probenbeschaffung. Es konnten 38 Proben aus verschiedenen Quellsektoren für insgesamt 45 Laboranalysen beschafft werden. Diese verteilen sich gemäß Tabelle 58 auf die einzelnen Stoffe/Stoffgruppen:

Tabelle 58: Probenverteilung auf Stoffe/Stoffgruppen

Stoff/Stoffgruppe	HBCD	HCBD	PCN	PCP	SCCP	Summe
Anzahl Analysen	11	10	9	7	8	45

Tabelle 59 gibt einen detaillierteren Überblick darüber, welche Proben beschafft wurden. Weitere Informationen zu den einzelnen Proben und die dazugehörigen Probenbilder sind im Anhang enthalten.

Tabelle 59: Probenübersicht

Substanz	Quellsektor	Proben No.	Probe	Analysen pro Probe	Beschreibung
HBCD	EPS/XPS Bau-sektor				PS-E Dämmmaterial und/oder mit PS-E verunreinigte Abfallfraktionen und Recyclate aus PS-E Dämmmaterial (aus Bauschutttaufbereitungsanlagen)
		1	1	1	PS-E dämmstoffhaltig (XPS Mahlgut aus Dämmstoffen aus dem Baubereich welches zur Herstellung von Recyclaten verwendet wird)
		2	1	1	Abfall aus Bauschutttaufbereitungsanlage, PS-E dämmstoffhaltig (EPS Mahlgut aus Dämmstoffen Baubereich)
		5	1	1	Recyclat aus PS-E Dämmstoff (PS-Reggranulat)
HBCD	EPS/XPS sonstige				PS-E Verpackungsabfälle und Recyclate (Recyclat aus PS-E Verpackungsmaterial)
		8	1	1	PS-E Verpackungsabfall (EPS-Mischfraktion; Verpackungsabfall)
		9	1	1	PS-E Verpackungsabfall (Mahlgut aus Verpackungen)
		10	1	1	Recyclat aus PS-E Verpackung und Dämmstoff (PS-Reggranulat)
		11	1	1	PS-E Verpackungsabfall (Verpackungschips)
		12	1	1	Recyclat aus PS-E Verpackung und Dämmstoff (PS-Reggranulat)
		12 b	1	1	Recyclat aus PS-E Verpackung
HBCD	EAG (HIPS)				Bromhaltiger Abfallstrom aus Elektroaltgeräten (EAG)
		13	1	1	Bromhaltiger Abfall aus EAG
		13 b	1	1	PS Recyclat aus EAG
HBCD	Chlorchemie				Verbrennungsrückstände (Schlacke) aus Produktionsanlagen TRI, TETRA oder PER
		14	1	1	Schlacke Anlage A Charge 1
		15	1	1	Schlacke Anlage A Charge 2
HBCD	Abwasserbehandlung				Klärschlamm (aus zufällig ausgewählter kommunaler Kläranlage)
		16	1	1	Klärschlamm (kommunale Abwasserbehandlung)

Substanz	Quellsektor	Proben No.	Probe	Analysen pro Probe	Beschreibung
HCBD/ PCN	Verbrennung von kommunalen Abfällen				Abfälle aus der kommunalen Abfallverbrennung KAV (Schlacke, Kesselasche, Filterasche, Feste Rückstände aus der Rauchgaswäsche)
		18	1	2	Schlacke KAV Anlage A (Schlacke fällt als Gemisch an mit den festen Rückständen aus der Rauchgaswäsche)
		19	1	2	Schlacke KAV Anlage A (Schlacke fällt als Gemisch an mit den festen Rückständen aus der Rauchgaswäsche)
		20	1	2	Asche KAV Anlage A (Filterasche und Kesselasche fallen als Gemisch an)
		21	1	2	Asche KAV Anlage A (Filterasche und Kesselasche fallen als Gemisch an)
		22	1	2	Filterasche KAV, Anlage B (Mischprobe aus 4 Kessen über den gesamten Zeitraum des 3. Quartals 2013)
HCBD/ PCN	Verbrennung von Sonderabfällen				Filterasche (Verbrennung von Sonderabfällen SAV)
		23	1	2	Filterstaub SAV Anlage 1
		24	1	2	Filterstaub SAV Anlage 2
PCN	Produktion von Sekundär-Al				Filterstäub und Salzschlacke (Produktion von Sekundär-Al)
		26	1	1	Filterstaub sek.-Al Anlage A
		28	1	1	Salzschlacke sek.-Al Anlage A
PCP	Holzimprägnierung				Altholz und Recycling-Holzspanplatte
		31	1	1	Imprägniertes Altholz (Altholz Kategorie IV, geschreddert, überwiegend Bahnschwelle)
		32	1	1	Imprägniertes Altholz (Holz aus Außenbereich; "Jägerzaun", ca. 35 Jahre)
		33	1	1	Recycling-Holzspanplatte (Großspannplatte, hergestellt in Deutschland)
		34c	1	1	Holzspanplatte (aus Altholzaufbereitungsanlage)
		35	1	1	Imprägniertes Altholz (Holzbalken Außenbereich, vermutlich mit Erdkontakt)

Substanz	Quellsektor	Proben No.	Probe	Analysen pro Probe	Beschreibung
PCP	Textilien				Spezialtextilien (wasser und wetterbeständig)
		36	1	1	Spezialtextilie A (Militärponcho aus Mitte bis Ende 80er Jahre)
		37	1	1	Spezialtextilie B (Textilüberzogene Militärluftmatratze aus Mitte bis Ende 80er Jahre)
SCCP	Gummiindustrie				Gebrauchtes Gummiförderband aus dem Bergbau und Granulat aus gebrauchten Förderbändern
		44	1	1	Gebrauchtes Gummiförderband aus Bergbau
		47b	1	1	Granulat aus gebrauchten Förderbändern
SCCP	Dicht- und Klebstoffe				Fugendichtungen (Bau- und Abbruchabfälle)
		48	1	1	Fugendichtung A
		49	1	1	Fugendichtung B
		50	1	1	Fugendichtung C
		51	1	1	Fugendichtung D
SCCP	Textilien				Spezialtextilien (flammgeschützt)
		53	1	1	Spezialtextilie A (Pilotenhaube aus Mitte bis Ende 80er Jahre)
		54	1	1	Spezialtextilie B (Militärponcho Mitte bis Ende 80er Jahre)
Alle	Alle		38	45	

5 Chemische Analysen

Ziel der chemischen Analysen ist es, Wissenslücken zu typischen Konzentrationen der relevanten Stoffe/Stoffgruppen in Erzeugnissen, Abfällen und Recyclingstoffen zu beseitigen. Messungen sind auch insbesondere dort erforderlich, wo entsprechende Daten fehlen oder nicht verlässlich sind bzw. ein besonders großer Eintrag in die Umwelt zu erwarten ist.

Die beschafften Proben wurden im Zeitraum von Oktober bis März 2013 analysiert. Es wurden insgesamt 45 analytische Messungen durchgeführt, um das Vorhandensein der relevanten Stoffe/Stoffgruppen in Erzeugnissen, Abfällen sowie Recyclingprodukten zu prüfen und zu quantifizieren.

Die chemischen Analysen wurden von der Eurofins Lab Service GmbH durchgeführt. Die Eurofins Lab Service GmbH verfügt über alle für die Probenvorbereitung und Homogenisierung notwendigen Geräte, wie diverse Arten von Mühlen, Gefriertrocknungsanlagen und Kühleinrichtungen. Nach der fachgerechten Bestandsaufnahme des angelieferten Probenmaterials liefert der Zentrale Probeneingang nach den primären Bearbeitungsschritten wie Homogenisierung, Teilung, Trocknung, Siebung oder Mahlung für alle nachfolgenden Abteilungen analysfertige Proben.

Im Folgenden werden die angewandten Analyseverfahren und Untersuchungsparameter, einschließlich Bestimmungsgrenzen, etc. spezifiziert.

5.1 Verfügbare Analyseverfahren

Die Analysekosten und Bestimmungsgrenzen hängen von der jeweils zu untersuchenden Matrix ab sowie vom Aufwand, der zur Analyse betrieben wird. Zur Beurteilung wird nicht die minimale Bestimmungsgrenze eines Analyseverfahrens verwendet, sondern es wird, soweit verfügbar, die Bestimmungsgrenze in den üblichen Abfallmatrices bei einem üblichen Aufwand für Analysen herangezogen. Die Kosten für die Analysen beinhalten die Kosten für eine typische Probenvorbereitung. Kosten bis 500€ je Einzelmessung werden als wirtschaftlich verfügbar betrachtet. Die tatsächlichen Kosten liegen teilweise deutlich niedriger und unterscheiden sich je nach Stoff/Stoffgruppe erheblich. PCP Analysen verursachen Kosten von knapp 100 bis 200€ je Einzelmessung, während die Kosten für SCCP Analysen etwa doppelt so hoch liegen können (siehe Tabelle 60). Die Bestimmungsgrenze von Analyseverfahren hängt von der Matrix ab, in welcher ein Stoff analysiert wird. Die Bestimmungsgrenze sollte das typische Spektrum relevanter Abfallmatrices berücksichtigen. Typische erreichbare Bestimmungsgrenzen geeigneter Verfahren rangieren für alle Stoffe/Stoffgruppen zwischen 10 und 100µg/kg bei Proben mit geringen Gehalten der analysierten Substanzen. Die Bestimmungsgrenzen können aber je nach Verfahren und Matrix auch niedriger liegen oder bei Proben mit signifikant hohen Gehalten der analysierten Substanzen können sie aufgrund notwendiger geringerer Einwaagen oder größerer Verdünnung entsprechend höher liegen. Die Bestimmungsgrenzen zu den in diesem Forschungsvorhaben analysierten Proben sind in Tabelle 61 angegeben.

Tabelle 60: Typischerweise erreichbare Bestimmungsgrenzen und übliche Kosten für chemische Analysen in Abhängigkeit von der Probenmatrix

Substanz	Proben No.	Matrix	Erreichbare Bestimmungsgrenze (in µg/kg)	Analysekosten (in € pro Analyse)
HBCD	1, 2, 5, 8, 9, 11, 12b	Expandiertes Polystyrol	10 – 100	170 – 340
	10, 12, 13b	Polystyrol	10 – 100	
	13	Kunststoffe aus Elektroaltgeräten	10 – 100	
HCBD	14, 15	Verbrennungsrückstände (Schlacke)	10 – 100	130 – 270
	16	Klärschlamm	10 – 100	
	18, 19	Verbrennungsrückstände (Schlacke)	10 – 100	
	20, 21, 22, 23, 24	Verbrennungsrückstände (Asche)	10 – 100	
PCN	18, 19	Verbrennungsrückstände (Schlacke)	10 – 100	170 – 345
	20, 21, 22, 23, 24, 26	Verbrennungsrückstände (Asche)	10 – 100	
	28	Salzschlacke	10 – 100	
PCP	31, 32, 33, 34c, 35	Holz/Holzwerkstoff	10 – 100	90 – 190
	36, 37	Spezialtextilien	10 – 100	
SCCP	44, 47 b	Gummi	10 – 100	190 – 380
	48, 49, 50, 51	Dichtmaterialien	10 – 100	
	53, 54	Spezialtextilien	10 – 100	

* Bestimmungsgrenze je Kongener; untersuchte Kongenere: 1,2,3,4-TetraCN, 1,2,3,5,7-PentaCN, 1,2,3,4,6,7-HexaCN, 1,2,3,5,6,7-HexaCN, 1,2,3,5,7,8-HexaCN, 1,2,3,4,5,6,7-HeptaCN, OctaCN

5.1.1 HBCD

Auf der Grundlage einer umfassenden Literaturrecherche zu standardisierten Messverfahren wird in [BiPRO 2011] geschlossen, dass sowohl LC/MS als auch LC-MS/MS Verfahren den Stand der Technik im Bereich der Analyse für HBCD darstellen. Entwickelt wurden auch Analyseverfahren, bei denen sich neben HBCD gleichzeitig mehrere bromierte Flammschutzmittel, darunter Polybromierte Diphenylether (PBDE), bestimmen lassen. Verschiedene Extraktions- und Clean-up-Verfahren sind sowohl verfügbar als auch ausreichend, um ein breites Spektrum an Matrices zu analysieren. In dieser Hinsicht sind die verfügbaren Verfahren für eine analytische Kontrolle von Grenzwerten also ausreichend geeignet.

Aufgrund inhomogener Abfallmatrices ist es jedoch schwierig, eine standardisierte Methode für die Analyse von HBCD in allen Abfallarten zu entwickeln. Angesichts der großen Unterschiede zwischen den als relevant identifizierten Abfallmatrices sind bei der Analyse verschiedene Extraktionsverfahren anzuwenden. Da die Extraktion in den meisten Fällen als empfindlichster Teil eines Analyseverfahrens gilt, ist zu beachten, dass Qualitätskriterien wie die Bestimmungsgrenze oder die Wiederfindungsrate bei verschiedenen Abfallmatrices voneinander abweichen können. Es gilt, dies bei der

Festlegung einer angemessenen Nachweisgrenze für Analyseverfahren zur Bestimmung des HBCD Gehalts in Abfällen (Gehalt bromierter Flammschutzmittel) als Grundlage für die Festlegung von Grenzwerten zu berücksichtigen.

Nach [BiPRO 2011] lassen sich bromierte Flammschutzmittel in Analyseverfahren zu HBCD-Gehalten in Matrices, deren Eigenschaften zu denen der relevanten Abfallmatrices vergleichbar sind, in sehr niedrigen Konzentrationen nachweisen. So können in Böden und Sedimenten beispielsweise Konzentrationen von wenigen $\mu\text{g}/\text{kg}$ quantifiziert werden. In Post-Consumer Kunststoffabfällen aus EAG liegt die Nachweisgrenze für Flammschutzmittel im Bereich von 0,01 – 1 mg/kg . Zusammenfassend wird in [BiPRO 2011] festgehalten, dass eine Bestimmungsgrenze von 10 mg/kg mit einer üblichen Laborausstattung und unter üblichem Aufwand realistisch wäre. Die chemischen Analysen auf HBCD für das gegenwärtige Projekt wurden mittels GC/MS ermittelt (Bestimmungsgrenze 10 bis 100 $\mu\text{g}/\text{kg}$; Details siehe Kapitel 5.2.1).

Gehalte von 1 mg/kg HBCD können mit bestehenden Methoden nach Stand der Technik in den relevanten Matrices also bestimmt werden.

5.1.2 HCBd

Nach [BiPRO 2011] wurden auf Grundlage einer umfassenden Literaturrecherche GC/MS- und GC-ECD-Verfahren als Stand der Technik im Bereich der Analyse für HCBd identifiziert. Leistungskriterien der bekannten Verfahren sind vergleichbar. Verschiedene Extraktions- und Clean-up-Verfahren sind ausreichend verfügbar, um ein breites Spektrum an Matrices zu analysieren. Extraktions- und Clean-up-Verfahren sind an relevante Abfallarten (Matrices) anzupassen. Erreichbare Nachweisgrenzen für Abfallmatrices können höher liegen als für Matrices wie Wasser oder biologische Proben, die bei der Festlegung einer Nachweisgrenze für Schlamm oder Asche herangezogen werden. Dennoch scheinen die verfügbaren Verfahren für eine analytische Kontrolle von Grenzwerten ausreichend geeignet.

Die in der Literatur angeführten Verfahren sind so konzipiert, dass in den entsprechenden Matrices sehr geringe HCBd Konzentrationen nachgewiesen werden können. Es ist jedoch zu betonen, dass die nachweisbaren Konzentrationen einerseits variieren können, andererseits auch stark von der zu analysierenden, individuellen Matrix abhängen – insbesondere bei der Analyse des HCBd Gehalts von Abfallmatrices. Es wurden zwar keine standardisierten Verfahren identifiziert, dennoch sind analytische Verfahren zur Bestimmung der HCBd Konzentration in Umweltproben verfügbar, die den Rahmen für kritische Leistungskriterien wie Bestimmungsgrenzen oder Wiederfindungsraten vorgeben.

Nach dem Stand der Technik verfügbare Methoden eignen sich je nach Aufwand und Probenmatrix HCBd im niedrigen $\mu\text{g}/\text{kg}$ Bereich zu bestimmen (siehe [BiPRO 2011]). Übliche Bestimmungsgrenzen, die in der Literatur berichtet wurden, bewegen sich um 0,05 $\mu\text{g}/\text{l}$ in Wasser, 0,1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ in Fett-Matrices und 0,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (TS) in Bodenproben. In [BiPRO 2011] wird geschlossen, dass mit üblichen GC/MS Methoden eine Bestimmungsgrenze von 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ erreichbar wäre. Die chemischen Analysen auf HCBd für dieses Forschungsvorhaben wurden mittels GC/MS ermittelt. Die Bestimmungsgrenze für die Methode wird mit 10 bis 100 $\mu\text{g}/\text{kg}$ angegeben. In den untersuchten Matrices wurden Bestimmungsgrenzen von 0,54 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (für Klärschlamm) bzw. 8,87 bis 9,87 $\mu\text{g}/\text{kg}$ erreicht (Details zum angewandten Verfahren siehe Kapitel 5.2).

Gehalte von 0,1 mg/kg HCBd können mit bestehenden Methoden nach Stand der Technik in den relevanten Matrices also bestimmt werden.

5.1.3 PCN

Nach [BiPRO 2011] erlauben die in der Literatur angeführten Verfahren, dass in den entsprechenden Matrices sehr geringe PCN Konzentrationen nachgewiesen werden können. Es ist jedoch zu betonen, dass die nachweisbaren Konzentrationen einerseits variieren können, andererseits auch stark von der zu analysierenden, individuellen Matrix abhängen – insbesondere bei der Analyse von Abfällen, die völlig unterschiedliche Probenmatrices darstellen können. Standardisierte Verfahren wurden lediglich für Wasseruntersuchungen identifiziert. Dennoch stehen analytische Verfahren zur Bestimmung der PCN Konzentration in Umweltproben zur Verfügung, welche kritische Leistungskriterien wie die Bestimmungsgrenze und Wiederfindungsrate definieren.

Nach [BiPRO 2011] stellen GC/MS Verfahren im Bereich der Analyse für PCN den Stand der Technik dar. Leistungskriterien sind vergleichbar und verschiedene Extraktions- und Clean-up-Verfahren sind verfügbar und geeignet, um ein breites Spektrum an Matrices zu analysieren. Extraktions- und Clean-up-Verfahren sind an relevante Abfallarten (Matrices) anzupassen. Die Co-Eluierung von PCBs kann die GC/MS Analyse beeinträchtigen. Erreichbare Nachweisgrenzen können für Abfallmatrices höher ausfallen als für Matrices wie Wasser oder biologische Proben. Dennoch scheinen die für die PCN Analyse relevanten Abfallmatrices vergleichbare Eigenschaften wie Umweltproben wie Sedimente oder Böden zu haben. Aus dieser Sicht sind die verfügbaren Verfahren für eine analytische Kontrolle von Grenzwerten geeignet.

Die in der Literatur berichteten Bestimmungsgrenzen zeigen, dass GC/MS Verfahren in Kombination mit geeigneten Extraktions- und Reinigungsmethoden geeignet sind, PCN in Sediment oder Schlamm bis in den niedrigen ng/kg Bereich zu bestimmen (siehe [BiPRO 2011]). Die erreichbaren Bestimmungsgrenzen für PCN in Abfallmatrices können allerdings höher liegen. In [BiPRO 2011] wird geschlossen, dass mit üblichen Methoden nach Stand der Technik eine Bestimmungsgrenze von 0,1 mg/kg erreichbar wäre.

Die chemischen Analysen auf bestimmte PCN Kongenere für dieses Forschungsvorhaben wurden mittels GC/MS ermittelt. Die Bestimmungsgrenze für die Methode wird mit 10 bis 100 µg/kg angegeben. In den untersuchten Matrices wurden Bestimmungsgrenzen von 4,64 – 4,94 µg/kg (für Asche) bzw. 5,03 µg/kg (für Salzschlacke) je Kongener erreicht (Details zum angewandten Verfahren siehe Kapitel 5.2).

Gehalte von 0,1 mg/kg je PCN Kongener können mit bestehenden Methoden nach Stand der Technik in den relevanten Matrices also bestimmt werden.

5.1.4 PCP

Nach [BiPRO 2011] können GC/MS sowie GC-ECD Verfahren als Stand der Technik im Bereich der Analyse für PCP genannt werden. Leistungskriterien sind vergleichbar und verschiedene Extraktions- und Clean-up-Verfahren sind verfügbar und geeignet, um ein breites Spektrum an Matrices zu analysieren. Extraktions- und Clean-up-Verfahren wurden an relevante Abfallarten (Matrices) angepasst. Aus dieser Sicht sind die verfügbaren Verfahren für eine analytische Kontrolle von Grenzwerten also geeignet. Aufgrund inhomogener Abfallmatrices ist es jedoch schwierig, eine Standardmethode für die Analyse von PCP in allen Abfallarten zu entwickeln. Standardisierte Verfahren sind für die meisten der als relevant identifizierten Abfallarten verfügbar.

Grundsätzlich ist es möglich, PCP in unterschiedlichen Abfallmatrices je nach Aufwand bis in den µg/kg Bereich nachzuweisen. Diese Bestimmungsgrenzen sind für übliche Abfallmatrices wie Holz, Papier und Textilien mit Standardmethoden und üblicher Laborausrüstung erreichbar. In [BiPRO 2011] wird geschlossen, dass bei einem üblichen Aufwand für die Analyse von PCP in Althölzern eine Bestimmungsgrenze von 0,1 mg/kg realistisch wäre. Die chemischen Analysen auf PCP für die-

ses Forschungsvorhaben wurden mittels GC/MS ermittelt. Die Bestimmungsgrenze für die Methode wird mit 10 bis 100 µg/kg angegeben (Details zum angewandten Verfahren siehe Kapitel 5.2).

Gehalte von 0,1 mg/kg PCP können mit bestehenden Methoden nach Stand der Technik in den relevanten Matrices also bestimmt werden.

5.1.5 SCCP

Nach [BiPRO 2011] stellen im Bereich der SCCP Analyse GC/MS Verfahren den Stand der Technik dar. Leistungskriterien sind abhängig von der Art der analysierten Matrix. Eine Soxhlet-Extraktion mit anschließendem Clean-up mittels Säulenchromatographie eignet sich zur Analyse eines breiten Spektrums von Matrices. Dieser Ansatz der Extraktion gefolgt von einem Clean-up scheint für die meisten der relevanten Abfallmatrices geeignet und lässt sich auch für Gummi- oder Kunststoffproben anwenden. Vor diesem Hintergrund und unter Berücksichtigung der Tatsache, dass Extraktionsverfahren häufig der kritischste Schritt bei der Schadstoffanalyse sind, scheinen sich erreichbare Nachweisgrenzen für verschiedene Abfallmatrices in ähnlichen Größenordnungen wie für andere Matrices wie Umweltproben oder PUR Schäume zu bewegen.

Dennoch können relevante Abfallmatrices bei der SCCP Analyse, im Vergleich zu Umweltproben wie Sedimente oder Böden, hinsichtlich der Probenextraktion unterschiedliche Eigenschaften aufweisen. Die verfügbaren Verfahren sind für eine analytische Kontrolle von Grenzwerten im niedrigen ppm Bereich geeignet. In [BiPRO 2011] wird geschlossen, dass bei einem üblichen Aufwand für die Analyse von SCCP in relevanten Abfallmatrices eine Bestimmungsgrenze von 10 mg/kg realistisch wäre.

Die chemischen Analysen auf SCCP für dieses Forschungsvorhaben wurden mittels GC/MS ermittelt. Die Bestimmungsgrenze für die Methode wird mit 10 bis 100 µg/kg angegeben (Details zum angewandten Verfahren siehe Kapitel 5.2).

Es ist davon auszugehen, dass Gehalte von 1 mg/kg SCCP mit bestehenden Methoden nach dem Stand der Technik in den relevanten Matrices bestimmt werden können.

5.2 Angewandte Analyseverfahren

Die Rahmenbedingungen für die in diesem Forschungsvorhaben durchgeführten Analysen sind im Folgenden für die relevanten Stoffe/Stoffgruppen beschrieben:

5.2.1 HBCD

Die grundlegenden Analysenschritte sind bei allen Matrices wie folgt:

- ▶ Extraktion des Probenmaterials mittels Soxhlet, ASE oder Flüssig/Flüssig-Extraktion (je nach Matrix)
- ▶ Zugabe der ¹³C₁₂-markierten internen Standards (¹³C₁₂-α-HBCD und ¹³C₁₂-γ-HBCD)
- ▶ Clean-up des Extraktes durch Säulenchromatographie mit geeigneten Adsorbentien
- ▶ Analyse mittels Kapillargaschromatographie gekoppelt mit Massenspektrometrie (GC/MS)
- ▶ Identifizierung über Molekül- oder Fragmentionen
- ▶ Quantifizierung der Summe der nativen HBCD-Isomere über die ¹³C-markierten internen Standards (Isotopenverdünnungsmethode)

Untersuchungsparameter:

- ▶ α-HBCD CAS 134237-50-6
- ▶ β-HBCD CAS 134237-51-7
- ▶ γ-HBCD CAS 134237-52-8

- ▶ Summe α -, β -, γ -HBCD

Die Untersuchung erfolgt auf die oben aufgeführten HBCD-Verbindungen mittels GC/MS.

Bestimmungsgrenzen: 10 – 100 $\mu\text{g/kg}$ bei HBCD-freien Proben, bei Proben mit signifikant hohen Gehalten kann die Bestimmungsgrenze aufgrund notwendiger geringerer Einwaagen oder größerer Verdünnung entsprechend höher liegen.

5.2.2 HCBd

Die grundlegenden Analysenschritte sind bei allen Matrices wie folgt:

- ▶ Extraktion des Probenmaterials mittels Soxhlet, ASE oder Flüssig/Flüssig-Extraktion (je nach Matrix)
- ▶ Zugabe eines geeigneten ^{13}C -markierten internen Standards ($^{13}\text{C}_4$ -HCBd)
- ▶ Clean-up des Extraktes durch Säulenchromatographie mit geeigneten Adsorbentien
- ▶ Analyse mittels Kapillargaschromatographie gekoppelt mit Massenspektrometrie (GC/MS)
- ▶ Identifizierung über Molekül- oder Fragmentionen
- ▶ Quantifizierung des nativen HCBd über den ^{13}C -markierten internen Standard

Untersuchungsparameter:

- ▶ HCBd CAS 87-68-3

Die Untersuchung auf HCBd erfolgt mittels GC/MS.

Bestimmungsgrenze 10 – 100 $\mu\text{g/kg}$ bei HCBd-freien Proben, bei Proben mit signifikant hohen Gehalten kann die Bestimmungsgrenze aufgrund notwendiger geringerer Einwaagen oder größerer Verdünnung entsprechend höher liegen.

5.2.3 PCN

Die grundlegenden Analysenschritte sind bei allen Matrices wie folgt:

- ▶ Extraktion des Probenmaterials mittels Soxhlet, ASE oder Flüssig/Flüssig-Extraktion (je nach Matrix)
- ▶ Zugabe von geeigneten ^{13}C -markierten internen Standards
- ▶ Clean-up des Extraktes durch Säulenchromatographie mit geeigneten Adsorbentien
- ▶ Analyse mittels Kapillargaschromatographie gekoppelt mit Massenspektrometrie (GC/MS)
- ▶ Identifizierung über Molekül- oder Fragmentionen
- ▶ Quantifizierung der Summe der nativen PCN-Isomere über die ^{13}C -markierten internen Standards (Isotopenverdünnungsmethode)

Untersuchungsparameter:

- | | | |
|-----------------------------------|------------|-----------------------------|
| ▶ 1,2,3,4-TetraCN | (CN 27) | CAS 20020-02-4 |
| ▶ 1,2,3,5,7-PentaCN | (CN 52) | CAS 53555-65-0 |
| ▶ 1,2,3,4,6,7-/1,2,3,5,6,7-HexaCN | (CN 66/67) | CAS 103426-96-6/103426-97-7 |
| ▶ 1,2,3,5,7,8-Hexa CN | (CN 69) | CAS 103426-94-4 |
| ▶ 1,2,3,4,5,6,7-HeptaCN | (CN 73) | CAS 58863-14-2 |
| ▶ OctaCN | (CN 75) | CAS 2234-13-1 |

Die Untersuchung erfolgt auf die oben aufgeführten PCN-Verbindungen mittels GC/MS.

Bestimmungsgrenzen 10 – 100 µg/kg bei PCN-freien Proben, bei Proben mit signifikant hohen Gehalten kann die Bestimmungsgrenze aufgrund notwendiger geringerer Einwaagen oder größerer Verdünnung entsprechend höher liegen.

5.2.4 PCP

Die grundlegenden Analysenschritte sind bei allen Matrices wie folgt:

- ▶ Soxhlet- oder Flüssig/Flüssig-Extraktion des Probenmaterials (je nach Matrix)
- ▶ Zugabe des $^{13}\text{C}_6$ -markierten internen PCP-Standards ($^{13}\text{C}_6$ -PCP)
- ▶ Clean-up des Extraktes durch Säulenchromatographie mit geeigneten Adsorbentien
- ▶ Analyse mittels Kapillargaschromatographie gekoppelt mit Massenspektrometrie (GC/MS)
- ▶ Identifizierung über Molekül- oder Fragmentationen
- ▶ Quantifizierung des nativen PCP über den ^{13}C -markierten internen Standard (Isotopenverdünnungsmethode)

Untersuchungsparameter:

- ▶ Pentachlorphenol (PCP) CAS 87-86-5

Die Untersuchung der Proben auf PCP erfolgt mittels GC/MS.

Bestimmungsgrenze 10 – 100 µg/kg bei PCP-freien Proben, bei Proben mit signifikant hohen Gehalten kann die Bestimmungsgrenze aufgrund notwendiger geringerer Einwaagen oder größerer Verdünnung entsprechend höher liegen.

5.2.5 SCCP

Die grundlegenden Analysenschritte sind bei allen Matrices wie folgt:

- ▶ Extraktion des homogenisierten Probenmaterials mittels Toluol
- ▶ Zugabe eines internen Standards (cis-Chlordan)
- ▶ Clean-up mittels Schwefelsäure-Behandlung und Säulenchromatographie
- ▶ Zugabe eines Wiederfindungsstandards (trans-Chlordan)
- ▶ Analyse mittels Gaschromatographie gekoppelt mit Massenspektrometrie (GC/MS-NCI)
- ▶ Quantifizierung der nativen Chlorparaffine nach der Methode des internen Standards

Untersuchungsparameter:

- ▶ SCCP als Gesamtsumme C10 bis C13

Die Untersuchung erfolgt auf die oben aufgeführten SCCP-Verbindungen mittels GC/MS.

Bestimmungsgrenzen 10 – 100 µg/kg bei SCCP-freien Proben, bei Proben mit signifikant hohen Gehalten kann die Bestimmungsgrenze aufgrund notwendiger geringerer Einwaagen oder größerer Verdünnung entsprechend höher liegen.

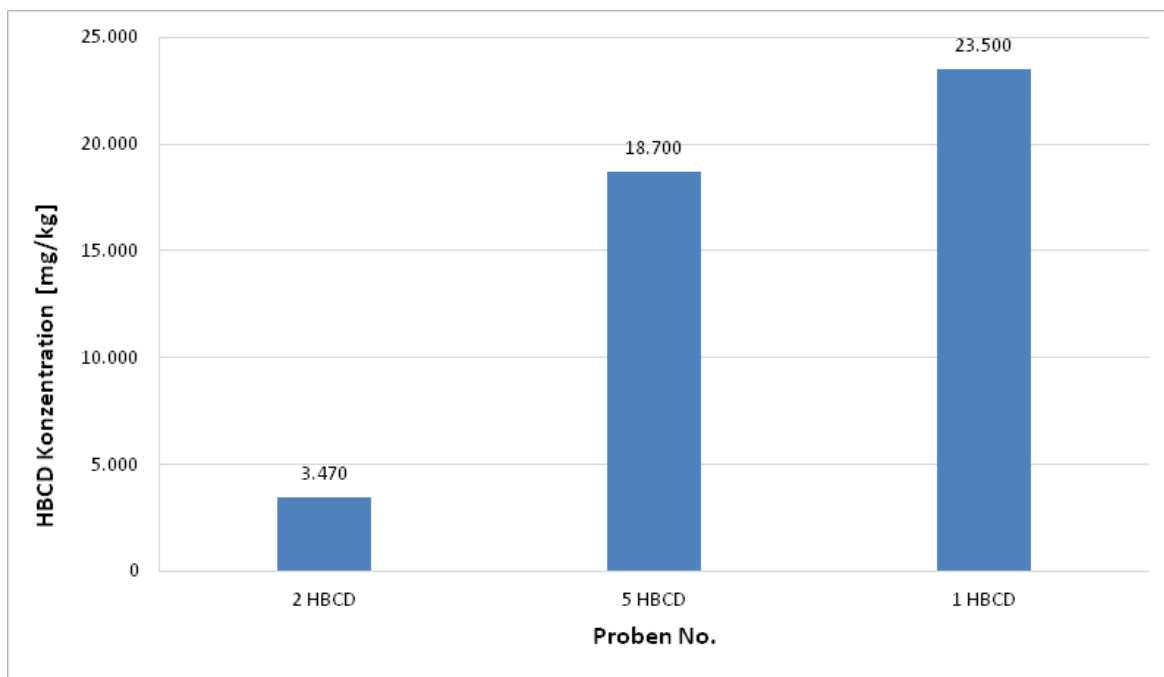
5.3 Ergebnisse der Laboranalysen

Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurden 38 Proben aus verschiedenen Quellsektoren für insgesamt 45 Laboranalysen bezogen. Die Ergebnisse der Laboranalysen werden im Folgenden diskutiert und sind in Tabelle 61 zusammengefasst. Weitere Details zu den Analysenergebnissen (Bilder der Proben, detaillierte Messergebnisse zu bestimmten Kongeneren bzw. Isomeren, Bestimmungsgrenzen, etc.) sind im Anhang enthalten.

5.3.1 Diskussion der Ergebnisse der Laboranalysen (HBCD)

EPS/XPS Bausektor

Abbildung 53: Ergebnisse der Laboranalysen EPS/XPS Bausektor



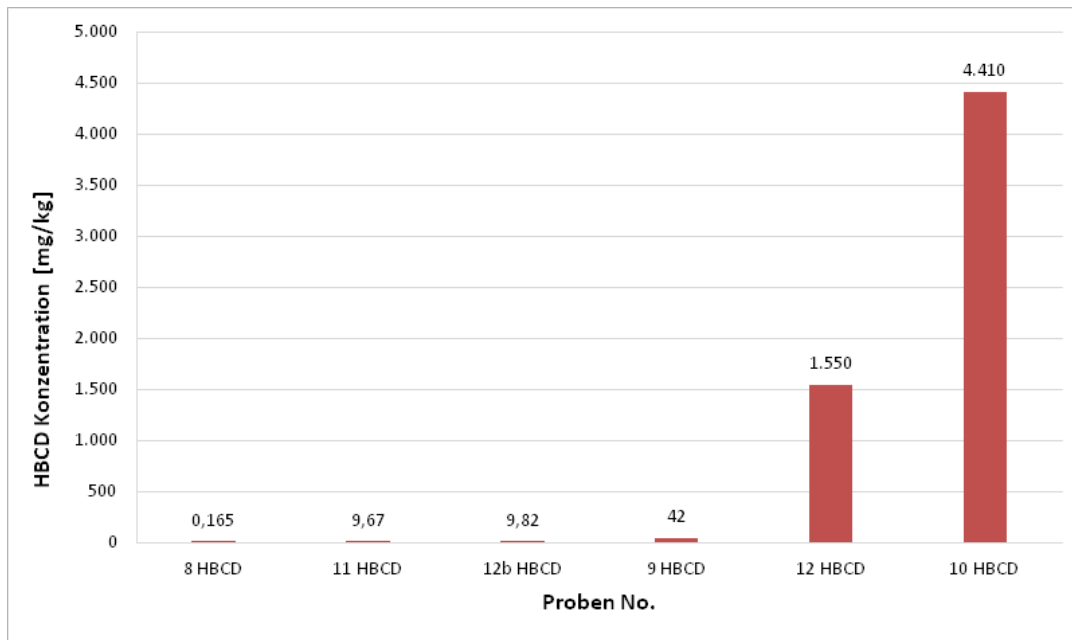
Wegen der im Projektzusammenhang hohen Relevanz der PS Schäume aus dem Baubereich wurde in Abstimmung mit dem Umweltbundesamt beschlossen, EPS und XPS Abfälle und Recyclate, die aus dem Baubereich stammen, auf deren Gehalt an HBCD zu analysieren. Hierzu wurden Proben von Bauschutttaufbereitungsanlagen und/oder Recyclingfirmen beschafft, die im weiteren Projektverlauf analysiert wurden (Nr. 1HBCD: XPS Proben aus Dämmstoffen aus dem Baubereich; Nr. 2HBCD: EPS Mahlgut aus Dämmstoffen Baubereich; Nr. 5HBCD: Recyclat aus PS-E Dämmstoff). Die Proben stammen von Recyclern und werden zur Herstellung von Recyclaten verwendet bzw. sind Recyclate. Die ursprünglich vorgesehene Beschaffung von EPS/XPS Abfällen direkt bei Bauschutttaufbereitungsanlagen gestaltete sich schwierig, da nach Aussagen mehrerer Betreiber diese Abfälle nur in Ausnahmefällen zur Verfügung stehen. Die Konzentrationen in EPS und XPS Produkten sind allerdings auch hinreichend bekannt und im Projektzusammenhang erscheint es bedeutender, Abfallströme zu beproben, die tatsächlich für die Herstellung von Recyclaten verwendet werden bzw. die Recyclate selbst.

Die Analysen der oben genannten Proben aus dem Baubereich ergaben HBCD Konzentrationen von 0,34% (Probe Nr. 2HBCD), 1,87% (Probe Nr. 5HBCD) und 2,35% (Probe Nr. 1HBCD); siehe Abbildung 53 und Tabelle 61. Die Konzentrationen liegen erwartungsgemäß in Bereichen, in denen HBCD üblicherweise in Dämmstoffen eingesetzt wird (0,7 bis 3%; siehe Tabelle 30) bzw. im Fall des EPS Mahlguts auch unter den üblicherweise eingesetzten Konzentrationen von 0,7%. Möglicherweise

enthält das EPS Mahlgut auch Anteile aus wenig oder unbelastetem EPS Material, wie z.B. Verpackungsmaterial. Die Ergebnisse der chemischen Analysen haben die wesentlichen Annahmen aus der Recherche bestätigt. In den Stoffflüssen für den Baubereich wird mit einer Konzentration von 0,7% für EPS Dämmstoffe und von 1,5% für XPS Dämmstoffe kalkuliert.

EPS/XPS Sonstige (EPS Verpackungen)

Abbildung 54: Ergebnisse der Laboranalysen EPS/XPS Sonstige (EPS Verpackungen)



In anderen EPS und XPS relevanten Anwendungen, die vom Verpackungsbereich dominiert werden, wird HBCD in Deutschland bereits nicht mehr eingesetzt. Aufgrund der kurzen Produktlebensdauer in diesem Bereich könnte HBCD hier möglicherweise durch Importe in Abfallströmen nach Deutschland gelangen. Um mögliche HBCD Gehalte im Verpackungsbereich festzustellen, wurde in Abstimmung mit dem Umweltbundesamt beschlossen, in diesem Bereich chemische Analysen durchzuführen. Hierzu wurden Proben von Recyclingfirmen beschafft und analysiert (Nr. 8HBCD: EPS-Mischfraktion Verpackungsabfall; Nr. 9HBCD: PS-E Mahlgut aus Verpackungen; Nr. 10 HBCD: Recyclat aus PS-E Verpackungen/Dämmstoffen; Nr. 12HBCD: Recyclat aus PS-E Verpackung/Dämmstoffen; Nr. 12bHBCD: Recyclat aus PS-E Verpackung).

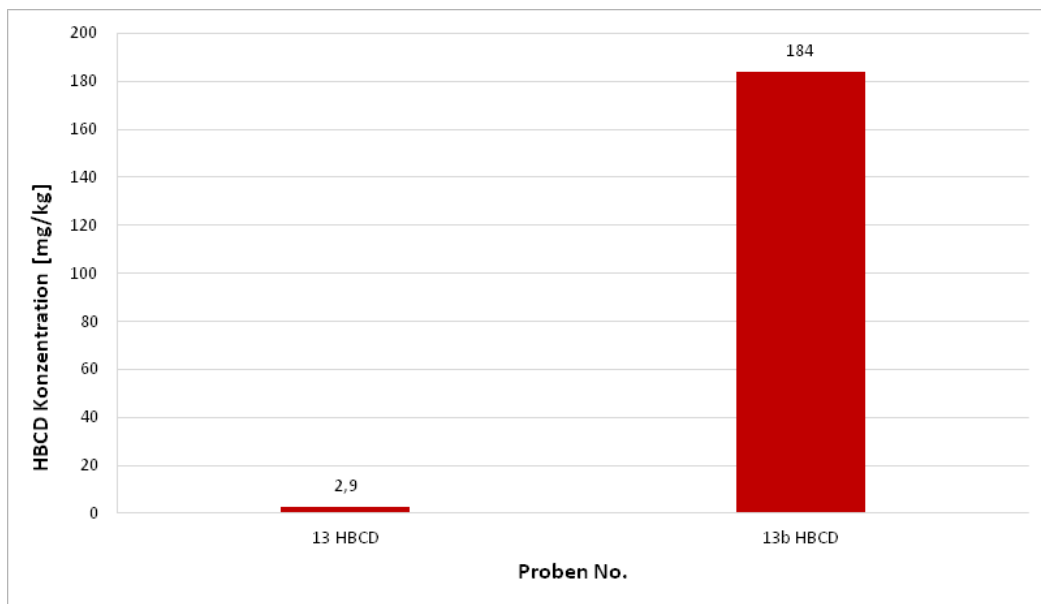
Die Analysen der oben genannten Proben aus dem Verpackungsbereich ergaben unterschiedliche Ergebnisse; siehe Abbildung 54. Zum Teil liegen die Konzentrationen in relativ niedrigen Bereichen, die sich z.B. durch die Kontaminationen aus Importen, alten Verpackungen, Querkontaminationen aus dem Baubereich oder der Verwendung von HBCD belasteten Recyclaten bei der Herstellung von Verpackungen erklären lassen. Die gemessenen HBCD Konzentrationen liegen bei 0,165 mg/kg (Probe Nr. 8HBCD), 9,760 mg/kg (Probe Nr. 11HBCD), 9,820 mg/kg (Probe Nr. 12bHBCD) und 42 mg/kg (Probe Nr. 9HBCD); siehe Tabelle 61. Diese Analysen bestätigen, dass Abfallfraktionen aus EPS Verpackungen in der Regel zwar HBCD enthalten, aber vergleichsweise niedrig belastet sind. Die Analysergebnisse der Proben Nr. 8/9/11/12bHBCD legen nahe, dass die durchschnittliche HBCD Belastung von Verpackungsabfällen bei etwa 10 mg/kg liegen könnte. Diese Aussage fußt auf den Ergebnissen von 4 Stichproben und könnte ggfs. durch weitere Messungen geprüft werden.

Zwei Proben fallen durch hohe HBCD Gehalte von 1.550 mg/kg (Probe Nr. 12HBCD) und 4.410 mg/kg (Probe Nr. 10HBCD) auf (siehe Tabelle 61). Bei genauerer Betrachtung der Probenherkunft ist festzustellen, dass diese Proben aus einem Recyclingprozess stammen, in dem aus Verpackungsmaterial und Verschnittresten von Neuware aus dem Dämmstoffbereich eine Mischfraktion erstellt und

daraus ein PS Granulat hergestellt wird. Nach Angaben des Recyclers würden in dem Recyclingprozess in den Inputmaterialien enthaltene Flammschutzmittel zerstört werden (basierend auf Informationen des Anlagenherstellers). Genauere Informationen zu dem Prozess konnten im Forschungsvorhaben nicht ermittelt werden. Die Analysenergebnisse zeigen, dass eine Zerstörung allerdings nicht (oder evtl. nur teilweise) stattfindet. Der Recycler wurde über die Analysenergebnisse informiert und steht mit dem Anlagenhersteller im Kontakt. Die hohen Belastungen dieser Proben erklären sich aus dem Vermischen von Abfällen aus dem Baubereich mit Verpackungsabfällen. Es ist davon auszugehen, dass die hohen Belastungswerte aus dem Eintrag der Dämmstoffe resultieren. Wenn eine zuverlässige Zerstörung des HBCD-Gehaltes im Recyclingprozess nicht gewährleistet ist, ist eine thermische Verwertung der PS-E Dämmstoffabfälle HBCD zu empfehlen. Die teilweise praktizierte Vermischung von PS-E Verpackungsabfällen mit PS-E Dämmstoffabfällen sollte unbedingt vermieden werden. Andernfalls wäre die Rezyklierbarkeit dieser unbelasteten Abfallströme in Frage gestellt.

