

Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs)

National Implementation Plan of the Federal Republic of Germany

(translation of the German version)

Addressing COP 7 and 8 amendments

National Implementation plan of the Federal Republic of Germany for the Stockholm Convention

Persistent Organic Pollutants (POPs) are subject of the Stockholm Convention on POPs and the POPs Protocol under the United Nations Economic Commission for Europe Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP), because they remain in the environment for a long time after their release, accumulate strongly via food chains, especially in fatty tissue, and therefore cause harmful effects both to human health and the environment. These substances degrade at a very slow rate and can spread over long distances as a result of transportation via air and water. Both international conventions have the overarching goal of reducing or eliminating the production, use and release of these substances as far as possible.

The Stockholm Convention, which entered into force in 2001, contains the legal requirements governing the control of POPs. This includes bans on the production, placing on the market and use of POPs, as well as regulations for waste processing including limit values, however, exemptions still exist for some substances.

The aim is to reduce or eliminate emissions of these substances. For this purpose, a panel of experts (POP Review Committee) meets every year under the Stockholm Convention to discuss the current status and nominate new substances to the Conference of the Parties every second year for inclusion in the list of POPs.

Germany fulfils this reporting obligation with the National Implementation Plan (NIP) (Art. 7 para. 1(a)), which sets out the specific national strategies and programmes for implementing the contents of the Convention and designates responsible bodies for sub-areas. This must be submitted to the Conference of the Parties within two years of the entry into force of the Convention (Art.7 para. 1(b)). The plan must also be reviewed and developed further at intervals determined by the Conference (Art.7 para. 1(c)).

At the biennial Conference of the Parties (COP), further substances have been added to the Stockholm Convention in recent years:

- ▶ At the 7th Conference of the Parties in May 2015, hexachlorobutadiene (HCBd) and pentachlorophenol (PCP) with its salts and esters in Annex A and polychlorinated naphthalenes (PCNs), including di-, tri-, tetra- penta-, hexa- hepta- and octa-CNs in Annex A and C.
- ▶ At the 8th Conference of the Parties in May 2017, the flame retardant decabromodiphenyl ether (decaBDE) and short-chain chlorinated paraffins (SCCP) in Annex A and hexachlorobutadiene (HCBd) in Annex C.
- ▶ At the 9th Conference of the Parties in May 2019, dicofol in Annex A and perfluorooctanoic acid (PFOA), its salts and PFOA-related compounds in Annex A.

The POPs which were included at the 7th and 8th Conference of the Parties have not yet been covered by the previous German implementation plan. Therefore, these POPs (HCBd, PCP, PCN, decaBDE and SCCP) are the focus of this implementation plan. The latest amendments passed by the 9th Conference of the Parties will be the subject of the next implementation plan.

The Stockholm Convention is implemented by Regulation (EU) 2019/1021 dated 20 June 2019 (hereinafter referred to as the EU POPs Regulation). This regulation is a new version (recast) of the former EU POPs Regulation (EC) 850/2004. Due to Germany's federal structure, responsibilities for the various obligations set out in the Stockholm Convention and the EU POPs Regulation are divided between federal and state governments. Since POPs affect many areas, a variety of German authorities are involved. Responsible Institutions in fulfilling the obligations under the EU POPs Regulation and the implementation of the Stockholm Convention within Germany are: Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Nuclear Safety and Consumer Protection (BMUV), the Federal Environment Agency (UBA), the Federal Institute for Occupational Safety and Health (BAuA/BfC), German Federal Institute for Risk Assessment (BfR), Federal Office of Consumer Protection and Food Safety (BMVL), the Federal Ministry of Food and Agriculture (BMEL).

Other general European and national legislative controls cover pesticides and biocides, the classification, labelling and packaging of substances as well as other chemical legislation. Specific regulations involving POPs exist for the licensing of industrial plants and their associated emissions, for the protection of water and soil, as well as for waste processing and food safety.

Plant protection products

Directive 79/117/EEC already obliged the European member states to ban the marketing and use of plant protection products containing certain active substances. This ban affected aldrin, chlordane, dieldrin, endrin, heptachlor, HCB, toxaphene, HCH and DDT. Furthermore, active substances in plant protection products had to be tested according to Directive 91/414/EEC (Plant Protection Directive) and included in a positive list. None of the POP active substances was included in the positive list. Since the EU POPs Regulation came into force, this regulation has taken over the regulation of POPs. In the EU Plant Protection Products Regulation, Regulation (EC) No. 1107/2009, there is a general ban on all POPs and substances with POP properties for use in plant protection.