HIPS im Elektrobereich

Abbildung 55: Ergebnisse der Laboranalysen (HIPS aus Elektroaltgeräten)



Es liegen keine konkreten Informationen vor, dass HBCD im Elektrobereich noch verwendet wird (wobei eine aktuelle Verwendung nicht ausgeschlossen werden kann). Im Abfallbereich können HBCD-haltige HIPS aus Elektroaltgeräten aufgrund von früherer Verwendung und von Importen vorkommen. Um mögliche HBCD Gehalte festzustellen, wurde in Abstimmung mit dem Umweltbundesamt beschlossen, in diesem Bereich chemische Analysen durchzuführen. Hierzu wurden Proben von Recyclingfirmen beschafft und analysiert (Nr. 13HBCD: bromhaltiger Abfall aus EAG; Nr. 13bHBCD: PS Recyclat aus EAG).

Die Analysen der HIPS Proben aus dem Elektrobereich ergaben unterschiedliche Ergebnisse; siehe Abbildung 55. Der bromhaltige Abfall aus Elektroaltgeräten (Probe Nr. 13HBCD) weist mit 2,9 mg/kg eine eher geringe HBCD Konzentration auf (siehe Tabelle 61). Das Ergebnis dieser Stichprobe stimmt mit bisher vorliegenden Werten überein (siehe Tabelle 37) und deutet darauf hin, dass bromhaltige Kunststoffe aus Elektroaltgeräten durchschnittlich niedrig belastet sein könnten. Dies lässt sich damit erklären, dass (möglicherweise HBCD-haltige) HIPS nur einen geringen Anteil dieser Kunststofffraktion ausmachen. Die Aussage beruht auf einer Stichprobe und einem bisher vorliegenden Wert und könnte durch weitere Messungen geprüft werden.

Bei dem PS Recyclat aus Elektroschrott (Probe Nr. 13bHBCD) handelt es sich um Polystyrol, welches aus HIPS aus Elektroschrott recycelt wurde. In dem Prozess wird ausschließlich Elektroschrott einge-

setzt. Die HBCD Konzentration in diesem Recyclat liegt bei 184 mg/kg (siehe Tabelle 61). Diese Konzentration liegt deutlich unter den üblichen Einsatzkonzentrationen von HBCD in HIPS im Elektroalbereich (1 bis 7%; siehe Tabelle 30). Dass das Analyseergebnis deutlich unter den Einsatzkonzentrationen liegt, kann unter anderem daran liegen, dass (1) nur ein geringer Anteil der HIPS in Elektroaltgeräten HBCD enthalten, dass (2) andere nicht HBCD-haltige Polystyrole aus Elektroaltgeräten in das Recyclat gelangen und dass (3) enthaltenes HBCD in dem Prozess möglicherweise teilweise zerstört wird. Da nur eine Stichprobe analysiert wurde ist auch fraglich, ob die Probe aus einer repräsentativen Charge stammt. Die HBCD Konzentrationen in HIPS aus Elektroaltgeräten könnten durch weitere Analysen geklärt werden.

Prinzipiell besteht nach Vorgabe der Richtlinie 2012/19/EU die Verpflichtung, Kunststoffe, die bromierte Flammschutzmittel enthalten, bei der Behandlung von Elektroschrott abzutrennen. Wenn im HIPS Recyclat relevante Konzentrationen gefunden werden, so deutet das darauf hin, dass entgegen dieser Vorgabe nicht alle Kunststoffe, die bromierte Flammschutzmittel enthalten, abgetrennt werden. Eine strikte Umsetzung der Vorgabe würde den Eintrag von HBCD (und von anderen bromierten Flammschutzmitteln) in Kunststoffrecyclate aus Elektroaltgeräten minimieren.

5.3.2 Diskussion der Ergebnisse der Laboranalysen (HCBd)

HCBd wurde in den Proben nicht oberhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenzen gefunden.

Herstellung chlororganischer Verbindungen

Relevante chlororganische Verbindungen werden in Deutschland an zwei Standorten produziert. Die Produktionsrückstände werden an den Produktionsstandorten verbrannt. Aschen fallen in dem Prozess nicht an sondern werden in die Verbrennung zurückgeführt.

Ob relevante Mengen an HCBd in Abfällen anfallen, ist daher unklar. In Abstimmung mit dem Umweltbundesamt wurde eine Beprobung der anfallenden Schlacken beschlossen, um eine Abschätzung des Eintrags von HCBd über Aschen/Schlacken aus dem Herstellungsprozess chlorierter organischer Verbindungen zu ermöglichen. Zwei Schlackeproben wurden beschafft und auf deren Gehalt an HCBd analysiert (Proben 14 und 15HCBd). HCBd wurde in den Proben nicht oberhalb der Bestimmungsgrenzen gefunden (Bestimmungsgrenzen 8,87 µg/kg bzw. 9,24 µg/kg; siehe Tabelle 61). Diese Analysenergebnisse lassen schließen, dass HCBd in den Verbrennungsrückständen aus der Verbrennung der Produktionsrückstände von chlororganischen Verbindungen in Deutschland nicht oder jedenfalls nicht in relevanten Mengen vorkommt (auf der Grundlage von 2 Stichproben).

Verbrennungsprozesse

Um die mögliche Relevanz von Abfallverbrennungsprozessen zu klären, wurden Proben (Aschen und Schlacken) aus Anlagen zur Verbrennung von kommunalen Abfällen (zwei Anlagen) und Sonderabfällen (zwei Anlagen) beschafft (Proben Nr. 18 bis 22HCBd/PCN). In einer dieser Anlagen zur Verbrennung von kommunalen Abfällen wird in separaten Öfen auch Krankenhausabfall verbrannt. Die Abgasreinigung aus der Siedlungsabfall- und Krankenhausmüllverbrennung erfolgt dort gemeinsam und die Verbrennungsrückstände fallen somit als Gemisch an.

Die beschafften Proben wurden auf deren Gehalt an HCBd untersucht, um die mögliche Relevanz von Müllverbrennungsprozessen einschätzen zu können⁵⁵. HCBd wurde in den Proben nicht oberhalb der Bestimmungsgrenzen gefunden (Bestimmungsgrenzen 9,87 µg/kg, 9,82 µg/kg, 9,62 µg/kg, 9,40 µg/kg bzw. 8,92 µg/kg; siehe Tabelle 61). Diese Analysenergebnisse lassen schließen, dass HCBd in den Verbrennungsrückständen aus der Verbrennung von kommunalen Abfällen in Deutsch-

⁵⁵ Dieselben Proben wurden auch auf den Gehalt an PCN untersucht

land nicht oder jedenfalls nicht in relevanten Mengen vorkommt (auf der Grundlage von 5 Stichproben).

Klärschlamm

Daten zum Gehalt von HCBd in Klärschlamm in Deutschland liegen nicht vor. Wegen der großen Mengen an Klärschlamm, die in Deutschland anfallen, wurde, um die Informationsgrundlage zu verbessern, eine Klärschlammprobe aus einer großen deutschen kommunalen Kläranlage beschafft. Die Probe wurde auf deren Gehalt an HCBd untersucht. HCBd wurde in den Proben nicht oberhalb der Bestimmungsgrenze gefunden (Bestimmungsgrenze 0,54 µg/kg; siehe Tabelle 61). Dieses Analyseergebnis gibt keinen Hinweis darauf, dass HCBd in kommunalem Klärschlamm in Deutschland in relevanten Mengen vorkommt. Unter der Annahme, dass der HCBd Gehalt in Deutschland in der Regel unter 0,54 µg/kg liegt, kann angenommen werden, dass die Gesamtfracht in Klärschlamm in Deutschland unter 1 kg pro Jahr liegt.

5.3.3 Diskussion der Ergebnisse der Laboranalysen (PCN)

Die Proben wurden auf deren Gehalt an bestimmten PCN Kongeneren untersucht⁵⁶. Die untersuchten PCN Kongenere wurden in den Proben nicht oberhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenzen gefunden.

Abfallverbrennungsprozesse

Um die mögliche Relevanz von Abfallverbrennungsprozessen zu klären, wurden Proben (Aschen und Schlacken) aus Anlagen zur Verbrennung von kommunalen Abfällen (zwei Anlagen; Proben 18 bis 22 HCBd/PCN) und Sonderabfällen (zwei Anlagen; Proben 23 und 24 HCBd/PCN) beschafft.

Die beschafften Proben wurden auf deren Gehalt an PCN untersucht, um die mögliche Relevanz von Müllverbrennungsprozessen besser einschätzen zu können⁵⁷. Die untersuchten Kongenere wurden in den Proben aus der kommunalen Abfallverbrennung nicht oberhalb der Bestimmungsgrenzen gefunden (Bestimmungsgrenzen 4,94 µg/kg, 4,91 µg/kg, 4,81 µg/kg, 4,70 µg/kg bzw. 4,46 µg/kg; siehe Tabelle 61). Die untersuchten Kongenere wurden ebenfalls nicht in den Proben aus der Sonderabfallverbrennung oberhalb der Bestimmungsgrenzen gefunden (Bestimmungsgrenzen 4,69 µg/kg bzw. 4,92 µg/kg; siehe Tabelle 61). Diese Analyseergebnisse lassen schließen, dass PCN in den Verbrennungsrückständen aus der Verbrennung von Abfällen in Deutschland nicht oder jedenfalls nicht in relevanten Mengen vorkommen (auf der Grundlage von 7 Stichproben).

Produktion von Sekundärkupfer

Da keine Proben aus der Produktion von Sekundärkupfer beschafft werden konnten, lässt sich über die Relevanz dieses Bereichs keine Aussage treffen. Um die Relevanz der Herstellung von Sekundärkupfer in Deutschland bezüglich des Vorkommens von PCN einschätzen zu können wäre die chemische Analyse entsprechender Proben erforderlich.

Produktion von Sekundäraluminium

Über den Gesamtverband der Aluminiumindustrie wurden zwei Proben (Filterstaub und Salzschlacke) aus einer Anlage zur Herstellung von Sekundäraluminium zur Verfügung gestellt. Die Proben wurden auf deren Gehalt an PCN untersucht, um die mögliche Relevanz der Produktion von Sekundäraluminium besser einschätzen zu können. Die untersuchten Kongenere wurden in den Proben nicht oberhalb der Bestimmungsgrenzen gefunden (Bestimmungsgrenzen 4,71 µg/kg bzw. 5,03 µg/kg; siehe Tabelle 61). Diese Analyseergebnisse weisen nicht darauf hin, dass PCN in Filterstaub

⁵⁶ Untersuchte Kongenere: 1,2,3,4-TetraCN, 1,2,3,5,7-PentaCN, 1,2,3,4,6,7-HexaCN, 1,2,3,5,6,7-HexaCN, 1,2,3,5,7,8-HexaCN, 1,2,3,4,5,6,7-HeptaCN, OctaCN

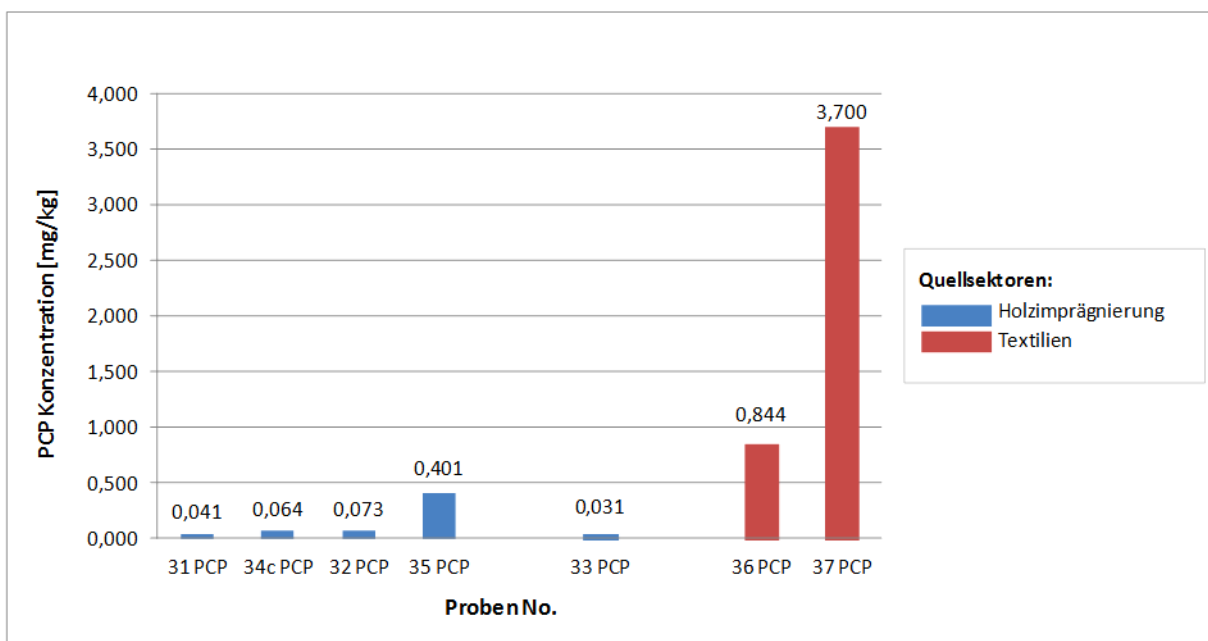
⁵⁷ Dieselben Proben wurden auch auf den Gehalt an HCBd untersucht

und Salzschlacke aus der Sekundäraluminiumherstellung in relevanten Mengen vorkommen (auf der Grundlage von zwei Stichproben). Das deutet darauf hin, dass PCN in Abfällen aus der Sekundäraluminiumindustrie keine relevante Rolle spielen dürften.

5.3.4 Diskussion der Ergebnisse der Laboranalysen (PCP)

Im Verlauf des Forschungsvorhabens wurden insgesamt sieben Materialproben auf deren PCP Gehalt untersucht (siehe Tabelle 61). PCP konnte, in relativ geringen Konzentrationen, in allen Proben nachgewiesen werden. Die gemessenen PCP Kontaminationen der einzelnen Proben waren z.T. sehr unterschiedlich. Die höchsten PCP-Gehalte wurden in alten Spezialtextilien gemessen (Proben 36 und 37PCP). Die PCP-Gehalte von Holzabfällen liegen in allen Fällen deutlich unter der in der AltholzV festgelegten Konzentrationsschwelle für PCP (3 mg/kg).

Abbildung 56: Ergebnisse der Laboranalysen (PCP)



Holz

In Deutschland wird PCP derzeit weder hergestellt noch verwendet. PCP wurde in erster Linie für den Holz- und Bautenschutz eingesetzt. Aufgrund der hohen Lebensdauer imprägnierter Holzprodukte, insbesondere im Baubereich, ist davon auszugehen, dass PCP imprägnierte Hölzer weiterhin als Abfall anfallen und behandelt/entsorgt werden müssen. In Deutschland tritt PCP im Rahmen des Vollzuges immer noch als Problemstoff auf und wurde im Rahmen der Dokumentation und der Nachweisführung in den letzten Jahren punktuell identifiziert. Bezüglich kontaminierter Abfallströme können einige Messergebnisse der Analysendatenbank ABANDA entnommen werden. ABANDA bestätigt, dass die Kontamination in Abfällen z.T. mehrere 1.000 mg/kg aufweisen kann. Es kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass es sich um relativ alte Messergebnisse handelt (z.B. Anfang der 90er Jahre), da es aus ABANDA nicht möglich ist nachzuvollziehen, in welchem Jahr die einzelnen Messungen durchgeführt wurden. In Abstimmung mit dem UBA wurde daher beschlossen insgesamt fünf Proben von Althölzern bzw. Holzspanplatten auf PCP zu untersuchen (Proben 31, 32, 33, 34c und 35-PCP).

Die AltholzV setzt einen Grenzwert von 3 mg PCP/kg Trockenmasse für Holzhackschnitzel und Holzspäne zur Herstellung von Holzwerkstoffen fest. Die Betreiber von Altholzaufbereitungsanlagen sind verpflichtet, diesen Grenzwert einzuhalten. Ein wichtiger Einsatzbereich für Holzhackschnitzel und Holzspäne ist die Herstellung von Holzspanplatten. Auch wenn der Grenzwert für PCP klar definiert

ist, kann grundsätzlich nicht ausgeschlossen werden, dass PCP auch in höheren Konzentrationen in recycelten Holzwerkstoffen vorkommt. In Abstimmung mit dem Umweltbundesamt wurde daher beschlossen, dies anhand von einer Stichprobe (Großspanplatte mit Altholzanteil) zu überprüfen.

Die gemessenen PCP Konzentrationen in Althölzern liegen im Bereich von $\sim 0,04 - 0,4$ mg/kg (siehe Abbildung 56, Proben 31, 32, 35 und 34c -PCP), und sind damit deutlich unter der angenommenen durchschnittlichen Konzentration von 625 mg/kg für imprägniertes und luftgetrocknetes Holz. Bei der untersuchten Holzspanplatte wurde eine PCP Konzentration von $\sim 0,03$ mg/kg gemessen (Probe 33PCP). Die PCP Belastung liegt in allen Fällen deutlich unter der in der AltholzV festgelegten Konzentrationsschwelle für PCP (3 mg/kg).

Spezialtextilien

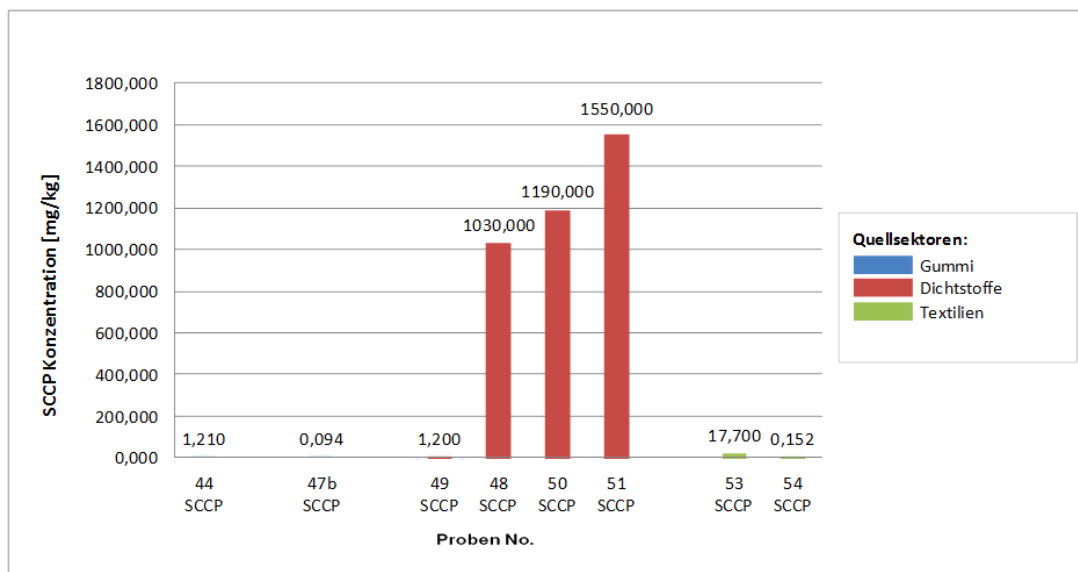
PCPL wurde in der Textilindustrie für die Behandlung von Spezialtextilien eingesetzt. Die PCPL Produktion wurde in der gesamten EU in 2000 beendet. PCPL wurde aber noch zwei Jahre nach dem Produktionsstopp in die EU importiert und hauptsächlich in Großbritannien und Frankreich verwendet. Im Gegensatz zur Europäischen Betrachtung ist aufgrund der früheren Regulierung von PCP und PCPL in Deutschland davon auszugehen, dass keine erheblichen Abfallmengen mehr betroffen sind. Relevante Abfallmengen sind eher in Ländern zu erwarten, die PCPL bis 2008 verwenden durften (Spanien, Portugal, Frankreich und Großbritannien). In Deutschland könnten besonders langlebige Textilprodukte noch eine Rolle spielen. In Abstimmung mit dem Umweltbundesamt wurde daher beschlossen, zwei Stichproben von Spezialtextilien aus dem Militärbereich auf PCP zu analysieren.

Der höchste PCP Gehalt liegt bei 3,7 mg/kg (Probe 37PCP) und wurde in einer Spezialtextilie (Militärluftmatratze aus Mitte/Ende 80er Jahre) gemessen. In einer weiteren Spezialtextilie aus dem Militärbereich (Militärponcho aus Mitte/Ende 80er Jahre) wurde die zweithöchste PCP Belastung von 0,844 mg/kg (Probe 36PCP) nachgewiesen. Ein gezielter Einsatz von PCP kann aber bei beiden Spezialtextilien größtenteils ausgeschlossen werden, da diese deutlich höhere PCP Konzentrationen benötigen, um effektiv zu sein ($\sim 2,5\%$). Zudem sind in Deutschland keine größeren Textilrestbestände aus dem Militärbereich zu erwarten. Das Wehrwissenschaftliche Institut für Werk- und Betriebsstoffe, welches für die Textilien der Bundeswehr zuständig ist, bestätigte, dass derzeit keine PCP-haltigen Textilien in den Lagern der Bundeswehr existieren. Diese wurden direkt nach dem Verbot von PCP aussortiert.

5.3.5 Diskussion der Ergebnisse der Laboranalysen (SCCP)

Im Verlauf des Forschungsvorhabens wurden insgesamt acht Proben aus drei Quellsektoren (Gummi, Dichtstoffe und Spezialtextilien) auf deren SCCP Gehalt untersucht. Die höchsten SCCP Konzentrationen wurden in Fugendichtungen aus Bau- und Abbruchabfällen gemessen (Proben 48, 50 und 51SCCP).

Abbildung 57: Ergebnisse der Laboranalysen (SCCP)



Gummiförderbänder

Wegen ihrer flammhemmenden Eigenschaften werden SCCP insbesondere in Gummiförderbändern für den Untertage-Bergbau eingesetzt. Dabei werden sie zu etwa 10% als additive Flammenschutzmittel in die Gummimischung eingearbeitet. In 2013 fielen in Deutschland schätzungsweise 1.760 t Gummi aus SCCP-haltigen Förderbändern als Abfall an. Spezifische Informationen zur Aufbereitung und Entsorgung von gebrauchten Förderbändern aus dem Untertagebau liegen nicht vor. Unter Berücksichtigung der vorliegenden Informationen aus Telefonaten mit Gummirecycling-Betrieben wird angenommen, dass der Gummianteil der Förderbänder zusammen mit anderen Gummiabfällen behandelt/entsorgt wird. Ein hoher Anteil des Gummiabfalls wird in Deutschland stofflich verwertet (z.B. Erzeugung von Granulaten). Bei der Verwertung kann grundsätzlich nicht ausgeschlossen werden, dass SCCP in recycelte Erzeugnisse verschleppt werden. In Abstimmung mit dem UBA wurde daher beschlossen, zwei Gummiprobe (gebrauchtes Gummiförderband und Granulat aus gebrauchten Förderbändern) auf SCCP zu untersuchen.

Die geringe SCCP Konzentration des untersuchten Gummiförderbandes (Probe 44SCCP) weist darauf hin, dass es sich bei der Stichprobe um kein SCCP-haltiges Förderband handelt. Bei dem untersuchten Granulat aus gebrauchten Gummiförderbändern (Probe 47bSCCP) kann ebenfalls ausgeschlossen werden, dass SCCP-haltiger Gummi bei der Erzeugung des Granulats verwertet wurde. Im Verlauf des Projekts wurden einige bekannte Hersteller von Förderbändern, Bergbauunternehmen sowie auch Gummirecyclingbetriebe kontaktiert. Die Bereitschaft, Informationen und Proben für das Projekt zur Verfügung zu stellen, war gering. Da die Verwendung von SCCP für die Behandlung von Gummiförderbändern immer noch erlaubt ist und jährlich relevante Abfallmengen in Deutschland anfallen und behandelt/entsorgt werden müssen, kann grundsätzlich nicht ausgeschlossen werden, dass SCCP in recycelte Erzeugnisse verschleppt werden. Da keine weiteren relevanten Proben beschafft werden konnten, lässt sich über die Relevanz dieses Bereichs keine abschließende Aussage treffen. Um die Relevanz dieses Bereichs in Deutschland bezüglich des Vorkommens von SCCP einschätzen zu können, wären Proben von Gummiförderbändern für den Einsatz unter Tage oder entsprechende Granulate zu analysieren.

Dichtungen und Kleber

SCCP werden in Dichtungsmitteln und Klebmassen als Weichmacher verwendet, um dem Produkt die gewünschte Härte und Elastizität zu verleihen. Sie sind darüber hinaus effiziente Flammenschutzmittel. Die Anwendungsgebiete sind Polymere wie Polyacrylate, Polyurethane und Polysulfiddichtmassen in

der Bauindustrie und im Automobilbau sowie Fugendichtungen. SCCP werden in diesem Gebiet als Ersatz für PCB verwendet. SCCP werden zu etwa 5-14% in Dichtungen und Klebern eingesetzt. Die Konzentrationen können aber auch höher sein (>20%). Für die Abschätzungen des relevanten Abfallaufkommens wurde eine durchschnittliche SCCP Konzentration von 20% angenommen. Eine Untersuchung von Fugenkitten in der Schweiz hat ergeben, dass in einem Drittel von insgesamt 44 untersuchten Proben Chlorparaffine vorhanden waren. Am häufigsten kamen SCCP vor [BUWAL 2003]. In Abstimmung mit dem UBA wurde daher beschlossen, vier Proben von Fugendichtungen aus Bauschutt aufbereitungsanlagen auf SCCP zu untersuchen.

Drei der insgesamt vier untersuchten Fugendichtungen weisen SCCP Gehalte oberhalb 1.000 ppm auf (siehe Abbildung 57, Proben 48, 50 und 51SCCP). In einer Fugendichtung wurde eine deutlich geringere SCCP Konzentration von 1,2 ppm nachgewiesen (Probe No. 49SCCP). Da bei den Proben zum Teil recht hohe Konzentrationen an MCCP nachgewiesen wurden (im Vergleich zu SCCP), können Einflüsse durch MCCP nicht ausgeschlossen werden (siehe auch [BUWAL 2003]). Bei den untersuchten Proben kann es sich auch um MCCP-haltige Fugendichtungen handeln, die einen SCCP Anteil von etwa 0,5-1% aufweisen. Bei Fugendichtungen, die ausschließlich mit SCCP behandelt wurden, müssten die Konzentrationen deutlich höher sein (mindestens 5%).

Textilien

In der Textilindustrie dienten hochchlorierte SCCP nicht nur als Flammenschutzmittel, sondern auch zur Abweisung von Wasser und als Anti-Fäulnismittel. Traditionell wurden Chlorparaffine zur Behandlung von Militärzelten verwendet. In Deutschland werden SCCP nicht mehr für die flammfeste Ausrüstung von Textilien verwendet. [TEGEWA 2013] bestätigte, dass ihre Mitglieder die Verwendung von SCCP seit Ende der 90er Jahre, wahrscheinlich bereits früher, eingestellt haben. In Deutschland könnten besonders langlebige Textilprodukte (z.B. aus Militärrestbeständen) noch eine Rolle spielen. Es wurde daher beschlossen, zwei Spezialtextilien aus dem Militärbereich auf SCCP zu untersuchen.

In einer Spezialtextilie aus dem Militärbereich (Pilotenhaube aus Mitte/Ende 80er Jahre) wurde eine SCCP Konzentration von 17,7 ppm nachgewiesen (Probe 53SCCP) und in dem bereits auf PCP untersuchten Militärponcho eine SCCP Konzentration von 0,152 ppm (Probe 54SCCP). Ein gezielter Einsatz von SCCP kann bei beiden Spezialtextilien größtenteils ausgeschlossen werden, da diese deutlich höhere SCCP Konzentrationen benötigen, um effektiv zu sein (~20%).

Tabelle 61: Ergebnisse der Laboranalysen

Substanz	Quellsektor	Proben No.	Beschreibung	Gehalt [mg/kg]	Bestimmungsgrenze
HBCD	EPS/XPS Bausektor		PS-E Dämmmaterial und/oder mit PS-E verunreinigte Abfallfraktionen und Recyclate aus PS-E Dämmmaterial (aus Bauschuttzubereitungsanlagen)		
		1	PS-E dämmstoffhaltig (XPS Mahlgut aus Dämmstoffen aus dem Baubereich welches zur Herstellung von Recyclaten verwendet wird)	23.500,000	15 mg/kg
		2	Abfall aus Bauschuttzubereitungsanlage, PS-E dämmstoffhaltig (EPS Mahlgut aus Dämmstoffen Baubereich)	3.470,000	1,5 mg/kg
		5	Recyclat aus PS-E Dämmstoff (PS-Regranulat)	18.700,000	15 mg/kg
HBCD	EPS/XPS sonstige		PS-E Verpackungsabfälle und Recyclate (Recyclat aus PS-E Verpackungsmaterial)		
		8	PS-E Verpackungsabfall (EPS-Mischfraktion; Verpackungsabfall)	0,165	0,00015 mg/kg
		9	PS-E Verpackungsabfall (Mahlgut aus Verpackungen)	42,000	1,5 mg/kg
		10	Recyclat aus PS-E Verpackung und Dämmstoff (PS-Regranulat)	4.410,000	1,5 mg/kg
		11	PS-E Verpackungsabfall (Verpackungschips)	9,670	1,7 mg/kg
		12	Recyclat aus PS-E Verpackung und Dämmstoff (PS-Regranulat)	1.550,000	1,5 mg/kg
		12 b	Recyclat aus PS-E Verpackung	9,820	0,00015 mg/kg
HBCD	EAG (HIPS)		Bromhaltiger Abfallstrom aus Elektroaltgeräten (EAG)		
		13	Bromhaltiger Abfall aus EAG	2,900	0,00015 mg/kg
		13 b	PS Recyclat aus EAG	184,000	1,5 mg/kg
HBCD	Chlorchemie		Verbrennungsrückstände (Schlacke) aus Produktionsanlagen TRI, TETRA oder PER		
		14	Schlacke Anlage A Charge 1	< 0,00887	n.r.
		15	Schlacke Anlage A Charge 2	< 0,00924	n.r.
HBCD	Abwasserbehandlung		Klärschlamm (aus zufällig ausgewählter kommunaler Kläranlage)		
		16	Klärschlamm (kommunale Abwasserbehandlung)	< 0,00054	n.r.
HBCD/ PCN	Verbrennung von kommunalen Abfällen		Abfälle aus der kommunalen Abfallverbrennung KAV (Schlacke, Kesselasche, Filterasche, Feste Rückstände aus der Rauchgaswäsche)		
HBCD		18	Schlacke KAV Anlage A (Schlacke fällt als Gemisch an mit den festen Rückständen)	< 0,00987	n.r.

Ermittlung von potentiell POP-haltigen Abfällen und Recyclingstoffen - Ableitung von Grenzwerten

Substanz	Quellsektor	Proben No.	Beschreibung	Gehalt [mg/kg]	Bestimmungsgrenze
			aus der Rauchgaswäsche)		
PCN		18	Schlacke KAV Anlage A (Schlacke fällt als Gemisch an mit den festen Rückständen aus der Rauchgaswäsche)	< 0,00494	n.r.
HCBD		19	Schlacke KAV Anlage A (Schlacke fällt als Gemisch an mit den festen Rückständen aus der Rauchgaswäsche)	< 0,00982	n.r.
PCN		19	Schlacke KAV Anlage A (Schlacke fällt als Gemisch an mit den festen Rückständen aus der Rauchgaswäsche)	< 0,00491	n.r.
HCBD		20	Asche KAV Anlage A (Filterasche und Kesselasche fallen als Gemisch an)	< 0,00962	n.r.
PCN		20	Asche KAV Anlage A (Filterasche und Kesselasche fallen als Gemisch an)	< 0,00481	n.r.
HCBD		21	Asche KAV Anlage A (Filterasche und Kesselasche fallen als Gemisch an)	< 0,0094	n.r.
PCN		21	Asche KAV Anlage A (Filterasche und Kesselasche fallen als Gemisch an)	< 0,0047	n.r.
HCBD		22	Filterasche KAV, Anlage B (Mischprobe aus 4 Kesseln über den gesamten Zeitraum des 3. Quartals 2013)	< 0,00892	n.r.
PCN		22	Filterasche KAV, Anlage B (Mischprobe aus 4 Kesseln über den gesamten Zeitraum des 3. Quartals 2013)	< 0,00446	n.r.
HCBD/ PCN	Verbrennung von Sonderabfällen		Filterasche (Verbrennung von Sonderabfällen SAV)		
HCBD		23	Filterstaub SAV Anlage 1	< 0,00937	n.r.
PCN		23	Filterstaub SAV Anlage 1	< 0,00469	n.r.
HCBD		24	Filterstaub SAV Anlage 2	< 0,00983	n.r.
PCN		24	Filterstaub SAV Anlage 2	< 0,00492	n.r.
PCN	Produktion von Sekundär-Al		Filterstaub und Salzschlacke (Produktion von Sekundär-Al)		
		26	Filterstaub sek.-Al Anlage	< 0,00471	n.r.
		28	Salzschlacke sek.-Al Anlage	< 0,00503	n.r.
PCP	Holzimprägnierung		Altholz und Recycling-Holzspanplatte		
		31	Imprägniertes Altholz (Altholz Kategorie IV, geschreddert, überwiegend Bahnschwelle)	0,041	1 µg/kg
		32	Imprägniertes Altholz (Holz aus Außenbereich; "Jägerzaun", ca. 35 Jahre)	0,073	1 µg/kg
		33	Recycling-Holzspanplatte (Großspannplatte, hergestellt in Deutschland)	0,031	1 µg/kg

Ermittlung von potentiell POP-haltigen Abfällen und Recyclingstoffen - Ableitung von Grenzwerten

Substanz	Quellsektor	Proben No.	Beschreibung	Gehalt [mg/kg]	Bestimmungsgrenze
		34c	Holzspanplatte (aus Altholzaufbereitungsanlage)	0,064	1 µg/kg
		35	Imprägniertes Altholz (Holzbalken Außenbereich, vermutlich mit Erdkontakt)	0,401	1 µg/kg
PCP	Textilien		Spezialtextilien (wasser und wetterbeständig)		
		36	Spezialtextilie A (Militärponcho aus Mitte bis Ende 80er Jahre)	0,844	1 µg/kg
		37	Spezialtextilie B (Textilüberzogene Militärluftmatratze aus Mitte bis Ende 80er Jahre)	3,700	100 µg/kg
SCCP	Gummiindustrie		Gebrauchtes Gummiförderband aus dem Bergbau und Granulat aus gebrauchten Förderbändern		
		44	Gebrauchtes Gummiförderband aus Bergbau	1,210	250 µg/kg
		47b	Granulat aus gebrauchten Förderbändern	0,094	25 µg/kg
SCCP	Dicht- und Klebstoffe		Fugendichtungen (Bau- und Abbruchabfälle)		
		48	Fugendichtung A	1.030,000	250.000 µg/kg
		49	Fugendichtung B	1,200	250 µg/kg
		50	Fugendichtung C	1.190,000	250.000 µg/kg
		51	Fugendichtung D	1.550,000	250.000 µg/kg
SCCP	Textilien		Spezialtextilien (flammgeschützt)		
		53	Spezialtextilie A (Pilotenhaube aus Mitte bis Ende 80er Jahre)	17,700	2.500 µg/kg
		54	Spezialtextilie B (Militärponcho Mitte bis Ende 80er Jahre)	0,152	25 µg/kg

6 Risikoabschätzung

6.1 Übersicht über relevante Bereiche

Anhand der Stoff- und Massenflüsse und zusätzlicher Informationen zu Vorkommen in Produkten und Abfällen zeigt Tabelle 62, in welchen Bereichen die Stoffe/Stoffgruppen typischerweise vorkommen und möglicherweise relevante Risiken verursachen können.

Tabelle 62: Übersicht über POPs, relevante Bereiche und entsprechende Mengen der Stoffe/Stoffgruppen in Produkten, Abfällen und Emissionen (in Deutschland in 2012); hervorgehobene Bereiche werden in der Risikoabschätzung berücksichtigt.

Potentieller Quellsektor	Substanz	Einschätzung der Relevanz im Projektzusammenhang	Emission (t/a)	Produkt (t/a)	Abfall (t/a)
Aufgeschäumtes Polystyrol (EPS) für die Bauindustrie	HBCD	Bis 2015 hohe Relevanz in Produkten und künftig aufgrund der hohen Lebensdauer über viele Jahrzehnte in Abfällen (ca. 161 t HBCD/a in 2012; ca. 960 t HBCD/a um 2050)	n.r.	1.708	161
Extrudiertes Polystyrol (XPS) für die Bauindustrie	HBCD	Bis 2015 hohe Relevanz in Produkten und künftig aufgrund der hohen Lebensdauer über viele Jahrzehnte in Abfällen (ca. 41 t HBCD/a in 2012; ca. 460 t HBCD/a um 2050)	n.r.	979	41
EPS/XPS außerhalb der Baubranche	HBCD	Aktuell in Produkten nicht mehr relevant; Auch in Abfällen aufgrund begrenzter Lebensdauer der Produkte (Verwendung überwiegend im Verpackungsbereich) nicht mehr relevant (ca. 0,4 t HBCD/a in 2012) mit weiter abnehmender Relevanz.	n.r.	0	0,4
High Impact Polystyrol (HIPS) für Elektro- und Elektronikgeräte	HBCD	Aktuell nicht mehr relevant in Produkten; früher Verwendung im Elektrobereich; im Vergleich zu EPS/XPS untergeordnete Relevanz in Abfällen (ca. 70 t/a in 2012 mit weiter abnehmender Relevanz). Importe könnten für Abfälle eine gewisse Rolle spielen.	n.r.	0	70
Polymerdispersionen für Textilien	HBCD	Seit 2007 nicht mehr relevant in Produkten; bis dahin Verwendung im institutionellen Bereich (Versammlungsstätten) und Automobilbereich; aufgrund der Verwendungsmenge in Deutschland und der Lebensdauer untergeordnete Relevanz in Abfällen (ca. 290 t/a in 2012 mit wei-	n.r.	0	290

Potentieller Quellsektor	Substanz	Einschätzung der Relevanz im Projektzusammenhang	Emission (t/a)	Produkt (t/a)	Abfall (t/a)
		ter abnehmender Relevanz)			
Klärschlamm	HBCD	Nicht relevant	n.r.	n.r.	0,1
Verbrennungsrückstände Abfallverbrennung	HBCD	Nicht relevant	n.r.	n.r.	0,01
Produkte aus historischen Anwendungen	HCBD	Nicht relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Unbeabsichtigte Entstehung - Produktion von chlororganischen Verbindungen	HCBD	Nicht relevant; Analysenergebnisse lassen schließen, dass HCBD in den Verbrennungsrückständen aus der Verbrennung der Produktionsrückstände von chlororganischen Verbindungen in Deutschland nicht in relevanten Mengen vorkommt	n.r.	n.r.	n.r.
Unbeabsichtigte Entstehung – Verbrennungs- prozesse Abfall	HCBD	Nicht relevant; Analysenergebnisse lassen schließen, dass HCBD in den Verbrennungsrückständen aus der Verbrennung von kommunalen Abfällen in Deutschland nicht in relevanten Mengen vorkommt	n.r.	n.r.	n.r.
Unbeabsichtigte Entstehung - Kunststoffherstellung	HCBD	Nicht relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Klärschlamm	HCBD	Nicht relevant; Analysenergebnis lässt schließen, dass HCBD in kommunalem Klärschlamm in Deutschland nicht in relevanten Mengen vorkommt.	n.r.	n.r.	n.r.
Frühere Verwendung in diversen Bereichen	PCN	Nicht relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Elektrobereich	PCN	Nicht relevant; Vorkommen in früheren PCB Anwendungen möglich; mengenmäßig nicht relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Abfallverbrennung	PCN	Nicht relevant; durch Analysenergebnisse aus Stichproben bestätigt	n.r.	n.r.	n.r.
Sekundäre Kupferherstellung	PCN	Möglicherweise relevant; Proben zur Überprüfung der Einschätzung konnten nicht beschafft werden			
Sekundäre Aluminiumherstellung	PCN	Nicht relevant; die Analysenergebnisse aus den Stichproben deuten darauf hin, dass PCN in Abfällen aus der Sekundäraluminiumindustrie keine relevante Rolle spielen	n.r.	n.r.	n.r.

Potentieller Quellsektor	Substanz	Einschätzung der Relevanz im Projektzusammenhang	Emission (t/a)	Produkt (t/a)	Abfall (t/a)
Chlor-Alkali Elektrolyse	PCN	Nicht relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Holzimprägnierung	PCP	Relevanz in Abfällen und evtl. auch in recycelten Erzeugnissen	n.r.	n.r.	140
Textilindustrie	PCP	Im Vergleich zu Holzimprägnierung von untergeordneter Relevanz (langlebige Textilprodukte aus Militärbeständen könnten noch eine Rolle spielen).	n.r.	n.r.	«
Metall- und Lederbearbeitungsmittel	SCCP	Nicht relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Gummiindustrie	SCCP	Relevanz in Produkten, Abfällen und evtl. auch in recycelten Erzeugnissen	n.r.	26	176
Dicht- und Klebstoffe	SCCP	Relevanz in Produkten und Abfällen	n.r.	38	66
Farben und Lacke	SCCP	Nicht relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Textilindustrie	SCCP	Langlebige Textilprodukte aus Militärbeständen könnten noch eine Rolle spielen	n.r.	n.r.	«
Lederindustrie	SCCP	Nicht relevant	n.r.	n.r.	n.r.
PVC und andere Kunststoffe	SCCP	Nicht relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Spezialpapiere	SCCP	Nicht relevant	n.r.	n.r.	n.r.
Sekundärquelle (Klärschlamm)	SCCP	Nicht relevant	n.r.	n.r.	n.r.

6.2 Risikoabschätzung

Bei der Risikoabschätzung werden insbesondere folgende Fragen berücksichtigt:

1. Sind die nach Anhang V, Teil 1 erlaubten Beseitigungs- und Verwertungsverfahren (D9, D10, R1, R4) geeignet, die relevanten Stoffe zu zerstören oder unumkehrbar umzuwandeln?
2. Führen die entsprechenden Prozesse möglicherweise zur Neubildung von POPs?
3. Verursachen Beseitigung oder Verwertung möglicherweise eine Umwelt- oder Gesundheitsgefährdung (d.h. eine relevante Exposition von Mensch oder Umwelt)? Eine Emission von signifikanten POP Mengen in die Umwelt wird grundsätzlich als Risiko betrachtet.

Weitere Informationen zur Methodik und zu Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen sind in Kapitel 2.4.3.6 und Kapitel 7.3.2.2 erläutert.

Tabelle 63: Übersicht über POPs, relevante Bereiche und mögliche Risiken

POPs	Bereich	Stoffmenge (in t/a oder qualitativ)	Entsorgungsweg	Mögliche Risiken bezüglich des POP Gehalts
HBCD	EPS und XPS Dämmstoffplatten	< 2,6 t/a (< 2,1 t/a EPS; < 0,5 t/a XPS)	Recycling	Im Regelfall werden nach Auskunft der Dämmstoffindustrie Dämmplatten aus Baustellenabfällen nicht recycelt. Eine vergleichsweise geringe Menge HBCD wird in EPS/XPS Dämmmaterialien, welche bei Abbruch und Sanierung nicht vom restlichen Bauschutt abgetrennt werden (max. 2,6 t, unter Umständen aber wesentlich weniger), gemeinsam mit sonstigen Kunststoffen stofflich verwertet. In den Recyclingprozessen werden POPs üblicherweise nicht zerstört oder gebildet. Das HBCD bleibt über lange Zeiträume in vermutlich geringen Konzentrationen in den Recyclaten erhalten und führt zum Risiko der weiteren Verschleppung des HBCD Gehalts in diverse Kunststoffprodukte und damit zu einer unkontrollierten globalen Verbreitung mit den damit verbundenen Risiken für Gesundheit und Umwelt. Ein konkretes Umwelt- oder Gesundheitsrisiko durch überschreiten von kritischen Konzentrationen in der Umwelt ((P)NEC) oder Expositionswerten (ETD) ist nicht zu erwarten. Das Risiko kann durch eine möglichst weitgehende Abtrennung von EPS/XPS Dämmmaterialien bei Abbruch und Sanierung und geeignete Behandlung minimiert werden. Bei Abbruch- und Sanierungsarbeiten von EPS/XPS Dämmplatten sollte Staubbildung vermieden werden. U. U. kann es sinnvoll sein, persönliche Schutzmaßnahmen zu ergreifen, um die mögliche Inhalation von HBCD-haltigem Staub zu vermeiden. Es zeigt sich, dass in der Praxis in Recyclingprozessen Verschnittmengen von Dämmstoffen auch mit Verpackungsabfällen vermischt und recycelt werden. Dadurch kommt es zu einer Vermischung von unbelasteten oder wenig HBCD-haltigen Abfällen (PS-E Verpackungsabfälle) mit HBCD-haltigen Abfällen (PS-E Dämmstoffabfälle) und in der Folge zu hoch belasteten PS Regranulaten. Wie relevant solche Vermischungen in der Praxis sind, ist nicht bekannt. Diese Praxis führt zum Risiko der weiteren Verschleppung des HBCD Gehalts in diverse Kunststoffprodukte und damit zu einer unkontrollierten globalen Verbreitung mit den damit verbundenen Risiken für Gesundheit und Umwelt. Ein konkretes Umwelt- oder Gesundheitsrisiko durch Überschreiten von kritischen Konzentrationen in der Umwelt ((P)NEC) oder Expositionswerten (ETD) ist nicht zu erwarten. Das Risiko kann durch eine getrennte Behandlung von EPS/XPS Dämmstoffen und EPS Verpa-

POPs	Bereich	Stoffmenge (in t/a oder qualitativ)	Entsorgungsweg	Mögliche Risiken bezüglich des POP Gehalts
HBCD		~ 200 t/a	Energetische Verwertung Verbrennung	ckungsabfällen minimiert werden. In der Regel werden EPS/XPS Dämmstoffe in Müllverbrennungsanlagen unter Nutzung des Energiegehalts verwertet EPS und XPS Dämmplatten können in nach dem Stand der Technik ausgerüsteten Müllverbrennungsanlagen bis zu einem Anteil von 2% des Gesamtabfalls in geeigneter Weise zusammen mit anderen Abfällen behandelt werden. HBCD wird dabei weitgehend zerstört (Zerstörungsrate bei der Verbrennung in MVAn > 99,99%) und die Verbrennung trägt nicht zur Entstehung anderer POPs bei. Wesentlich für eine fachgerechte Verbrennung ist die fachmännische Mischung im Bunker der MVAn. Bei einem Anteil von 1 Gewichtsprozent (entspricht etwa 15 Volumenprozent) ist das Handling der marktüblichen Dämmplatten im Verbrennungsprozess problemlos. Ein konkretes Umwelt- oder Gesundheitsrisiko durch Überschreiten von kritischen Konzentrationen in der Umwelt ((P)NEC) oder Expositionswerten (ETD) ist nicht zu erwarten. Während der Produktlebensdauer verbleibt das HBCD zu annähernd 100% in den Dämmstoffplatten. Bei Abbruch- und Sanierungsarbeiten von EPS/XPS Dämmplatten sowie beim Umgang mit den Platten zur Verwertung und Beseitigung könnte Staub entstehen und zu einer Exposition durch Inhalation führen. Um mögliche Umwelt- und insbesondere Gesundheitsrisiken zu minimieren, sollte Staubbildung vermieden werden und u. U. kann es sinnvoll sein, persönliche Schutzmaßnahmen (Atemmasken) zu ergreifen, um die mögliche Inhalation von HBCD-haltigem Staub zu vermeiden.
		< 0,4 t/a	Deponierung	Deponierung erfolgt unbeabsichtigt und in geringen Mengen (max. 0,4 t/a) als Anhaftung an mineralischem Bauschutt. HBCD bleibt erhalten, eine Neubildung von anderen POPs findet nicht statt. Aufgrund der geringen HBCD Konzentrationen sind konkrete Umwelt- oder Gesundheitsrisiken nicht zu erwarten. Durch die möglichst weitgehende Abtrennung von Störstoffen vom mineralischen Anteil kann der Effekt der Verschleppung und globalen Verteilung minimiert werden.
		nicht relevant	Zwischenlagerung	n.r.
HBCD	HIPS in Elektrogeräten	ca. 0,13 t/a	Recycling	Die typischen HIPS Produkte fallen üblicherweise in Elektroschrott an und werden zu einem Anteil von ca. 7,5% recycelt. Die übliche Behandlung der Kunststoffe aus Elektroschrott umfasst die manuelle Demontage oder die mechanische Behandlung in Schreddern. Das Schreddern erfolgt in großen Metallschreddern oder in speziellen Schreddern zur Behandlung einzelner Elektroschrottkategorien. Bei der manuel-

POPs	Bereich	Stoffmenge (in t/a oder qualitativ)	Entsorgungsweg	Mögliche Risiken bezüglich des POP Gehalts
				len Demontage können einzelne Kunststoffteile manuell abgetrennt werden. Schredderprozesse sind häufig mit automatischen Sortierprozessen verbunden. In Einzelfällen wird HIPS aus der Behandlung von Elektroschrott verwendet, um ein PS Recyclat herzustellen. Analysenergebnisse eines PS Recyclats aus Elektroschrott bestätigen einen erheblichen HBCD Gehalt des Recyclats von 184 mg/kg. Bei den Prozessen kommt es üblicherweise weder zu Zerstörung noch zur Bildung von POPs. Enthaltene HBCD bleibt erhalten und führt zum Risiko der weiteren Verschleppung des HBCD Gehalts in diverse Kunststoffprodukte und damit zu einer unkontrollierten globalen Verbreitung mit den damit verbundenen Risiken für Gesundheit und Umwelt. Ein konkretes Umwelt- oder Gesundheitsrisiko durch überschreiten von kritischen Konzentrationen in der Umwelt ((P)NEC) oder Expositionswerten (ETD) ist möglich, wenn es bei Schredderprozessen zur Emission von HBCD-haltigem Staub in die Umwelt oder zur Exposition von Arbeitern durch Inhalation kommt. Diese Einschätzung wird auch durch eine aktuelle Studie des österreichischen Umweltbundesamtes gestützt (siehe [UBA AT 2014]): „HBCDD is recommended for restriction under RoHS as a risk for the environment is expected from both shredding of WEEE and recycling of HBCDD containing HIPS from WEEE.“ und „Workers are expected to be at risk in facilities where HBCDD containing plastic parts from WEEE are recycled.“ Das Risiko kann durch eine möglichst weitgehende Abtrennung von bromhaltigen Kunststoffen aus Elektroschrott minimiert werden wie nach Richtlinie 2012/19/EU bereits vorgeschrieben. Da in der Praxis nicht alle bromhaltigen Kunststoffe abgetrennt werden, ist davon auszugehen, dass HBCD in recycelte Produkte verschleppt wird. Ein relevanter Teil von gebrauchten Elektrogeräten wird aus Deutschland exportiert. Eine Beseitigung oder Verwertung, die zur Zerstörung enthaltener POPs führt, ist in Ziel-ländern nicht unbedingt sichergestellt. Die Entsorgung von Elektroaltgeräten in Empfängerstaaten sowie die globale Verbreitung führen zu Risiken für die menschliche Gesundheit und die Umwelt. Diese Risiken können minimiert werden, indem entsprechende Exporte auf Länder beschränkt bleiben, in denen eine geeignete Verwertung und Beseitigung von Elektroaltgeräten sichergestellt ist.
		ca. 1,57 t/a	Energetische Verwertung Verbrennung	Überwiegend (zu ca. 90%) werden die Kunststoffe aus Elektroaltgeräten energetisch verwertet. Es ist davon auszugehen, dass HBCD-haltige Abfälle in Müllverbrennungsanlagen nach dem Stand der Technik so verbrannt werden können, dass HBCD weitgehend zerstört wird und das Risiko, dass andere POPs in relevanten Mengen entstehen, sehr gering ist (siehe [BiPRO 2011], Kap 9.7 und [PlasticsEurope 2014]).

POPs	Bereich	Stoffmenge (in t/a oder qualitativ)	Entsorgungsweg	Mögliche Risiken bezüglich des POP Gehalts
				Ein konkretes Umwelt- oder Gesundheitsrisiko durch überschreiten von kritischen Konzentrationen in der Umwelt ((P)NEC) oder Expositionswerten (ETD) ist nicht zu erwarten.
		ca. 0,043 t/a	Deponierung	Zu einem geringen Anteil (ca. 2,5%) werden die Kunststoffe aus Elektroaltgeräten deponiert. HBCD bleibt erhalten, eine Neubildung von anderen POPs findet nicht statt. Konkrete Umwelt- oder Gesundheitsrisiken können nicht ausgeschlossen werden und sind insbesondere langfristig durch das Risiko der unkontrollierten globalen Verbreitung und damit verbundenen Risiken für Gesundheit und Umwelt gegeben. Durch die möglichst weitgehende Abtrennung von HBCD-haltigen Kunststoffen und deren geeignete Beseitigung kann das Risiko minimiert werden.
		n.r.	Zwischenlagerung	n.r.
	Textilien	< 75 t/a	Recycling	Zu einem erheblichen Anteil von ca. 26% werden flammgeschützte Textilien (insbesondere in der Altautoverwertung) recycelt. Bei den Prozessen kommt es üblicherweise weder zu Zerstörung noch zur Bildung von POPs. Enthaltene HBCD bleibt erhalten und führt zum Risiko der weiteren Verschleppung des HBCD Gehalts und damit zu einer unkontrollierten globalen Verbreitung mit den damit verbundenen Risiken für Gesundheit und Umwelt. Ein konkretes Umwelt- oder Gesundheitsrisiko durch Überschreiten von kritischen Konzentrationen in der Umwelt ((P)NEC) oder Expositionswerten (ETD) ist nicht zu erwarten.
		> 215 t/a	Energetische Verwertung	Überwiegend (zu ca. 74%) werden flammgeschützte Textilien energetisch verwertet. Es ist davon auszugehen, dass HBCD-haltige Abfälle in Müllverbrennungsanlagen nach dem Stand der Technik so verbrannt werden können, dass HBCD weitgehend zerstört wird und das Risiko, dass andere POPs in relevanten Mengen entstehen, sehr gering ist (siehe [BiPRO 2011], Kap 9.7 und [PlasticsEurope 2014]). Ein konkretes Umwelt- oder Gesundheitsrisiko durch Überschreiten von kritischen Konzentrationen in der Umwelt ((P)NEC) oder Expositionswerten (ETD) ist nicht zu erwarten.
		ca. 0,7 t/a	Deponierung	Zu einem geringen Anteil (ca. 0,25%) werden flammgeschützte Textilien deponiert. HBCD bleibt erhalten, eine Neubildung von anderen POPs findet nicht statt. Konkrete Umwelt- oder Gesundheitsrisiken können nicht ausgeschlossen werden und sind insbesondere langfristig durch das Risiko der unkontrollierten globalen Verbreitung und damit verbundenen Risiken für Gesund-

POPs	Bereich	Stoffmenge (in t/a oder qua- litativ)	Entsorgungs- weg	Mögliche Risiken bezüglich des POP Gehalts
				heit und Umwelt gegeben. Durch die möglichst weitgehende Abtrennung von HBCD-haltigen Textilien und deren geeignete Beseitigung kann das Risiko minimiert werden.
HCBD		n.r.	Recycling	n.r.
		n.r.	Energetische Verwertung	Bei der Verbrennung nach dem Stand der Technik werden Zerstörungsraten von mehr als 99,9% erreicht. (siehe [BiPRO 2011])
		n.r.	Verbrennung	
		n.r.	Deponierung	n.r.
		n.r.	Zwischenlage- rung	n.r.
PCN		n.r.	Recycling	n.r.
		n.r.	Energetische Verwertung	Bei der Verbrennung nach dem Stand der Technik werden Zerstörungsraten zwischen 99,32 und 99,96% erreicht. (siehe [BiPRO 2011]).
		n.r.	Verbrennung	
		n.r.	Deponierung	n.r.
		n.r.	Zwischen- lagerung	n.r.
PCP	Holzimprägnie- rung (Imprägniertes Altholz)	gering	Recycling	In Deutschland wird Altholz nach der AltholzV in Abhängigkeit von der Belastung mit Schadstoffen den Altholzkategorien AI-AIV zugeordnet. Mit Holzschutzmittel behandeltes Altholz ist der Altholzkategorie AIV zuzuordnen und entsprechend zu behandeln/entsorgen. Die Verwertung von Altholz der Altholzkategorie AIV zu Holzhackschnitzeln und Holzspänen für die Herstellung von Holzwerkstoffen ist laut AltholzV in Deutschland nicht zugelassen. In der Praxis können aber u.U. auch Anteile imprägnierter Althölzer in andere Altholzkategorien gelangen und der stofflichen Verwertung zugeführt werden. Die AltholzV legt fest, dass die zum Zwecke der Herstellung von Holzwerkstoffen aufbereiteten Holzhackschnitzel und Holzspäne die in Anhang II genannten Grenzwerte für bestimmte Elemente/Verbindungen nicht überschreiten dürfen. Für PCP wurde ein Grenzwert von 3 mg PCP/kg Trockenmasse festgelegt. Zur Gewährleistung der Werte hat der Betreiber der Altholzaufbereitungs-

POPs	Bereich	Stoffmenge (in t/a oder qualitativ)	Entsorgungsweg	Mögliche Risiken bezüglich des POP Gehalts
				anlage nach AltholzV chargenweise Proben zu entnehmen und analytisch zu untersuchen. Holzhackschnitzel oder Holzspäne dürfen nachfolgend der Verwendung in der Holzwerkstoffherstellung nur zugeführt werden, wenn die Prüfung und Untersuchung keine Belastung mit Teerölen und keine Überschreitung der Grenzwerte des Anhangs II der AltholzV ergeben (3 mg/kg). Ergeben die Prüfung und Untersuchung eine Belastung oder Überschreitung eines der Grenzwerte, ist die beprobte Charge der Altholzkategorie AIV zuzuordnen. Im Verlauf des Forschungsvorhabens wurde eine Stichprobe (Großspanplatte mit Altholzanteil) analytisch auf PCP untersucht. Bei der Holzspanplatte wurde eine PCP Konzentration von ~0,03 mg/kg gemessen. Die Belastung ist damit deutlich unter der in der AltholzV festgelegten Konzentrationsschwelle von 3 mg/kg. Ein konkretes Umwelt- oder Gesundheitsrisiko durch Überschreiten von kritischen Konzentrationen in der Umwelt ((P)NEC) oder Expositionswerten (ETD) ist nicht zu erwarten.
		126,0	Energetische Verwertung	Für immissionsschutzrechtlich nicht genehmigungsbedürftige Kleinf Feuerungsanlagen ist nur Altholz der Kategorien AI und AII zulässig, wobei Altholz der Kategorie AII nur in Feuerungsanlagen mit einer Nennwärmeleistung von 30 kW oder mehr und nur in Betrieben der Holzbe- oder -verarbeitung eingesetzt werden darf. Holzschutzmittelbehandeltes Altholz und Altholz mit Beschichtungen, die halogenorganische Verbindungen oder Schwermetalle enthalten, dürfen nur in Anlagen behandelt werden, die die Anforderungen der 17. BImSchV erfüllen. Aufgrund hoher Verbrennungstemperaturen bei der energetischen Verwertung/Verbrennung (>800 °C) kann angenommen werden, dass der PCP-Gehalt im Altholz weitestgehend zerstört wird. Um eine hohe Zerstörungsrate zu gewährleisten, sollte die Verbrennungstemperatur aber mindestens 800 °C betragen. Dabei werden Zerstörungsraten >99,9% berichtet (siehe [BiPRO 2011]).
		7,0	Verbrennung	Unter kontrollierten Verbrennungsbedingungen kann eine Neubildung von POPs ausgeschlossen werden [BiPRO 2011]. Ein geringes Umwelt- und Gesundheitsrisiko bleibt, falls PCP-haltiges Altholz vor der energetischen Verwertung/Verbrennung mechanisch zerkleinert werden muss, da beim Umgang mit belastetem Altholz Staub entstehen kann. Um mögliche Umwelt- und insbesondere Gesundheitsrisiken zu minimieren, sollte Staubbildung soweit wie möglich vermieden werden und u. U. kann es sinnvoll sein, persönliche Schutzmaßnahmen (Atemmasken) zu ergreifen, um die mögliche Inhalation von PCP-haltigem Staub zu vermeiden.
		-	Deponierung	In der AltholzV wird die Beseitigung von Altholz auf die thermische Beseitigung beschränkt. Die Deponierung von Altholz ist in Deutschland nicht zugelassen.

POPs	Bereich	Stoffmenge (in t/a oder qualitativ)	Entsorgungsweg	Mögliche Risiken bezüglich des POP Gehalts
		7,0	Verwertung (ohne energetische Verwertung)	Eine vergleichsweise geringe Menge PCP-haltiger Althölzer wird verwertet (ohne energetische Verwertung). Die in Deutschland zugelassenen Verwertungsverfahren für Altholz der Altholzkategorie IV sind die Gewinnung von Synthesegas zur weiteren chemischen Nutzung und Herstellung von Aktivkohle/Industrieholzkohle (nach §4 des BImSchG genehmigte Anlagen). Die Verfahren weisen ähnlich hohe Prozesstemperaturen auf wie die Verbrennungstemperaturen bei der energetischen Verwertung/Verbrennung. Es kann daher angenommen werden, dass der PCP-Gehalt im Altholz zerstört wird. Entsprechende Zerstörungsraten sind jedoch nicht bekannt. Es liegen auch keine Informationen vor, ob es bei den genannten Verfahren zu einer Neubildung von POPs kommen kann. Ein mögliches Umwelt- und Gesundheitsrisiko ist zu erwarten, falls PCP-haltiges Altholz vor der Verwertung mechanisch zerkleinert werden muss (Staubbildung). Um Umwelt- und insbesondere Gesundheitsrisiken zu minimieren, sollte Staubbildung soweit wie möglich vermieden werden. Inhalation von belastetem Staub kann durch die Verwendung von Atemmasken vermieden werden.
SCCP	Gummi (Gummiförderbänder für den Untertage-Bergbau)	109,0	Recycling	Gummi aus gebrauchten Gummiförderbändern wird in Deutschland stofflich verwertet (z.B. Herstellung von Granulaten für die weitere Verwendung). Dabei kann grundsätzlich nicht ausgeschlossen werden, dass SCCP auch in recycelte Erzeugnisse gelangen (z.B. Gummibodenunterlagen für Hallen, Spielplätze etc.). In Abwesenheit genauer Informationen zur Entsorgung und Aufbereitung von gebrauchten Gummiförderbändern aus dem Untertagebau, und unter Berücksichtigung der erhaltenen Informationen aus Telefonaten mit Gummirecycling-Betrieben, wird angenommen, dass in Deutschland die relevanten Gummiabfälle aus gebrauchten Förderbändern zusammen mit anderen Gummiabfällen behandelt/entsorgt werden. Ein hoher Anteil des Gummiabfalls wird in Deutschland stofflich verwertet (~62%). In den Recyclingprozessen werden POPs üblicherweise nicht zerstört oder gebildet. Es besteht daher das Risiko, dass SCCP in recycelte Erzeugnisse gelangen (z.B. Bodenunterlagen für Hallen, Kinderspielplätze, etc.) SCCP bleiben über lange Zeiträume, in relativ geringen Konzentrationen, in den Recyclaten bzw. in diversen Gummierzeugnissen erhalten und führen damit zu einer unkontrollierten globalen Verbreitung und damit verbundenen Risiken für Gesundheit und Umwelt. Das Risiko kann durch eine möglichst weitgehende Abtrennung von SCCP-haltigen Förderbändern aus dem Untertage-Bergbau und der Wahl geeigneter Behandlungsverfahren minimiert werden. Zudem kann ein weiteres Umwelt- und Gesundheitsrisiko vor der eigentlichen Verwertung nicht ausgeschlossen werden. Die Verwertung funktioniert nur bei einer geringen Anzahl an ungefährlich kleinen Metallverunreinigungen. Größere Metallteile würden die Messer der Schredder und

POPs	Bereich	Stoffmenge (in t/a oder qualitativ)	Entsorgungsweg	Mögliche Risiken bezüglich des POP Gehalts
				Mühlen beschädigen. Der Metallanteil des Förderbandes muss daher, soweit wie möglich, vom Gummi abgetrennt werden. Dies kann zur Staubbildung führen und stellt daher ein mögliches Umwelt- und Gesundheitsrisiko dar. Um das Risiko zu minimieren, sollte Staubbildung soweit wie möglich vermieden werden. Inhalation von belastetem Staub kann durch die Verwendung von Atemmasken vermieden werden.
		65,0	Energetische Verwertung	SCCP werden bereits bei 200 °C thermisch zersetzt [BiPRO 2011]. Aufgrund hoher Verbrennungstemperaturen bei der energetischen Verwertung/Verbrennung (>800°C) ist anzunehmen, dass der Gehalt an SCCP in gebrauchten Gummiförderbändern weitestgehend zerstört wird. Die Zerstörungsraten für SCCP sind jedoch nicht bekannt. Es liegen auch keine Informationen vor, ob es bei der energetischen Verwertung/Verbrennung zu einer Neubildung von POPs kommen kann.
		2,0	Verbrennung	Ein Umwelt- und Gesundheitsrisiko ist zu erwarten, falls SCCP-haltiger Gummiabfall vor der energetischen Verwertung/Verbrennung mechanisch zerkleinert werden muss (Staubbildung). Um Umwelt- und insbesondere Gesundheitsrisiken zu minimieren, sollte Staubbildung soweit wie möglich vermieden werden. Inhalation von belastetem Staub kann durch die Verwendung von Atemmasken vermieden werden.
		-	Deponierung	n.r.
SCCP	Dichtungsmassen (für den Einsatz in der Bauindustrie)	41,4	Recycling	In Abwesenheit genauer Informationen zur Behandlung/Entsorgung von Dichtungsmassen und aufgrund ihrer Beschaffenheit wird angenommen, dass ein erheblicher Teil der im Bausektor eingesetzten Dichtungsmassen und Kleber auf der Oberfläche der Baumaterialien anhaftet (insb. auf Beton, Fliesen, Ziegeln und Keramik) und zusammen mit diesen Abfällen behandelt werden. In der Praxis ist daher nicht zu erwarten, dass die Dichtungsmassen vollständig abgetrennt und separat behandelt werden können. Es wird angenommen, dass etwa 2/3 des SCCP-haltigen Abfallstroms zusammen mit anderen Bauabfällen behandelt/entsorgt werden. 1/3 des relevanten Abfallstroms wird erfolgreich abgetrennt und anschließend in Sonderabfallverbrennungsanlagen entsorgt. In Deutschland wurden in 2011 etwa 54 Millionen Tonnen Beton, Fliesen, Ziegel und Keramik Abfälle behandelt/entsorgt. Davon wurden ca. 51 Millionen Tonnen stofflich verwertet. In den Recyclingprozessen werden POPs üblicherweise nicht zerstört oder gebildet. Es besteht daher das Risiko, dass SCCP in Recyclate und somit in verschiedene recycelte Erzeugnisse gelangen. SCCP bleiben über lange Zeiträume in relativ geringen Konzentrationen in diversen Erzeugnissen für die Bauindustrie erhalten und führen damit zu einer unkontrollierten globalen Verbreitung und damit verbundenen Risiken für Gesundheit und Umwelt. Aufgrund der Vermischung wäre

POPs	Bereich	Stoffmenge (in t/a oder qualitativ)	Entsorgungsweg	Mögliche Risiken bezüglich des POP Gehalts
				die zu erwartende SCCP Konzentration in den Erzeugnissen jedoch vernachlässigbar gering. Das Risiko kann durch eine möglichst weitgehende Abtrennung von SCCP-haltigen Dichtungsmassen minimiert werden. Eine vollständige Abtrennung ist, insbesondere aufgrund ihrer Beschaffenheit, in der Praxis jedoch nicht möglich. Falls die Dichtungsmassen und Kleber erfolgreich abgetrennt werden können ist anzunehmen, dass diese thermisch entsorgt werden (z.B. bei Verdacht auf PCB-haltige Fugendichtungsmassen müssen diese separat erfasst und einer Sonderabfallverbrennungsanlage zugeführt werden).
		gering	Energetische Verwertung	Von den 2/3 des SCCP-haltigen Abfallstroms, welcher zusammen mit anderen Bauabfällen behandelt/entsorgt wird, wird nur ein sehr geringer Anteil energetisch verwertet und/oder verbrannt.
		gering	Verbrennung	Aufgrund hoher Verbrennungstemperaturen (>800°C) ist anzunehmen, dass der SCCP-Gehalt des Abfalls weitestgehend zerstört wird, da SCCP bereits bei 200 °C zersetzt werden. Die genauen Zerstörungsraten sind jedoch nicht bekannt. Es liegen auch keine Informationen vor, ob es bei der energetischen Verwertung/Verbrennung zu einer Neubildung von POPs kommen kann. Ein konkretes Umwelt- oder Gesundheitsrisiko durch überschreiten von kritischen Konzentrationen in der Umwelt ((P)NEC) oder Expositionswerten (ETD) ist nicht zu erwarten.
		22,0	Sonderabfallverbrennung	In der Praxis ist nicht zu erwarten, dass SCCP-haltige Dichtungsmassen vollständig abgetrennt und separat behandelt werden können (durch Anhaftung an der Oberfläche der Baumaterialien). Es wird daher angenommen, dass ungefähr 1/3 des SCCP-haltigen Abfallstroms erfolgreich separiert werden kann und anschließend in Sonderabfallverbrennungsanlagen entsorgt wird. Aufgrund hoher Verbrennungstemperaturen (>1.000°C) ist anzunehmen, dass der SCCP Gehalt im Abfall weitestgehend zerstört wird. Die genauen SCCP Zerstörungsraten sind jedoch nicht bekannt. Es liegen auch keine Informationen vor, ob es bei der Sonderabfallverbrennung zu einer Neubildung von POPs kommen kann. Ein konkretes Umwelt- oder Gesundheitsrisiko durch Überschreiten von kritischen Konzentrationen in der Umwelt ((P)NEC) oder Expositionswerten (ETD) ist nicht zu erwarten.
		0,2	Behandlung zur Beseitigung	Es ist nicht ganz klar, welche Behandlungsverfahren zur Beseitigung in Deutschland zum Einsatz kommen. Grundsätzlich kann nicht ausgeschlossen werden, dass SCCP bei der Behandlung in die Umwelt gelangen. Zudem können Gesundheitsrisiken nicht ausgeschlossen werden. Um die Risiken zu minimieren, sollte bei der Behandlung zur Beseitigung Staubbildung soweit wie möglich minimiert werden. Inhalation von belastetem Staub kann durch die Verwendung von Atemmasken vermieden werden.

POPs	Bereich	Stoffmenge (in t/a oder qualitativ)	Entsorgungsweg	Mögliche Risiken bezüglich des POP Gehalts
		2,5	Deponierung	Grundsätzlich besteht das Risiko, dass die persistente Substanz langfristig aus der Deponie in die Umwelt gelangt. Unter der Annahme, dass der SCCP-haltige Abfallstrom zusammen mit Beton, Fliesen, Ziegel und Keramik Abfällen behandelt wird, wäre der Mischabfallstrom relativ hoch, die theoretische SCCP Konzentrationen aber vernachlässigbar gering. SCCP bleiben erhalten, eine Neubildung von POPs findet nicht statt. Aufgrund der geringen SCCP Konzentration sind keine konkrete Umwelt- oder Gesundheitsrisiken zu erwarten. Durch die möglichst weitgehende Abtrennung kann der Effekt der Verschleppung und globalen Verteilung minimiert werden.

Tabelle 64 erläutert die im Rahmen der Risikoanalyse identifizierten Bereiche/Aktivitäten, die zu möglichen Risiken bezüglich der relevanten Stoffe/Stoffgruppen führen können:

Tabelle 64: Übersicht über mögliche Risiken

Bereich	mögliches Risiko	mögliche Risikominimierung
EPS/XPS Bau	Grundsätzliches Risiko aufgrund der hohen HBCD Mengen in EPS/XPS Dämmstoffen sowie hoher Abfallmengen; Vermischung von Dämmstoffen auch mit Verpackungsabfällen in Verbindung mit Recycling → Risiko der Verschleppung und unkontrollierten globalen Verbreitung.	Getrennte Behandlung von EPS/XPS Dämmstoffen und EPS Verpackungsabfällen.
EPS/XPS Bau	Bei Abbruch- und Sanierungsarbeiten von EPS/XPS Dämmplatten sowie beim Umgang mit den Platten zur Verwertung und Beseitigung könnte Staub entstehen und zu einer Exposition durch Inhalation führen.	Staubbildung vermeiden, u.U. persönliche Schutzmaßnahmen zur Vermeidung der Inhalation.
EPS/XPS Bau	Unbeabsichtigte Deponierung in geringen Mengen als Anhaftung an mineralischem Bauschutt → Risiko der Verschleppung und unkontrollierten globalen Verbreitung.	Möglichst weitgehende Abtrennung von Störstoffen vom mineralischen Anteil des Bauschutts.
HIPS Elektrogeräte	Recycling von HIPS aus Elektroschrott → Risiko der Verschleppung und unkontrollierten globalen Verbreitung; Schreddern von Elektroschrott → mögliche Emission von HBCD-haltigem Staub in die Umwelt oder Exposition von Arbeitern durch Inhalation kann nicht ausgeschlossen werden.	Möglichst weitgehende Abtrennung von bromhaltigen Kunststoffen aus Elektroschrott nach Richtlinie 2012/19/EU bereits vorgeschrieben.
HIPS Elektrogeräte	Export von Elektrogeräten → mögliche Risiken im Ausland.	Beschränkung entsprechender Exporte auf Länder, in denen geeignete Verwertung und Beseitigung sichergestellt ist
PCN in der Herstellung von Sekundärkupfer	Möglicherweise enthalten Produktionsrückstände PCN (ungeklärt) → Risiken.	n.a.
PCP in Altholz	Möglicherweise kann ein Umwelt- und Gesundheitsrisiko entstehen, wenn PCP-haltiges Altholz mechanisch zerkleinert wird (Staubbildung → Exposition durch Inhalation).	Staubbildung vermeiden, u.U. persönliche Schutzmaßnahmen zur Vermeidung der Inhalation.
SCCP in Gummiförderbändern (Untertage-Bergbau)	Recycling von Gummi aus Gummiförderbändern für den Untertage-Bergbau → Risiko, dass SCCP in recycelte Erzeugnisse gelangen (z.B. Bodenunterlagen für Hallen, Kinderspielplätze, etc.) → SCCP bleiben in Recyclaten bzw. in diversen Gummierzeugnissen erhalten und führen zu einer unkontrollierten globalen Verbreitung. Umwelt- und Gesundheitsrisiko vor der eigentlichen Verwertung → die Verwertung funktioniert nur bei einer geringen Anzahl an Metallverunrei-	Möglichst weitgehende Abtrennung von SCCP-haltigen Förderbändern aus dem Untertage-Bergbau und Wahl geeigneter Behandlungsverfahren. Staubbildung soweit wie möglich vermeiden. Inhalation von belastetem Staub durch Verwendung von Atemmasken vermeiden.

	nigungen (größere Metallteile würden die Messer der Schredder und Mühlen beschädigen). Der Metallanteil des Förderbandes muss daher, soweit wie möglich, vom Gummi abgetrennt werden (Staubbildung → Exposition durch Inhalation).	
SCCP in Dichtungsmassen (Bauindustrie)	Es besteht das Risiko, dass SCCP in Recyclate und somit in verschiedene recycelte Erzeugnisse gelangen → SCCP bleiben in diversen Erzeugnissen für die Bauindustrie erhalten und führen damit zu einer unkontrollierten globalen Verbreitung (aufgrund der Vermischung wäre die zu erwartende SCCP Konzentration vernachlässigbar gering). Deponierung von SCCP-haltigen Dichtungsmassen → persistente Substanz gelangt langfristig aus der Deponie in die Umwelt (aufgrund der Vermischung wäre die zu erwartende SCCP Konzentration jedoch vernachlässigbar gering).	Durch die möglichst weitgehende Abtrennung kann der Effekt der Verschleppung und globalen Verteilung minimiert werden (eine vollständige Abtrennung ist in der Praxis nicht möglich). Bei der Entfernung von Dichtungsmassen aus Gebäuden sollten keine schnell laufenden Maschinen verwendet werden, um Hitzeentwicklung zu vermeiden.

7 Szenarien, Prognosen und Evaluierung der Begrenzungskriterien

7.1 Szenarien für realistische Grenzwerte und deren Auswirkung auf Entsorgungswege

7.1.1 Szenarien für HBCD

Anhand typischer HBCD Konzentrationen der relevanten Abfallfraktionen und Produktkategorien (vgl. Tabelle 30) sowie den innerhalb der einzelnen Anwendungen angefallenen Abfallmengen im Bezugsjahr 2012 (vgl. Materialflüsse in Kapitel 3.2) lassen sich verschiedene Szenarien zur Betroffenheit von Abfällen bei möglichen unteren POP Grenzwerten erstellen.

Unter der Voraussetzung, dass flammgeschützte Textilien aus dem Automobilbereich zusammen mit der in Deutschland insgesamt angefallenen Schredderleichtfraktion beseitigt und verwertet werden, ergibt sich ein möglicher Grenzwert von 364 ppm. Bei einem Grenzwert von unter 364 ppm wären folglich die gesamte Schredderleichtfraktion (~400 kt/a) sowie jeweils > 95% der EPS und XPS Abfallmengen (21,9 kt/a bzw. 2,6 kt/a), welche separat abgetrennt wurden, betroffen (Gesamt: 424,5 kt/a).

Nimmt man an, dass Abfallmengen der Produktkategorie HIPS zusammen mit der gesamten Kunststoffabfallfraktion aus dem Elektrobereich beseitigt und verwertet werden, so ergibt sich ein weiterer möglicher Grenzwert von 290 ppm. Unterhalb dieses Grenzwertes wäre neben zuvor genannten 424,5 kt/a folglich die gesamte Kunststoffabfallfraktion aus dem Elektrobereich (241 kt/a) und somit eine theoretische Abfallmenge von insgesamt 665,6 kt/a betroffen.

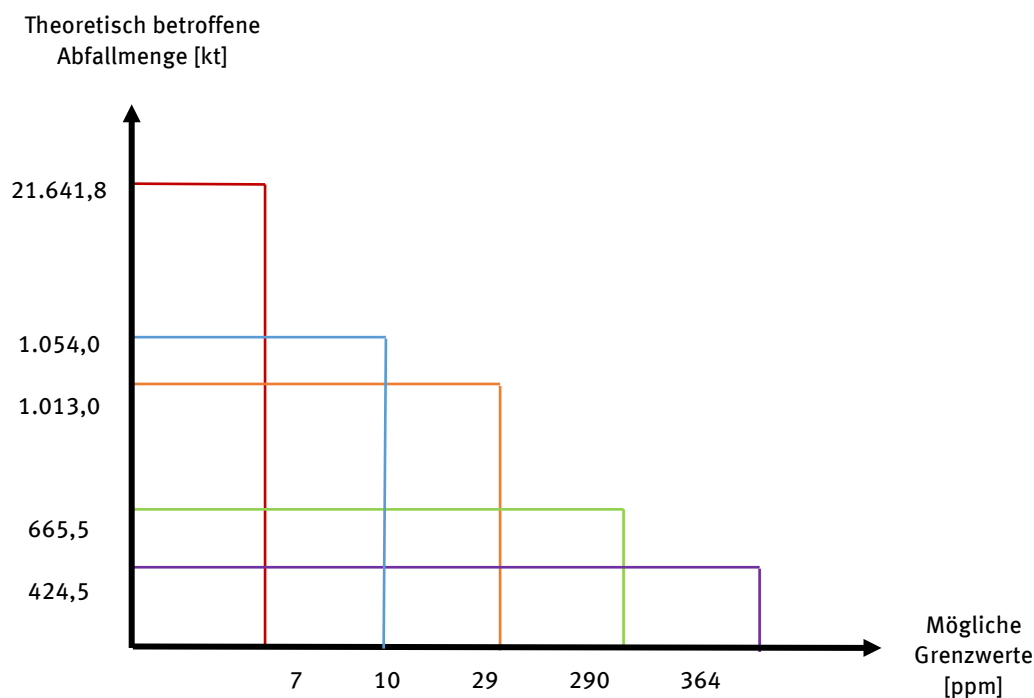
Unter der Voraussetzung, dass ein Teil der EPS und XPS Abfälle aus dem Baubereich (< 5%) zusammen mit sonstigen Kunststoffabfällen aus dem Baubereich beseitigt und verwertet werden, ergibt sich ein weiterer möglicher Grenzwert von 29 ppm. Unterhalb dieses Grenzwertes wären alle Kunststoffabfälle aus dem Baubereich (372,0 kt/a) sowie die Abfallmengen der gesamten Kunststoffabfallfraktion aus dem Elektrobereich (241 kt) sowie die insgesamt in Deutschland anfallende Schredderleichtfraktion (400,0 kt) betroffen (Gesamt: 1.013,0 kt/a).

Wie in Kapitel 3.2.8.3 beschrieben, wird angenommen, dass HBCD im nicht baubezogenen Bereich derzeit nicht verwendet wird und somit keine relevanten Abfallmengen anfallen. Die Analyseergebnisse von EPS Verpackungsabfällen legen jedoch nahe, dass die durchschnittliche HBCD Belastung von Verpackungsabfällen bei etwa 10 mg/kg liegen könnte. Geht man davon aus, dass der Anfall von Verpackungsabfall in etwa der hergestellten Menge entspricht (41 kt in 2011), so sind diese Mengen in einem weiteren Szenario zu berücksichtigen. Bei einem möglichen Grenzwert von 10 ppm wären demnach zusätzlich zu den zuvor genannten 1.013,0 kt/a weitere 41 kt/a an Abfällen betroffen (Gesamt: 1.054,0 kt/a).

Ein weiterer möglicher Grenzwert von 7 ppm ergibt sich unter der Voraussetzung, dass flammgeschützte Textilien aus dem institutionellen Bereich zusammen mit der in Deutschland insgesamt angefallenen Menge an Sperrmüll sowie gemischten Siedlungsabfällen (20.587,8 kt) beseitigt und verwertet werden. Bei diesem Grenzwert ergäbe sich eine theoretisch betroffene Abfallmenge von insgesamt 21.641,8 kt/a.

Abbildung 58 stellt die innerhalb der verschiedenen Szenarien jeweils theoretisch betroffene Abfallmenge grafisch dar.

Abbildung 58: Szenarien für realistische untere POP Grenzwerte (HBCD)



Mögliche untere POP Grenzwerte ziehen auch Veränderungen bei der Abfallbehandlung nach sich. So müssen Abfälle bei Überschreitung eines möglichen unteren POP Grenzwertes gegebenenfalls einem alternativen Behandlungsverfahren zugeführt werden. Beispielsweise können Abfälle nicht mehr recycelt oder deponiert werden, sondern sind ausschließlich einer thermischen Verwertung/Beseitigung zuzuführen.

Tabelle 65 stellt die oben im Text beschriebenen, jeweils betroffenen Abfallströme bei verschiedenen möglichen unteren POP Grenzwerten im Detail dar. Außerdem wird dargelegt, welche der HBCD-haltigen Abfallströme theoretisch alternativen Behandlungsverfahren zuzuführen wären.

Tabelle 65: Mögliche untere POP Grenzwerte und Auswirkung auf die derzeitigen Behandlungsverfahren (HBCD)

Mögliche untere POP Grenzwerte [ppm]	7	10	29	290	364
Betroffener Abfallstrom bei verschiedenen unteren POP Grenzwerten					
EPS Bau [kt/a]	372,0	372,0	372,0	21,9	21,9
XPS Bau [kt/a]				2,6	2,6
EPS/XPS außerhalb Bau	41,0	41,0	-	-	-
HIPS [kt/a]	241,0	241,0	241,0	241,0	-
PD [kt/a]	20.987,8	400,0	400,0	400,0	400,0
Gesamt [kt/a]	21.641,8	1054,0	1013,0	665,5	424,5
Betroffener Abfallstrom welcher theoretisch alternativ behandelt werden müsste bei verschiedenen unteren POP Grenzwerten					
EPS Bau [kt/a]	103,6	103,6	103,6	0	0
XPS Bau [kt/a]				0	0
EPS/XPS außerhalb Bau	17,3	17,3	-	-	-

HIPS [kt/a]	24,1	24,1	24,1	24,1	-
PD [kt/a]	2.228,0	169,2	169,2	169,2	169,2
Gesamt [kt/a]	2372,9	314,2	296,9	193,3	169,2

Bei einem möglichen unteren POP Grenzwert von 364 ppm wären insgesamt 169,2 kt/a alternativ zu behandeln. Diese Menge resultiert aus dem hohen Anteil des stofflichen Recyclings (42,3%) bei Betrachtung der in Deutschland insgesamt angefallenen Schredderleichtfraktion. Ein möglicher unterer POP Grenzwert von 364 ppm würde also bedeuten, dass 169,2 kt/a einer thermischen Verwertung/Beseitigung zuzuführen wären anstatt wie bisher recycelt zu werden.

Ein möglicher unterer POP Grenzwert von 290 ppm würde eine Abfallmenge von insgesamt 193,3 kt/a betreffen, welche alternativ zu behandeln wäre. Neben den 169,2 t/a flammgeschützter Textilien aus dem Automobilbereich (Schredderleichtfraktion) wären zusätzlich 10% der Abfallmengen der gesamten Kunststoffabfallfraktion aus dem Elektrobereich (24,1 kt) einer thermischen Verwertung/Beseitigung zuzuführen.

Bei einem möglichen unteren POP Grenzwert von 29 ppm wären zusätzlich 103,6 kt/a aus EPS und XPS Bauabfällen alternativ zu behandeln, welche wie angenommen derzeit recycelt bzw. deponiert werden (Gesamt: 296,9 kt/a).

Ein möglicher unterer POP Grenzwert von 10 ppm würde bedeuten, dass insgesamt 314,2 kt/a einem alternativen Behandlungsverfahren zuzuführen wären. Zusätzlich zu den zuvor genannten 296,9 kt/a wären weitere 17,3 t/a EPS Verpackungsabfälle, welche bisher roh- bzw. werkstofflich verwertet oder deponiert werden, alternativ zu behandeln.

Die höchste alternativ zu behandelnde Abfallmenge in Höhe von 2.372,9 kt/a würde aus einem möglichen unteren POP Grenzwert von 7 ppm resultieren. Der enorme Mengenzuwachs ergibt sich unter der Voraussetzung, dass flammgeschützte Textilien aus dem institutionellen Bereich zusammen mit der gesamten Menge an Sperrmüll sowie gemischten Siedlungsabfällen beseitigt und verwertet werden.

7.1.2 Szenarien für HCBd

Wie in Kapitel 3.3 dargestellt, gibt es keine spezifischen Informationen, die auf relevante HCBd Konzentrationen in bestimmten Abfallfraktionen oder Produkten in Deutschland hinweisen. Aus diesem Grund lassen sich auch keine Szenarien zur Betroffenheit von Abfällen bei möglichen unteren POP Grenzwerten erstellen. Ein UPGW wird aller Voraussicht nach in Deutschland keine relevante Abfallfraktion oder Recyclate betreffen.

7.1.3 Szenarien für PCN

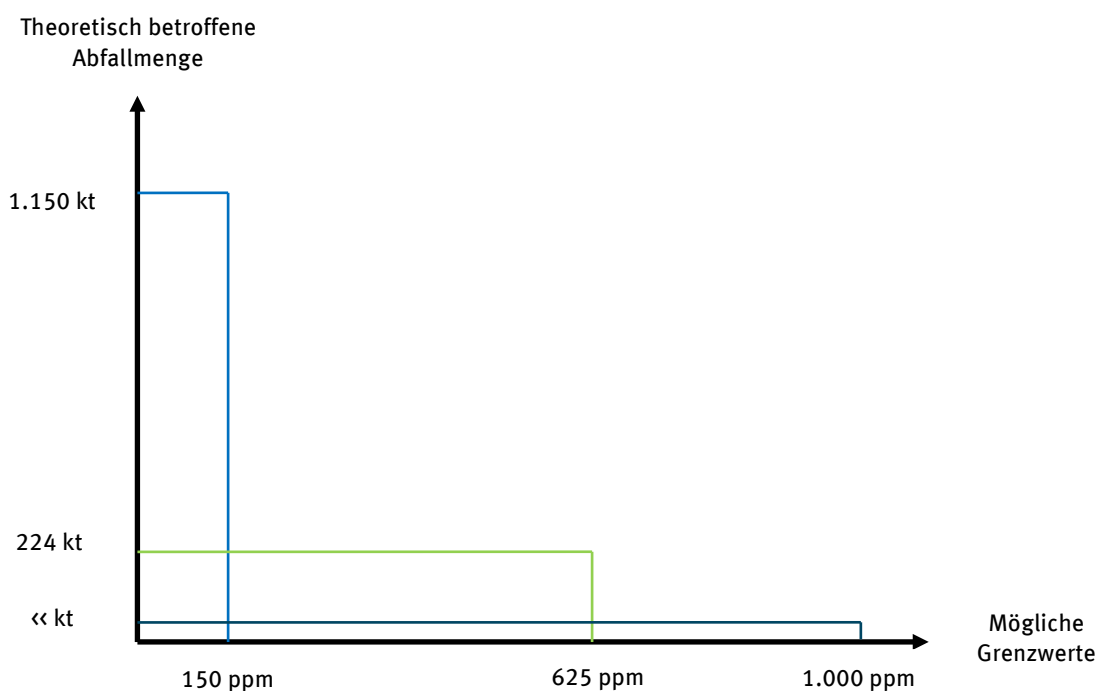
Wie in Kapitel 3.4 dargestellt, gibt es keine spezifischen Informationen, die auf relevante PCN Konzentrationen in bestimmten Abfallfraktionen oder Produkten in Deutschland hinweisen. Aus diesem Grund lassen sich auch keine Szenarien zur Betroffenheit von Abfällen bei möglichen unteren POP Grenzwerten erstellen. Ein UPGW wird aller Voraussicht nach in Deutschland keine relevante Abfallfraktion oder Recyclate betreffen.

Es ist allerdings nicht ganz auszuschließen, dass Abfälle aus der Produktion von Sekundärkupfer relevante Mengen an PCN enthalten (siehe Kapitel 3.4.7).

7.1.4 Szenarien für PCP

Die obersten Holzschichten können PCP-Gehalte von mehreren 1.000 ppm aufweisen. [BiPRO 2011] schätzt die durchschnittliche PCP Konzentration in imprägnierten und luftgetrockneten Hölzern auf 625 ppm. Unter der Annahme, dass der PCP-haltige Abfallstrom zusammen mit anderen gefährlichen Althölzern behandelt wird, verringert sich die PCP Kontamination des Mischabfallstroms auf etwa 150 ppm. Bei einem möglichen POP Grenzwert von 1.000 ppm wäre somit nur eine geringe Menge an Altholz betroffen (Höchstkonzentrationen im 1.000 ppm Bereich). Bei einem Grenzwert von unter 625 ppm wären theoretisch ungefähr 224 kt Altholz betroffen. Falls der untere POP Grenzwert auf unter 150 ppm festgesetzt wird, wäre eine erheblich höhere Abfallmenge betroffen (Gesamtmenge der in Deutschland als gefährlich eingestuften Althölzer: ca. 1.150 kt) (siehe Abbildung 59).

Abbildung 59: Szenarien für realistische untere POP Grenzwerte (PCP)



Bei allen derzeit in Deutschland angewandten Behandlungsverfahren kann eine Umweltgefährdung größtenteils ausgeschlossen werden. Ungefähr 95% des relevanten Abfallstroms werden bereits thermisch verwertet und/oder beseitigt. Eine Festlegung des unteren POP Grenzwertes auf 150ppm oder niedriger hätte ausschließlich Einfluss auf einen verhältnismäßig geringen Abfallstrom, der derzeit verwertet wird (ca. 5%). Relevante PCP Emissionen können aber bei den in Deutschland zulässigen Verwertungsverfahren (Gewinnung von Synthesegas zur weiteren Verwendung und Herstellung von Aktivkohle) ebenfalls größtenteils ausgeschlossen werden. Bei Grenzwerten oberhalb 150 ppm müsste theoretisch kein Abfall alternativ behandelt werden (siehe Tabelle 66).

Tabelle 66: Mögliche untere POP Grenzwerte und Auswirkung auf die derzeitigen Behandlungsverfahren (PCP)

Mögliche untere POP Grenzwerte	150 ppm	625 ppm	1.000 ppm
Betroffener Abfallstrom bei verschiedenen unteren POP Grenzwerten			
Altholzabfälle gefährlich (außer PCP imprägniertes Altholz); [kt/a]	926	0	0
PCP imprägniertes Altholz [kt/a]	224	224*	<<

Gesamt [kt/a]	1.150	224	«
Betroffener Abfallstrom welcher theoretisch alternativ behandelt werden müsste bei verschiedenen POP Grenzwerten			
Gesamt [kt/a]	57,7	0	0

* PCP-belastete Abfallstrom erfolgreich abgetrennt und separat behandelt (in der Praxis eher unwahrscheinlich)

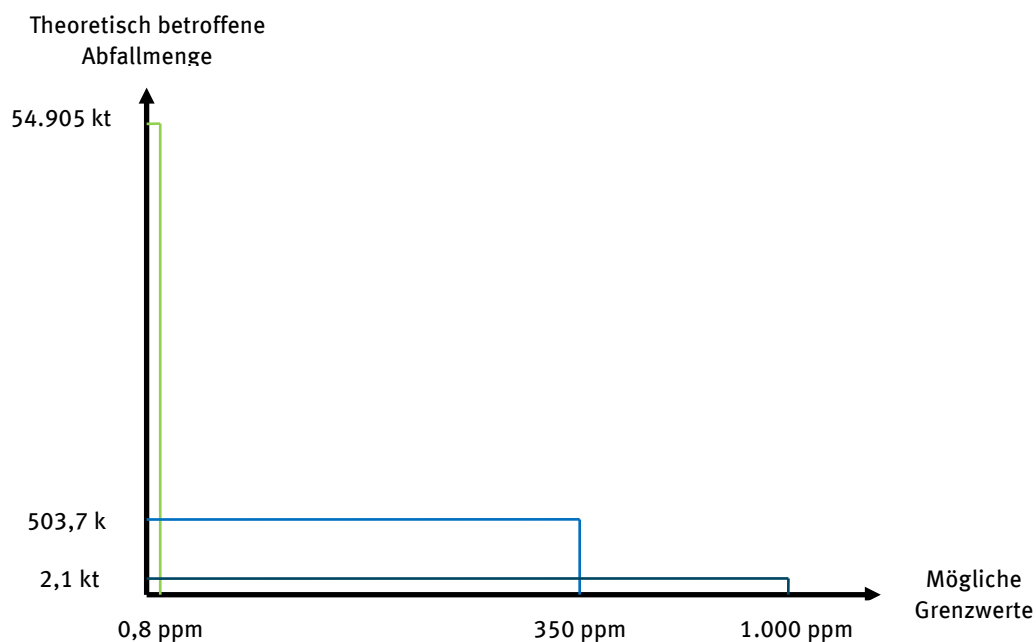
7.1.5 Szenarien für SCCP

Die durchschnittliche SCCP Konzentration in Gummiförderbändern für den Einsatz im Untertagebau beträgt 3,3% und im entsprechendem Gummianteil der Förderbänder ca. 10% (100.000 ppm). In Abwesenheit genauerer Informationen zur Aufbereitung und Entsorgung von gebrauchten Gummiförderbändern und unter Berücksichtigung von Informationen aus Telefonaten mit Gummirecyclern wird angenommen, dass der Gummianteil der Förderbänder zusammen mit restlichen Gummiabfällen behandelt/entsorgt wird. Unter dieser Annahme verringert sich die theoretische SCCP Konzentration des Gesamtabfallstroms deutlich auf ca. 350 ppm.

Die durchschnittliche SCCP Konzentration in Fugendichtungen für den Baubereich beträgt 20% (200.000 ppm). Bei Fugendichtungen wird, insbesondere aufgrund ihrer Beschaffenheit, angenommen, dass ein Großteil der eingesetzten Fugen nach Gebrauchsdauer auf der Oberfläche der Baumaterialien anhaftet (z.B. auf Beton, Fliesen, Ziegeln und Keramik) und zusammen mit diesen Abfällen behandelt wird. In Abwesenheit genauer Informationen wird angenommen, dass etwa 2/3 (~220 t) des SCCP-haltigen Abfallstroms zusammen mit restlichen Bau- und Abbruchabfällen behandelt werden und ca. 1/3 (~110 t) des relevanten Abfallstroms separat in Sonderabfallverbrennungsanlagen entsorgt wird. Bei dem separat behandelten Abfall kann aufgrund hoher Verbrennungstemperaturen (>1.000 °C) angenommen werden, dass der hohe SCCP Gehalt (200.000 ppm) weitestgehend zerstört wird.

Bei einem möglichen unteren POP Grenzwert von 1.000 ppm wären theoretisch nur die SCCP belasteten Abfallströme betroffen (~1.760 t Gummiabfall und ~330 t Fugendichtungen). Bei einem POP Grenzwert <350 ppm wäre theoretisch der gesamte Gummiabfall in Deutschland betroffen (~503,4 kt). Bei einem unteren POP Grenzwert <0,8 ppm wäre theoretisch der gesamte Bau- und Abbruchabfall in Deutschland betroffen (~54.905 kt) (siehe Abbildung 60).

Abbildung 60: Szenarien für realistische untere POP Grenzwerte (SCCP)



Ein möglicher POP Grenzwert <1.000 ppm hätte keine Auswirkung auf die derzeitige Abfallbehandlung. Erst ab einem unteren POP Grenzwert <350 ppm müssten theoretisch etwa 312 t SCCP-haltiger Gummiabfälle alternativ behandelt werden. Bei einem unteren POP Grenzwert <0,8 ppm wäre eine erheblich höhere Abfallmenge von 54,6 Mio. t betroffen (siehe Tabelle 67).

Tabelle 67: Mögliche untere POP Grenzwerte und Auswirkung auf die derzeitigen Behandlungsverfahren (SCCP)

Mögliche untere POP Grenzwerte	0,8 ppm	350 ppm	1.000 ppm
Betroffener Abfallstrom bei verschiedenen unteren POP Grenzwerten			
SCCP-haltiger Gummiabfall [kt/a]	1,8	1,8	1,8
SCCP-haltige Dichtungen und Kleber [kt/a]	0,3	0,3	0,3
Gummiabfälle [kt/a]	503,4*	503,4*	-
Beton, Fliesen, Ziegel, Keramik Abfälle [kt/a]	54.400*	-	-
Gesamt [kt/a]	54.905	503,7	2,1
Betroffener Abfallstrom welcher theoretisch alternativ behandelt werden müsste bei verschiedenen POP Grenzwerten			
Gummiabfälle (incl. SCCP-haltiger Gummiabfall) [kt/a]	312,1	312,1	0
Beton, Fliesen, Ziegel, Keramik Abfälle [kt/a]	54.317		0
Gesamt [kt/a]	54.629	312,1	0

*SCCP-haltiger Abfall bereits im Abfallstrom enthalten

7.2 Prognose der zukünftigen Entwicklung

Die Prognosen beruhen im Wesentlichen auf den aktuell und historisch eingesetzten Mengen der relevanten Stoffe/Stoffgruppen und typischen Konzentrationen in relevanten Produkten und Abfällen. Die Länge des Prognosezeitraums hängt von der vorhersehbaren Einsatzdauer der Stoffe und der Gebrauchsdauer der relevanten Produkte ab.

7.2.1 Prognose für HBCD

Zur Prognose der zukünftigen Mengenentwicklung HBCD-haltiger Abfälle wurden historisch eingesetzte sowie derzeit im Wirtschaftskreislauf befindliche HBCD Mengen sowie die durchschnittlichen Produktlebenszeiten und typische Konzentrationen (vgl. Tabelle 29) herangezogen. Die Ergebnisse für alle relevanten Anwendungsgebiete werden im Folgenden beschrieben und sind in untenstehender Tabelle 68 dargestellt.

EPS/XPS Produkte aus dem Baubereich fallen üblicherweise erst 25 bis 75 Jahre (Lebensdauer 50 +/- 25) nach ihrer Verwendung als Abfall an. Aufgrund der Anfang 2013 begonnenen Substitution von HBCD in EPS/XPS Produkten im Baubereich und der Gesetzeslage ist der Verbrauch bereits rückläufig und es ist zu erwarten, dass die Verwendung bis Herbst 2015 eingestellt sein wird. Bei der Prognose wurde davon ausgegangen, dass ab dem Jahr 2016 in Deutschland kein HBCD in EPS/XPS Produkten im Baubereich mehr verbraucht wird. In die Berechnung wurden weiterhin vorliegende Daten zu Einsatzmengen nach [Dämmstoffindustrie 2013a] und [Dämmstoffindustrie 2013b] ab dem Jahr 1966 berücksichtigt. So fallen im Jahr 2064 etwa noch 660 t/a HBCD in EPS Abfällen sowie 352 t/a in XPS Abfällen aus dem Baubereich an. Es wird deutlich, dass aus Anwendungen im Baubereich mit vergleichsweise hohen Verwendungsmengen und sehr langen Produktlebenszeiten der weitaus größte Anteil HBCD-haltiger Abfälle erst in Zukunft anfallen wird. So steigen die jährlich anfallenden HBCD Mengen in EPS Abfällen aus dem Baubereich schätzungsweise bis zum Jahr 2050 an (960 t/a), bevor aufgrund der bereits begonnenen Substitution rückläufige Abfallmengen zu erwarten sind. Für HBCD in XPS Abfällen aus dem Baubereich wird die höchste Abfallmenge in der Prognose im Jahr 2052 erreicht (468 t/a). Die entsprechende Abfallmenge (EPS und XPS) beträgt insgesamt etwa 168 kt. Die entspricht in etwa einem Anteil von 0,7% der derzeit zur Verfügung stehenden Gesamtkapazität der Anlagen zur thermischen Abfallbehandlung in Deutschland.

Für die Verwendung von HBCD in HIPS für Elektrogeräte liegen keine konkreten Informationen vor. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass HBCD hierfür in Deutschland nicht mehr eingesetzt wird, wobei eine aktuelle Verwendung nicht gänzlich ausgeschlossen werden kann. Auch Importe von HIPS in Elektrogeräten sind nicht auszuschließen. Da hierzu jedoch keine näheren Informationen vorliegen, erfolgt die zukünftige Mengenprognose anhand früherer Einsatzmengen in Deutschland bei einer durchschnittlichen Lebensdauer von 9 (+/-5) Jahren. Im Ergebnis wird deutlich, dass etwa ab dem Jahr 2027 keine relevanten HBCD Mengen in Elektroaltgeräten mehr zu erwarten sind.

HBCD wird im Textilbereich in Deutschland seit 2007 nicht mehr eingesetzt. Basierend auf früheren Einsatzmengen sowie einer Lebensdauer von 10 (+/-3) Jahren ist zu erwarten, dass ab dem Jahr 2022 keine relevanten HBCD Mengen in PD für Textilien anfallen werden.

Der nicht baubezogene Anwendungsbereich von EPS/XPS wird aktuell und künftig als irrelevant eingeschätzt. Dieser Anwendungsbereich wird im Wesentlichen vom Verpackungsbereich beeinflusst. Es ist davon auszugehen, dass dieser Bereich für den Eintrag von HBCD in die Abfallströme von untergeordneter Bedeutung ist und künftig in Abfallströmen nicht mehr relevant sein wird. Voraussetzung für diese Annahme ist, dass die Abfallströme aus dem Verpackungsbereich und dem Baubereich getrennt gehalten werden, um Querkontaminationen aus dem Baubereich zu vermeiden.

Tabelle 68: Abschätzung des zukünftigen jährlichen Anfalls von HBCD in den relevanten Anwendungsgebieten (in Tonnen)

Jahr	EPS im Baubereich	XPS im Baubereich	HIPS für Elektroprodukte	Polymerdispersionen für Textilien
2014	195	51	73,9	220,4
2015	213	57	75,2	171,0
2016	232	63	75,1	120,5
2017	252	70	73,1	75,9
2018	272	77	68,5	42,2
2019	294	85	60,8	20,4
2020	316	93	50,5	8,4
2021	339	101	38,6	2,8
2022	363	110	26,7	0,7
2023	388	120	16,6	
2024	413	130	9,2	
2025	439	141	4,5	
2026	465	153	1,9	
2027	492	165	0,7	
2028	519	177		
2029	547	190		
2030	575	204		
2031	603	218		
2032	631	232		
2033	658	247		
2034	686	262		
2035	713	277		
2036	740	293		
2037	766	308		
2038	792	324		
2039	816	339		
2040	839	355		
2041	861	369		
2042	881	384		
2043	899	397		
2044	915	410		
2045	929	422		
2046	941	433		
2047	950	443		
2048	957	451		
2049	960	457		

Jahr	EPS im Baubereich	XPS im Baubereich	HIPS für Elektroprodukte	Polymerdispersionen für Textilien
2050	960	463		
2051	958	466		
2052	952	468		
2053	943	467		
2054	931	465		
2055	915	461		
2056	897	456		
2057	875	448		
2058	851	439		
2059	824	427		
2060	795	415		
2061	764	401		
2062	731	385		
2063	696	369		
2064	660	352		

7.2.2 Prognose für HCBd

Wie in Kapitel 3.3 dargestellt gibt es keine spezifischen Informationen, die auf relevante HCBd Konzentrationen in bestimmten Abfallfraktionen oder Produkten in Deutschland hinweisen. Vor dem Hintergrund der rechtlichen Situation – auch aufgrund der zu erwartenden Aufnahme von HCBd in das Stockholmer Übereinkommen zusätzlich zur EU POP-VO – ist davon auszugehen, dass HCBd auch künftig in Deutschland nicht in relevanten Mengen in Abfällen und Produkten vorkommen wird.

7.2.3 Prognose für PCN

Wie in Kapitel 3.4 dargestellt gibt es keine spezifischen Informationen, die auf relevante PCN Konzentrationen in bestimmten Abfallfraktionen oder Produkten in Deutschland hinweisen. Vor dem Hintergrund der rechtlichen Situation – auch aufgrund der zu erwartenden Aufnahme von PCN in das Stockholmer Übereinkommen zusätzlich zur EU POP-VO – ist davon auszugehen, dass PCN auch künftig in Deutschland nicht in relevanten Mengen in Abfällen und Produkten vorkommen werden.

Es ist allerdings nicht ganz auszuschließen, dass Abfälle aus der Produktion von Sekundärkupfer relevante Mengen an PCN enthalten (siehe Kapitel 3.4.7).

7.2.4 Prognose für PCP

In Deutschland wird PCP derzeit weder hergestellt noch verwendet. Aufgrund der hohen Lebensdauer von imprägnierten Holzprodukten, insbesondere im Baubereich, ist jedoch davon auszugehen, dass PCP behandelte Hölzer weiterhin als Abfall anfallen und in den nächsten Jahren behandelt werden. PCP tritt beispielsweise immer noch als Problemstoff im Zusammenhang mit dem Recycling von Bauabfällen auf. Des Weiteren wurde bestätigt, dass PCP in den letzten Jahren im Rahmen der Dokumentation und Nachweisführung in Deutschland punktuell aufgetreten ist. PCP wurde zudem im

Verlauf dieses Forschungsvorhabens, in geringen Konzentrationen, in Altholzproben analytisch nachgewiesen ($\sim 0,04 - 0,4 \text{ mg/kg}$).

Die in 2013 anfallende PCP Menge in imprägnierten Althölzern wurde auf ca. 140 t geschätzt. Dies entspricht ungefähr einem Abfallstrom von 224 kt. Da es in Deutschland schon seit langem keine neuen PCP Einträge in den Wirtschaftskreislauf gibt, ist zu erwarten, dass die jährlich anfallenden Mengen PCP belasteter Abfälle in den kommenden Jahren zunehmend sinken werden. Gemäß [BiPRO 2011] sind in der EU relevante Abfallmengen theoretisch noch bis 2030 zu erwarten. Dasselbe wird auch für Deutschland angenommen.

7.2.5 Prognose für SCCP

In Deutschland werden SCCP seit Mitte der 90er Jahre nicht mehr hergestellt. Unter der Annahme, dass der geschätzte SCCP Gesamtverbrauch in der EU konstant geblieben ist und sich der Verbrauch etwa proportional zur Größe der Bevölkerung verhält, wurde ein derzeitiger SCCP Verbrauch in Deutschland von etwa 85 t grob abgeschätzt. In Gummierzeugnissen werden SCCP als Flamm- schutzmittel eingesetzt. In 2013 fielen in Deutschland schätzungsweise 1.760 t Gummi aus SCCP- haltigen Gummiförderbändern als Abfall an. Ein zweiter wichtiger Einsatzbereich von SCCP sind Dichtungsmittel für die Bauindustrie. SCCP werden hier als Weichmacher verwendet, um dem Pro- dukt die gewünschte Härte und Elastizität zu verleihen. In 2013 fielen in Deutschland schätzungs- weise 330 t SCCP-haltiger Dichtungsmassen als Abfall an.

SCCP-haltige Gummiförderbänder und Dichtungsmassen dürfen laut Anhang I der POP-Verordnung hergestellt, in Verkehr gebracht und verwendet werden. Die EU Kommission schlägt jedoch vor, den Anhang I der POP-Verordnung an den technischen Fortschritt anzupassen, d.h. die Verwendung von SCCP als Flammenschutzmittel für in Förderbändern in der mineralgewinnenden Industrie verwendetes Gummi und die Verwendung als Flammenschutzmittel in Dichtungsmassen aus dem Anhang der Ver- ordnung zu löschen. Ob und wann dies umgesetzt werden soll, steht derzeit noch nicht fest. Es ist daher nicht möglich eine Prognose der zukünftigen Entwicklung für SCCP abzugeben. Grundsätzlich ist zu erwarten, dass die jährlich anfallenden Mengen an belasteten Abfällen zunehmend sinken werden. Eine Niederländische Studie, welche im Vorfeld zum Meeting der zuständigen Behörden am 2. Oktober 2013 in Brüssel „Meeting of the Competent Authorities under Regulation EC 850/2004“ vorgelegt wurde („Evaluation of Possible Restrictions on Short Chain Chlorinated Paraffins“) zeigt, dass es für beide Verwendungen mittlerweile geeignete Alternativen gibt. Einige Firmen haben be- reits erfolgreich SCCP durch alternative Stoffe (meist MCCP und LCCP) in ihren Verwendungen substi- tuieren können.

7.3 Evaluierung der unteren und oberen Begrenzungskriterien

7.3.1 Evaluierung der unteren Begrenzungskriterien

7.3.1.1 (A) Analyseverfahren

Der UPGW soll oberhalb der Bestimmungsgrenze von wirtschaftlich verfügbaren Analysemethoden (d.h. Kosten je Analyse $< 500\text{€}$) liegen. Die Bestimmungsgrenzen wirtschaftlich verfügbarer Analy- senmethoden sind in Tabelle 69 auf Grundlage der in Kapitel 5.1 dargestellten Informationen zu- sammengefasst.

Tabelle 69: Bestimmungsgrenzen wirtschaftlich verfügbarer Analysemethoden

Stoff/Stoffgruppe	Bestimmungsgrenze wirtschaftlich verfügbarer Analysemethoden
-------------------	--

	(in mg/kg)
HBCD	1,0
HCBD	0,1
PCN	0,1
PCP	0,1
SCCP	1,0

7.3.1.2 (H) Hintergrundkontamination

Wie in den Erklärungen zur Methodik in Kapitel 2.4.3.2 beschrieben, sollen Grenzwerte oberhalb von bestehenden Hintergrundkontaminationen liegen, um auszuschließen, dass ausgehobener Boden mit einer üblichen Hintergrundbelastung unter das POP-Abfallregime fällt. Die Ableitung von Grenzwerten erfolgte dabei nach folgendem Schema:

Höchste Hintergrundkontamination x Unsicherheitsfaktor (10) = Ergebnis für das Begrenzungskriterium „Hintergrundkontamination“.

Als Grundlage für die Hintergrundkontamination wird die nächst höhere Dezimale der höchsten berichteten Hintergrundkontamination herangezogen. Der UPGW sollte diesen Wert nicht unterschreiten.

HBCD

Nach [BiPRO 2011] liegt die bestehende Hintergrundkontamination durch HBCD in Sedimenten in Europa unter 0,01 mg/kg. In Gebieten, die beispielsweise durch die Nähe zu Punktquellen erhöhten Belastungen ausgesetzt sind, lassen sich jedoch auch Werte von bis zu 0,071 mg/kg feststellen (Niederlande). Angaben zur bestehenden Hintergrundkontamination in Böden liegen für Europa nicht vor. In Asien wurden in Böden Konzentrationen zwischen 0,0017 und 0,0056 mg/kg festgestellt. Deutschlandspezifische Werte zu Sedimenten und Böden liegen nicht vor. Zur Evaluierung der unteren Begrenzungskriterien wird für die Hintergrundkontamination durch HBCD ein Ausgangswert von unter 0,01 mg/kg herangezogen und der Sicherheitsfaktor 10 angewandt. Daraus resultiert der Wert 0,1 mg/kg.

Für ausführliche Informationen zur bestehenden Hintergrundkontamination einschließlich herangezogener Literaturquellen wird auf [BiPRO 2011, Tab. 6-68] verwiesen.

HCBD

Daten zur bestehenden Hintergrundkontamination in Sedimenten und Böden liegen nach [BiPRO 2011] hauptsächlich für Kanada und die Vereinigten Staaten, jedoch auch für Europa vor. So beträgt die Kontamination durch HCBD in Sedimenten etwa 0,001 mg/kg. Die höchste berichtete Hintergrundkontamination wird in der Literatur mit 0,55 mg/kg angegeben, festgestellt in der Umgebung der Großen Seen in Kanada. Verschiedene deutschlandspezifische Studien geben für Sedimente Konzentrationen bis zu 0,005 mg/kg an. Zur Evaluierung der unteren Begrenzungskriterien wird für die Hintergrundkontamination durch HCBD ein Ausgangswert von unter 0,01 mg/kg herangezogen und der Sicherheitsfaktor 10 angewandt. Daraus resultiert der Wert 0,1 mg/kg.

Für ausführliche Informationen zur bestehenden Hintergrundkontamination einschließlich herangezogener Literaturquellen wird auf [BiPRO 2011, Tab. 6-84] verwiesen.

PCN

Die bestehende Hintergrundkontamination in Böden in Deutschland beträgt nach [BiPRO 2011] bis zu 0,015 mg/kg. Als höchste international berichtete Hintergrundkontamination wird ein Wert von 8,64 mg/kg angegeben (Großbritannien). Zur Evaluierung der unteren Begrenzungskriterien wird für die Hintergrundkontamination durch PCN ein Ausgangswert von unter 0,1 mg/kg herangezogen und der Sicherheitsfaktor 10 angewandt. Daraus resultiert der Wert 1,0 mg/kg.

Für ausführliche Informationen einschließlich herangezogener Literaturquellen wird auf [BiPRO 2011, Tab. 6-93] verwiesen.

PCP

Die von [BiPRO 2011] dargestellten Werte zu Hintergrundkontamination durch PCP in Sedimenten basieren hauptsächlich auf Untersuchungen in der Nordsee bzw. deren Zuflüssen. Demnach beträgt die Hintergrundkontamination zwischen 0,005 mg/kg und 0,03 mg/kg. Die höchste berichtete Hintergrundkontamination für Deutschland in Sedimenten liegt bei 0,042 mg/kg. In Böden lassen sich Werte von 0,0005 mg/kg (Deutschland) sowie bis zu 4 mg/kg (Finnland) feststellen [siehe BiPRO 2011, Tab. 6-78 und Tab. 6-79].

Zur Evaluierung der unteren Begrenzungskriterien wird für die Hintergrundkontamination durch PCP ein Ausgangswert von 0,1 mg/kg angenommen und der Sicherheitsfaktor 10 angewandt. Daraus resultiert der Wert 1,0 mg/kg.

SCCP

Nach [BiPRO 2011] variiert die bestehende Hintergrundkontamination durch SCCP in Sedimenten zwischen der Nachweisgrenze und der höchsten berichteten Hintergrundkontamination von 0,484 mg/kg (Japan). In Deutschland wurden Konzentrationen bis zu 0,083 mg/kg festgestellt [siehe BiPRO 2011, Tab. 6-47 und Tab. 6-48].

Zur Evaluierung der unteren Begrenzungskriterien wird für die Hintergrundkontamination durch SCCP ein Ausgangswert von unter 0,1 mg/kg herangezogen und der Sicherheitsfaktor 10 angewandt. Daraus resultiert der Wert 1,0 mg/kg.

Tabelle 70 stellt die Ergebnisse für das Kriterium „Hintergrundkontamination“ zusammenfassend dar.

Tabelle 70: Evaluierungsergebnis Kriterium H im Überblick

Substanz	Höchste berichtete Hintergrundkontamination in Deutschland (soweit verfügbar) [mg/kg]	Hintergrundkontamination [mg/kg]	Unsicherheitsfaktor	Ergebnis [mg/kg]
HBCD	<0,01 ⁵⁸	<0,01	10	0,1
HCBD	0,005 ⁵⁹	<0,01	10	0,1
PCN	0,015 ⁶⁰	<0,1	10	1
PCP	0,042 ⁶¹	<0,1	10	1

⁵⁸ typische bestehende Hintergrundkontamination in Sedimenten in Europa

⁵⁹ höchste berichtete Hintergrundkontamination international: 0,55 mg/kg (Kanada)

⁶⁰ höchste berichtete Hintergrundkontamination international: 8,64 mg/kg (Großbritannien)

⁶¹ höchste berichtete Hintergrundkontamination international: 4 mg/kg (Finnland)

SCCP	0,083 ⁶²	<0,1	10	1
------	---------------------	------	----	---

7.3.1.3 (BV) Beseitigungs- und Verwertungskapazitäten

Das Kriterium „Beseitigungs- und Verwertungskapazitäten“ prüft in Abhängigkeit möglicher unterer POP Grenzwerte, ob die für die Beseitigung und Verwertung benötigten (neuen) Entsorgungswege und Kapazitäten realistisch verfügbar sind (vgl. Kapitel 2.4.3.3). Mögliche untere POP Grenzwerte haben unter Umständen erhebliche Veränderungen bei der Abfallbehandlung zur Folge, da Abfälle dann etwa nicht mehr recycelt oder deponiert werden dürfen, sondern ausschließlich einer energetischen Verwertung/thermischen Beseitigung zuzuführen sind. Diese stellt sicher, dass enthaltene POPs ohne unnötige Verzögerung zerstört oder unumkehrbar umgewandelt werden. Basierend auf diesen Szenarien und den angenommenen Materialflüssen (vgl. Kapitel 3) wird nachfolgend geprüft, ob in Abhängigkeit veränderter Behandlungswege ausreichend Behandlungskapazitäten zur Verfügung stehen.

Nach Aussage des BMU wurde in 2009 die Kapazität der kommunalen Abfallverbrennungsanlagen in Deutschland zu 95% ausgenutzt. In 2010 wurde die Gesamtkapazität der deutschen Abfallverbrennungsanlagen und Sonderabfallverbrennungsanlagen zu 87,7% ausgenutzt⁶³. Zur Ableitung des Grenzwertvorschlags wird daher ein Anstieg der zusätzlich benötigten Kapazität der relevanten thermischen Abfallbehandlungsanlagen von bis zu 5% als vertretbar erachtet.

Die Berechnung erforderlicher Kapazitäten in Bezug auf jeden Stoff/jede Stoffgruppe erfolgt durch Abgleich der aus verschiedenen möglichen unteren POP Grenzwerten resultierenden Veränderungen der benötigten thermischen Behandlungskapazitäten mit den in Deutschland insgesamt zur Verfügung stehenden Behandlungskapazitäten (Veränderung in % = Mengenänderung gegenwärtiger Stand bei möglichem unteren POP Grenzwert/Gesamtkapazität).

Nachstehende Tabelle 71 gibt zunächst einen Überblick über in Deutschland zur Verfügung stehende Kapazitäten thermischer Abfallbehandlungsanlagen nach [DESTATIS 2013b]. Es werden nur thermische Abfallbehandlungsanlagen dargestellt, bei denen angenommen wird, dass diese zur Behandlung der im Projektzusammenhang betrachteten Abfallarten relevant sind.

Tabelle 71: Überblick über in Deutschland zur Verfügung stehende Kapazitäten zur thermischen Abfallbehandlung relevanter Abfälle in 2010⁶⁴ (Quelle: [DESTATIS 2013b])

Anlagenart	Anzahl	Input insgesamt [Mio. t/a]	Nennleistung insgesamt [Mio. t/a]
Abfallverbrennungsanlagen	94	20,56	23,07
Sonderabfallverbrennungsanlagen	35	1,40	1,97

HBCD

Um beurteilen zu können, welche Auswirkungen verschiedene untere POP Grenzwerte auf vorhandene bzw. möglicherweise zusätzlich benötigte Kapazitäten haben, wurden zunächst die derzeitigen Behandlungswege für alle relevanten Anwendungsgebiete betrachtet. Basierend auf den in Kapitel 3.2 dargestellten Materialflüssen ergeben sich folgende Gesamtmengen zur derzeitigen Verwertung und Beseitigung der betrachteten HBCD-haltigen Abfälle:

⁶² höchste berichtete Hintergrundkontamination international: 0,484 mg/kg (Japan)

⁶³ Berechnet aus [DESTATIS 2013b]

⁶⁴ nicht berücksichtigt werden Klärschlammverbrennungsanlagen (Nennleistung 2,05 Mio. t/a) und sonstige Anlagen zur thermischen Behandlung (Nennleistung 0,44 Mio. t/a)

Thermische Behandlung (D10 oder R1)	19.268,9 kt/a (~89%),
Deponierung	123 kt/a (~0,6%),
Recycling (einschl. roh- bzw. werkstofflicher Verwertung)	2.249,9 kt/a (~10,4%).

Tabelle 72 zeigt die Zusammensetzung der angegebenen Mengen (Gesamt: 21.641,8 kt/a) zur derzeitigen angenommenen Behandlung:

Tabelle 72: Überblick über Zusammensetzung der Gesamtmengen zur derzeitigen Verwertung und Beseitigung HBCD-haltiger Abfälle

Abfallbezeichnung	Menge (t/a)	HBCD Konzentration (mg/kg)
Thermische Behandlung (D10 oder R1)		
abgetrennte EPS Abfälle	21.899,6	7.000
abgetrennte XPS Abfälle	2.608,4	15.000
zusammen mit gesamter Kunststoffabfallfraktion aus dem Baubereich behandelte EPS und XPS Abfälle	243.939	29
EPS/XPS Abfälle aus dem nicht baubezogenen Bereich (i.d.R. EPS Verpackungen)	23.698	10
zusammen mit gesamter Kunststoffabfallfraktion aus dem Elektrobereich behandelte HIPS	216.900	290
zusammen mit der in Deutschland insgesamt angefallenen Schredderleichtfraktion behandelte HBCD flammgeschützte Textilien aus dem Automobilbereich	230.800	364
zusammen mit der in Deutschland insgesamt angefallenen Menge an Sperrmüll sowie gemischten Siedlungsabfällen behandelte HBCD flammgeschützte Textilien aus dem institutionellen Bereich	18.529.020	7
Deponierung		
zusammen mit gesamter Kunststoffabfallfraktion aus dem Baubereich behandelte EPS und XPS Abfälle	13.900	29
EPS/XPS Abfälle aus dem nicht baubezogenen Bereich (i.d.R. EPS Verpackungen)	164	10
zusammen mit gesamter Kunststoffabfallfraktion aus dem Elektrobereich behandelte HIPS	6.025	290
zusammen mit der in Deutschland insgesamt angefallenen Menge an Sperrmüll sowie gemischten Siedlungsabfällen behandelte HBCD flammgeschützte Textilien aus dem institutionellen Bereich	102.939	7
Recycling		
zusammen mit gesamter Kunststoffabfallfraktion aus dem Baubereich behandelte EPS und XPS Abfälle	89.653	29
EPS/XPS Abfälle aus dem nicht baubezogenen Bereich (i.d.R. EPS Verpackungen)	17.138	10
zusammen mit gesamter Kunststoffabfallfraktion aus dem Elektrobereich behandelte HIPS	18.075	290
zusammen mit der in Deutschland insgesamt angefallenen	169.200	364

Abfallbezeichnung	Menge (t/a)	HBCD Konzentration (mg/kg)
Schredderleichtfraktion behandelte HBCD flammgeschützte Textilien aus dem Automobilbereich		
zusammen mit der in Deutschland insgesamt angefallenen Menge an Sperrmüll sowie gemischten Siedlungsabfällen behandelte HBCD flammgeschützte Textilien aus dem institutionellen Bereich	1.955.841	7

In der weiter unten im Text folgenden Tabelle 73 wurde dieser gegenwärtige Stand der Abfallbehandlung als Ausgangspunkt jeweils dem Stand bei bestimmten unteren POP Grenzwerten gegenübergestellt, sowie die daraus resultierenden Veränderungen berechnet (in kt und prozentual, jeweils bezogen auf die derzeitigen Gesamtmengen für thermische Behandlung, Deponierung sowie Recycling).

Bei einem möglichen unteren POP Grenzwert von unter 364 ppm wären insgesamt 169,2 kt/a an HBCD-haltigen Abfällen betroffen, für welche zusätzlich thermische Behandlungskapazitäten benötigt würden. Diese Menge resultiert aus bisher recycelten HBCD flammgeschützten Textilien aus dem Automobilbereich, welche zusammen mit der insgesamt in Deutschland angefallenen Schredderleichtfraktion behandelt werden. Die benötigten Behandlungskapazitäten für das Recycling dieser Abfälle würden entsprechend abnehmen.

Ein möglicher unterer POP Grenzwert von unter 290 ppm würde dazu führen, dass neben den genannten 169,2 kt/a zusätzlich für 24,1 kt/a HBCD-haltige HIPS (davon 18,1 kt/a bisher recycelt sowie 6 kt/a bisher deponiert), welche zusammen mit der gesamten Kunststoffabfallfraktion aus dem Elektrobereich behandelt werden, zusätzliche thermische Behandlungskapazitäten benötigt würden.

Bei einem möglichen unteren POP Grenzwert von 29 ppm würden sich gegenüber dem gegenwärtigen Stand auch veränderte Behandlungswege für EPS und XPS Abfälle ergeben, welche wie angenommen derzeit zusammen mit der gesamten Kunststoffabfallfraktion aus dem Baubereich behandelt werden. Zusammen mit zuvor genannten betroffenen Mengen würde die benötigte thermische Kapazität steigen und benötigte Kapazitäten für Recycling und Deponierung entsprechend zurückgehen.

Bei einem möglichen unteren POP Grenzwert von unter 10 ppm würden sich gegenüber einem Grenzwert von 29 ppm nur geringfügige Veränderungen ergeben, welche aus veränderten Behandlungswegen für EPS/XPS Abfälle aus dem nicht baubezogenen Bereich (EPS Verpackungsabfälle) resultieren. Einer leicht ansteigenden benötigten thermischen Kapazität stehen dann geringere benötigte Kapazitäten für Deponierung sowie Recycling gegenüber.

Die weitaus größte Veränderung gegenüber dem gegenwärtigen Stand ergäbe sich bei einem möglichen unteren POP Grenzwert von unter 7 ppm. Bei diesem Grenzwert wären Abfälle aller relevanten Anwendungsgebiete ausschließlich einer thermischen Behandlung zuzuführen. Die benötigte thermische Kapazität würde dabei auf insgesamt 21.641,8 kt/a steigen. Sowohl für Deponierung als auch Recycling wären bei diesem Grenzwert keinerlei Kapazitäten mehr erforderlich.

Tabelle 73: Überblick über quantitative Veränderungen bei Verwertungs- und Beseitigungswegen in Abhängigkeit möglicher unterer POP Grenzwerte (HBCD)

HBCD	Gegenwärtiger Stand [kt/a]	Stand bei bestimmtem POP Grenzwert [kt/a]	Veränderung in [kt]	Veränderung in [%]
364 ppm				
Therm. Behandlung (D10 oder R1)	19.268,9	19.438,1	+ 169,2	+ 0,9
Deponierung	123,0	123,0	0	0
Recycling	2.249,9	2.080,7	- 169,2	- 7,5
290 ppm				
Therm. Behandlung (D10 oder R1)	19.268,9	19.462,2	+ 193,3	+ 1,0
Deponierung	123,0	117,0	- 6,0	- 4,9
Recycling	2.249,9	2.062,6	- 187,3	- 8,3
29 ppm				
Therm. Behandlung (D10 oder R1)	19.268,9	19.565,7	+ 296,9	+ 1,5
Deponierung	123,0	103,1	- 19,9	- 16,2
Recycling	2.249,9	1.973,0	- 276,9	- 12,3
10 ppm				
Therm. Behandlung (D10 oder R1)	19.268,9	19.583,0	+ 314,2	+ 1,6
Deponierung	123,0	102,9	- 20,1	- 16,3
Recycling	2.249,9	1.955,8	- 294,1	- 13,1
7 ppm				
Therm. Behandlung (D10 oder R1)	19.268,9	21.641,8	+ 2.372,9	+ 12,3
Deponierung	123,0	0	- 123,0	- 100,0
Recycling	2.249,9	0	- 2.249,9	- 100,0

Die Ableitung des Grenzwertvorschlags erfolgt durch Abgleich der in Deutschland insgesamt zur Verfügung stehenden Gesamtkapazität der relevanten thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland (25.033 kt/a, vgl. Tabelle 71) mit den in Tabelle 73 dargestellten Veränderungen thermisch zu behandelnder Abfallmengen, welche je nach möglichem unteren POP Grenzwert variieren. Tabelle 74 stellt die Ergebnisse dar und zeigt die aus verschiedenen möglichen unteren POP Grenzwerten jeweils resultierende prozentuale Veränderung bezogen auf die Gesamtkapazitäten:

Tabelle 74: Veränderung gegenüber der Gesamtkapazität der relevanten thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland in Abhängigkeit möglicher UPGW für HBCD

Möglicher unterer POP Grenzwert [ppm]	Zusätzlich benötigte thermische Kapazitäten [kt]	Veränderung gegenüber vorhandener Gesamtkapazität der relevanten thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland [%]
364	+ 169,2	+ 0,68
290	+ 193,3	+ 0,77
29	+ 296,9	+ 1,19
10	+ 314,2	+ 1,25
7	+ 2.372,9	+ 9,48

Da ein Anstieg der zusätzlich benötigten thermischen Behandlungskapazitäten von bis zu 5% für nicht problematisch erachtet wird, sollte der Grenzwert für HBCD in jedem Fall oberhalb von 7 ppm liegen. Es wird ein Grenzwert von 10 ppm vorgeschlagen.

HBCD

Aufgrund der in Kapitel 3.3 dargestellten Informationen, die auf den durchgeführten Recherchen und Analysenergebnissen beruhen, ist davon auszugehen, dass HBCD in Deutschland in Produkten, Abfällen und Recyclaten nicht in relevanten Mengen vorkommt. Mögliche UPGW werden daher keine relevanten Auswirkungen auf Beseitigungs- und Verwertungskapazitäten haben. Der UPGW kann daher bezüglich dieser Kapazitäten beliebig niedrig gewählt werden.

PCN

Aufgrund der in Kapitel 3.4 dargestellten Informationen, die auf den durchgeführten Recherchen und Analysenergebnissen beruhen, gibt es keine spezifischen Hinweise, dass PCN in Deutschland in Produkten, Abfällen und Recyclaten in relevanten Mengen vorkommen. Mögliche UPGW werden daher vermutlich keine relevanten Auswirkungen auf Beseitigungs- und Verwertungskapazitäten haben. Der UPGW kann daher bezüglich dieser Kapazitäten beliebig niedrig gewählt werden.

Es ist allerdings nicht auszuschließen, dass Abfälle aus der Produktion von Sekundärkupfer relevante PCN Mengen enthalten. Solange dies nicht geklärt ist, können Auswirkungen möglicher UPGW auf die Beseitigungs- und Verwertungskapazitäten nicht abschließend beurteilt werden.

PCP

Die AltholzV regelt die Verwertung und Beseitigung von Altholz in Deutschland. In Abhängigkeit von der Schadstoffbelastung muss Altholz unterschiedlichen Altholzkategorien zugeteilt und entsprechend behandelt werden. Es wird angenommen, dass das PCP-belastete Altholz zusammen mit anderen, als gefährlich eingestuften Althölzern, verwertet/beseitigt wird (PCP Mischkonzentration des Abfallstroms ~150 ppm). Ungefähr 95% der als gefährlich eingestuften Althölzer werden in Deutschland derzeit thermisch verwertet/entsorgt. Die restlichen 5% werden zur Gewinnung von Synthesegas und zur Herstellung von Aktivkohle verwendet.

Bei Grenzwerten oberhalb 150 ppm müsste theoretisch kein Abfall alternativ behandelt werden. Bei einem unteren POP Grenzwert von 150 ppm müssten theoretisch etwa 57,5 kt/a Altholz, welches derzeit zur Gewinnung von Synthesegas und Herstellung von Aktivkohle eingesetzt wird, der Verbrennung und/oder energetischer Verwertung zugeführt werden (siehe Tabelle 75). Da bei den Verwertungsverfahren anzunehmen ist, dass der PCP Gehalt im Abfall weitestgehend zerstört wird (ähnlich hohe Prozesstemperaturen wie bei der thermischen Beseitigung/Verwertung), ist eine alternative Behandlung des betroffenen Abfallstroms u.U. nicht erforderlich. Falls der Abfall dennoch thermisch verwertet/beseitigt werden soll, sind ausreichend Verbrennungskapazitäten in Deutschland verfügbar. Die 57,5 kt entsprechen ungefähr 0,23% der in Deutschland verfügbaren Nennleistung der Ab-

fallverbrennungs- und Sonderabfallverbrennungsanlagen. Der UPGW kann daher beliebig niedrig festgelegt werden.

Tabelle 75: Veränderung der Entsorgungswege bei bestimmten POP Grenzwerten (PCP)

PCP	Gegenwärtiger Stand [kt/a]	Stand bei bestimmtem POP Grenzwert [kt/a]	Veränderung in [kt]	Veränderung in [%]
150 ppm				
Verbrennung (D10)	57,5	>57,5	+57,5	5
Energetische Verwertung (R1)	1.035	>1.035		
Verwertung (Gewinnung von Synthesegas und Herstellung von Aktivkohle)	57,5	0	-57,5	-100

SCCP

Die in Deutschland relevanten Abfallströme sind SCCP-haltige Gummiabfälle aus Förderbändern für den Einsatz im Untertage-Bergbau und SCCP-haltige Dichtungsmassen aus Bau- und Abbruchabfällen. Unter der Annahme, dass der SCCP-haltige Gummiabfall zusammen mit anderen Gummiabfällen entsorgt/verwertet wird, verringert sich die SCCP Konzentration des Gesamtabfallstroms auf etwa 350 ppm. Ungefähr 62% (312,1 kt/a) des Abfalls werden derzeit in Deutschland stofflich verwertet (Erzeugung von Granulaten zur weiteren Verwendung), etwa 186,2 kt/a (~37%) werden energetisch verwertet und eine verhältnismäßig geringe Abfallmenge wird aktuell verbrannt (~5 kt/a; 1%). Bei der energetischen Verwertung und Verbrennung ist anzunehmen, dass der Gehalt an SCCP im Gummi weitestgehend zerstört wird. Bei der stofflichen Verwertung kann nicht ausgeschlossen werden, dass SCCP auch in recycelte Erzeugnisse gelangen. Bei einem unteren POP Grenzwert von 350 ppm müssten theoretisch ~312,1 kt/a Gummiabfall, welcher derzeit verwertet wird, zusätzlich verbrannt und/oder energetisch verwertet werden (siehe Tabelle 76). Die 312,1 kt/a entsprechen ~1,25% der in Deutschland verfügbaren Nennleistung (Abfallverbrennungsanlagen und Sonderabfallverbrennungsanlagen) und sollten daher zu keinem Kapazitätsproblem führen.

Aktuell fallen in Deutschland schätzungsweise 0,33 kt/a SCCP-haltiger Dichtungsmassen und Kleber als Abfall an. Es wird angenommen, dass ca. 1/3 des Abfalls (~0,11 kt/a) erfolgreich abgetrennt werden kann und separat in Sonderabfallverbrennungsanlagen entsorgt wird. Für die restlichen 2/3 des Abfallstroms (~0,22 t/a) wird angenommen, dass diese aufgrund ihrer Eigenschaften an Bau- und Abbruchabfällen (z.B. Beton, Fliesen, Ziegel und Keramik) anhaften und zusammen mit diesen behandelt/entsorgt werden. Aufgrund des hohen jährlichen Bau- und Abbruchabfallaufkommens (ca. 54 Mio. t) verringert sich die SCCP Konzentration im Mischabfallstrom auf etwa 0,8 ppm. Beim separat erfassten Abfallanteil kann aufgrund hoher Verbrennungstemperaturen (>1.000 °C) angenommen werden, dass der hohe Gehalt an SCCP weitestgehend zerstört wird. Dies gilt auch für den Anteil des Abfalls, welcher zusammen mit anderen Bau- und Abbruchabfällen energetisch verwertet und verbrannt wird. Bei der stofflichen Verwertung und Deponierung des Abfalls kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass SCCP auch in recycelte Erzeugnisse und in die Umwelt gelangen. Die theoretisch betroffene Abfallmenge, die bei einem möglichen Grenzwert von 0,8 ppm alternativ behandelt werden müsste, wäre erheblich (>54 Mio. t) (siehe Tabelle 76). Um zu verhindern, dass ein Großteil der Bau- und Abbruchabfälle alternativ behandelt werden muss, sollte der Grenzwert oberhalb 0,8 ppm liegen.

Tabelle 76: Veränderung der Entsorgungswege bei bestimmten POP Grenzwerten (SCCP)

SCCP	Gegenwärtiger Stand [kt/a]	Stand bei bestimmtem POP Grenzwert [kt/a]	Veränderung in [kt]	Veränderung in [%]
350 ppm				
Deponierung	3.000	3.000	0	0
Untertagedeponierung	0	0	0	0
Sonderabfallverbrennung	0,11	0,11	0	0
Verbrennung (D10)	7,21			
Energetische Verwertung (R1)	189,52	508,94	+312,1	+58,6
Stoffliche Verwertung	51.412	51.100	-312,1	-0,6
0,8 ppm				
Deponierung	3.000	0	-3.000	-100
Sonderabfallverbrennung	0,11	0,11	0	0
Untertagedeponierung	0			
Verbrennung (D10)	7,21	54.609	+54.412	>>
Energetische Verwertung (R1)	189,52			
Stoffliche Verwertung	51.412	0	-51.412	-100

Tabelle 77 fasst die Ergebnisse der Evaluierung der Beseitigungs- und Verwertungskapazitäten zusammen.

Tabelle 77: Evaluierungsergebnis Kriterium E im Überblick

Substanz	Evaluierungsergebnis Kriterium E [mg/kg]	Kommentar
HBCD	10	Der Grenzwert sollte oberhalb von 7 mg/kg liegen
HCBD	0,1	Grenzwert kann beliebig niedrig gewählt werden
PCN	0,1	Grenzwert kann beliebig niedrig gewählt werden
PCP	0,1	Grenzwert kann beliebig niedrig gewählt werden (max. betroffene Abfallmenge welche alternativ behandelt werden müsste ist bei Grenzwerten unterhalb 150 mg/kg)
SCCP	1	Der Grenzwert sollte oberhalb 0,8 mg/kg liegen

7.3.1.4 (W) Wirtschaftliche Auswirkungen

Kriterium (W) prüft die wirtschaftlichen Auswirkungen veränderter Behandlungskosten, die mit möglichen unteren POP Grenzwerten einhergehen. Aus der Analyse der möglichen Behandlungsoptionen wurde abgeschätzt, wie sich die Kosten für die zukünftig geänderten Beseitigungs- und Verwertungswege ändern (z.B. geänderte Kosten wenn eine bestimmte Abfallart nicht mehr deponiert werden kann sondern zu verbrennen ist). Als Ausgangspunkt für die Kalkulation von Kostenänderungen wurde Tabelle 6 aus Kapitel 2.4.3.4 herangezogen. Ziel bei der Wahl eines möglichen Grenzwertes war, zusätzliche Entsorgungskosten wirtschaftlich vertretbar zu gestalten.

HBCD

Zur Abschätzung veränderter Behandlungskosten für HBCD-haltige Abfälle wurden zunächst gegenwärtige Kosten der Abfallbehandlung aus den Ergebnissen von Tabelle 6 (Behandlungskosten pro Tonne Abfall) sowie Tabelle 73 (quantitative Veränderungen bei Verwertungs- und Beseitigungsweisen) ermittelt. Basierend auf den gegenwärtigen Behandlungskosten wurden neben den Gesamtkosten bei möglichen unteren POP Grenzwerten auch die entstehenden Zusatzkosten (Veränderung gegenüber dem gegenwärtigen Stand) berechnet. Tabelle 78 stellt die Ergebnisse im Überblick dar:

Tabelle 78: Wirtschaftlichen Auswirkungen bei möglichen UPGW (HBCD)

HBCD	Gegenwärtige Kosten [Mio. €/a]	Kosten bei bestimmtem POP Grenzwert [Mio. €/a]	Veränderung [Mio. €/a]
364 ppm			
Thermische Behandlung	3.257,7	3.304,5	+ 28,8
Deponierung	17,2	17,2	0
Recycling	90,0	83,2	- 6,8
Gesamt	3.382,9	3.404,9	+ 22,0
290 ppm			
Thermische Behandlung	3.257,7	3.308,6	+ 32,9
Deponierung	17,2	16,4	- 0,8
Recycling	90,0	82,5	- 7,5
Gesamt	3.382,9	3.407,5	+ 24,5
29 ppm			
Thermische Behandlung	3.257,7	3.326,2	50,5
Deponierung	17,2	14,4	- 2,8
Recycling	90,0	78,9	- 11,1
Gesamt	3.382,9	3.419,5	+ 36,6
10 ppm			
Thermische Behandlung	3.257,7	3.329,1	+ 53,4
Deponierung	17,2	14,4	- 2,8
Recycling	90,0	78,2	- 11,8
Gesamt	3.382,9	3.421,8	+ 38,8
7 ppm			
Thermische Behandlung	3.257,7	3.679,1	+ 403,4
Deponierung	17,2	0	- 17,2
Recycling	90,0	0	- 90,0
Gesamt	3.382,9	3.679,1	+ 296,2

Bei einem möglichen UPGW über 364 ppm wären keine wirtschaftlichen Auswirkungen in der Abfallwirtschaft zu erwarten.

Bei einem möglichen UPGW von unter 364 ppm würden theoretisch zusätzliche Behandlungskosten von insgesamt rund 22 Mio. Euro pro Jahr entstehen. Verantwortlich für diesen starken Kostenanstieg sind bisher recycelte, mit HBCD flammgeschützte Textilien aus dem Automobilbereich (169,2 kt/a), welche zusammen mit der in Deutschland insgesamt angefallenen Schredderleichtfraktion

recycelt werden. Bei diesem möglichen Grenzwert wäre die gesamte Schredderleichtfraktion zu verbrennen. Stellt man den zusätzlichen thermischen Behandlungskosten von 28,8 Mio. Euro pro Jahr rückläufige Recyclingkosten von 6,8 Mio. Euro pro Jahr gegenüber, so ergeben sich genannte Zusatzkosten in Höhe von 22 Mio. Euro (siehe Tabelle 78). Für den Fall, dass mit HBCD flammgeschützte Textilien aus dem Automobilbereich (1.820 t/a, c~80.000 ppm) vor Eintrag in die Schredderleichtfraktion (398.180 t/a, c~0 ppm) jedoch separat abgetrennt und behandelt würden, könnte ein deutlich geringerer UPGW vorgeschlagen werden. Die HBCD Belastung von etwa 364 mg/kg in der gesamten Schredderleichtfraktion würde auf eine vernachlässigbar geringe Konzentration abfallen. Dies würde bedeuten, dass Behandlungswege für die Schredderleichtfraktion wie bisher beibehalten werden können und das Recycling dieses Abfallstroms weiterhin möglich bleibt. Die Abtrennung wäre nur noch für den Zeitraum erforderlich, in dem erhebliche HBCD Mengen aus dem Automobilbereich zu erwarten sind (in ca. 5 Jahren). Zum Flammenschutz von Textilien im Automobilbereich wurde etwa bis zum Jahr 2007 HBCD insbesondere für Sitzbezüge, Türverkleidungen sowie für Teppiche in Fond, Kofferraum und Motorraum eingesetzt.

Bei einem möglichen UPGW von 290 ppm würden theoretisch zusätzliche Behandlungskosten von insgesamt 24,5 Mio. Euro pro Jahr entstehen. Der Kostenanstieg um weitere 2,5 Mio. Euro pro Jahr gegenüber einem möglichen UPGW von 364 ppm resultiert aus der zusätzlichen thermischen Behandlung HBCD-haltiger HIPS (24,1 kt/a), welche zusammen mit der gesamten Kunststoffabfallfraktion aus dem Elektrobereich behandelt werden und bisher recycelt/deponiert wurden. Bei diesem möglichen Grenzwert wäre die gesamte Kunststoffabfallfraktion aus dem Elektrobereich zu verbrennen (siehe Tabelle 78). Auch hier ist die Situation mit der oben beschriebenen Behandlung flammgeschützter Textilien bei 364 ppm vergleichbar. Für den Fall, dass HBCD-haltige HIPS (1.746,8 t/a, c~40.000 ppm) vor Eintrag in die gesamte Kunststoffabfallfraktion aus dem Elektrobereich (239.253,2 t/a, c~0 ppm) separat abgetrennt und behandelt würden, könnte ein deutlich geringerer UPGW vorgeschlagen werden. Wie in Kapitel 3.2.9.2 beschrieben, müssen Kunststoffe, die bromierte Flammenschutzmittel enthalten, aus getrennt gesammelten Elektro- und Elektronik-Altgeräten entfernt werden. Diese Verpflichtung betrifft unter anderem Kunststoffe (z.B. HIPS), die HBCD als bromiertes Flammenschutzmittel enthalten. Würden in der Praxis alle HBCD Kunststoffe tatsächlich abgetrennt werden, könnte also wie erwähnt ein geringerer UPGW vorgeschlagen werden.

Entsprechende Zusatzkosten würden auch bei weiteren möglichen UPGW von 29 ppm, 10 ppm sowie 7 ppm entstehen. Bei einem möglichen UPGW von 29 ppm entstehen weitere Zusatzkosten von 12,1 Mio. Euro pro Jahr (Gesamtkosten: 36,6 Mio. Euro pro Jahr). Ursache hierfür sind veränderte Behandlungswege für EPS und XPS Abfälle (ausschließlich thermische Behandlung bisher deponierter/recycelter Abfälle), welche zusammen mit der gesamten Kunststoffabfallfraktion aus dem Baubereich behandelt werden. Da angenommen wird, dass diese EPS/XPS Abfälle (jeweils < 5% der Abfallmenge 2012) derzeit nicht separat abgetrennt werden können, sollte der mögliche UPGW in jedem Fall über 29 ppm liegen.

Ein möglicher UPGW von 10 ppm würde – dem beschriebenen Prinzip folgend – theoretisch zu einem weiteren Anstieg um 2,2 Mio. Euro auf Gesamtkosten von insgesamt 38,8 Mio. Euro pro Jahr führen. Verantwortlich hierfür wären veränderte Behandlungswege für EPS/XPS Abfälle aus dem nicht baubezogenen Bereich (EPS Verpackungsabfälle).

Die mit Abstand höchsten Zusatzkosten würden bei einem UPGW von 7 ppm entstehen, da dann auch die gesamte Menge an Sperrmüll sowie gemischten Siedlungsabfällen in Deutschland ausschließlich thermisch zu behandeln wäre. Daraus resultierende Zusatzkosten von 257,4 Mio. Euro pro Jahr würden zu Gesamtkosten der Abfallbehandlung von insgesamt 296,2 Mio. Euro führen (siehe Tabelle 78).

Basierend auf obenstehender Diskussion werden folgende Vorschläge gemacht:

Option 1: 1.000 ppm: keine wirtschaftlichen Auswirkungen in der Abfallwirtschaft, eine Verringerung des Begrenzungskriteriums auf 100 ppm nach ca. 5 Jahren wäre möglich.

Option 2: 100 ppm: unter der Voraussetzung, dass mit HBCD flammgeschützte Textilien aus dem Automobilbereich sowie HIPS aus Elektroaltgeräten separat abgetrennt und behandelt werden und nicht in gesamte Abfallmengen der Schredderleichtfraktion bzw. Kunststoffabfallfraktion Elektrobereich eingetragen werden.

HCBD

Die Datengrundlage führt zu der Einschätzung, dass HCBD-haltige Abfälle in Deutschland nicht relevant sind. UPGW haben daher keine relevanten wirtschaftlichen Auswirkungen und können beliebig niedrig gewählt werden. In Anlehnung an die sonstigen unteren Bewertungskriterien wird ein Wert von 0,1 mg/kg vorgeschlagen.

PCN

Die Datengrundlage führt zu der Einschätzung, dass PCN-haltige Abfälle in Deutschland nicht relevant sind. UPGW haben daher keine relevanten wirtschaftlichen Auswirkungen und können beliebig niedrig gewählt werden. In Anlehnung an die sonstigen unteren Bewertungskriterien wird ein Wert von 0,1 mg/kg vorgeschlagen.

PCP

Das PCP-belastete Altholz wird zusammen mit anderen, als gefährlich eingestuften Althölzern, verwertet/beseitigt. Ungefähr 95% der als gefährlich eingestuften Althölzer werden in Deutschland bereits thermisch verwertet/entsorgt. Die restlichen 5% werden zur Gewinnung von Synthesegas und zur Herstellung von Aktivkohle verwendet.

Bei Grenzwerten oberhalb 150 ppm müsste theoretisch kein Abfall alternativ behandelt werden, was zu keiner Veränderung der gegenwärtigen Kosten für die Entsorgung führen würden. Bei einem unteren POP Grenzwert von 150 ppm müssten theoretisch etwa 57,5 kt/a Altholz, welches derzeit zur Gewinnung von Synthesegas und Herstellung von Aktivkohle eingesetzt werden, der Verbrennung und/oder energetischen Verwertung zugeführt werden. Dies würde zu einer Kostenerhöhung von ~7,5 Mio. €/a führen (siehe Tabelle 79). Die Kosten werden für Deutschland als vertretbar erachtet. Der Grenzwert kann somit beliebig festgelegt werden (auch <150 ppm).

Tabelle 79: Wirtschaftlichen Auswirkungen bei möglichen UPGW (PCP)

PCP	Gegenwärtige Kosten [Mio. €/a]	Kosten bei bestimmtem POP Grenzwert [Mio. €/a]	Veränderung in [Mio. €/a]
150 ppm			
Verbrennung (D10)	9,78	195,5	+9,8
Energetische Verwertung (R1)	175,9		
Verwertung (Gewinnung von Synthesegas und Herstellung von Aktivkohle)	2,3	0	-2,30
Gesamt	188,0	195,5	~7,5

SCCP

Bei möglichen Grenzwerten oberhalb von 350 ppm müsste theoretisch kein Abfall alternativ behandelt werden, was zu keinem Kostenanstieg für die Entsorgung führen würde.

Es wird angenommen, dass der SCCP-haltige Gummiabfall zusammen mit anderen Gummiabfällen entsorgt/verwertet wird. Bei einem unteren POP Grenzwert von 350 ppm müssten theoretisch ~312,1 kt/a Gummiabfall, welcher derzeit verwertet wird, verbrannt und/oder energetisch verwertet werden. Dies würde zu einer Steigerung der Kosten in Höhe von ~40,3 Mio. €/a führen (siehe Tabelle 80). Diese zusätzlichen Kosten wären u.U. noch vertretbar, der Grenzwert hätte aber auch zufolge, dass ~312,1 kt/a des Gummiabfalls (~62% des gesamten Gummiabfalls in Deutschland) nicht mehr stofflich verwertet werden könnte. Für die SCCP-haltigen Dichtungsmassen würde sich bei einem Grenzwert unterhalb 350 ppm noch kein zusätzlicher Kostenanstieg ergeben.

Für die SCCP-haltigen Dichtungsmassen wird angenommen, dass ca. 1/3 des Abfalls (~0,11 kt/a) erfolgreich abgetrennt werden kann und separat in Sonderabfallverbrennungsanlagen entsorgt wird. Für die restlichen 2/3 des Abfallstroms (~0,22 t/a) wird angenommen, dass diese aufgrund ihrer Eigenschaften an Bau- und Abbruchabfällen (z.B. Beton, Fliesen, Ziegel und Keramik) anhaften und zusammen mit diesen behandelt/entsorgt werden (Mischkontamination ~0,8 ppm). Erst bei einem Grenzwert von 0,8 ppm müsste theoretisch eine erhebliche Menge an belasteten Bau- und Abbruchabfällen alternativ behandelt werden (>54 Mio. t/a Bau- und Abbruchabfälle). Aufgrund des hohen mineralischen Anteils dieses Abfallstroms müsste ein Großteil dieses Abfalls Untertage deponiert werden (~260 €/t). Dies würde zu einer Kostensteigerung von mehreren Milliarden Euro führen.

Tabelle 80: Wirtschaftlichen Auswirkungen bei möglichen UPGW (SCCP)

SCCP	Gegenwärtige Kosten [Mio. €/a]	Kosten bei bestimmtem POP Grenzwert [Mio. €/a]	Veränderung in [Mio. €/a]
350 ppm			
Deponierung	420,0	420,0	0
Untertagedeponierung	0	0	0
Sonderabfallverbrennung	0,09	0,09	0
Verbrennung (D10)	1,2	86,5	+53,1
Energetische Verwertung (R1)	32,2		
Stoffliche Verwertung	2.056,5	2.043,7	-12,8
Gesamt	2.510,0	2.550,3	~40,3

Der Grenzwert sollte nicht unter 0,8 mg/kg liegen (Kostensteigerung von mehreren Milliarden €). Um zu vermeiden, dass ~62% des gesamten Gummiabfalls in Deutschland nicht mehr stofflich verwertet werden könnte, sollte der Grenzwert oberhalb 350 mg/kg liegen. Alternativ könnte ein Grenzwert zwischen 1 mg/kg und 350 mg/kg festgelegt werden, falls der SCCP-haltige Gummiabfall erfolgreich vom restlichen Gummiabfall abgetrennt und separat behandelt wird.

Tabelle 81 fasst die Ergebnisse der Evaluierung der wirtschaftlichen Auswirkungen veränderter Behandlungskosten, die mit möglichen UPGW einhergehen, zusammen.

Tabelle 81: Evaluierungsergebnis Kriterium W im Überblick

Stoff/Stoffgruppe	Ergebnis [mg/kg]
HBCD	Option 1: 1.000 Option 2: 100
HCBD	0,1
PCN	0,1
PCP	0,1
SCCP	Option 1: 1.000 Option 2: 100

7.3.2 Evaluierung der oberen Begrenzungskriterien

7.3.2.1 (GW) Grenzwerte

Als oberes Begrenzungskriterium wurden bestehende Grenzwerte auf nationaler und internationaler Ebene berücksichtigt, um zu vermeiden, dass es zu möglichen Konflikten zwischen den bestehenden Grenzwerten und den vorzuschlagenden UPGW kommt (vgl. Kapitel 2.4.3.5). Dabei wurde insbesondere geprüft, ob und wie die bestehenden Grenzwerte mögliche UPGW nach oben begrenzen.

Im Zuge der Recherchen wurde auch geprüft, ob Arbeitsplatzgrenzwerte oder biologische Grenzwerte vorliegen⁶⁵.

Für die projektrelevanten Stoffe/Stoffgruppen sind bisher nur vereinzelte Grenzwerte auf Europäischer oder nationaler Ebene etabliert oder vorgeschlagen. Relevante Informationen und gegebenenfalls Schlussfolgerungen bezüglich möglicher UPGW sind im Folgenden für die einzelnen Substanzen angeführt.

HBCD

HBCD ist Gegenstand verschiedener nationaler und internationaler Regelwerke (siehe Kapitel 3.2.3). Die entsprechenden relevanten Grenzwerte sind in Tabelle 82 aufgeführt.

Tabelle 82: Relevante Gesetzgebung und Informationsquellen bezüglich Grenzwerte HBCD

Grundlage	Inhalt	Grenzwert
REACH-Verordnung (EG) Nr. 1907/2006	HBCD ist als PBT Substanz in Anhang XIV (Verzeichnis der zulassungspflichtigen Stoffe) gelistet. Nach dem Ablauftermin sind das Inverkehrbringen und die Verwendung des Stoffes verboten, es sei denn, es wurde eine Zulassung für eine bestimmte Verwendung erteilt. Es ist zu beachten, dass gemäß Artikel 56(6) (a) die Zulassungspflicht nicht für PBT Substanzen wie HBCD gilt, wenn sie in Gemischen in Konzentrationen unterhalb 0.1% Gewichtsprozent eingesetzt werden.	0,1% (1.000 mg/kg)

⁶⁵ Informationsquellen:

GESTIS –Stoffdatenbank <http://www.dguv.de/ifa/Gefahrstoffdatenbanken/GESTIS-Stoffdatenbank/index.jsp>

GESTIS International Limit Values <http://limitvalue.ifa.dguv.de/>

BAuA Technische Regeln für Gefahrstoffe: TRGS 900 (<http://www.baua.de/de/Themen-von-A-Z/Gefahrstoffe/TRGS/TRGS-900.html>) und TRGS 903 (<http://www.baua.de/de/Themen-von-A-Z/Gefahrstoffe/TRGS/TRGS-903.html>)

ILO: ICSC database <http://www.ilo.org/dyn/icsc/showcard.home>

Vorschlag zur ROHS Richtlinie 2011/65/EG [UBA AT 2014]	In einer aktuellen Studie zur ROHS Richtlinie (EU Richtlinie zur Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten) wird ein Grenzwert für HBCD in elektrischen und elektronischen Geräten vorgeschlagen: "For the maximum concentration of HBCDD to be tolerated in homogenous materials in EEE it is proposed to set the same value as defined for POPs waste in Annex IV to the EU POP Regulation (850/2004/EC) for most POPs, i.e. 0.005%." (Quelle: [UBA AT 2014])	Vorgeschlagener Grenzwert: 0,005% (50 mg/kg)
--	--	---

Im aktuellen Änderungsentwurf der EU POP-VO ist kein Vorschlag für einen UPGW für HBCD enthalten.

Für HBCD wurden bisher keine Arbeitsplatzgrenzwerte oder biologische Grenzwerte etabliert.

Schlussfolgerung: Ein möglicher UPGW sollte die bestehende Grenze gemäß REACH-Verordnung, oberhalb der das Inverkehrbringen und die Verwendung von HBCD verboten ist (0,1%), nicht überschreiten. Der Vorschlag in der aktuellen Studie des UBA Österreich erfolgt ausschließlich in Anlehnung an bestehende Grenzwerte unter der EU POP-VO ohne spezifische Begründung und ist in keiner Gesetzesgrundlage festgelegt. Er stellt somit kein Begrenzungskriterium für einen möglichen UPGW dar. Ein möglicher UPGW für HBCD sollte daher nicht über 0,1% (1000 mg/kg) liegen.

HCBD

HCBD ist Bestandteil verschiedener nationaler und internationaler Regelwerke (siehe Kapitel 3.3.3). Relevante Grenzwerte für HCBD sind nicht festgelegt.

In Deutschland ist kein Arbeitsplatzgrenzwert für HCBD festgelegt. Weltweit haben 10 Länder Arbeitsplatzgrenzwerte für HCBD festgelegt (0,2 bis 0,24 mg/m³; GESTIS ⁶⁶). Diese luftbezogenen Arbeitsplatzgrenzwerte haben keinen direkten Bezug zu den UPGW. Biologische Grenzwerte sind nicht etabliert.

Im aktuellen Änderungsentwurf zur POP-Verordnung werden ein UPGW von 100 mg/kg und ein OPGW von 1.000 mg/kg vorgeschlagen. Sofern nicht relevante Gründe vorliegen, sollte der UPGW nicht über 100 mg/kg liegen.

PCN

PCN sind Gegenstand verschiedener nationaler und internationaler Regelwerke (siehe Kapitel 3.4.3). Ein relevanter Grenzwert ist im Basler Übereinkommen etabliert (siehe Tabelle 83).

Tabelle 83: Relevante Gesetzgebung und Informationsquellen bezüglich Grenzwerte PCN

Grundlage	Inhalt	Grenzwert
Anhang VIII, Basler Übereinkommen	Abfälle, die polychlorierte Naphthaline enthalten, sind entsprechend Anhang VIII des Basler Übereinkommens über die Kontrolle der grenzüberschreitenden Verbringung gefährlicher Abfälle und ihrer Entsorgung als gefährlich eingestuft. Der Grenzwert liegt bei 50 mg/kg.	50 mg/kg

Weitere relevante Grenzwerte für PCN wurden nicht identifiziert.

In Deutschland ist kein Arbeitsplatzgrenzwert für PCN festgelegt. Weltweit haben zwischen 14 und 17 Länder jeweils Arbeitsplatzgrenzwerte für Trichlornaphthaline (17 Länder; zwischen 0,2 und 5

⁶⁶ GESTIS Datenbank: siehe <http://www.dguv.de/ifa/Gefahrstoffdatenbanken/GESTIS-Stoffdatenbank/index.jsp>

mg/m³) Tetrachlornaphthaline (14 Länder; 2 mg/m³) Pentachlornaphthaline (16 Länder, 0,5 mg/m³), Hexachlornaphthaline (14 Länder, 0,2 mg/m³) und Octachlornaphthalin (15 Länder, 0,1 mg/m³) festgelegt (Quelle: GESTIS). Diese luftbezogenen Arbeitsplatzgrenzwerte haben keinen direkten Bezug zu den UPGW. Biologische Grenzwerte sind nicht etabliert.

Im aktuellen Änderungsentwurf zur POP-Verordnung werden ein UPGW von 10 mg/kg und ein OPGW von 1.000 mg/kg vorgeschlagen. Sofern nicht relevante Gründe vorliegen, sollte der UPGW nicht über 10 mg/kg liegen.

PCP

PCP ist Gegenstand verschiedener nationaler und internationaler Regelwerke (siehe Kapitel 3.5.3). Tabelle 84 und Tabelle 85 enthalten die jeweiligen relevanten Grenzwerte.

EU/International

Tabelle 84: Internationale Gesetzgebung und Informationsquellen bezüglich Grenzwerte PCP

Grundlage	Inhalt	Grenzwert
REACH-Verordnung (EG) Nr. 1907/2006, Anhang XVII, Nummer 22	Pentachlorphenol und seine Salze und Ester <i>Dürfen nicht in Verkehr gebracht oder verwendet werden:</i> – als Stoff, – als Bestandteil anderer Stoffe oder in Gemischen in Konzentrationen von $\geq 0,1$ Gew.-%.	0,1% (1.000 mg/kg)

Deutschland

Tabelle 85: Deutsche Gesetzgebung und Informationsquellen bezüglich Grenzwerte PCP

Grundlage	Inhalt	Grenzwert
Chemikalienverbotsverordnung (ChemVerbotsV), Anhang zu §1, Abschnitt 15	<i>“Nicht in den Verkehr gebracht werden dürfen unter anderem:</i> – Der Stoff – Zubereitungen mit einem Massengehalt von insgesamt 0,01% an Pentachlorphenol, Pentachlorphenolsalzen und -verbindungen – Erzeugnisse, die mit einer Zubereitung behandelt worden sind, die die oben aufgeführten Stoffe enthält“	0,01% (100 mg/kg)

Die Abfallanalysendatenbank des Landes Nordrhein-Westfalen (ABANDA) beinhaltet weitere Richt-, Grenz-, Zuordnungs-, Orientierungs-, Prüf-, Konzentrations- und Geringfügigkeitsschwellenwerte für PCP (siehe Tabelle 49).

Ein möglicher UPGW sollte die bestehende Grenze gemäß Chemikalienverbotsverordnung (Anhang zu §1, Abschnitt 15) nicht überschreiten. Der UPGW für PCP sollte nicht über 0,01% (100 mg/kg) liegen.

SCCP

Gemäß der EU POP-Verordnung sind die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung von SCCP als solche, in Zubereitungen oder als Bestandteile von Artikeln, verboten. Laut Anhang I, Teil B der Verordnung bestehen Ausnahmen für die Verwendung von SCCP als Flammschutzmittel für in Förderbändern in der mineralgewinnenden Industrie verwendetes Gummi sowie als Flammschutzmittel in Dichtungsmassen.

Im Februar 2013 wurde den EU Mitgliedsstaaten ein Änderungsentwurf zur EU POP-Verordnung hinsichtlich der Anhänge IV und V zur Kommentierung bis Mitte März 2013 übermittelt. Bezüglich SCCP enthielt der Änderungsentwurf den unteren Grenzwert (UPGW) von 1.000 mg/kg und den oberen Grenzwert (OPGW) von 5.000 mg/kg. Der aktuelle Änderungsentwurf vom 12.03.2014 ist diesbezüglich angepasst. Es werden jeweils 10.000 mg/kg (~1%) für UPGW und OPGW vorgeschlagen, um einen Konflikt mit der im Anhang I festgelegten Konzentrationsschwelle von 1 Gew.-% zu vermeiden.

Sofern nicht relevante Gründe vorliegen, sollte der UPGW nicht über 10.000 mg/kg liegen.

Tabelle 86 fasst die Ergebnisse der Evaluierung bestehender Grenzwerte auf nationaler und internationaler Ebene zusammen.

Tabelle 86: Evaluierungsergebnis Kriterium GW im Überblick

Stoff/Stoffgruppe	Bestehender Grenzwert	Ergebnis oberes Begrenzungskriterium
HBCD	1.000 mg/kg (Verbot des Inverkehrbringens und der Verwendung)	1.000 mg/kg
HCBD	Kein bestehender Grenzwert; im aktuellen Änderungsentwurf zur POP-Verordnung wird ein UPGW von 100 mg/kg vorgeschlagen.	100 mg/kg
PCN	Grenzwert zur Einstufung als gefährliche Abfälle unter dem Basler Übereinkommen bei 50 mg/kg; im aktuellen Änderungsentwurf zur POP-Verordnung wird ein UPGW von 10 mg/kg vorgeschlagen.	10 mg/kg
PCP	Ein möglicher UPGW sollte die bestehende Grenze gemäß Chemikalienverbotsverordnung (Anhang zu §1, Abschnitt 15) nicht überschreiten. Der UPGW für PCP sollte nicht über 0,01% (100 mg/kg) liegen.	100 mg/kg
SCCP	Der aktuelle Änderungsentwurf zur EU POP-Verordnung vom 12.03.2014 wurde angepasst. Es werden jeweils 10.000 mg/kg für UPGW und OPGW vorgeschlagen, um einen Konflikt mit der im Anhang I festgelegten Konzentrationsschwelle von 1 Gew.-% zu vermeiden.	10.000 mg/kg

7.3.2.2 (UG) Mögliche Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen

Zur Risikoabwehr sollen Grenzwerte so liegen, dass mögliche Auswirkungen auf die Umwelt und die menschliche Gesundheit vermieden werden und Mensch und Umwelt möglichst weitgehend vor persistenten organischen Schadstoffen geschützt werden (vgl. Kapitel 2.4.3.6).

Um mögliche Auswirkungen einschätzen zu können, wurden (P)NEC Werte, Arbeitsplatzgrenzwerte (AGW) und Biologische Grenzwerte (BGW) recherchiert. Tabelle 87 gibt einen Überblick über die verfügbaren (P)NEC Werte. Die Gegenüberstellung in Tabelle 88 weist darauf hin, dass typische Klärschlämme aufgrund ihres Gehalts an den relevanten Stoffgruppen kein unmittelbares Risiko für Umwelt und Gesundheit darstellen.

Im Folgenden sind weitere relevante Informationen zur Bewertung von möglichen Umwelt- und Gesundheitsrisiken bezüglich der relevanten Stoffe/Stoffgruppen dargestellt.

Für alle relevanten Stoffe/Stoffgruppen mit Ausnahme der PCN sind bestimmte (P)NEC Werte verfügbar. Für HCBD, PCN und PCP sind in verschiedenen Ländern Arbeitsplatzgrenzwerte etabliert. Die verfügbaren (P)NEC Werte können als Information für die Ableitung eines quantitativen Begren-

zungskriteriums herangezogen werden. Zur Ableitung des Begrenzungskriteriums ist zu berücksichtigen, ob ein Abfall direkt in die Umwelt gelangen kann (Beispiel Klärschlamm) oder ob und wie er indirekt zur Belastung von Umwelt oder Mensch mit POPs führen kann.

Kann der POP-haltige Abfall direkt in die Umwelt gelangen, so kann der (P)NEC direkt für das relevante Kompartiment als obere Begrenzung herangezogen werden.

In anderen Fällen reduziert sich das Risiko entsprechend der spezifischen Randbedingungen. Zur Analyse der Randbedingungen wird diskutiert, wie der Abfall zur Beseitigung und Verwertung vorbehandelt und behandelt und schließlich beseitigt/verwertet wird. Bei der Analyse (siehe Kapitel 6) werden insbesondere folgende Fragen berücksichtigt:

1. Sind die nach Anhang V, Teil 1 erlaubten Beseitigungs- und Verwertungsverfahren (D9, D10, R1, R4) geeignet, die relevanten Stoffe zu zerstören oder unumkehrbar umzuwandeln?
2. Führen die entsprechenden Prozesse möglicherweise zur Neubildung von POPs?
3. Verursachen Beseitigung oder Verwertung möglicherweise eine Umwelt- oder Gesundheitsgefährdung (d.h. eine relevante Exposition von Mensch oder Umwelt)? Eine Emission von signifikanten POP Mengen in die Umwelt wird grundsätzlich als Risiko betrachtet.

Hierzu sind relevante Informationen über die wesentlichen Expositionspfade zu berücksichtigen, und es ist zu diskutieren, durch welche Praktiken bei der Abfallverwertung und Beseitigung mögliche Gesundheitsrisiken entstehen können.

Tabelle 87: Überblick über verfügbare (P)NEC Werte für die relevanten Stoffe/Stoffgruppen

Schadstoff [Quelle]	Wasser		Sediment		Boden	Nahrungs- kette (orale Aufnahme)	mikrobiol. Aktivität
	Süßwasser	Salzwasser	Süßwasser	Salzwasser			
HBCD [ECB 2008]	0,31 µg / l	0,031 µg / l	0,86 mg/kg (dry)	0,17 mg/kg (dry)	5,9 mg/kg (dry)	5 mg/kg Nahrung	0,15 mg/l
HCBD [Euro Chlor 2002]		0,13 µg / l (Fisch 111mg/kg)		24,4 µg/kg (dry)			
Mono CN [Environment Canada 2009]		10 µg / l					
Di- bis Octa- chlor- naphthalin *							
PCP [Euro Chlor 1999]	0,2 µg / l - 2 µg / l	1 µg / l	12,4 µg /kg - 124 µg /kg	62 µg /kg			
SCCP [RAR 2008]	0,5 µg /kg	0,1 µg / l	2,17 mg/kg (wet)	0,43 mg/kg (wet)	1,76 mg/kg (wet)	5,5 mg/kg Nahrung	6 mg/l

* CAS Nummern 28699-88-9, 1321-65-9, 1335-88-2, 1321-64-8, 1335-87-1, 32241-08-0, 2234-13-1

Am ehesten sind (P)NEC Werte für Sedimente oder Boden relevant, um die Risiken von Abfällen zu bewerten. Abfälle, welche die relevanten Stoffe/Stoffgruppen oberhalb dieser Konzentration enthalten, sollten nicht direkt in die Umwelt gelangen (z.B. als Klärschlamm auf landwirtschaftliche Flä-

chen aufgebracht werden). Im Fall der PCN liegt ein (P)NEC Wert nur für mono-PCN⁶⁷ für Salzwasser vor. Dieser Wert liegt in ähnlichen Bereichen wie die entsprechenden (P)NEC Werte für Salzwasser für HCBd und PCP.

Tabelle 88 zeigt eine Gegenüberstellung von (P)NEC Werten für Böden und Sedimente für die relevanten Stoffe/Stoffgruppen und typische Gehalte in Klärschlamm.

Tabelle 88: Gegenüberstellung von (P)NEC Werten für Böden und Sedimente für die relevanten Stoffe/Stoffgruppen und typische Gehalte in Klärschlamm

Stoff/Stoffgruppe	(P)NEC Werte für Böden und Sedimente	Typische Gehalte in Klärschlamm
HBCD	0,17 - 5,9 mg/kg	~ 60 µg/kg
HCBD	24,4 µg/kg	~ 6 µg/kg
PCN	n.a.	n.a.
PCP	12,4 - 124 µg/kg	~ 20 µg/kg
SCCP	1,76 - 2,17 mg/kg	0,38 mg/kg

Die Gegenüberstellung zeigt, dass typische Klärschlämme aufgrund ihres Gehalts an den relevanten Stoffgruppen kein unmittelbares Risiko für Umwelt und Gesundheit darstellen.

Wenn die Verwertungs- und Beseitigungswege anderer relevanter Abfallarten, welche die relevanten Stoffgruppen enthalten, dazu führen, dass (P)NEC Werte oder Arbeitsplatzgrenzwerte überschritten werden, ist mit möglichen Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen zu rechnen. Die Diskussion erfolgt in Kapitel 6.

Legt man jeweils den untersten Wert der (P)NEC Werte zugrunde, so kann davon ausgegangen werden, dass eine entsprechende Konzentration in der Umwelt kein Risiko verursacht. Geht man davon aus, dass sich das Risiko der Verursachung einer Umweltbelastung durch geeignete Verwertungs- und Beseitigungsverfahren um den Faktor 10.000 verringert (d.h. das Verfahren führt dazu, dass die Konzentration im Abfall maximal zu einem 10-tausendstel dieser Konzentration in der Umwelt auftritt), so kann man schließen, dass der Abfall bei entsprechender Behandlung kein Risiko verursacht. Legt man dies zugrunde, so können unter dieser Voraussetzung (P)NEC Werte multipliziert mit dem Faktor 10.000 als quantitatives oberes Begrenzungskriterium herangezogen werden. Tabelle 89 zeigt das resultierende Ergebnis:

Tabelle 89: Ableitung eines Vorschlags für das Begrenzungskriterium Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen (UG)

Stoff/ Stoffgruppe	Niedrigster (P)NEC für Böden/Sedimente	Faktor	Ergebnis Kriterium UG (mg/kg)	Vorschlag Kriterium UG (mg/kg)
HBCD	0,17 mg/kg	10.000	1.700	1.000
HCBD	24,4 µg/kg	10.000	244	200
PCN	n.a.	10.000	n.a.	100*
PCP	12,4 µg/kg	10.000	124	100
SCCP	1,76 mg/kg	10.000	17.600	18.000

⁶⁷ mono-PCN = Chlornaphthalin; CAS 25586-43-0

* Im Fall der PCN liegt ein (P)NEC Wert nur für mono-PCN⁶⁸ für Salzwasser vor. Dieser Wert liegt in ähnlichen Bereichen wie die entsprechenden (P)NEC Werte für Salzwasser wie für HCBd und PCP. Aus diesem Grund wird das Begrenzungskriterium UG für PCN ähnlich wie für HCBd und PCP gewählt.

Im Folgenden sind weitere relevante Informationen zur Bewertung von möglichen Umwelt- und Gesundheitsrisiken bezüglich der relevanten Stoffe/Stoffgruppen dargestellt. Die Informationen werden bei der Risikoabschätzung berücksichtigt. Tabelle 90 zeigt einen Überblick über wesentliche Expositionspfade für die relevanten Stoffe/Stoffgruppen.

Tabelle 90: Überblick über wesentliche Expositionspfade für die relevanten Stoffe/Stoffgruppen (Quellen: GESTIS, BAUA und ILO⁶⁹)

Stoff/ Stoffgruppe	Wesentliche Expositionspfade	Quellen (aus BiPRO 2011)
HBCD	Inhalation, oral und dermal	Der Mensch kann HBCD durch Inhalation von Dämpfen und Flugstaub, Nahrungsaufnahme und Hautkontakt ausgesetzt sein. Zusätzlich besteht dieses Risiko für Babys während der Schwangerschaft und der Stillzeit. [siehe ECB 2008]
HCBd	Orale Exposition als wichtigster Aufnahmeweg	Exposition von HCBd in der breiten Bevölkerung indirekt durch Trinkwasser und Nahrung mit hohem Fettgehalt. [siehe IPCS 1993]
PCN	Orale Exposition als wichtigster Aufnahmeweg	Vermutlich ist für den Menschen der wichtigste Aufnahmeweg von PCN die Nahrungsquelle Fisch. [siehe Haskoning 2002]
PCP	Inhalation, oral und dermal	Exposition der Bevölkerung kann durch den Kontakt mit kontaminierten Umweltmedien, insbesondere durch Nähe zu Deponien für gefährliche Abfälle, erfolgen. Als wichtige Aufnahmewege erscheinen die Inhalation von kontaminierter Luft, kontaminiertes Grundwasser in Form von Trinkwasser, kontaminierte Lebensmittel, Hautkontakt mit kontaminierten Böden und damit verbunden angebauten Produkten. [Siehe IEP 2008].
SCCP	Orale Exposition als wichtigster Aufnahmeweg	Allgemein wird erwartet, dass private Personen nicht mit Materialien und Mixturen bestehend aus SCCP umgehen, abgesehen von einigen Ausnahmen wie Dichtungsmitteln und Farben, kommerziellen Zelten, etc. [siehe RPA 2010]. Nahrungsmittel werden als hauptsächlicher Aufnahmeweg von SCCP für Menschen betrachtet, wobei in Japan 2003 kein Gesundheitsrisiko davon ausging. [POPRC.5/2/Rev.1]

Tabelle 91 gibt einen Überblick relevanter Informationen zur Arbeitsplatzexposition.

⁶⁸ mono-PCN = Chlornaphthalin; CAS 25586-43-0

⁶⁹Informationsquellen:

GESTIS –Stoffdatenbank <http://www.dguv.de/ifa/Gefahrstoffdatenbanken/GESTIS-Stoffdatenbank/index.jsp>

GESTIS International Limit Values <http://limitvalue.ifa.dguv.de/>

BAuA Technische Regeln für Gefahrstoffe: TRGS 900 (<http://www.baua.de/de/Themen-von-A-Z/Gefahrstoffe/TRGS/TRGS-900.html/>) und TRGS 903 (<http://www.baua.de/de/Themen-von-A-Z/Gefahrstoffe/TRGS/TRGS-903.html/>)

ILO: ICSC database <http://www.ilo.org/dyn/icsc/showcard.home>

Tabelle 91: Informationen zur Arbeitsplatzexposition

Stoff/ Stoffgruppe	Information zur Arbeitsplatzexposition	Quelle
HBCD	Arbeitsplatzexposition insbesondere möglich bei der Herstellung oder bei der Abfallbeseitigung. Exposition insbesondere durch Inhalation von Staub. (siehe BiPRO 2011, Tabelle 9-38)	[Swerea 2010]; [ECB 2008] (in BiPRO 2011)
HCBD	Arbeitsplatzexposition insbesondere möglich bei Herstellung und Verwendung von HCBD-haltigen Stoffen oder Produkten. (siehe BiPRO 2011, Tabelle 9-38)	[IARC 1999] (in BiPRO 2011)
PCN	Arbeitsplatzexposition insbesondere möglich bei der Herstellung von Chlornaphthalinen. (siehe BiPRO 2011, Tabelle 9-38)	[IPCS 2001] (in BiPRO 2011)
PCP	Arbeitsplatzexposition insbesondere möglich über den dermalen Pfad beim Umgang mit PCP behandelten Hölzern (aufgrund hoher PCP Konzentrationen in den äußeren Schichten behandelter Hölzer) oder über Inhalation bei Holzkonservierungsanlagen. (siehe BiPRO 2011, Tabelle 9-38)	[IEP 2008] (in BiPRO 2011)
SCCP	Arbeitsplatzexposition insbesondere möglich über dermalen Pfad aber auch über Inhalation bei der Herstellung, Formulierung und Gebrauch der unterschiedlichen Anwendungen. (siehe BiPRO 2011, Tabelle 9-38)	[ERA 2000]; [ECHA 2009] (in BiPRO 2011)

Tabelle 92 zeigt das Ergebnis für das obere Bewertungskriterium Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen (Herleitung siehe Tabelle 89).

Tabelle 92: Ergebnis Begrenzungskriterium Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen (UG)

Stoff/ Stoffgruppe	Vorschlag Kriterium UG (mg/kg)
HBCD	1.000
HCBD	200
PCN	100
PCP	100
SCCP	18.000

7.3.3 Ergebnisse der Evaluierung der unteren und oberen Begrenzungskriterien

Tabelle 93 zeigt die Ergebnisse aus der Evaluierung der unteren und oberen Begrenzungskriterien für die ausgewählten Stoffe und Stoffgruppen. In Abbildung 61 sind die Ergebnisse illustriert. Die Ergebnisse stellen insbesondere in Verbindung mit den Stoffflüssen und der Risikoabschätzung eine wesentliche Diskussionsgrundlage für die Empfehlung von UPGW und geeigneten Entsorgungswegen dar.

Tabelle 93: Ergebnisse aus der vorläufigen Evaluierung der unteren und oberen Begrenzungskriterien für die ausgewählten Stoffe und Stoffgruppen (in mg/kg)

	HBCD	HCBD	PCN	PCP	SCCP
Untere Begrenzungskriterien (mg/kg)					
(A) Analyseverfahren	1,0	0,1	0,1	0,1	1,0
(H) Hintergrundkontamination	0,1	0,1	1,0	1,0	1,0
(BV) Beseitigungs- und Verwer-	10	0,1	0,1	0,1	1,0

tungskapazitäten					
(W) Wirtschaftliche Auswirkungen	Option 1: 1.000 Option 2: 100	0,1	0,1	0,1	Option 1: 1.000 Option 2: 100
Obere Begrenzungskriterien (mg/kg)					
(GW) Grenzwerte	1.000	100	10	100	10.000
(UG) Mögliche Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen	1.000	200	100	100	18.000
Vorläufige Schlussfolgerungen					
Wert in aktuellem Änderungsvorschlag der EU POP-VO	n.a.	100	10	n.a.	10.000
Vorschlag UPGW Option A	1000	100	10	100	1.000
Vorschlag UPGW Option B	100(a)	10(b)		10(c)	100(d)
Bemerkung	UPGW gelten nur für den Fall, dass ein Abfall nicht direkt in die Umwelt gelangt, sondern einem geeigneten Verwertungs- oder Beseitigungsverfahren zugeführt wird; ansonsten sind (P)NEC Werte relevant (siehe Tabelle 88).				

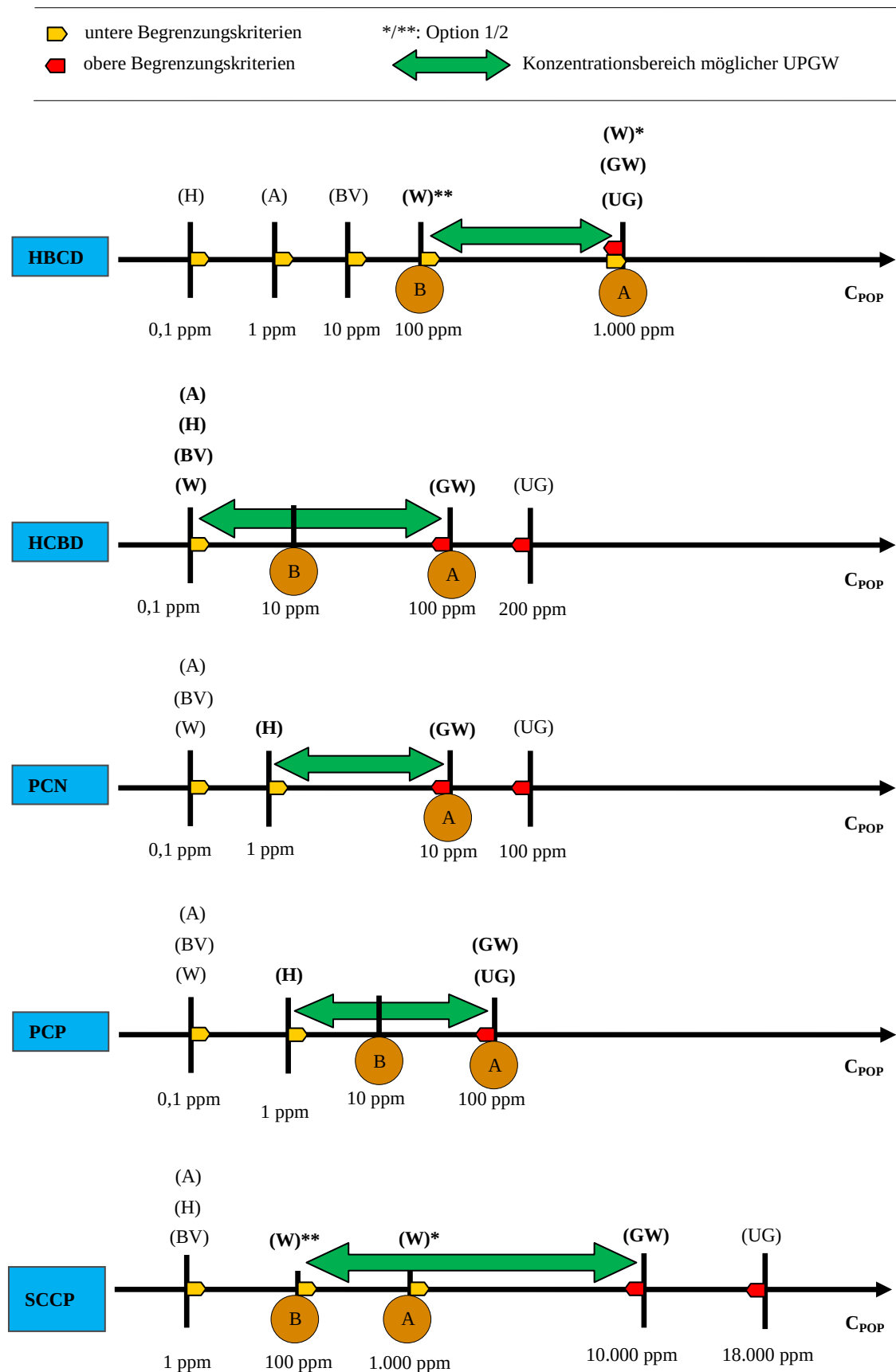
(a) Zum Flammenschutz von Textilien im Automobilbereich wurde etwa bis zum Jahr 2007 HBCD insbesondere für Sitzbezüge, Türverkleidungen sowie für Teppiche in Fond, Kofferraum und Motorraum eingesetzt. Inwieweit HBCD-Einträge in die Schredderleichtfraktion tatsächlich relevant sind (d.h. hier insbesondere ob der mögliche UPGW von 100 mg/kg überschritten wird), ist ggfs. klären.

(b) Option A folgt dem aktuellen Richtlinienentwurf. Zur Risikominimierung wäre es auch möglich den UPGW für HBCD auf 10 mg/kg (oder sogar darunter bis zu 1,0 mg/kg) anzusetzen.

(c) Option B dient der Risikominimierung. Es ist möglich, den UPGW für PCP auf 10 mg/kg (oder sogar darunter bis zu 1,0 mg/kg) anzusetzen.

(d) Option B dient der Risikominimierung. Es ist möglich, den UPGW für SCCP auf 100 mg/kg anzusetzen.

Abbildung 61: Übersicht über Ergebnisse der Evaluierung der Begrenzungskriterien (Erläuterungen in Tabelle 93)



8 Empfehlungen für Grenzwerte und Entsorgungswege

Auf der Grundlage der Ergebnisse des Forschungsvorhabens lassen sich Empfehlungen für Grenzwerte und Entsorgungswege ableiten. Diese sollen einerseits eine möglichst weitgehende Ausschleusung von Schadstoffen gewährleisten und andererseits umweltgerechte Recyclingprozesse ermöglichen.

Die Empfehlungen betreffen den in Deutschland relevanten UPGW. Es handelt sich dabei um die Konzentrationsgrenze gemäß Artikel 7(4)a der EU POP-Verordnung.

In Tabelle 94 sind Grenzwertvorschläge für UPGW sowie Empfehlungen für Verwertungs- und Beseitigungswege für die fünf ausgewählten Stoffe/Stoffgruppen zusammengefasst (ausführliche Informationen finden sich jeweils in den nachfolgenden Unterkapiteln 8.1 - 8.5):

Tabelle 94: Empfehlungen für Grenzwerte und Entsorgungswege im Überblick

HBCD – Vorschlag möglicher UPGW: 100 – 1.000 mg/kg	
Bereich	Empfehlung
Werkstoffliche Verwertung HBCD-freie EPS/XPS Produkte	Grundsätzlich sollte bei werkstofflicher Verwertung die Vermischung HBCD-haltigen Materials mit HBCD-freiem Material (z.B. EPS Verpackungsmaterial) zur stofflichen Verwertung für nicht HBCD-haltige Produkte vermieden werden. Möglichst weitgehend getrennte Sammlung und Behandlung von EPS Dämmstoffen und EPS Verpackungsabfällen.
Energetische Verwertung EPS/XPS Dämmmaterialien	Verbrennung in nach dem Stand der Technik ausgerüsteten Müllverbrennungsanlagen (MVAn) unter fachmännischer Mischung im Bunker der MVAn. Vermeidung von Staubbildung beim Umgang mit den Dämmmaterialien. Unter Umständen kann es sinnvoll sein, persönliche Schutzmaßnahmen (Atemmasken) zu ergreifen, um die mögliche Inhalation von HBCD-haltigem Staub zu vermeiden.
Deponierung EPS/XPS	Minimierung der Deponierung durch eine möglichst weitgehende Abtrennung bei Abbruch und Sanierung. Minimierung der Deponierung durch die möglichst weitgehende Abtrennung von Störstoffen vom mineralischen Anteil von Bauschutt und geeignete Entsorgung (energetische Verwertung).
Export von Elektroaltgeräten (HBCD in HIPS und andere POPs)	Export von Elektroaltgeräten nur in Länder, in denen eine geeignete Verwertung und Beseitigung von Elektroaltgeräten sichergestellt ist.
Werkstoffliche Verwertung von HIPS aus dem Elektrobereich	Minimierung des Eintrags in Recyclate durch Umsetzung der möglichst weitgehenden Abtrennung von bromhaltigen Kunststoffen aus Elektroschrott nach Maßgabe der Richtlinie 2012/19/EU und deren geeignete Entsorgung (energetische Verwertung).
Energetische Verwertung HIPS aus dem Elektrobereich	Verbrennung nach dem Stand der Technik.
Deponierung HIPS aus dem Elektrobereich	Minimierung der Deponierung durch Umsetzung der möglichst weitgehenden Abtrennung von bromhaltigen Kunststoffen aus Elektroschrott nach Maßgabe der Richtlinie 2012/19/EU und deren geeignete Entsorgung (energetische Verwertung).
Flammgeschützte Textilien aus dem institutionellen Bereich	Empfehlung, flammgeschützte Textilien aus dem institutionellen Bereich, welche aus der Zeit vor 2007 stammen, energetisch zu verwerten.
Flammgeschützte Textilien aus dem Automobilbereich	Prüfen, ob vorübergehend eine energetische Verwertung der Schredderleichtfraktion aufgrund möglicherweise erheblicher HBCD Ge-

halte durchgeführt werden sollte.

HCBD – Vorschlag möglicher UPGW: 0,1 – 100 mg/kg

Bereich	Empfehlung
keine relevanten Abfälle	Grundsätzlich: Verbrennung nach dem Stand der Technik.

PCN – Vorschlag möglicher UPGW: 1 – 10 mg/kg

Bereich	Empfehlung
keine relevanten Abfälle	Grundsätzlich: Verbrennung nach dem Stand der Technik.

PCP – Vorschlag möglicher UPGW: 1 – 100 mg/kg

Bereich	Empfehlung
Stoffliche Verwertung imprägnierter Althölzer (Holzhackschnitzel und Holzspäne für die Herstellung von Holzwerkstoffen)	Die Verwertung von Altholz der Altholzkategorie AIV zu Holzhackschnitzeln und Holzspänen für die Herstellung von Holzwerkstoffen (z.B. Holzspanplatten) ist laut AltholzV nicht zugelassen. In der Praxis können aber u.U. auch Anteile imprägnierter Althölzer in andere Altholzkategorien gelangen und der stofflichen Verwertung zugeführt werden. Anhang II zu §3, Abs. 1 der AltholzV setzt einen Grenzwert von 3 mg PCP/kg Trockenmasse für Holzhackschnitzel und Holzspäne zur Herstellung von Holzwerkstoffen fest. Die Anlagenbetreiber sind verpflichtet, diesen Grenzwert einzuhalten.
Energetische Verwertung/ Verbrennung imprägnierter Althölzer (Altholzkategorie AIV)	Mit Holzschutzmittel behandeltes Altholz (Altholzkategorie IV) ist nach den Vorgaben der AltholzV energetisch zu verwerten/thermisch zu beseitigen. Um eine hohe Zerstörungsrate zu gewährleisten, sollte die Verbrennungstemperatur dabei mindestens 800 °C betragen (Zerstörungsrate > 99,9%). Unter kontrollierten Verbrennungsbedingungen kann eine POP Neubildung ebenfalls ausgeschlossen werden. Vermeidung von Staubbildung bei der mechanischen Zerkleinerung von belastetem Altholz. Unter Umständen kann es sinnvoll sein, persönliche Schutzmaßnahmen (Atemmasken) zu ergreifen, um die mögliche Inhalation von PCP-haltigem Staub zu vermeiden.
Verwertung imprägnierter Althölzer (ohne energetische Verwertung) (Altholzkategorie AIV)	Die in Deutschland zugelassenen Verwertungsverfahren für Altholz der Altholzkategorie IV sind die Gewinnung von Synthesegas zur weiteren chemischen Nutzung und Herstellung von Aktivkohle/ Industrieholzkohle. Da diese Verfahren ähnlich hohe Prozesstemperaturen aufweisen wie die energetische Verwertung/Verbrennung ist anzunehmen, dass der PCP Gehalt im Altholz weitestgehend zerstört wird. Die genauen Zerstörungsraten dieser Verfahren sind jedoch nicht bekannt. Vermeidung von Staubbildung bei der mechanischen Zerkleinerung von belastetem Altholz. Unter Umständen kann es sinnvoll sein, persönliche Schutzmaßnahmen (Atemmasken) zu ergreifen, um die mögliche Inhalation von PCP-haltigem Staub zu vermeiden.
Deponierung imprägnierter Althölzer	Die Deponierung von Altholz ist in Deutschland nicht zugelassen. In der AltholzV ist die Beseitigung von Altholz auf die thermische Beseitigung beschränkt.

SCCP – Möglicher UPGW: 100 – 10.000 mg/kg

Bereich	Empfehlung
Stoffliche Verwertung (Gummi aus Gummiförderbändern für den Einsatz im Untertageberg-	Minimierung des Eintrags in Recyclate durch weitgehende Abtrennung von SCCP-haltigen Gummiförderbändern aus dem Untertagebergbau und deren geeignete Entsorgung (energ. Verwertung/ Verbrennung).

bau)	Vor der stofflichen Verwertung muss der Metallanteil des Förderbandes, soweit wie möglich, vom Gummi abgetrennt werden. Dies kann zur Staubbildung führen und stellt ein Umwelt- und Gesundheitsrisiko dar. Um das Risiko zu minimieren, sollte Staubbildung soweit wie möglich vermieden werden. Inhalation von belastetem Staub kann durch die Verwendung von Atemmasken vermieden werden.
Energetische Verwertung/ Verbrennung (Gummi aus Gummiförderbändern für den Einsatz im Untertagebergbau)	Aufgrund hoher Verbrennungstemperaturen bei der energetischen Verwertung/Verbrennung (>800°C) ist anzunehmen, dass der Gehalt an SCCP in gebrauchten Gummiförderbändern weitestgehend zerstört wird. Die Zerstörungsraten für SCCP sind jedoch nicht bekannt. Ein Umwelt- und Gesundheitsrisiko ist zu erwarten, falls SCCP-haltiger Abfall vor der energetischen Verwertung/Verbrennung mechanisch zerkleinert werden muss (Staubbildung). Um Umwelt- und insbesondere Gesundheitsrisiken zu minimieren, sollte Staubbildung soweit wie möglich vermieden werden. Inhalation von belastetem Staub kann durch die Verwendung von Atemmasken vermieden werden.
Deponierung (Gummi aus Gummiförderbändern für den Einsatz im Untertagebergbau)	Nicht relevant
Stoffliche Verwertung (Dichtungsmassen aus Bau- und Abbruchabfällen)	Minimierung des Eintrags in Recyclate durch weitgehende Abtrennung von SCCP-haltigen Dichtungsmassen aus Bau- und Abbruchabfällen und deren geeignete Entsorgung (energ. Verwertung/Verbrennung, Sonderabfallverbrennung). Eine vollständige Abtrennung ist, aufgrund ihrer Beschaffenheit, in der Praxis nicht möglich. Bei der Entfernung von Dichtungsmassen aus Gebäuden sollten keine schnell laufenden Maschinen verwendet werden, um Hitzeentwicklung zu vermeiden. Um das Risiko zu minimieren, sollte Staubbildung soweit wie möglich vermieden werden. Inhalation von belastetem Staub kann durch die Verwendung von Atemmasken vermieden werden.
Energetische Verwertung/ Verbrennung (Dichtungsmassen aus Bau- und Abbruchabfällen)	Aufgrund hoher Verbrennungstemperaturen bei der energetischen Verwertung/Verbrennung (>800°C) ist anzunehmen, dass der Gehalt an SCCP in Dichtungsmassen weitestgehend zerstört wird. Die Zerstörungsraten für SCCP sind jedoch nicht bekannt. Ein Umwelt- und Gesundheitsrisiko ist zu erwarten, falls SCCP-haltiger Abfall vor der energetischen Verwertung/Verbrennung mechanisch zerkleinert werden muss (Staubbildung). Um Umwelt- und insbesondere Gesundheitsrisiken zu minimieren, sollte Staubbildung soweit wie möglich vermieden werden. Inhalation von belastetem Staub kann durch die Verwendung von Atemmasken vermieden werden.
Sonderabfallverbrennung (Dichtungsmassen aus Bau- und Abbruchabfällen)	In der Praxis ist nicht zu erwarten, dass SCCP-haltige Dichtungsmassen vollständig abgetrennt und separat behandelt werden können (durch die Anhaftung an der Oberfläche der Baumaterialien). Der erfolgreich separierte Abfallstrom sollte in Sonderabfallverbrennungsanlagen entsorgt werden. Aufgrund hoher Verbrennungstemperaturen (>1.000°C) ist anzunehmen, dass der SCCP Gehalt im Abfall weitestgehend zerstört wird. Die genauen SCCP Zerstörungsraten sind jedoch nicht bekannt.
Deponierung (Dichtungsmassen aus Bau- und Abbruchabfällen)	Bei der Deponierung besteht grundsätzlich das Risiko, dass SCCP langfristig aus der Deponie in die Umwelt gelangen. Unter der Annahme, dass der SCCP-haltige Abfallstrom zusammen mit Beton, Fliesen, Ziegel und Keramik Abfällen behandelt wird, wäre die Menge des Mischabfallstroms

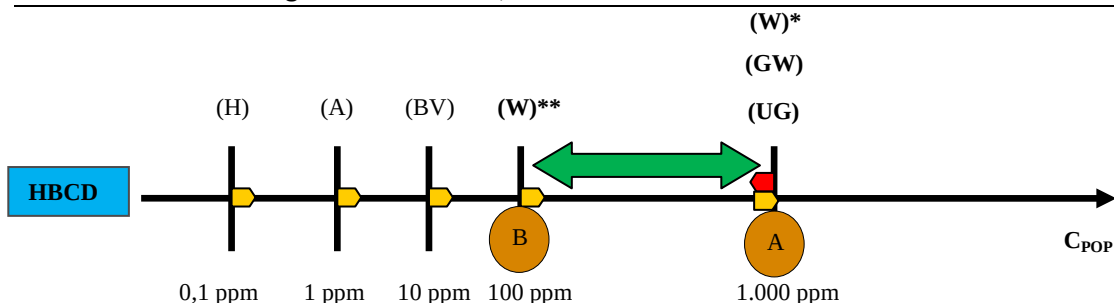
sehr hoch, die theoretische SCCP Konzentrationen aber vernachlässigbar gering. Aufgrund der geringen SCCP Konzentration sind keine konkrete Umwelt- oder Gesundheitsrisiken zu erwarten. Durch die möglichst weitgehende Abtrennung kann der Effekt der Verschleppung und globalen Verteilung minimiert werden.

8.1 HBCD

8.1.1 Unterer POP Grenzwert

Auf Grundlage der Analyse der Bewertungskriterien ergibt sich ein Bereich für den UPGW für HBCD von 100 bis 1.000 mg/kg (siehe Kapitel 7.3.3 und Abbildung 62):

Abbildung 62: Ergebnisse der Evaluierung der Begrenzungskriterien für HBCD (Erläuterungen in Tabelle 94)



Der UPGW sollte den bestehenden Grenzwert gemäß REACH-Verordnung, oberhalb welchem das Inverkehrbringen und die Verwendung von HBCD verboten sind (1.000 mg/kg), nicht überschreiten.

Im aktuellen Änderungsentwurf zur EU POP-Verordnung wird kein UPGW für HBCD vorgeschlagen.

Den Projektergebnissen zufolge werden erhebliche Abfallmengen von einem UPGW im Bereich von 100 bis 1.000 mg/kg betroffen sein.

Relevante Abfälle und Recyclate, die HBCD enthalten, können aus folgenden Bereichen stammen:

- ▶ Expandierter Polystyrol Hartschaum (EPS) insbesondere aus der früheren Verwendung von HBCD in EPS für den Baubereich
- ▶ Extrudierter Polystyrol Hartschaum (XPS) insbesondere aus der früheren Verwendung von HBCD in XPS für den Baubereich
- ▶ Recyclate aus EPS Dämmstoffen und EPS Verpackungen (vermischt)
- ▶ High Impact Polystyrol (HIPS) aus der früheren Anwendung von HBCD in HIPS für den Elektrobereich
- ▶ Flammgeschützte Textilien aus der früheren Verwendung von HBCD-haltigen Polymerdispersionen

Bei einem UPGW von 1.000 mg/kg wären alle Abfälle aus Produkten, in denen HBCD beabsichtigt eingesetzt wird, betroffen (d.h. EPS/XPS Dämmstoffe, HBCD-haltige HIPS, mit HBCD-haltigen PD flammgeschützte Textilien), da die HBCD Einsatzkonzentration durchgängig erheblich höher liegt (i.d.R. größer oder gleich 7.000 mg/kg). Des Weiteren wären Recyclate aus EPS Dämmstoffen und EPS Verpackungen (vermischt) betroffen, sofern deren HBCD Gehalt 1.000 mg/kg übersteigt (in Einzelfällen durch Messungen bestätigt).

Bei einem UPGW von 100 mg/kg wären den Projektergebnissen zufolge darüber hinaus folgende Abfälle/Recyclate betroffen:

- ▶ EPS Recyclate aus Dämmstoffen und EPS Verpackungen (vermischt), sofern deren HBCD-Gehalt 100 mg/kg übersteigt
- ▶ HIPS Recyclate aus Elektroaltgeräten, sofern deren HBCD-Gehalt 100 mg/kg übersteigt (in Einzelfall durch Messung bestätigt)
- ▶ Schredderleichtfraktion aus der Altautoverwertung, sofern deren HBCD-Gehalt 100 mg/kg übersteigt (fraglich ob praxisrelevant)

Sollte ein UPGW von 100 mg/kg gewählt werden wäre es sinnvoll, den tatsächlichen HBCD Gehalt von Schredderleichtfraktionen in Deutschland zu ermitteln, um sicherzugehen, ob dieser Abfallstrom betroffen wäre und so die Konsequenzen besser einschätzen zu können (s.u.).

8.1.2 Empfehlungen für Verwertungs- und Beseitigungswege

Betroffenheit von Abfällen/Recyclaten

Den Projektergebnissen zufolge wird ein UPGW im Bereich von 100 bis 1.000 mg/kg erhebliche Auswirkungen haben und folgende Abfallmengen bzw. Recyclate betreffen (siehe auch Tabelle 36):

EPS im Baubereich

Jährliche anfallende EPS Abfallmengen aus früherer Verwendung von EPS Dämmstoffplatten im Baubereich enthalten ca. 161 t HBCD (Bezugsjahr 2012, weiterer Anstieg bis 2050 auf ca. 960 t HBCD/a prognostiziert). Das entspricht einer EPS Abfallmenge von rund 23.050 t in 2012 (HBCD Gehalt von 7.000 mg/kg).

XPS im Baubereich

Jährlich anfallende Abfallmengen aus früherer Verwendung von XPS Dämmstoffplatten enthalten im Bezugsjahr 2012 schätzungsweise 41 t HBCD (weiterer Anstieg bis 2050 auf ca. 460 t HBCD/a prognostiziert). Das entspricht einer XPS Abfallmenge von ca. 2.745 t in 2012 (HBCD Gehalt von 15.000 mg/kg).

EPS und XPS außerhalb des Bausektors

Außerhalb des Bausektors wird hauptsächlich EPS im Verpackungsbereich verwendet. Aktuell wird HBCD in dieser Anwendung nicht mehr verwendet und aufgrund der im Allgemeinen kurzen Lebensdauer von Verpackungen sind anfallende EPS Verpackungsabfälle in der Regel nicht betroffen. In der Praxis werden in Deutschland teilweise HBCD-haltige EPS Dämmstoffe mit EPS-Verpackungsabfällen vermischt und recycelt. Die Recyclate weisen erhebliche HBCD-Gehalte oberhalb von 1.000 mg/kg auf (siehe Tabelle 61). Über die betroffenen Mengen liegen keine spezifischen Informationen vor.

High Impact Polystyrol (HIPS)

Auf Europäischer Ebene wurden in der Vergangenheit etwa 2% des HBCD Verbrauchs für HIPS Produkte verwendet. Typische Verwendungen, die in der Literatur genannt werden, sind Audio- und Videoequipment, Verteilerkästen für elektrische Leitungen im Baubereich und Kühlschrankskleidungen (Einsatzmenge 1 bis 7%).

Es gibt keine konkreten Hinweise dafür, dass HBCD in Deutschland in HIPS noch eingesetzt wird (angenommenes Ende der Verwendung: 2011). Es ist zu erwarten, dass aufgrund der angenommenen Lebensdauer von Elektrogeräten (9 +/- 5 Jahre) und aus Importen weiterhin HBCD aus der früheren Verwendung in Abfallströme und möglicherweise in Recyclate gelangt (Einschätzung der aktuell anfallenden Abfallmengen im Bezugsjahr 2012: ca. 70 t HBCD, Tendenz fallend; das entspricht einer HIPS Abfallmenge von rund 1.750 t in 2012, HBCD-Gehalt von 4.000 mg/kg).

HBCD haltige HIPS aus Elektroschrott wären also von einem UPGW im Bereich von 100 bis 1.000 mg/kg betroffen. Hier besteht allerdings bereits nach Vorgabe der Richtlinie 2012/19/EU die Verpflichtung, Kunststoffe, die bromierte Flammschutzmittel enthalten, bei der Behandlung von Elektroschrott abzutrennen.

Die Probe eines HIPS Recyclats aus Elektroaltgeräten weist eine HBCD Konzentration von 184 mg/kg auf (siehe Tabelle 61). Entsprechende Recyclate können daher von einem UPGW von 100 mg/kg betroffen sein. Wird allerdings die Verpflichtung zur Abtrennung bromhaltiger Kunststoffe eingehalten, sollte keine relevante HBCD Konzentration in den Recyclaten auftreten.

Polymerdispersionen für Textilien

Auf Europäischer Ebene wurden in der Vergangenheit etwa 2% des HBCD Verbrauchs zur Herstellung von Polymerdispersionen für Textilien eingesetzt (ca. 8% HBCD in flammgeschützten Textilien). Die HBCD-haltigen Polymerdispersionen wurden in der Textilindustrie verarbeitet und vor allem für Polstermöbel, Polstersitze im Transportwesen, Vorhänge und Wandbespannungen, Matratzendrell, Heimtextilien und Automobiltextilien verwendet.

Nach Industrieangaben wird HBCD seit 2007 in Deutschland nicht mehr für Textilien verwendet und ist aufgrund der begrenzten Lebensdauer in Abfällen nur noch untergeordnet relevant. Auch auf Europäischer Ebene geht man davon aus, dass HBCD in Polymerdispersionen für Textilien aktuell nicht mehr eingesetzt wird.

In Deutschland wurde HBCD insbesondere im institutionellen Bereich in Versammlungsstätten sowie im Automobilbereich eingesetzt. Aus beiden Bereichen können HBCD haltige Abfälle aus flammgeschützten Textilien noch einige Jahre relevant sein (Bezugsjahr 2012: ca. 290 t HBCD; Abfallmenge ca. 3.600 Tonnen; weiter abnehmende Relevanz).

Behandlung der betroffenen Abfälle/Recyclate, Risiken und Empfehlungen

EPS und XPS im Baubereich

Bei der PS-E Herstellung fallen Verschnitt und sonstige Abfälle an, die im Produktionsprozess recycelt werden. Verschnitt aus der professionellen Anwendung (Verbauen von Dämmplatten) sowie sonstiger EPS Abfall wird gesammelt und recycelt. Für XPS Dämmstoffe gibt es kein entsprechendes Sammelsystem (i.d.R. energetische Verwertung wegen des ODS Gehalts). Die Verschnittmengen betragen etwa 2%. Diese Abfälle fallen sortenrein an und können zu einem hohen Grad werkstofflich oder energetisch verwertet werden. Auf EU Ebene werden etwa 1% der EPS Abfälle recycelt (im Sinne von werkstofflicher Verwertung) und etwa 1% wird anderweitig als Abfall behandelt (i.d.R. thermisch verwertet). HBCD wird bei der Herstellung von neuen EPS/XPS Dämmstoffen bereits substituiert. Bis August 2015 wird in deutschen EPS/XPS Produkten kein HBCD mehr verwendet werden.

Aus Abbruch und Sanierung fallen erhebliche Mengen EPS/XPS Abfälle an (steigende Tendenz bis etwa 2050). Diese werden oft schon beim Abbruch abgetrennt und separat der Verwertung bzw. Beseitigung zugeführt. Der Großteil (Annahme: >95%) der Schaumstoffabfälle aus Abbruch und Sanierung wird i.d.R. energetisch verwertet. Der getrennte Rückbau ist allerdings aufwändig und in der Praxis oft schwierig.

Eine vergleichsweise geringe Menge HBCD-haltiger EPS/XPS Dämmmaterialien wird stofflich verwertet.

Im Bauabfall werden EPS/XPS Dämmstoffe als Verunreinigung oder Störstoff gesehen und möglichst weitgehend abgetrennt. Ein (geringer) nicht quantifizierbarer Anteil des EPS Abfalls wird gemeinsam mit dem mineralischen Bauschuttanteil verwertet bzw. beseitigt.

Stoffliche Verwertung für HBCD-haltige Produkte:

Die werkstoffliche Verwertung von Prozessabfällen und von Verschnittmengen HBCD-haltiger EPS/XPS Dämmstoffe im Herstellungsprozess HBCD-haltiger Dämmstoffe stellt kein Risiko dar und ist spätestens nach August 2015 in Deutschland nicht mehr relevant.

Stoffliche Verwertung für HBCD-freie Produkte:

Grundsätzlich sollte bei der sonstigen werkstofflichen Verwertung die Vermischung von HBCD-haltigem mit HBCD-freiem Material (z.B. EPS Verpackungsmaterial) zur stofflichen Verwertung für nicht HBCD-haltige Produkte vermieden werden. In den Recyclingprozessen wird das HBCD üblicherweise nicht zerstört. HBCD bleibt über lange Zeiträume in den Recyclaten erhalten und führt zum Risiko der weiteren Verschleppung in diverse Kunststoffprodukte und damit zu einer unkontrollierten globalen Verbreitung mit den damit verbundenen Risiken für Gesundheit und Umwelt. Das Risiko kann durch eine möglichst weitgehend getrennte Sammlung und Behandlung von EPS Dämmstoffen und EPS Verpackungsabfällen minimiert werden.

Energetische Verwertung:

EPS und XPS Dämmplatten können in nach dem Stand der Technik ausgerüsteten Müllverbrennungsanlagen bis zu einem Anteil von 2% des Gesamtabfalls in geeigneter Weise zusammen mit anderen Abfällen behandelt werden. HBCD wird dabei weitgehend zerstört (Zerstörungsrate bei der Verbrennung in MVAn > 99,99%) und die Verbrennung trägt nicht zur Entstehung anderer POPs bei. Wesentlich für eine geeignete Verbrennung ist die fachmännische Mischung im Bunker der MVAn. Bei einem Anteil von einem Gewichtsprozent (entspricht etwa 15 Volumenprozent) ist das Handling der marktüblichen Dämmplatten im Verbrennungsprozess problemlos.

Während der Produktlebensdauer verbleibt das HBCD zu annähernd 100% in den Dämmstoffplatten. Bei Abbruch- und Sanierungsarbeiten von EPS/XPS Dämmplatten sowie beim Umgang mit den Platten zur Verwertung und Beseitigung könnte Staub entstehen und zu einer Exposition durch Inhalation führen. Um mögliche Umwelt- und insbesondere Gesundheitsrisiken zu minimieren, sollte Staubbildung vermieden werden und u. U. kann es sinnvoll sein, persönliche Schutzmaßnahmen (Atemmasken) zu ergreifen, um die mögliche Inhalation von HBCD-haltigem Staub zu vermeiden.

Deponierung:

Eine Deponierung erfolgt nur unbeabsichtigt und in geringen Mengen als Anhaftung an mineralischem Bauschutt. Durch die möglichst weitgehende Abtrennung von Störstoffen vom mineralischen Anteil und geeigneter Entsorgung (energetische Verwertung) kann der Effekt der Verschleppung und globalen Verteilung minimiert werden.

EPS und XPS außerhalb des Bausektors

In der Praxis werden in Deutschland teilweise HBCD-haltige EPS Dämmstoffe mit EPS-Verpackungsabfällen vermischt und recycelt. Diese Praxis führt zum Risiko der weiteren Verschleppung des HBCD Gehalts in diverse Kunststoffprodukte und damit zu einer unkontrollierten globalen Verbreitung mit den damit verbundenen Risiken für Gesundheit und Umwelt. Das Risiko kann durch eine möglichst weitgehend getrennte Sammlung und Behandlung von EPS/XPS Dämmstoffen und EPS Verpackungsabfällen minimiert werden.

High Impact Polystyrol (HIPS) im Elektrobereich

Die typischen HIPS Produkte fallen üblicherweise in Elektroschrott oder in geringem Umfang evtl. auch als Kunststoff in Bauabfall an. Daneben gelangt ein gewisser Anteil der Elektroaltgeräte in den Hausmüll. Die Kunststoffanteile in Bauabfall und Hausmüll werden in der Regel energetisch verwertet.

Im Elektrobereich anfallende Post-Consumer Kunststoffabfälle werden zu 90,0% bzw. zu 7,5% energetisch bzw. werkstofflich verwertet und zu 2,5% deponiert.

Überwiegend werden die Kunststoffe aus Elektroaltgeräten demnach energetisch verwertet. In Einzelfällen wird HIPS aus der Behandlung von Elektroschrott verwendet, um ein PS Recyclat herzustellen. Zu geringen Anteilen werden die Kunststoffe deponiert.

Ein relevanter Teil von gebrauchten Elektrogeräten wird aus Deutschland exportiert. Eine Beseitigung oder Verwertung, die zur Zerstörung enthaltener POPs führt, ist dort nicht unbedingt sichergestellt. Hierdurch führt die Entsorgung von Elektroaltgeräten in den Empfängerstaaten und auch durch den Beitrag zur globalen Verbreitung zu Risiken für die menschliche Gesundheit und die Umwelt. Dieses Risiko kann minimiert werden, indem entsprechende Exporte auf Länder beschränkt bleiben, in denen eine geeignete Verwertung und Beseitigung von Elektroaltgeräten sichergestellt ist.

Werkstoffliche Verwertung:

Analysenergebnisse eines PS Recyclats aus Elektroschrott bestätigen einen erheblichen HBCD Gehalt des Recyclats von 184 mg/kg.

Bei den Recyclingprozessen kommt es üblicherweise weder zu Zerstörung noch zur Bildung von POPs. Enthaltenes HBCD bleibt erhalten und führt zum Risiko der weiteren Verschleppung des HBCD Gehalts in diverse Kunststoffprodukte und damit zu einer unkontrollierten globalen Verbreitung mit den damit verbundenen Risiken für Gesundheit und Umwelt.

Ein konkretes Umwelt- oder Gesundheitsrisiko besteht, wenn es bei Schredderprozessen zur Emission von HBCD-haltigem Staub in die Umwelt oder zur Exposition von Arbeitern durch Inhalation kommt.

Das Risiko kann durch eine möglichst weitgehende Abtrennung von bromhaltigen Kunststoffen aus Elektroschrott minimiert werden wie nach Richtlinie 2012/19/EU bereits vorgeschrieben. Da in der Praxis nicht alle bromhaltigen Kunststoffe abgetrennt werden, ist davon auszugehen, dass HBCD in recycelte Produkte verschleppt wird.

Energetische Verwertung:

Es ist davon auszugehen, dass HBCD-haltige Abfälle in Müllverbrennungsanlagen nach dem Stand der Technik so verbrannt werden können, dass HBCD weitgehend zerstört wird und das Risiko, dass andere POPs in relevanten Mengen entstehen, sehr gering ist.

Deponierung:

Zu einem geringen Anteil werden die Kunststoffe aus Elektroaltgeräten deponiert. Konkrete Umwelt- oder Gesundheitsrisiken können nicht ausgeschlossen werden und sind insbesondere langfristig durch das Risiko der unkontrollierten globalen Verbreitung mit den damit verbundenen Risiken für Gesundheit und Umwelt gegeben. Durch die möglichst weitgehende Abtrennung von HBCD-haltigen Kunststoffen und deren geeignete Beseitigung kann das Risiko minimiert werden.

HBCD-haltige Polymerdispersionen für Textilien – institutioneller Bereich

Flammgeschützte Textilien aus dem institutionellen Bereich werden in Deutschland über den Pfad gemischte Siedlungsabfälle und Sperrmüll entsorgt und es ist anzunehmen, dass sie überwiegend (>90%) thermisch beseitigt oder verwertet werden. Ein Anteil von weniger als 10% der Abfallmenge könnte im Wesentlichen stofflich verwertet, zu einem geringen Anteil aber auch deponiert werden.

Die stoffliche Verwertung und die Deponierung gehen mit dem Risiko der unkontrollierten globalen Verbreitung und damit verbundenen Risiken für Gesundheit und Umwelt einher und sollten, soweit möglich, vermieden werden. Zu diesem Zweck könnte empfohlen werden, flammgeschützte Textilien aus dem institutionellen Bereich, welche aus der Zeit vor 2007 stammen, thermisch zu verwerten.

Es ist davon auszugehen, dass HBCD-haltige Abfälle in Müllverbrennungsanlagen nach dem Stand der Technik so verbrannt werden können, dass HBCD weitgehend zerstört wird und das Risiko, dass andere POPs in relevanten Mengen entstehen, sehr gering ist.

HBCD-haltige Polymerdispersionen für Textilien – Automobilbereich

Flammgeschützte Textilien aus dem Automobilbereich werden über den Pfad der Altautoverwertung beseitigt und verwertet. Textilien gelangen in den Prozessen der Altautoverwertung üblicherweise in die Schredderleichtfraktion und werden in Deutschland in der Regel thermisch verwertet/beseitigt (ca. 58%) oder stofflich recycelt (ca. 42%). Abschätzungen zufolge ergibt sich eine theoretische HBCD Konzentration für die Schredderleichtfraktion (Gesamtmenge 400.000 t/a) von 364 mg/kg. Folglich wäre die Schredderleichtfraktion bei einem UPGW von 100 mg/kg betroffen. Messungen zum HBCD-Gehalt der Schredderleichtfraktion in Deutschland liegen nicht vor. Messungen die 2007 und 2008 in Norwegen durchgeführt wurden, weisen darauf hin, dass HBCD in der Schredderleichtfraktion aus der Altautoverwertung eher nicht relevant ist. Ob und wie erheblich HBCD tatsächlich in Deutschland in der Schredderleichtfraktion enthalten ist, könnte durch chemische Analysen geprüft werden.

Falls die HBCD Gehalte in der Schredderleichtfraktion über 100 mg/kg liegen, hätte ein unterer POP Grenzwert von 100 ppm zur Folge, dass etwa 170 kt/a einer thermischen Verwertung/Beseitigung zuzuführen wären anstatt wie bisher recycelt zu werden. Dadurch entstünden erhebliche Zusatzkosten und die thermische Verwertung der Schredderleichtfraktion wirkt darüber hinaus dem Ziel entgegen, die stoffliche Verwertungsquote für Altautos zu erhöhen.

Falls die Schredderleichtfraktion erhebliche HBCD-Gehalte aufweist, könnte deren stoffliche Verwertung zur unkontrollierten globalen Verbreitung mit den damit verbundenen Risiken für Gesundheit und Umwelt führen und sollte dann soweit möglich vermieden werden (z.B. indem die Schredderleichtfraktion vollständig energetisch verwertet wird oder indem flammgeschützte Textilien von vor 2007 bereits vor dem Schredderprozess abgetrennt werden).

Es ist davon auszugehen, dass HBCD-haltige Abfälle in Müllverbrennungsanlagen nach dem Stand der Technik so verbrannt werden können, dass HBCD weitgehend zerstört wird und das Risiko, dass andere POPs in relevanten Mengen entstehen, sehr gering ist.

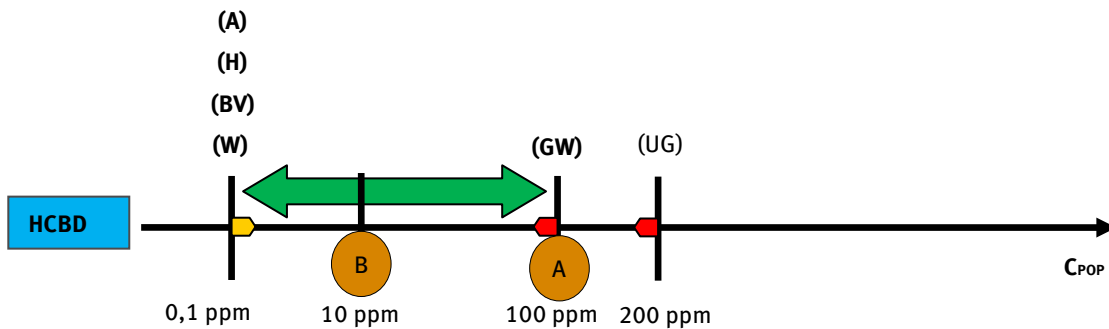
Die Ausführungen zu Verwertungs- und Beseitigungswegen für HBCD sowie weitere Stoffe/Stoffgruppen sind zu Beginn von Kapitel 8 jeweils zusammenfassend dargestellt (siehe Tabelle 94).

8.2 HCBd

8.2.1 Unterer POP Grenzwert

Auf Grundlage der Analyse der Bewertungskriterien ergibt sich ein Bereich für den UPGW für HCBd von 0,1 bis 100 mg/kg (siehe Kapitel 7.3.3 und Abbildung 63).

Abbildung 63: Ergebnisse der Evaluierung der Begrenzungskriterien für HCBd (Erläuterungen in Tabelle 94)



Den Projektergebnissen zufolge wird ein UPGW bis 0,1 mg/kg keine relevanten Abfallfraktionen oder Recyclate betreffen.

Im aktuellen Änderungsentwurf zur EU POP-Verordnung ist ein Wert von 100 mg/kg vorgeschlagen. Sofern keine relevanten Gründe vorliegen, sollte der UPGW 100 mg/kg nicht überschreiten. Zur Risikominimierung wäre es auch möglich, den UPGW für HCBd auf 10 mg/kg (oder sogar niedriger) festzulegen, ohne dass dies praktische Auswirkungen zur Folge hätte.

8.2.2 Empfehlungen für Verwertungs- und Beseitigungswege

1982 lag die weltweite Produktion von HCBd bei etwa 10.000 Jahrestonnen. Diese Menge ist als Nebenprodukt bei Chlorolyse - Verfahren angefallen. In Deutschland wurde HCBd zu keiner Zeit gezielt hergestellt. Allerdings sind Ende der 70er Jahre etwa 4.500 Jahrestonnen als Nebenprodukt der Niederdruck-Chlorolyse zur Herstellung von Tetrachlorethen (PER) oder Tetrachlormethan (TETRA) angefallen. In Deutschland und der gesamten UNECE Region wird HCBd nach Einschätzung des UNEP POPRC Komitees nicht mehr beabsichtigt hergestellt und verwendet. In Deutschland wurde HCBd bereits 1987 nicht mehr verwendet. Unabhängig von historischen Anwendungen und Freisetzungen von HCBd wird die unbeabsichtigte Herstellung von HCBd als größte Emissionsquelle genannt (siehe Kap.3.3.4).

Prinzipiell sind folgende Quellen möglich:

- ▶ Produkte aus historischen Anwendungen, die in den Abfallstrom gelangen
- ▶ Unbeabsichtigte Entstehung - Produktion von chlororganischen Verbindungen
- ▶ Unbeabsichtigte Entstehung - Verbrennungsprozesse
- ▶ Unbeabsichtigte Entstehung – Herstellung von Kunststoffen
- ▶ Abfälle aus der Abwasserbehandlung (Klärschlamm)

Den Ergebnissen des vorliegenden Forschungsvorhabens zufolge resultieren in Deutschland aus keiner der möglichen Quellen relevante HCBd-haltige Abfallströme oder Recyclate.

Vor dem Hintergrund der rechtlichen Situation – auch aufgrund der zu erwartenden Aufnahme von HCBd in das Stockholmer Übereinkommen zusätzlich zur EU POP-VO – ist davon auszugehen, dass

HCBD auch künftig in Deutschland nicht in relevanten Mengen in Abfällen und Produkten vorkommen wird.

Da aufgrund dieser Einschätzung HCBD-haltigen Abfällen in Deutschland keine praktische Bedeutung zukommt, erübrigt sich die Empfehlung spezifischer Verwertungs- und Beseitigungswege.

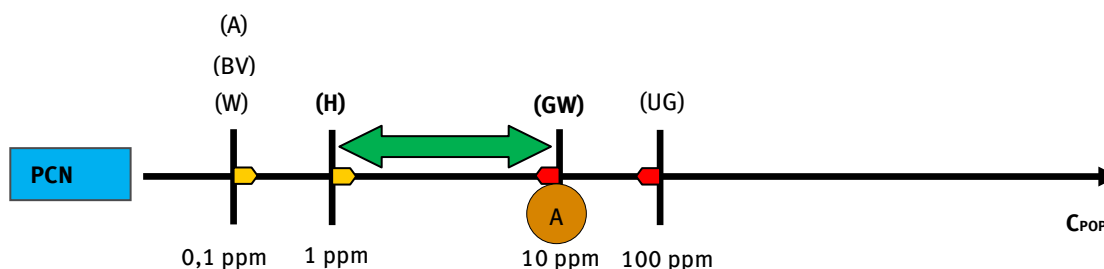
Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, dass HCBD bei kontrollierter Verbrennung gemäß Richtlinie 2000/76/EC weitgehend zerstört wird. Bei der Verbrennung nach dem Stand der Technik werden Zerstörungsraten von mehr als 99,9% erreicht (siehe [BiPRO 2011]).

8.3 PCN

8.3.1 Unterer POP Grenzwert

Der Analyse der Bewertungskriterien zufolge empfiehlt es sich, den UPGW für PCN im Bereich von 1 bis 10 mg/kg anzusetzen (siehe Kapitel 7.3.3 und Abbildung 64).

Abbildung 64: Ergebnisse der Evaluierung der Begrenzungskriterien für PCN
(Erläuterungen in Tabelle 95)



Im aktuellen Änderungsentwurf zur EU POP-Verordnung ist ein Wert von 10 mg/kg vorgeschlagen. Sofern nicht relevante Gründe vorliegen, sollte der UPGW nicht über 10 mg/kg liegen. Zur Risikominimierung wäre es auch möglich, den UPGW für PCN auf 1 mg/kg festzulegen, ohne dass dies praktische Auswirkungen zur Folge hätte. Ein Wert unter 1 mg/kg könnte Konflikte aufgrund der bestehenden Hintergrundkontamination zur Folge haben.

Den Projektergebnissen zufolge wird ein UPGW von 10 mg/kg in Deutschland keine relevante Abfallfraktionen oder Recyclate betreffen. Es ist allerdings nicht ganz auszuschließen, dass Abfälle aus der Produktion von Sekundärkupfer möglicherweise relevante Mengen an PCN enthalten.

In dem aktuellen Richtlinienvorschlag wird nicht spezifiziert worauf sich der vorgeschlagene Grenzwert bezieht. Für eine eindeutige Grenzwertsetzung und für eine praktische Umsetzung ist es erforderlich, entsprechende Vorgaben festzulegen.

Theoretisch lassen sich alle 75 PCN Kongenere analysieren und quantifizieren. Hierzu ist allerdings ein unverhältnismäßig hoher Aufwand erforderlich. Als pragmatischer Ansatz bietet es sich an, den Grenzwert auf die Summenkonzentrationen bestimmter Indikatorkongenere zu beziehen. Als Indikatorkongenere sollten solche ausgewählt werden, für die chemische Standardsubstanzen verfügbar sind. Standardsubstanzen sind für eine sichere Quantifizierung erforderlich.

Als pragmatischer Ansatz erscheint es sinnvoll, die Indikatorkongenere zugrunde zu legen, die bei den chemischen Analysen für das vorliegende Forschungsvorhaben unter Berücksichtigung der praktischen Machbarkeit ausgewählt wurden (u. A. aufgrund der Verfügbarkeit von Standards). Folgende Kongenere wurden untersucht:

- ▶ 1,2,3,4-TetraCN (CN 27) CAS 20020-02-4

▶ 1,2,3,5,7-PentaCN	(CN 52)	CAS 53555-65-0
▶ 1,2,3,4,6,7-/1,2,3,5,6,7-HexaCN	(CN 66/67)	CAS 103426-96-6/103426-97-7
▶ 1,2,3,5,7,8-Hexa CN	(CN 69)	CAS 103426-94-4
▶ 1,2,3,4,5,6,7-HeptaCN	(CN 73)	CAS 58863-14-2
▶ OctaCN	(CN 75)	CAS 2234-13-1

Für das angewandte Verfahren werden die Bestimmungsgrenzen wie folgt angegeben: Bestimmungsgrenzen 10 – 100 µg/kg bei PCN-freien Proben, bei Proben mit signifikant hohen Gehalten kann die Bestimmungsgrenze aufgrund notwendiger geringerer Einwaagen oder größerer Verdünnung entsprechend höher liegen.

Im Forschungsvorhaben wurden die Proben auf die oben genannten Kongenere mit Bestimmungsgrenzen < 5µg/kg analysiert. Würde man diese Bestimmungsgrenzen aufaddieren ergäbe das eine Summenbestimmungsgrenze < 30 µg/kg (0,03 ppm).

Vor diesem Hintergrund könnte es sinnvoll sein, den Grenzwert von 10 mg/kg für PCN auf die Summenkonzentration der Kongenere 27, 52, 66/67, 69, 73 und 75 zu beziehen. Nach einer ersten Einschätzung sind diese Kongenere in Umweltproben und kommerziellen PCN relevant.

Bei den weiteren Überlegungen zur Festlegung einer Bezugsgröße für einen PCN Grenzwert sollten der Normentwurf zur Untersuchung von PCN in Wasser (DIN ISO 16780) von März 2014 und dessen weitere Entwicklung sowie die mengenmäßige Relevanz der Kongenere berücksichtigt werden. Für eine Grenzwertsetzung in Abfällen ist eine Berücksichtigung der toxikologischen Relevanz nicht unbedingt erforderlich. Für die Untersuchung der PCN in Wasser gibt es seit März diesen Jahres einen Normentwurf (DIN ISO 16780). Dieser Entwurf sieht die Analyse einer deutlich größeren Zahl an PCN-Kongenere vor⁷⁰. Das Labor geht davon aus, dass dieser größere PCN-Umfang durch entsprechende Standardsubstanzen abdeckbar ist⁷¹.

8.3.2 Empfehlungen für Verwertungs- und Beseitigungswege

Abfälle, die polychlorierte Naphthaline enthalten, sind entsprechend Anhang VIII des Basler Übereinkommens über die Kontrolle der grenzüberschreitenden Verbringung gefährlicher Abfälle und Ihrer Entsorgung als gefährlich eingestuft. Der Grenzwert liegt bei 50 mg/kg.

Aufgrund der begrenzten Lebensdauer relevanter Produkte, ist davon auszugehen, dass die noch in Produkten vorhandenen Mengen an PCN gering sind und dass derzeit nur noch unerhebliche Mengen auf diesem Weg in die Abfallströme in Deutschland gelangen (siehe Kapitel 3.4.5).

Kommerzielle PCB Mischungen enthielten Spuren von PCN. Es ist daher möglich, dass PCN in Spuren in PCB-haltigen Abfällen enthalten sind. Im Zusammenhang mit der Richtlinie 96/59/EC über die Beseitigung polychlorierter Biphenyle und polychlorierter Terphenyle (PCB/PCT), d.h. Entsorgung aller PCB-haltigen Produkte bis 2010, ist davon auszugehen, dass sich keine oder vernachlässigbar wenige PCN-haltige Produkte noch im Umlauf befinden.

Abgesehen von der Freisetzung von PCN durch frühere Verwendungen können verschiedene industrielle - vor allem thermische - Prozesse eine Rolle spielen. Dazu zählen die

- ▶ Verbrennung von Abfall
- ▶ Herstellung von Sekundärkupfer

⁷⁰ Mono-CN: 1 Kongener; Di-CN: 1 Kongener; Tri-CN: 1 Kongener; Tetra-CN: 6 Kongenere; Penta-CN: 6 Kongenere (1x als Co-Elution von 2 Kongenere); Hexa-CN: 9 Kongenere (3x als Co-Elution von 2 Kongenere); Hepta-CN: 2 Kongenere; Octa-CN: 1 Kongener

⁷¹ Persönliche Mitteilung, Eurofins, August 2014

- ▶ Herstellung von Sekundäraluminium
- ▶ Chlor-Alkali Elektrolyse

Den Ergebnissen des vorliegenden Forschungsvorhabens zufolge resultieren in Deutschland weder aus der früheren Verwendung noch aus den untersuchten Prozessen relevante PCN-haltige Abfallströme oder Recyclate. Für den Bereich der Herstellung von Sekundärkupfer konnten keine Proben zur Überprüfung dieser Einschätzung beschafft und chemisch analysiert werden. Vor dem Hintergrund der rechtlichen Situation – auch aufgrund der zu erwartenden Aufnahme von PCN in das Stockholmer Übereinkommen zusätzlich zur EU POP-VO – ist davon auszugehen, dass PCN auch künftig in Deutschland nicht in relevanten Mengen in Abfällen und Produkten vorkommen werden.

Da aufgrund dieser Einschätzung PCN-haltigen Abfällen in Deutschland keine praktische Bedeutung zukommt, erübrigt sich die Empfehlung spezifischer Verwertungs- und Beseitigungswege.

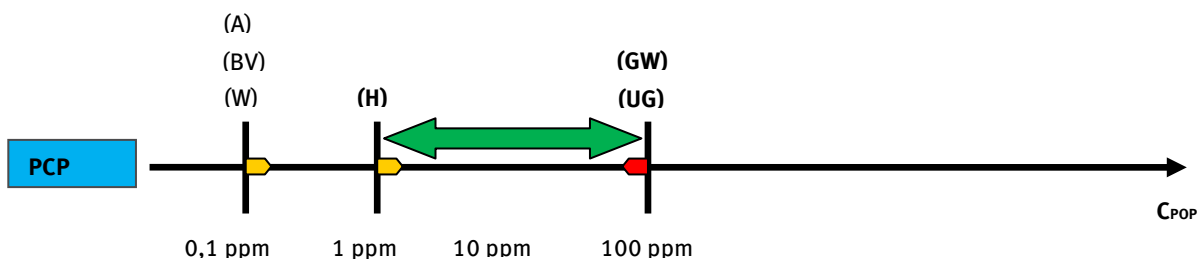
Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, dass PCN bei kontrollierter Verbrennung gemäß Richtlinie 2000/76/EC weitgehend zerstört werden. Bei der Verbrennung von PCN-haltigen Abfällen (kommunaler Abfall und kontaminierte Förderbänder) werden Zerstörungsraten zwischen 99,32 und 99,96% erreicht [Noma et al. 2004].

8.4 PCP

8.4.1 Unterer POP Grenzwert

Der aktuelle Änderungsentwurf zur EU POP-Verordnung enthält keinen Grenzwertvorschlag für PCP. Der Analyse der Bewertungskriterien zufolge empfiehlt es sich, den UPGW für PCP im Bereich von 1 bis 100 mg/kg anzusetzen (siehe Kapitel 7.3.3 und Abbildung 65).

Abbildung 65: Ergebnisse der Evaluierung der Begrenzungskriterien für PCP
(Erläuterungen in Tabelle 95)



Als oberes Begrenzungskriterium wurden die bestehenden Grenzwerte für PCP auf nationaler und internationaler Ebene berücksichtigt, um zu vermeiden, dass es zu möglichen Konflikten zwischen den bestehenden Grenzwerten und dem vorgeschlagenen UPGW kommt. Für PCP sollte ein möglicher UPGW die bestehende Grenze gemäß Chemikalienverbotsverordnung (Anhang zu §1, Abschnitt 15) nicht überschreiten. Der UPGW für PCP sollte daher nicht über 100 mg/kg liegen. Zudem werden bei einem Grenzwert von unter 100 mg/kg mögliche Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt weitestgehend vermieden.

Zur Risikominimierung wäre es möglich, den unteren POP Grenzwert auf 10 mg/kg oder sogar auf 1,0 mg/kg weiter zu senken. Es wird jedoch empfohlen, den UPGW nicht unter 1,0 mg/kg anzusetzen, da der Grenzwert oberhalb der bestehenden Hintergrundkontamination von PCP in der Umwelt liegen sollte. Ein Grenzwert unterhalb der Hintergrundkontamination hätte erhebliche wirtschaftliche Konsequenzen zur Folge.

8.4.2 Empfehlungen für Verwertungs- und Beseitigungswege

In Deutschland wird PCP derzeit weder hergestellt noch verwendet. PCP war lange Zeit der am häufigsten eingesetzte Wirkstoff in Holzschutzmitteln. Aufgrund der z.T. sehr hohen Lebensdauer behandelter Holzprodukte, insbesondere im Baubereich, ist davon auszugehen, dass PCP-haltige Hölzer weiterhin als Abfall anfallen und verwertet und/oder beseitigt werden. PCP tritt beispielsweise im Rahmen des Vollzuges immer noch als Problemstoff im Zusammenhang mit dem Recycling von Bauabfällen auf und wurde im Rahmen der Dokumentation und der Nachweisführung in den letzten Jahren identifiziert. PCP wurde zudem im Verlauf dieses Forschungsvorhabens in relativ geringen Konzentrationen in vier Altholzproben analytisch nachgewiesen ($\sim 0,04 - 0,4$ mg/kg). Die Verwendung von PCP in Textil- und Lederprodukten, Papier, Farben, Klebern, etc. wurde vor Jahrzehnten berichtet, seitdem jedoch nicht mehr bestätigt. Aufgrund der relativ kurzen Lebensdauer vieler dieser Produkte ist davon auszugehen, dass diese bereits vor einigen Jahren als Abfall angefallen und verwertet und/oder beseitigt wurden. Die entsprechenden Abfallströme wurden daher nicht näher betrachtet.

Die AltholzV regelt die Verwertung und Beseitigung von Altholz in Deutschland. In Abhängigkeit von der Schadstoffbelastung muss Altholz unterschiedlichen Altholzkategorien (AI-AIV) zugeteilt und entsprechend behandelt werden. Die Verwertung von Altholz der Altholzkategorie AIV zu Holzhackschnitzeln und Holzspänen für die Herstellung von Holzwerkstoffen (z.B. Holzspanplatten) ist laut AltholzV in Deutschland nicht zugelassen. In der Praxis können aber u.U. auch Anteile imprägnierter Althölzer in andere Altholzkategorien gelangen und der stofflichen Verwertung zugeführt werden. Anhang II zu §3, Abs. 1 der AltholzV setzt einen Grenzwert von 3 mg PCP/kg Trockenmasse für Holzhackschnitzel und Holzspäne zur Herstellung von Holzwerkstoffen fest. Die Anlagenbetreiber sind verpflichtet, diesen Grenzwert einzuhalten. Zur Gewährleistung der Werte hat der Betreiber der Altholzaufbereitungsanlage chargenweise Proben zu entnehmen und analytisch zu untersuchen. Grundsätzlich kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass PCP auch in höheren Konzentrationen in recycelten Holzwerkstoffen vorkommt. Im Verlauf des Forschungsvorhabens wurde eine Stichprobe (Großspanplatte mit Altholzanteil) analytisch auf PCP untersucht. Es wurde eine PCP Konzentration von $\sim 0,03$ mg/kg nachgewiesen. Die Belastung liegt damit deutlich unter der in der AltholzV festgelegten Konzentrationsschwelle von 3 mg/kg.

In der AltholzV wird die Beseitigung von Altholz auf die thermische Beseitigung beschränkt. Die Deponierung von Altholz ist in Deutschland nicht zugelassen. Es wird angenommen, dass das PCP-belastete Altholz zusammen mit anderen, als gefährlich eingestuften Althölzern, verwertet und beseitigt wird. Etwa 95% der als gefährlich eingestuften Althölzer werden derzeit energetisch verwertet und verbrannt. Die restlichen 5% werden für die Gewinnung von Synthesegas und die Herstellung von Aktivkohle verwendet.

Aufgrund hoher Verbrennungstemperaturen bei der energetischen Verwertung und Verbrennung kann angenommen werden, dass der PCP-Gehalt im Altholz weitestgehend zerstört wird. Um eine hohe Zerstörungsrate zu gewährleisten, sollte die Verbrennungstemperatur mindestens 800 °C betragen. Dabei werden Zerstörungsraten $>99,9\%$ erreicht. Unter kontrollierten Verbrennungsbedingungen kann eine POP Neubildung ebenfalls ausgeschlossen werden. Ein Umwelt- und Gesundheitsrisiko bleibt, falls PCP-haltiges Altholz vor der energetischen Verwertung und Verbrennung mechanisch zerkleinert werden muss, da beim Umgang mit belastetem Altholz Staub entstehen kann. Um mögliche Umwelt- und insbesondere Gesundheitsrisiken zu minimieren, sollte Staubbildung soweit wie möglich vermieden werden. Persönliche Schutzmaßnahmen sollten ergriffen werden, um die mögliche Inhalation von PCP haltigem Staub zu vermeiden.

Eine vergleichsweise geringe Menge PCP-haltiger Althölzer ($\sim 5\%$) wird verwertet (ohne energetische Verwertung). Die in Deutschland zugelassenen Verwertungsverfahren für Altholz der Altholzkategorie IV sind die Gewinnung von Synthesegas zur weiteren chemischen Nutzung und Herstellung von Aktivkohle/Industrieholzkohle (nach §4 des BImSchG genehmigten Anlagen). Bei einem UPGW von

100 ppm müssten theoretisch etwa 57,5 kt Altholz, welches derzeit zur Gewinnung von Synthesegas und Herstellung von Aktivkohle eingesetzt wird, der Verbrennung und/oder energetischen Verwertung zugeführt werden. Da bei beiden Verwertungsverfahren anzunehmen ist, dass der PCP Gehalt im Abfall weitestgehend zerstört wird (aufgrund ähnlich hoher Prozesstemperaturen wie bei der energetischen Verwertung und Verbrennung), ist eine alternative Behandlung des betroffenen Abfallstroms u.U. nicht unbedingt erforderlich. Entsprechende Zerstörungsraten sind jedoch nicht bekannt. Falls der Abfall dennoch thermisch verwertet/beseitigt werden soll, sind ausreichend Verbrennungskapazitäten in Deutschland vorhanden.

Die in 2013 anfallende PCP Menge in imprägnierten Althölzern wurde auf ca. 140 t geschätzt. Dies entspricht ungefähr einem Abfallstrom von 224 kt. Da es in Deutschland schon seit langem keine neuen PCP Einträge in den Wirtschaftskreislauf gibt, ist zu erwarten, dass die jährlich anfallenden Mengen PCP belasteter Abfälle in den kommenden Jahren zunehmend sinken werden. Relevante Abfallmengen sind theoretisch noch bis 2030 zu erwarten. Es wird empfohlen, die derzeit in Deutschland bestehenden Verwertungs- und Beseitigungsverfahren weiterhin anzuwenden. Um zu verhindern, dass PCP in recycelte Holzzeugnisse gelangt, sollten Althölzer entsprechend der AltholzV in unterschiedlichen Fraktionen erfasst und den jeweils zugelassenen Verwertungs- und Beseitigungsverfahren zugeführt werden. Die Verwertung von Altholz kann grundsätzlich auch im Ausland erfolgen, sofern sie den Vorschriften der EG-Verordnung über die Verbringung von Abfällen und dem deutschen Abfallverbringungsgesetz entspricht.

8.5 SCCP

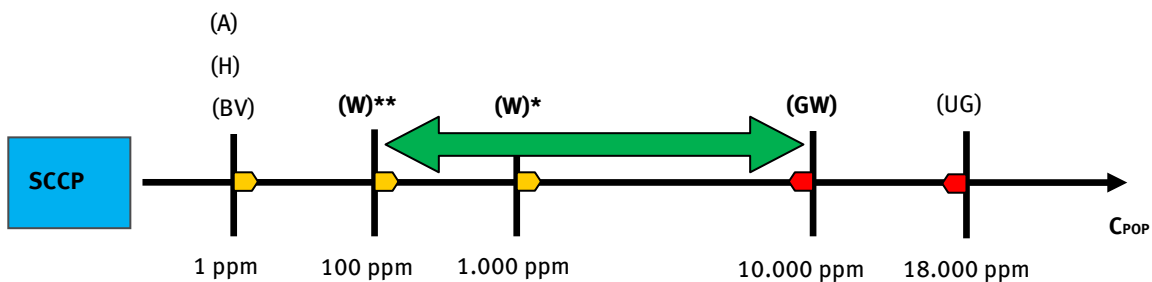
8.5.1 Unterer POP Grenzwert

Der aktuelle Änderungsentwurf zur EU-POP-Verordnung schlägt einen Grenzwert von 10.000 mg/kg vor, um einen Konflikt mit der in Anhang I der Verordnung festgelegten Konzentrationsschwelle von 1 Gew.-% zu vermeiden. Anhang I definiert folgende Ausnahmen für die Verwendung von SCCP:

1. *„Abweichend dürfen Stoffe und Zubereitungen, die SCCP in Konzentrationen von weniger als 1 Gew.-% enthalten, hergestellt, in Verkehr gebracht und verwendet werden.“*
2. *Abweichend sind die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung für die nachstehend genannten Zwecke gestattet, sofern die Mitgliedstaaten der Kommission bis spätestens 2015 und anschließend alle vier Jahre über ihre Fortschritte bei der Beseitigung von SCCP Bericht erstatten.*
 - a) Flammschutzmittel für in Förderbändern in der mineralgewinnenden Industrie verwendetes Gummi;
 - b) Flammschutzmittel in Dichtungsmassen.“

Der Analyse der Bewertungskriterien zufolge empfiehlt es sich, den UPGW für SCCP im Bereich von 100 bis 10.000 mg/kg anzusetzen (siehe Kapitel 7.3.3 und Abbildung 66).

Abbildung 66: Ergebnisse der Evaluierung der Begrenzungskriterien für SCCP (Erläuterungen in Tabelle 95)



Als oberes Begrenzungskriterium wurden die bestehenden Grenzwerte für SCCP auf nationaler und internationaler Ebene berücksichtigt, um zu vermeiden, dass es zu möglichen Konflikten zwischen den bestehenden Grenzwerten und dem vorgeschlagenen UPGW kommt. Für SCCP sollte ein möglicher UPGW den bestehenden Grenzwert gemäß Anhang I der EU POP-Verordnung nicht überschreiten. Der UPGW für SCCP sollte daher nicht über 10.000 mg/kg liegen.

Zur Risikominimierung ist es möglich, den unteren POP Grenzwert auf 1.000 mg/kg oder sogar auf 100 mg/kg weiter zu senken. Um zu vermeiden, dass ein Großteil des gesamten Gummiabfalls in Deutschland nicht mehr stofflich verwertet werden darf, müsste der Grenzwert oberhalb 350 mg/kg liegen (z.B. 1.000 mg/kg). Alternativ könnte der UPGW auf 100 mg/kg festgesetzt werden, falls der SCCP-haltige Gummiabfall erfolgreich vom restlichen Gummiabfall abgetrennt und separat behandelt wird. Es wird jedoch empfohlen, den UPGW nicht unter 100 mg/kg anzusetzen, da dieser Grenzwert erhebliche wirtschaftliche Konsequenzen zur Folge hätte.

8.5.2 Empfehlungen für Verwertungs- und Beseitigungswege

In Deutschland werden SCCP seit Mitte der 90er Jahre nicht mehr hergestellt. Aktuelle Informationen zu SCCP Importen und Exporten nach/aus Deutschland sind nicht verfügbar. In der Vergangenheit spielten die Importe von SCCP aus Nicht-EU Ländern eine untergeordnete Rolle. Dies könnte sich aufgrund der gestiegenen Preise für Chlorparaffine geändert haben.

Unter der Annahme, dass der geschätzte SCCP Gesamtverbrauch in der EU konstant geblieben ist, und sich der Verbrauch etwa proportional zur Größe der Bevölkerung verhält, wurde für Deutschland ein derzeitiger SCCP Gesamtverbrauch von etwa 85 t grob abgeschätzt. Die derzeit wichtigsten Einsatzgebiete für SCCP sind als Flammschutzmittel für in Förderbändern in der mineralgewinnenden Industrie verwendetes Gummi (ca. 26 t) und die Verwendung als Weichmacher und Flammschutzmittel in Dichtungsmassen für die Bauindustrie (ca. 38 t).

Die EU Kommission schlägt jedoch vor, den Anhang I der POP-Verordnung an den technischen Fortschritt anzupassen, d.h. die genannten Verwendungen aus dem Anhang der Verordnung zu entfernen. Ob und wann dies umgesetzt werden soll steht derzeit noch nicht fest. Es ist daher nicht möglich, eine Prognose der zukünftigen Entwicklung für SCCP abzugeben. Grundsätzlich ist zu erwarten, dass die Verwendung von SCCP eingestellt wird und die jährlich anfallenden Abfallmengen zunehmend sinken werden. Für beide Verwendungen gibt es mittlerweile geeignete Alternativen auf dem Markt. Einige Firmen konnten SCCP bereits erfolgreich substituieren.

Auf Grundlage früherer und aktueller SCCP Verwendungsmengen wurden die anfallenden Abfallmengen in Deutschland abgeschätzt. Die relevantesten Abfallströme sind Gummiabfälle aus gebrauchten Gummiförderbändern und Dichtungsmassen aus Bau- und Abbruchabfällen. In 2013 wurden in Deutschland schätzungsweise 1.760 t Gummi aus SCCP-haltigen Gummiförderbändern und etwa 330 t SCCP-haltige Dichtungsmassen verwertet und beseitigt.

Gummiabfälle

Gummi aus gebrauchten Gummiförderbändern wird in Deutschland stofflich verwertet. Dabei kann nicht ausgeschlossen werden, dass SCCP auch in recycelte Erzeugnisse gelangen. In Abwesenheit genauer Informationen zur Entsorgung von gebrauchten Gummiförderbänder aus dem Untertagebau, und unter Berücksichtigung der erhaltenen Informationen aus Gesprächen mit Gummirecycling-Betrieben, wird angenommen, dass in Deutschland die relevanten Gummiabfälle zusammen mit anderen Gummiabfällen behandelt/entsorgt werden. Die SCCP Konzentration des Gesamtabfallstroms verringert sich dabei auf etwa 350 ppm. Ungefähr 62% (312,1 kt/a) des Gummiabfalls wird in Deutschland stofflich verwertet.

In den Recyclingprozessen werden POPs üblicherweise nicht zerstört oder gebildet. Es besteht daher das Risiko, dass SCCP in recycelte Erzeugnisse gelangen (z.B. Bodenunterlagen für Hallen, Kinderspielflächen, etc.). SCCP bleiben über lange Zeiträume in relativ geringen Konzentrationen in den Recyclaten bzw. in diversen Gummierzeugnissen erhalten und führen damit zu einer unkontrollierten globalen Verbreitung mit den damit verbundenen Risiken für Gesundheit und Umwelt. Das Risiko kann durch eine möglichst weitgehende Abtrennung von SCCP-haltigen Gummiförderbändern und der Wahl geeigneter Behandlungsverfahren minimiert werden. Zudem kann ein weiteres Umwelt- und Gesundheitsrisiko vor der eigentlichen Verwertung nicht ausgeschlossen werden. Die Verwertung funktioniert nur bei einer geringen Anzahl an ungefährlich kleinen Metallverunreinigungen. Größere Metallteile würden die Messer der Schredder und Mühlen beschädigen. Der Metallanteil des Förderbandes muss daher vor der eigentlichen Verwertung, soweit wie möglich, vom Gummi abgetrennt werden. Dies kann zur Staubbildung führen und stellt daher ein mögliches Umwelt- und Gesundheitsrisiko dar. Um das Risiko zu minimieren, sollte Staubbildung soweit wie möglich vermieden werden. Inhalation von belastetem Staub kann durch die Verwendung von Atemmasken vermieden werden.

In Abstimmung mit dem UBA wurden zwei Gummiprüfungen (gebrauchtes Gummiförderband und Granulat aus gebrauchten Förderbändern) auf SCCP untersucht. Die geringe SCCP Konzentrationen des untersuchten Gummiförderbandes weist darauf hin, dass es sich bei der Stichprobe um kein SCCP-haltiges Förderband handelt. Bei dem untersuchten Granulat aus gebrauchten Gummiförderbändern kann ebenfalls ausgeschlossen werden, dass SCCP-haltiger Gummi bei der Erzeugung des Granulats verwertet wurde. Im Verlauf des Projekts wurden einige bekannte Hersteller von Förderbändern, Bergbauunternehmen sowie Gummirecyclingbetriebe kontaktiert. Die Bereitschaft, Informationen und Proben für das Projekt zur Verfügung zu stellen, war gering. Da die Verwendung von SCCP für die Behandlung von Gummiförderbändern immer noch erlaubt ist und jährlich relevante Abfallmengen in Deutschland anfallen und behandelt/entsorgt werden müssen, kann grundsätzlich nicht ausgeschlossen werden, dass SCCP in recycelte Erzeugnisse verschleppt werden. Da unter beschriebenen Umständen keine relevanten Proben beschafft werden konnten, lässt sich über die Relevanz dieses Bereichs keine abschließende Aussage treffen. Um die Relevanz dieses Bereichs in Deutschland bezüglich des Vorkommens von SCCP einschätzen zu können wären Proben von Gummiförderbändern für den Einsatz unter Tage oder entsprechende Granulate zu analysieren.

Dichtungsmassen

In Abwesenheit genauer Informationen zur Behandlung/Entsorgung von Dichtungsmassen, und aufgrund ihrer Beschaffenheit, wird angenommen, dass ein erheblicher Teil der im Bausektor eingesetzten Dichtungsmassen und Kleber auf der Oberfläche der Baumaterialien anhaftet (insb. auf Beton, Fliesen, Ziegel und Keramik) und zusammen mit diesen Abfällen behandelt wird. In der Praxis ist daher nicht zu erwarten, dass die Dichtungsmassen vollständig abgetrennt und separat behandelt werden können. Es wird angenommen, dass etwa zwei Drittel des SCCP-haltigen Abfallstroms zusammen mit anderen Bauabfällen behandelt/entsorgt werden. ein Drittel des relevanten Abfallstroms wird erfolgreich abgetrennt und anschließend in Sonderabfallverbrennungsanlagen entsorgt.

In Abstimmung mit dem UBA wurden vier Proben von Fugendichtungen aus Bauschutttaufbereitungsanlagen auf SCCP untersucht. Drei der insgesamt vier untersuchten Fugendichtungen weisen SCCP Gehalte oberhalb von 1.000 ppm auf. In einer Fugendichtung wurde eine deutlich geringere SCCP Konzentration nachgewiesen. Da bei den Proben auch recht hohe Konzentrationen an MCCP nachgewiesen wurden, können Einflüsse durch MCCP nicht ausgeschlossen werden. Bei den untersuchten Proben kann es sich um MCCP-haltige Fugendichtungen handeln, die einen SCCP Anteil von etwa 0,5-1% aufweisen. Bei Fugendichtungen, die ausschließlich mit SCCP behandelt wurden, müssten die Konzentrationen deutlich höher sein (min. 5%).

In den Recyclingprozessen werden POPs üblicherweise nicht zerstört oder gebildet. Es besteht daher das Risiko, dass SCCP in Recyclate und somit in verschiedene recycelte Erzeugnisse gelangen. SCCP bleiben über lange Zeiträume, in relativ geringen Konzentrationen, in diversen Erzeugnissen für die Bauindustrie erhalten und führen damit zu einer unkontrollierten globalen Verbreitung mit den damit verbundenen Risiken für Gesundheit und Umwelt. Aufgrund der Vermischung wäre aber die zu erwartende SCCP Konzentration in den Erzeugnissen vernachlässigbar gering. Das Risiko kann durch eine möglichst weitgehende Abtrennung von SCCP-haltigen Dichtungsmassen minimiert werden. Eine vollständige Abtrennung ist, insbesondere aufgrund ihrer Beschaffenheit, in der Praxis jedoch nicht möglich. Falls die Dichtungsmassen und Kleber erfolgreich abgetrennt werden können ist anzunehmen dass diese thermisch entsorgt werden (z.B. bei Verdacht auf PCB-haltige Fugendichtungsmassen müssen diese separat erfasst und einer Sonderabfallverbrennungsanlage zugeführt werden). Aufgrund hoher Verbrennungstemperaturen ($>1.000\text{ }^{\circ}\text{C}$) ist anzunehmen, dass der SCCP Gehalt im Abfall weitestgehend zerstört wird. Die genauen SCCP Zerstörungsraten sind jedoch nicht bekannt. Bei der Entfernung von Dichtungsmassen aus Gebäuden sollten keine schnell laufenden Maschinen verwendet werden, um Hitzeentwicklung zu vermeiden.

Bei der Deponierung besteht grundsätzlich das Risiko, dass SCCP langfristig aus der Deponie in die Umwelt gelangen. Unter der Annahme, dass der SCCP-haltige Abfallstrom zusammen mit Beton, Fliesen, Ziegel und Keramik Abfällen behandelt wird, wäre die Menge des Mischabfallstroms sehr hoch, die theoretische SCCP Konzentrationen aber vernachlässigbar gering. Aufgrund der geringen SCCP Konzentration sind keine konkrete Umwelt- oder Gesundheitsrisiken zu erwarten. Durch die möglichst weitgehende Abtrennung kann der Effekt der Verschleppung und globalen Verteilung minimiert werden.

Gummiabfälle und Dichtungsmassen

SCCP werden bereits bei $200\text{ }^{\circ}\text{C}$ thermisch zersetzt. Aufgrund hoher Verbrennungstemperaturen bei der energetischen Verwertung/Verbrennung ($>800^{\circ}\text{C}$) ist anzunehmen, dass der Gehalt an SCCP in gebrauchten Gummiförderbändern und Dichtungsmassen weitestgehend zerstört wird. Die Zerstörungsraten für SCCP sind jedoch nicht bekannt. Ein Umwelt- und Gesundheitsrisiko ist zu erwarten, falls SCCP-haltiger Abfall vor der energetischen Verwertung/Verbrennung mechanisch zerkleinert werden muss (Staubbildung). Um Umwelt- und insbesondere Gesundheitsrisiken zu minimieren, sollte Staubbildung soweit wie möglich vermieden werden. Inhalation von belastetem Staub kann durch die Verwendung von Atemmasken vermieden werden.

9 Quellenverzeichnis

[ABANDA 2013a]

Abfallanalysendatenbank des Landes Nordrhein-Westfalen. Ein Parameter in den verschiedenen Regelwerken (Pentachlorphenol), 2013.

[ABANDA 2013b]

Abfallanalysendatenbank des Landes Nordrhein-Westfalen. Schwankungsbreite eines Parameters in verschiedenen AVV-Abfallarten (Pentachlorphenol), 2013.

[AdFis 2013]

Persönliche Kommunikation mit AdFis GmbH, 21.05.2013.

[Albemarle 2009]

Albemarle Corporation. An Update on HBCD Flame Retardant. EPS EXPO, March 26, 2009.

[AltholzV 2002]

Verordnung über Anforderungen an die Verwertung und Beseitigung von Altholz (Altholzverordnung – AltholzV), vom 15 August 2002 (BGBl. I S. 3302) zuletzt geändert durch Artikel 2a der Verordnung vom 20. Oktober 2006 (BGBl. I, Nr. 48, S. 2298) in Kraft getreten am 1. Februar 2007.

[ATSDR 1994]

U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service Agency for Toxic Substances and Diseases Registry, Toxicological Profile for Hexachlorobutadiene, May 1994.

[ATSDR 2013]

U.S. Department of Health and Human Services, Service Agency for Toxic Substances and Diseases Registry, Minimal Risk Levels, July 2013.

[Aurubis 2014]

Persönliche Mitteilung, Aurubis AG, September 2014

[Ba et al. 2010]

T. Ba, M. Zheng, B. Zhang, W. Liu, G. Su, G. Liu, K. Xiao. Estimation and congener-specific characterization of polychlorinated naphthalene emissions from secondary nonferrous metallurgical facilities in China. Environ. Sci. Technol. 44:2441–2446, 2010.

[BAG 2011]

Bundesamt für Gesundheit, Anmeldestelle Chemikalien. Überprüfung der Selbstkontrolle für chlorparaffinhaltige Produkte nach Chemikalienrecht (März 2009 bis März 2011), 09. September 2011.

[BASF 2012]

BASF, Styrodur®, Produktbroschüre KTFS 0901 BD - German Version, November 2012.
www.basf.de/de/produkte/plastics/schaum/styrodur_startpage.htm

[BAuA 2011]

Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin. Begründung zu Chlorierte Paraffine in TRGS 900, Ausgabe: Oktober 2011.

[BaWü 2013]

Betrieblicher Umweltschutz in BaWü, 2013, Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg; Informationszentrum für Betrieblichen Umweltschutz (IBU):
<http://www.umweltschutz-bw.de/index.php?lvl=890>

[Benfenati et al. 1991]

E. Benfenati, G. Mariani, R. Fanelli and S. Zuccotti, "De Novo" Synthesis of PCDD, PCDF, PCB, PCN and PAH in a Pilot Incinerator, *Chemosphere*, Vol. 22, No. 11, pp. 1045-1052, 1991.

[BfR 2002]

Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR), Risikobewertung kurzkettiger Chlorparaffine als Textilhilfsstoffe für Bekleidung und vergleichbare Bedarfsgegenstände, Stellungnahme des BfR vom 18. November 2002.

[BG RCI 2012]

Datenblatt der Berufsgenossenschaft Rohstoffe und chemische Industrie, 2012.
http://www.gischem.de/download/01_0-000079-01-6-000000_1_1_1.PDF

[Bio 2012]

Bio Intelligence Service. A Project under the Framework contract ENV.G.4/FRA/2008/0112. Use of Economic Instruments and Waste Management Performances - Final Report, April 2012.

[BiPRO 2011]

BiPRO GmbH im Auftrag der Europäischen Kommission, Generaldirektion Umwelt (BiPRO als Teil des Konsortiums ESWI bestehend aus BiPRO GmbH Deutschland, Umweltbundesamt GmbH Österreich und Enviroplan S.A. Griechenland). Study on waste related issues of newly listed POPs and candidate POPs, Final Report, 13. April 2011.
http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/POP_Waste_2011.pdf

[BLfU 2003]

Bayrisches Landesamt für Umweltschutz. Arbeitshilfe Kontrollierter Rückbau: Kontaminierte Bausubstanz Erkundung, Bewertung, Entsorgung, 2003.

[BLfU 2004]

Bayrisches Landesamt für Umweltschutz. Holzschutzmittel und Pestizide, Stand März 2004.

[BLfU 2008]

Bayrisches Landesamt für Umweltschutz, Umweltwissen, Pentachlorphenol (PCP), Dr. Katharina Stroh, Aktualisierung der Links März 2008.

[BLfU 2012]

Bayrisches Landesamt für Umweltschutz. infoBlatt Abfallwirtschaft, Altholz, Stand Februar 2012.

[Brack et al. 2003]

W. Brack, T. Kind, S. Schrader, M. Möder, G. Schüürmann, Polychlorinated naphthalenes in sediments from the industrial region of Bitterfeld, *Environmental Pollution* 121 (2003) 81-85.

[BREF CAK 2013]

Integrated Pollution Prevention and Control, Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Production of Chlor-alkali, Final draft, April 2013.

[BREF NFM 2013]

Integrated Pollution Prevention and Control, Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Non-Ferrous Metals Industries, Draft 3, February 2013.

[Brinkman and Reymer 1976]

U.A.Th. Brinkman and H.G.M. Reymer, Polychlorinated Naphthalenes, Journal of Chromatography, 127 (1976) 203-243.

[BUA 1991/2006]

Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe (BUA) der Gesellschaft Deutscher Chemiker, Hexachlorbutadien. BUA-Stoffbericht 62 (August 1991) - Ergänzungsbericht 263, Februar 2006.

[BUA 1991]

Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe (BUA) der Gesellschaft Deutscher Chemiker, Hexachlorbutadien. BUA-Stoffbericht 62, August 1991.

[BUND 2012]

Bund für Umwelt und Naturschutz in Deutschland. Schadstoffe in Alltagsprodukten, Stand Juli 2012.

[BUWAL 2003]

Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Kurzkettige Chlorierte Paraffine – Stoffflussanalyse. Schriftenreihe Umwelt Nr. 354, 2003.

[Cai et al. 2007]

Q.-Y. Cai, C.-H. Mo, Q.-T. Wu, Q.-Y. Zeng, A. Katsoyiannis. Occurrence of organic contaminants in sewage sludges from eleven wastewater treatment plants, China, Science Direct, Chemosphere 68 (2007) 1751-1762.

[CeficEfra 2006]

European Chemical Industry Council, European Flame Retardants Association. Hexabromocyclododecane (HBCD). Flame Retardants Fact Sheet, January 2006.

[CEPA 1999]

Priority Substances List Assessment Report Hexachlorobutadiene, Canadian Environmental Protection Aid, 1999, ISBN 0-662-29297-9, Cat. No. En40-215/58E, November 2000.

[COHIBA 2011]

F. Marscheider-Weidemann, E. Menger-Krug, F. Tettenborn. Summary report: Germany, Identification of sources and estimation of inputs/impacts on the Baltic Sea. 30.11.2011.

[COHIBA 2012]

H. Andersson, A. Palm Cousins, J. Westerdahl, H. Braun, L. Bergfors, E. Brorström-Lundén, M. Pettersson, T. Wickman, A. Jamtrot, H. Parkman, J. Krupanek, J. Fridmanis, V. Toropovs, M. Verta, U. Nielsen. Major Sources and Flows of the Baltic Sea Action Plan Hazardous Substances, 2012.

[Consultic 2012]

Consultic GmbH. Produktion, Verarbeitung und Verwertung von Kunststoffen in Deutschland 2011, Bericht vom 24.08.2012.

[CPAN 2010]

Climate and Pollution Agency in Norway. Exploration of Management Options for Hexabromocyclododecane (HBCD). Paper for the 8th meeting of the UNECE CLRTAP Task Force on Persistent Organic Pollutants (updated version), Norway, 18 August 2010.

[Dämmstoffindustrie 2013a]

HBCD-Depot durch den Einsatz des Dämmstoffes EPS in Deutschland. Datenerhebung für Expandierten Polystyrol-Hartschaumstoff, EPS, Schriftliche Auskunft vom 20.12.2013.

[Dämmstoffindustrie 2013b]

HBCD-Depot durch den Einsatz des Dämmstoffes XPS in Deutschland. Datenerhebung für Extrudierten Polystyrol-Hartschaumstoff, XPS, Schriftliche Auskunft vom 20.12.2013.

[DEPA 2013]

Danish Environmental Protection Agency. Survey of brominated flame retardents, Part of the LOUS-review, Version of Public Hearing, October 2013.

[DESTATIS 2013a]

Statistisches Bundesamt Wiesbaden, Umwelt Abfallbilanz 2011, Juli 2013.

[DESTATIS 2013b]

Statistisches Bundesamt Wiesbaden, Umwelt Abfallentsorgung. Fachserie 19 Reihe 1, Juli 2013.

[DESTATIS 2014]

Statistisches Bundesamt Wiesbaden, Abfallentsorgung: Deutschland, Jahre, Anlagenart, Abfallarten. Jahr 2011. Zuletzt abgerufen am 06.03.2014 (GENESIS-Online Datenbank).

[Donau Carbon 2013]

Donau Carbon GmbH & Co. KG. 2013. Persönliche Kommunikation, 13.05.2013.

[EC 2010]

European Commission, DG Environment. Requirements for facilities and acceptance criteria for the disposal of metallic mercury, Final report, 16 April 2010.

[ECB 2008]

European Communities, prepared by the Swedish Chemical Agency, Risk Assessment Hexabromocyclododecane. Final report, May 2008.

[ECHA 2008]

European Chemicals Agency. Data on manufacture, import, export, uses and releases of alkanes, C10-13, Chloro (SCCP) as well as information on potential alternatives to its use. BRE, IOM Consulting and Entec, under framework contract ECHA/2008/2 (specific contract ECHA/2008/02/SR2/ECA.225).

[ECHA 2009]

European Chemicals Agency. Prioritisation and Annex XIV background information, alkanes C10-13, chloro. January 2009.

[ECHA 2013a]

European Chemicals Agency. Estimating the abatement costs of hazardous chemicals – A review of the results of six case studies, September 2013.

[ECHA 2013b]

European Chemicals Agency. Information on Registered Substances

http://apps.echa.europa.eu/registered/data/dossiers/DISS-9d970c25-ddc8-22ff-e044-00144f67d249/DISS-9d970c25-ddc8-22ff-e044-00144f67d249_DISS-9d970c25-ddc8-22ff-e044-00144f67d249.html

[ECHA 2015]

European Chemicals Agency, Zulassungsanträge, Stand Februar 2015,

<http://echa.europa.eu/de/addressing-chemicals-of-concern/authorisation/applications-for-authorisation/-/substance/5901/search/+/term>

[ECSA 2011]

European Chlorinated Solvent Association, Health Profile on Trichloroethylene, November 2011,

http://www.eurochlor.org/media/57105/health_profile_tri.pdf

[ECSA 2014]

European Chlorinated Solvent Association, Trichloroethylene, Legislation, Markets and Uses, Stand Februar 2014, <http://www.eurochlor.org/media/8198/trichloroethylene-legislation-markets-uses.pdf>

[EFRA/VECAP 2012]

European Flame Retardant Association (EFRA) Voluntary Emissions Control Action Programme (VECAP). MAINTAINING MOMENTUM, European Annual Progress Report 2012.

[Environment Canada 2000]

Environment Canada. Priority Substance List Assessment Report, Hexachlorobutadiene, ISBN 0-662-29297-9 November 2000.

[Environment Canada 2009]

Environment Canada / Health Canada. Screening Assessment Report, Chlorinated Naphthalenes. Juli 2009.

[Environment Canada 2011]

Environment Canada. Ecological Screening Assessment Polychlorinated naphthalenes. Final Screening Assessment Report June 2011.

[ERA 2000]

European Union Risk Assessment Report: Alkanes, C10-13, chloro-, Volume 4; European Commission - Joint Research Centre, Institute for Health and Consumer Protection, European Chemicals Bureau (ECB), Luxembourg, 2000.

[ERA 2008]

European Union Risk Assessment Report: alkanes, C10-13, chloro, Volume 81; European Commission – Joint Research Centre, Institute for Health and Consumer Protection (IHCP), Toxicology and Chemical Substances (TCS), European Chemicals Bureau (ECB), 2008.

[EUMEPS 2009]

European Manufacturers of Expanded Polystyrene. Sustainable Construction with EPS Insulation. EUMEPS Construction Brochures, 2009.

[Euro Chlor 1999]

Euro Chlor. Euro Chlor Risk Assessment for the Marine Environment OSPARCOM Region - North Sea. Pentachlorophenol, November 1999.

[Euro Chlor 2002]

Euro Chlor. Euro Chlor Risk Assessment for the Marine Environment OSPARCOM Region - North Sea. Hexachlorobutadiene. März 2002.

[Euro Chlor 2004]

A. Lecloux, hexachlorobutadiene – Sources, environmental fate and risk characterization, Science Dossier, Euro Chlor, October 2004.

[Eurofins 2013]

Persönliche Kommunikation mit Eurofins, Bestimmung von SCCP in MCCP-haltigen Kühlschmierstoffen, August 2013.

[EUROSTAT 2013a]

Statistisches Amt der Europäischen Union (EUROSTAT), 2013. Datenbanksuche Aufkommen und Behandlung der Abfälle. URL:
http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/statistics/search_database (Altholzaufkommen und Altholzbehandlung in Deutschland)

[EUROSTAT 2013b]

Statistisches Amt der Europäischen Union (EUSTAT), 2013. Datenbanksuche Aufkommen und Behandlung der Abfälle. URL:
http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/statistics/search_database (Aufkommen und Behandlung der Gummiabfälle in Deutschland)

[EUROSTAT 2013c]

Statistisches Amt der Europäischen Union (ESTAT), 2013. Aufkommen und Behandlung von Medizinisch und biologischen Abfällen in Deutschland, Datenbank Suche, Daten für 2010.

[EUROSTAT 2013d]

Statistisches Amt der Europäischen Union (ESTAT), 2013. Aufkommen und Behandlung von Schlämmen und Flüssigabfällen sowie Verbrennungsrückständen aus der Abfallbehandlung in Deutschland, Datenbank Suche, Daten für 2010.

[Falandysz 1998]

J. Falandysz, Polychlorinated naphthalenes: an environmental update, Environmental Pollution 101 (1998) 77-90.

[GAV 2013]

Gummiaufbereitungs- und Verwertungsgesellschaft, Entsorgungsbetrieb, 2013, www.gummientsorgung.de

[GDA 2015]

Gesamtverband der Aluminiumindustrie e. V., Informationen zur Aluminiumproduktion, Stand Februar 2015, <http://www.aluinfo.de/index.php/produktion.html>

[GeoDZ 2015]

GeoDataZone, Lexikoneintrag Trichlorethen, Stand Februar 2015,
<http://www.geodz.com/deu/d/Trichlorethen>

[GRL 2004]

D. Santillo and P. Johnston, An overview of potential ongoing sources of polychlorinated naphthalenes (PCNs) to the marine environment of the North East Atlantic (OSPAR) area, Greenpeace Research Laboratories, Technical Note 04/2004 April 2004.

[Haagensen 2007]

Ramboll DK, Kim Haagensen. Risk assessment of two brominated flame retardants (BFR) used in road construction materials, Danmark, 2007.

[Haskoning 2002a]

E. van de Plassche and A. Schwegler, Polychlorinated Naphthalenes, Royal Haskoning, The Netherlands, Ministry of VROM/DGM, August 2002.

[Haskoning 2002b]

E. van de Plassche and A. Schwegler, Royal Haskoning, The Netherlands, Hexachlorobutadiene, 2002.

[HDU 2007]

Handbuch der Umweltgifte, 2007, Chlorparaffine, Ecomed MEDIZIN, Verlagsgruppe Hüthig Jehle Rehm GmbH, Ausgabe 6/2006.

[Helm et al. 2003]

P. A. Helm, T. F. Bidleman. Current Combustion-Related Sources Contribute to Polychlorinated Naphthalene and Dioxin-Like Polychlorinated Biphenyl Levels and Profiles in Air in Toronto, Canada. Environ. Sci. Technol. 2003, 37, 1075-108.

[IARC 1999]

World Health Organisation International Agency for Research on Cancer, IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 73, Some Chemicals that Cause Tumors of the Kidney or Urinary Bladder in Rodents and Some Other Substances, Summery of Data Reported and Evaluated, September 1999.

[IBU 2013]

Betrieblicher Umweltschutz in BaWü; Metallbearbeitung, 2013, <http://www.umweltschutz-bw.de/index.php?lvl=531>

[IEP 2002]

Mieczyslaw Borysiewicz and Wieslaw Kolsut, Preliminary Risk Profile Pentachlorophenol, Preliminary Risk Profile prepared for the POPs Expert Group under the Convention on Long range Transboundary Air Pollution, Institute of Environmental Protection, 2002.

[IEP 2008]

Mieczyslaw Borysiewicz, Risk Profile of Pentachlorophenol, Dossier prepared in support of a proposal of pentachlorophenolto be considered as a candidate for inclusion in the Annex I to the Protocol to the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution on POPs, Institute of Environmental Protection, 2008.

[IK 2014]

Industrievereinigung Kunststoffverpackungen e.V. http://www.styropor-verpackungen.de/epsy_recycling_forum_4097.html?psid=lts59a2u8jkoel4vf2k6onkua1

[INERIS 2005]

J.-M. Brignon, Hexachlorobutadiene, HCBd, INERIS –DRC- MECO, Version No. 1, May 2005.

[IOM 2008]

IOM Consulting. Data on Manufacture, import, export, uses and releases of HBCDD as well as information on potential alternatives to its use. ECHA/2008/02/SR4/ECA.226 Framework contract.

[IPA 2012a]

IPA Abfallsteckbrief. Dämmmaterial und asbesthaltige Baustoffe, Stand 2012, http://www.abfallbewertung.org/repagen.php?report=ipa&char_id=1706_Daemm&lang_id=de&avv=&synon=&kapitel=1>active=no

[IPA 2012b]

IPA Abfallsteckbrief. Bearbeitungsöle, -emulsionen und -lösungen, Schadstoffe und gefährliche Eigenschaften, Stand 2012, http://www.abfallbewertung.org/repagen.php?report=ipa&char_id=1201_BFL&lang_id=de&avv=&synon=&kapitel=3

[IPCS 1993]

Hexachlorobutadiene, IPCS International Programme on Chemical Safety, Health and Safety Guide No. 84, ISBN 92-4-151084-6, 1993.

[IPCS 1994]

T. Vermeire, Hexachlorobutadiene, IPCS International Programme on Chemical Safety, ISBN 92-5-157126-X, 1994.

<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc156.htm>

[IPCS 2001]

Chlorinated Naphthalenes, IPCS International Programme on Chemical Safety, Concise International Chemical Assessment Document 34, ISBN 92 4 153034 0, 2001.

[IVH 2014]

Persönliche Kommunikation mit Industrieverband Hartschaumstoff e.V. (IVH), Informationen zur Verwendung von EPS-Abfällen als „Bodenverbesserer“, August 2014.

[Kannan et al. 2000]

K. Kannan, N. Yamashita, T. Imagawa, W. Decoen, J. Seong Khim, R. M. Day, C. L. Summer and J. P. Giesy, Polychlorinated Naphthalenes and polychlorinated Biphenyls in Fishes from Michigan Waters Including the Great Lake. Environ. Sci. Technol. 2000, 34, 566-572.

[Lenoir et al. 2001]

D. Lenoir, A. Wehrmeier, S.S. Sidhu and P.H. Taylor, Formation and inhibition of chloroaromatic micropollutants formed in incineration processes, Chemosphere 43 (2001) 107-114, Pergamon.

[LfU 1996]

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Texte und Berichte zur Altlastenbearbeitung 25/96, Stoffbericht Pentachlorphenol (PCP), 1. Auflage, Karlsruhe 1996.

[Morf et al. 2007]

GEO Partner AG, Resource Management. Dynamic Substance Flow Analysis Model for Selected Brominated Flame Retardants as a Base for Decision Making on Risk Reduction Measures (FABRO). NRP50 Endocrine Disruptors: Relevance for Humans, Animals and Ecosystems, Final Report, 2007.

[MPK 2015]

Metalle pro Klima, Fakten zu Nichteisenmetallen, Stand Februar 2015,
<http://www.metalleproklima.de/fakten/nemetalle>

[MVR 2013]

Ministerium für Wirtschaft, Bau und Tourismus, Mecklenburg Vorpommern. Antwort des Ministeriums auf Anfrage zu POPs, 08.02. 2013.

[NICNAS 2002]

National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme, Polychlorinated Naphthalenes, July 2002.

[Nie et al. 2012]

Z. Nie, M. Zheng, G. Liu, W. Liu, P. Lv, B. Zhang, G. Su, L. Gao, K. Xiao, A preliminary investigation of unintentional POP emissions from thermal wire reclamation at industrial scrap metal recycling parks in China, Journal of Hazardous Materials 215-216 (2012) 259-265.

[Noma et al. 2004]

Y. Noma, R. Giraud, S. Sakai, Polychlorinated Naphthalenes (PCNs) behavior in the thermal destruction process of waste containing PCNs, Organohalogen Compound- Volume 66, 2004.

[Nordic COM 2007]

Nordic Council of Ministers. Hexabromocyclododecane as a possible global POP. TemaNord 2008:520, 2007.

[NPCA 2008]

Norwegian Pollution Control Authority. Undersøkelser av lettfraksjon fra fragmenteringsverk, utlekkingstester 2008 (TA-2447/2008).

[OSPAR 2001a]

OSPAR Commission 2001 (2004) Update, Hazardous Substance Series, Pentachlorophenol. ISBN 0 946956 74 X

[OSPAR 2001b]

Short Chained Chlorinated Paraffin; OSPAR Commission, 2001.

[OSPAR 2006]

Overview Assessment: Implementation of PARCOM Decision 95/1 on Short Chained Chlorinated Paraffin; OSPAR Commission, 2006.

[PARCOM 95/1]

PARCOM Decision 95/1 on the Phasing Out of Short Chained Chlorinated Paraffins.

http://www.ospar.org/v_measures/browse.asp?preset=1&menu=00510416000000_000000_000000&v0_0=&v1_0=title%2Creferencenumber%2Cdateofadoption&v2_0=&v0_1=PARCOM+Decision+95%2F1&v1_1=referencenumber&v2_1=&v0_2=&v1_2=dateofadoption&v2_2=&order=&v1_3=&v2_3=

[PCP Richtlinie 1996]

Richtlinie für die Bewertung und Sanierung Pentachlorphenol (PCP)-belasteter Baustoffe und Bauteile in Gebäuden (PCP-Richtlinie),. Fassung Oktober 1996.

[PlasticsEurope 2012]

PlasticsEurope, Exiba and EUMEPS. 2009. Draft Track B lack thorough review of available information. Comments, 9 April 2010.

[PlasticsEurope 2014]

Hans Dresch, Bogdan Dima, Joachim Horn, Werner Grüttner, Frank E. Mark, Jürgen Vehlow. Large-scale demonstration of the treatment of Expanded Polystyrene Foam (EPS) and Extruded Polystyrene Foam (XPS) containing Hexabromocyclododecane (HBCD) as a flame- retardant by co-incineration in the Würzburg Municipal Solid Waste Incinerator, 2014

[POP CA HBCD 2013]

European Commission, DG Environment. The Stockholm Convention and the temporary need to opt-out from the Decision on eliminationg HBCDD. Follow-up on COP6 HBCDD, Meeting of the Competent Authorities under Regulation EC No 850/2004 (POPs). 2 October 2013.

[PS foam 2011]

PlasticsEurope, Exiba, CEFIC and EUMEPS. Cover letter and reply to the Questionnaire related to the “Study on waste related issues of newly listed POPs and candidate POPs” (see [BiPRO 2011]) and related material exchanged during January and February 2011.

[RAR 2008]

European Union Risk Assessment Report: alkanes, C10-13, chloro, Volume 81; European Commission – Joint Research Centre, Institute for Health and Consumer Protection (IHCP), Toxicology and Chemical Substances (TCS), European Chemicals Bureau (ECB), Updated Version 2008.

[REACH Helpdesk 2013]

Helpdesk REACH-CLP-Biozid, 2013, Alkane, C10-13, Chlor (kurzkettige chlorierte Paraffine)
<http://www.reach-clp-biozid-helpdesk.de/de/Themen/Kandidatenliste/Listen/Alkane,%20C10-13,%20Chlor%20%28kurzkettige%20chlorierte%20Paraffine%29/Alkane,%20C10-13,%20Chlor%20%28kurzkettige%20chlorierte%20Paraffine%29.html>

[RLP 2013]

Ministerium für Wirtschaft, Klimaschutz, Energie und Landesplanung. Antwort des Ministeriums auf Anfrage zu POPs, 15.02. 2013.

[RPA 2010]

RPA, Prepared for the National Institute for Public Health and the Environment (RIVM) The Netherlands, 2010, Evaluation of Possible Restrictions on short chain chlorinated paraffins (SCCP), Final Report, Non-Confidential Version, July 2010.

[SAFECEM 2014]

SAFECEM Europe, Datenblatt Trichlorethylen, Stand 20.2.2014, <http://www.csc-jaekle.de/fileadmin/uploads/documents/Trichlorethylen.pdf>

[Schneider et al. 1998]

M. Schneider, L. Stieglitz, R. Will, G. Zwick, Formation of polychlorinated naphthalenes on fly ash, Chemosphere 1998, 37, 2055-2070.

[Swerea 2010]

Swerea IVF. 2010. Exploration of Management options for HBCD. Swerea IVF Project-report 10/11.

[TEGEWA 2013]

Persönliche Kommunikation mit TEGEWA, Vorkommen von SCCP in Textilien, August 2013.

[TNO 2005]

H.A.C. Denier van der Gon et al., TNO-report, B&O-A R2005/194, Study on the effectiveness of the UNECE Persistent Organic Pollutants Protocol and cost of possible additional measures, Phase I Estimation of emission reduction resulting from the implementation of the POP Protocol, August 2005.

[UBA 2002]

E- Böhm, T. Hillernbrand and F. Marscheid-Weidemann, Ermittlung der Quellen für die prioritären Stoffe nach Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie und Abschätzung ihrer Eintragsmengen in die Gewässer in Deutschland, Texte 68/02, ISSN 0722-186X, Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Forschungsbericht 200 28 234, UBA-FB 000394, Dezember 2002.

[UBA 2003]

UBA 2003, Leitfaden zur Anwendung umweltverträglicher Stoffe, Teil 5: Hinweise zur Substitution gefährlicher Stoffe, 5.5. Hochdruckzusätze in Kühlschmierstoffen, Februar 2003.
<http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/stoffhaushalt/umweltvertraegliche-stoffe/hochdruck.htm>

[UBA 2006a]

Umweltbundesamt, Prioritäre Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie Datenblatt Hexachlorbutadien. Datenblatt Nr. 17, September 2006.

[UBA 2006b]

Umweltbundesamt, Prioritäre Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie, Datenblatt Pentachlorphenol. Datenblatt Nr. 27, September 2006.

[UBA 2006c]

Umweltbundesamt, Prioritäre Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie: Datenblatt C10-13-Chloralkane. Datenblatt Nr. 7, September 2006.

[UBA 2009]

Tagungsband Workshop des Umweltbundesamtes (28. - 29.05.2009) Verbesserung der Emissionsberichterstattung in spezifischen Quellgruppen im Rahmen des Nationalen Systems Emissionen entsprechend Art. 5 (1) des Kyoto-Protokolls, Umweltbundesamt, Dezember 2009.

[UBA 2010]

UBA Texte 11/2010, Optimierung der Steuerung und Kontrolle grenzüberschreitender Stoffströme bei Elektroaltgeräten / Elektroschrott, Umweltbundesamt, März 2010

[UBA 2012]

Umweltbundesamt, Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland, UBA Publikationen, Stand 01.06.2012.

[UBA 2013]

Umweltbundesamt, UBA Texte 05/2013, Optimierung des Rückbaus/Abbruchs von Gebäuden zur Rückgewinnung und Aufbereitung von Baustoffen unter Schadstoffentfrachtung (insbes. Sulfat) des RC-Materials sowie ökobilanzieller Vergleich von Primär- und Sekundärrohstoffeinsatz inkl. Wiederverwertung, Dessau-Roßlau, Februar 2013.

[UBA 2013b]

Umweltbundesamt und Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Altfahrzeug-Verwertungsquoten in Deutschland im Jahr 2011 gemäß Art. 7 Abs. 2 der Altfahrzeug-Richtlinie 2000/53/EG, Qualitätsbericht: Beschreibung der verwendeten Daten nach Artikel 1 der KOM-Entscheidung 2005/293/EG über Altfahrzeuge. Übermittlungsdatum 27.Juni 2013.

[UBA AT 2014]

Environment Agency Austria, Study for the Review of the List of Restricted Substances under RoHS2, Final Report, January 2014.

[UBA 2014]

Umweltbundesamt, Thermische Behandlung, Stand 2014,
<http://www.umweltbundesamt.de/themen/abfall-ressourcen/entsorgung/thermische-behandlung>

[UNECE 2006]

C. Corden, S. Kakareka and A. P. Weem, Hexachlorbutadien, Track B Review for the UNECE LRTRAP Task Force on Persistent Organic Pollutants, 24 April 2006.

[UNECE 2007]

M. van der Honing, Exploration of management options for Hexachlorobutadien (HCB), Paper for the 6th meeting of the UNECE CLRTAP Task Force on Persistent Organic Pollutants, Vienna, 4-6 June 2007; May 2007.

[UNECE 2009]

Revision of the protocol on Persistent Organic Pollutants, Twenty-seventh session, Geneva, 14-18 December 2009.

[UNECE 2010]

Annemiek van der Zande, Exploration of management options for Pentachlorophenol (PCP), Paper for the 8th meeting of the UNECE CLRTAP Task Force on Persistent Organic Pollutants, Montreal, 18-20 May 2010.

[UNEP Canada 2013]

United Nations Environment Programme. Submission of information specified in Annex E to the Stockholm Convention pursuant to Article 8 of the Convention. Submission from Canada, January 11, 2013.

[UNEP GER 2013]

United Nations Environment Programme. Form for submission of information in Annex E to the Stockholm Convention pursuant to Article 8 of the Convention, Submission on short chain chlorinated paraffins from Germany, 6 January 2013.

[UNEP POPRC.5/2/Rev.1]

United Nations Environment Programme. Revised draft risk profile: short-chained chlorinated paraffins. Fifth meeting session, Geneva, 12-16 October, 2009.

[UNEP POPRC.7/4 2011]

United Nations Environment Programme. Proposal to list pentachlorophenol and its salts and esters in Annex A, B and/or C to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. 17 May 2011.

[UNEP SC 2012]

United Nations Environment Programme. Draft prepared by the ad hoc working group on hexachlorobutadiene under the POPs Review Committee of the Stockholm Convention, July 2012.

[UNEP/POPS/COP.6/33]

United Nations Environment Programme. Report of the Conference of the Parties to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants on the work of its sixth meeting, Geneva, 28 April to 10 May 2013, 25 June 2013.

[UNEP/POPS/POPRC 6/11]

United Nations Environment Programme. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, Persistent Organic Pollutants Review Committee, Sixth Meeting, Geneva, 11-15 October 2010, Revised draft risk profile: short-chained chlorinated paraffins, October 2010.

[UNEP/POPS/POPRC 6/INF/15]

United Nations Environment Programme. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, Persistent Organic Pollutants Review Committee, Sixth Meeting, Geneva, 11-15 October 2010, Supporting document for the draft risk profile on short-chained chlorinated paraffins, October 2010.

[UNEP/POPS/POPRC.6/10]

United Nations Environment Programme. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, Persistent Organic Pollutants Review Committee, Sixth meeting, Geneva, 11-15 October 2010, Draft risk profile: Hexabromocyclododecane. July 2010.

[UNEP/POPS/POPRC.6/13/Add.2]

United Nations Environment Programme. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, Persistent Organic Pollutants Review Committee. Sixth meeting, Geneva, 11-15 October 2010, Risk profile on hexabromocyclododecane.

[UNEP/POPS/POPRC.7/3]

United Nations Environment Programme. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, Persistent Organic Pollutants Review Committee, Seventh meeting, Geneva, 11-14 October 2011, Hexachlorobutadiene.

[UNEP/POPS/POPRC.7/INF/4]

United Nations Environment Programme. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, Persistent Organic Pollutants Review Committee, Seventh meeting, Geneva, 11-14 October 2011, Consideration of chemicals newly proposed for inclusion in Annexes A, B and/or C to the Convention: Hexachlorobutadiene.

[UNEP/POPS/POPRC.8/2 2012]

United Nations Environment Programme. Stockholm Convention on POPs, POPRC eighth meeting, Geneva 15 to 19 October 2012. Draft Risk Profile on Chlorinated Naphthalenes.

[UNEP/POPS/POPRC.8/16/Add.2]

United Nations Environment Programme .Stockholm Convention on POPs, POPRC eighth meeting, Geneva 15 to 19 October 2012.Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its eighth meeting. Addendum: Risk profile on hexachlorobutadiene.

[UNEP/POPS/POPRC.9/13/Add.1]

United Nations Environment Programme. Stockholm Convention on POPs, POPRC ninth meeting, Rome 14 to 18 October 2013. Risk management evaluation on chlorinated naphthalenes, November 2013.

[UNEP/POPS/POPRC.9/13/Add.2]

United Nations Environment Programme. Stockholm Convention on POPs, POPRC ninth meeting, Rome 14 to 18 October 2013. Risk management evaluation on hexachlorobutadiene, November 2013.

[UNEP/POPS/POPRC.9/4 2013]

United Nations Environment Programme. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, Persistent Organic Pollutants Review Committee, Ninth meeting Rome, 14–18 October 2013: Draft risk management evaluation: chlorinated naphthalenes, 9 July 2013.

[UNEP/POPS/POPRC.9/5 2013]

United Nations Environment Programme. Stockholm Convention on POPs, POPRC ninth meeting, Rome 14 to 18 October 2013. Draft risk management evaluation: hexachlorobutadiene, July 2013.

[VCI 2013]

Persönliche Kommunikation mit den deutschen Herstellern von PS Dämmstoffen beim Treffen mit VCI, PlasticsEurope, BASF, Dow, IVH, BKV mit BiPRO, Informationen zu Alternativen für HBCD in EPS und XPS, Juli 2013.

[Vecap 2009]

The Voluntary Emissions Control Action Programme. 2009. Measurable Achievements. Annual Progress Report 2009.

[Vogdt 2009]

Univ. -Prof. Dr. Ing. Frank Ulrich Vogdt. 2009. Planung, Konstruktion, Ausführung, Kapitel 15: Umwelt und Gesundheit. Kalksandstein – Umwelt und Gesundheit, Januar 2009.

[VSI 2013]

Persönliche Kommunikation mit Verband Schmierstoffe-Industrie (VSI), Informationen zu SCCP und MCCP-haltigen Kühlschmierstoffen, August 2013.

[Weistrand et al. 1992]

C. Weistrand, A. Lundén, K. Norén, Leakage of polychlorinated biphenyls and naphthalenes from electronic equipment in a laboratory, Chemosphere, Vol. 24, No. 9, pp. 1197-1206, 1999.

[WHO 2003]

Guideline for Drinking water quality, 12. Chemical fact sheets, pp. 386, 2003.
http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/GDW12rev1and2.pdf

[WV Metalle 2014]

Persönliche Kommunikation mit Wirtschaftsvereinigung Metalle (WVM), Informationen zur Relevanz von sekundären Kupferherstellung für die Entstehung PCN-haltiger Abfälle oder Emissionen, August 2014.

[WWF 2005]

WWF, Stockholm Convention “New POPs”, Screening Additional POP Candidates, April 2005.
<http://assets.panda.org/downloads/newpopsfinal.pdf>

[Yamashita et al. 2000]

N. Yamashita, K. Kannan, T. Imagawa, A. Miyazaki and J.P. Giesy, Concentrations and Profiles of Polychlorinated Naphtalene Congeners in Eighteen Technical Polychlorinated Biphenyl Preparations, Environ. Sci. Technol. 2000, 34, 4236-4241

10 Anhang

Ergebnisse der Laboranalysen – HBCD

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]	Anteil Isomere [%]
	1 HBCD	PS-E dämmstoffhaltig (XPS Mahlgut aus Dämmstoffen aus dem Baubereich welches zur Herstellung von Recyclaten verwendet wird)	alpha-HBCD	17.600,000	74,9
			beta-HBCD	3.820,000	16,3
			gamma-HBCD	2.070,000	8,8
			HBCD (Summe alpha, beta, gamma)	23.500,000	100,0
Bestimmungsgrenze: 15 mg/kg					

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]	Anteil Isomere [%]
	2 HBCD	Abfall aus Bau-schutttaufbe-reitungsanlage, PS-E dämmstoffhaltig (EPS Mahlgut aus Dämmstoffen Bau-bereich)	alpha-HBCD	407,000	11,7
			beta-HBCD	273,000	7,9
			gamma-HBCD	2.790,000	80,4
			HBCD (Summe alpha, beta, gamma)	3.470,000	100,0
Bestimmungsgrenze: 1,5 mg/kg					

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]	Anteil Isomere [%]
	5 HBCD	Recyclat aus PS-E Dämmstoff (PS-Regranulat)	alpha-HBCD	13.900,000	74,3
			beta-HBCD	3.110,000	16,6
			gamma-HBCD	1.690,000	9,0
			HBCD (Summe alpha, beta, gamma)	18.700,000	100,0
Bestimmungsgrenze: 15 mg/kg					

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]	Anteil Isomere [%]
	8 HBCD	PS-E Verpackungsabfall (EPS-Mischfraktion; Verpackungsabfall)	alpha-HBCD	0,037	22,4
			beta-HBCD	0,011	6,7
			gamma-HBCD	0,116	70,3
			HBCD (Summe alpha, beta, gamma)	0,165	100,0
Bestimmungsgrenze: 0,00015 mg/kg					

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]	Anteil Isomere [%]
	9 HBCD	PS-E Verpackungsabfall (Mahlgut aus Verpackungen)	alpha-HBCD	1,520	3,6
			beta-HBCD	3,310	7,9
			gamma-HBCD	37,200	88,6
			HBCD (Summe alpha, beta, gamma)	42,000	100,0
Bestimmungsgrenze: 1,5 mg/kg					

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]	Anteil Isomere [%]
	10 HBCD	Recyclat aus PS-E Verpackung und Dämmstoff (PS-Regranulat)	alpha-HBCD	1.920,000	43,5
			beta-HBCD	436,000	9,9
			gamma-HBCD	2.050,000	46,5
			HBCD (Summe alpha, beta, gamma)	4.410,000	100,0
Bestimmungsgrenze: 1,5 mg/kg					

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]	Anteil Isomere [%]
	11 HBCD	PS-E Verpackungsabfall (Verpackungschips)	alpha-HBCD	7,280	n.a.
			beta-HBCD	2,400	n.a.
			gamma-HBCD	< 1,70	n.a.
			HBCD (Summe alpha, beta, gamma)	9,670	100,0
Bestimmungsgrenze: 1,7 mg/kg					

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]	Anteil Isomere [%]
	12 HBCD	Recyclat aus PS-E Verpackung und Dämmstoff (PS-Regranulat)	alpha-HBCD	867,000	55,9
			beta-HBCD	282,000	18,2
			gamma-HBCD	403,000	26,0
			HBCD (Summe alpha, beta, gamma)	1.550,000	100,0
Bestimmungsgrenze: 1,5 mg/kg					

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]	Anteil Isomere [%]
	12 b HBCD	Recyclat aus PS-E Verpackung	alpha-HBCD	7,220	73,5
			beta-HBCD	1,630	16,6
			gamma-HBCD	0,960	9,8
			HBCD (Summe alpha, beta, gamma)	9,820	100,0
Bestimmungsgrenze: 0,00015 mg/kg					

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]	Anteil Isomere [%]
	13 HBCD	Bromhaltiger Abfall aus EAG	alpha-HBCD	1,990	68,6
			beta-HBCD	0,510	17,6
			gamma-HBCD	0,390	13,4
			HBCD (Summe alpha, beta, gamma)	2,900	100,0
Bestimmungsgrenze: 0,00015 mg/kg					

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]	Anteil Isomere [%]
	13 b HBCD	PS Recyclat aus EAG	alpha-HBCD	132,000	71,7
			beta-HBCD	31,000	16,8
			gamma-HBCD	20,600	11,2
			HBCD (Summe alpha, beta, gamma)	184,000	100,0
Bestimmungsgrenze: 1,5 mg/kg					

Ergebnisse der Laboranalysen – HCBd

	Probennummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]
	14 HCBd	Schlacke Anlage A Charge 1	HCBd	< 0,00887
< - Konzentrationen unter der angegebenen Bestimmungsgrenze (BG)				

	Probennummer	Proben- beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]
	15 HCB	Schlacke Anlage A Charge 2	HCB	< 0,00924
< - Konzentrationen unter der angegebenen Bestimmungsgrenze (BG)				

	Probennummer	Proben- beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]
	16 HCB	Klärschlamm (kom- munale Abwasser- behandlung)	HCB	< 0,00054
< - Konzentrationen unter der angegebenen Bestimmungsgrenze (BG)				

Ergebnisse der Laboranalysen - HCB/PCN

	Proben- nummer	Proben- beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]
	18 HCB/PCN	Schlacke KAV Anlage A (Schlacke fällt als Gemisch an mit den festen Rückständen aus der Rauchgas-wäsche)	1,2,3,4,5,6,7-HeptaCN	< 0,00494
			1,2,3,4,6,7-/1,2,3,5,6,7-HexaCN	< 0,00494
			1,2,3,4-TetraCN	< 0,00494
			1,2,3,5,7,8-HexaCN	< 0,00494
			1,2,3,5,7-PentaCN	< 0,00494
			OctaCN	< 0,00494
			HCB	< 0,00987
< - Konzentrationen unter der angegebenen Bestimmungsgrenze (BG)				

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]
	19 HCBd/PCN	Schlacke KAV Anlage A (Schlacke fällt als Gemisch an mit den festen Rückständen aus der Rauchgas-wäsche)	1,2,3,4,5,6,7-HeptaCN	< 0,00491
			1,2,3,4,6,7-/1,2,3,5,6,7-HexaCN	< 0,00491
			1,2,3,4-TetraCN	< 0,00491
			1,2,3,5,7,8-HexaCN	< 0,00491
			1,2,3,5,7-PentaCN	< 0,00491
			OctaCN	< 0,00491
			HCBd	< 0,00982
< - Konzentrationen unter der angegebenen Bestimmungsgrenze (BG)				

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]
	20 HCBd/ PCN	Asche KAV Anlage A (Filterasche und Kesselasche fallen als Gemisch an)	1,2,3,4,5,6,7-HeptaCN	< 0,00481
			1,2,3,4,6,7-/1,2,3,5,6,7-HexaCN	< 0,00481
			1,2,3,4-TetraCN	< 0,00481
			1,2,3,5,7,8-HexaCN	< 0,00481
			1,2,3,5,7-PentaCN	< 0,00481
			OctaCN	< 0,00481
			HCBd	< 0,00962

< - Konzentrationen unter der angegebenen Bestimmungsgrenze (BG)

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]
	21 HCBd/PCN	Asche KAV Anlage A (Filterasche und Kesselasche fallen als Gemisch an)	1,2,3,4,5,6,7-HeptaCN	< 0,0047
			1,2,3,4,6,7-/1,2,3,5,6,7-HexaCN	< 0,0047
			1,2,3,4-TetraCN	< 0,0047
			1,2,3,5,7,8-HexaCN	< 0,0047
			1,2,3,5,7-PentaCN	< 0,0047
			OctaCN	< 0,0047
			HCBd	< 0,0094
< - Konzentrationen unter der angegebenen Bestimmungsgrenze (BG)				

	Proben-	Proben-	Parameter	Ergebnis
---	---------	---------	-----------	----------

	nummer	beschreibung		[mg/kg]
	22 HCBd/ PCN	Filterasche KAV, Anlage B (Mischprobe aus 4 Kesseln über den gesamten Zeitraum des 3. Quartals 2013)	1,2,3,4,5,6,7-HeptaCN	< 0,00446
			1,2,3,4,6,7-/1,2,3,5,6,7-HexaCN	< 0,00446
			1,2,3,4-TetraCN	< 0,00446
			1,2,3,5,7,8-HexaCN	< 0,00446
			1,2,3,5,7-PentaCN	< 0,00446
			OctaCN	< 0,00446
			HCBd	< 0,00892
< - Konzentrationen unter der angegebenen Bestimmungsgrenze (BG)				

	Proben- nummer	Proben- beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]
	23 HCBd/ PCN	Filterstaub SAV Anlage 1	1,2,3,4,5,6,7-HeptaCN	< 0,00469
			1,2,3,4,6,7-/1,2,3,5,6,7-HexaCN	< 0,00469
			1,2,3,4-TetraCN	< 0,00469
			1,2,3,5,7,8-HexaCN	< 0,00469
			1,2,3,5,7-PentaCN	< 0,00469
			OctaCN	< 0,00469
			HCBd	< 0,00937
< - Konzentrationen unter der angegebenen Bestimmungsgrenze (BG)				

	Proben- nummer	Proben- beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]
	24 HCBd/ PCN	Filterstaub SAV Anlage 2	1,2,3,4,5,6,7-HeptaCN	< 0,00492
			1,2,3,4,6,7-/1,2,3,5,6,7-HexaCN	< 0,00492
			1,2,3,4-TetraCN	< 0,00492
			1,2,3,5,7,8-HexaCN	< 0,00492
			1,2,3,5,7-PentaCN	< 0,00492
			OctaCN	< 0,00492
			HCBd	< 0,00983
< - Konzentrationen unter der angegebenen Bestimmungsgrenze (BG)				

Ergebnisse der Laboranalysen - PCN

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]
	26 PCN	Filterstaub sek.-Al Anlage	1,2,3,4,5,6,7-HeptaCN	< 0,00471
			1,2,3,4,6,7-/1,2,3,5,6,7-HexaCN	< 0,00471
			1,2,3,4-TetraCN	< 0,00471
			1,2,3,5,7,8-HexaCN	< 0,00471
			1,2,3,5,7-PentaCN	< 0,00471
			OctaCN	< 0,00471
< - Konzentrationen unter der angegebenen Bestimmungsgrenze (BG)				

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]
	28 PCN	Salzschlacke sek.-Al Anlage	1,2,3,4,5,6,7-HeptaCN	< 0,00503
			1,2,3,4,6,7-/1,2,3,5,6,7-HexaCN	< 0,00503
			1,2,3,4-TetraCN	< 0,00503
			1,2,3,5,7,8-HexaCN	< 0,00503
			1,2,3,5,7-PentaCN	< 0,00503
			OctaCN	< 0,00503
< - Konzentrationen unter der angegebenen Bestimmungsgrenze (BG)				

Ergebnisse der Laboranalysen – PCP

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]
	31 PCP	Imprägniertes Altholz (Altholz Kategorie IV, geschreddert, überwiegend Bahnschwelle)	PCP	0,041
Bestimmungsgrenze: 1 µg/kg				

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]
	32 PCP	Imprägniertes Altholz (Holz aus Außenbereich; "Jägerzaun", ca. 35 Jahre)	PCP	0,073
Bestimmungsgrenze: 1 µg/kg				

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]
	33 PCP	Recycling-Holzspanplatte (Großspannplatte, hergestellt in Deutschland)	PCP	0,031
Bestimmungsgrenze: 1 µg/kg				

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]
	34c PCP	Holzspanplatte (aus Altholzaufbereitungs-anlage)	PCP	0,064
Bestimmungsgrenze: 1 µg/kg				

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]
	35 PCP	Imprägniertes Altholz (Holzbalken Außenbereich, vermutlich mit Erdkontakt)	PCP	0,401
Bestimmungsgrenze: 1 µg/kg				

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]
	36 PCP (= 54 SCCP)	Spezialtextilie A (Militärponcho aus Mitte bis Ende 80er Jahre)	PCP	0,844
Bestimmungsgrenze: 1 µg/kg				

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]
	37 PCP	Spezialtextilie B (Textilüberzogene Militärluftmatratze aus Mitte bis Ende 80er Jahre)	PCP	3,700
Bestimmungsgrenze: 100 µg/kg				

Ergebnisse der Laboranalysen - SCCP

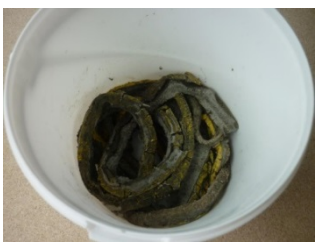
	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]
	44 SCCP	Gebrauchtes Gummiförderband aus Bergbau	SCCP	1,210
Bestimmungsgrenze: 250 µg/kg				

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]
	47b SCCP	Granulat aus gebrauchten Förderbändern	SCCP	0,094
Bestimmungsgrenze: 25 µg/kg				

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]
	48 SCCP	Fugendichtung A	SCCP	1.030,000
Bestimmungsgrenze: 250.000 µg/kg				

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]
	49 SCCP	Fugendichtung B	SCCP	1,200
Bestimmungsgrenze: 250 µg/kg				

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]
	50 SCCP	Fugendichtung C	SCCP	1.190,000
Bestimmungsgrenze: 250.000 µg/kg				

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]
	51 SCCP	Fugendichtung D	SCCP	1.550,000
Bestimmungsgrenze: 250.000 µg/kg				

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]
	53 SCCP	Spezialtextilie A (Pilotenhaube aus Mitte bis Ende 80er Jahre)	SCCP	17,700
Bestimmungsgrenze: 2.500 µg/kg				

	Proben-nummer	Proben-beschreibung	Parameter	Ergebnis [mg/kg]
	54 SCCP (= 36 PCP)	Spezialtextilie B (Militärponcho Mitte bis Ende 80er Jahre)	SCCP	0,152
Bestimmungsgrenze: 25 µg/kg				