The active substances listed in the Stockholm Convention are aldrin, chlordane, dieldrin, endrin, endosulfan, heptachlor, hexachlorobenzene (HCB), mirex and toxaphene. With the exception of mirex and endosulfan, the above-mentioned active substances have been prohibited in the Federal Republic of Germany for years by the Ordinance on the Use of Plant Protection Products dated 10 November 1992 (Plant Protection Product Use Ordinance). Plant protection products containing Mirex have never been approved in Germany. The last authorisation of a plant protection product containing endosulfan in Germany expired in 1994. In Germany, aldrin, chlordane, dieldrin, endrin, endosulfan, heptachlor, HCB, toxaphene, , and mirex are currently not being specifically produced.

Biocidal products

Lindane (γ -hexachlorocyclohexane (HCH)), α - and β -HCH were included in Annex A of the Stockholm Convention in 2009. Due to their identification as POPs and the associated inclusion in the EU POPs Regulation, a comprehensive ban on the use of lindane as well as α - and β -HCH now exists with no exemptions. Chlordane, was still used as an active ingredient in a product to combat the Pharaoh ant until 2001, but was banned in 2002 at the instigation of the UBA with reference to the implementation of the POP Protocol. Stockholm Convention substances are no longer reported in the EU active substance review procedure for biocides. It can therefore be assumed that no biocidal products containing these active substances are available on the market.

Lindane was originally notified as an active substance for the veterinary sector, but had to be withdrawn from the market by 01/09/2006. During the production of lindane (γ -HCH), large quantities of α - and β -HCH were produced as "by-products", which also used to be deposited above ground in Germany. With the inclusion of these compounds as POPs, these landfills are to be considered as POP contaminated sites. It is assumed that 390,000 to 450,000 tonnes of HCH residues are currently present in Germany. In the case of contaminated sites or harmful soil contaminations, German soil protection legislation requires the remediation of soils in the case of exceedances of action and test values for POPs in order to prevent hazards.

Lindane contamination is particularly likely in structural woodwork in the territory of the former GDR, where lindane-containing agents were widely used indoors and as roof beams until 1989. However, the Waste Wood Ordinance does not currently specify a separate limit value for lindane. Wood identified as treated is (co-)burned in co-incineration or waste incineration plants as well as biomass power plants and destroyed in the process. Emissions of lindane or secondary emissions of polychlorinated dibenzodioxines und dibenzofuranes (PCCF/PCDF) are prevented by Seventeenth Ordinance on the Implementation of the BImSchG (17. BImSchV).

Polychlorinated Biphenyls (PCB)

PCBs were produced on an industrial scale in the Federal Republic of Germany until 1983. They were used as insulating fluids in transformers and capacitors, as plasticisers in plastics (joint sealants, ceiling linings, cable sheathing, etc.), as flame retardants in wall paints, varnishes, adhesives and wood, and in hydraulic oils.

However, they can also be produced as an unwanted by-product during the combustion of chlorinated substances as well as during forest fires and volcanic eruptions, in the metal industry and during the synthesis of chlorinated compounds. Therefore, PCBs were included in Annex A and C of the Stockholm Convention in 2001. PCBs are listed in the EU POPs Regulation in Annex I and Annex III Part B.

Since 1978, the use of PCBs has been phased out gradually until the last transformers containing PCBs had to be taken out of service in 2010. Articles already in use at the time of the entry into force of the EU POPs Regulation may continue to be used. Member states should, as soon as possible but no later than 31 December 2025, identify and phase-out technical equipment (e.g. transformers, capacitors or other containers with liquids inside) containing PCBs in concentrations greater than 0.005% and in quantities greater than 0.05 dm³.

In 2004, 99% of the large technical devices containing PCBs had been disposed of, but small devices containing PCBs are still in use or have not yet been disposed of. Thus, PCB-containing small appliances and condensers still accumulate as waste, as do insulating, heat transfer and hydraulic oils.

The largest share of PCB-contaminated waste comes from the construction sector. In this case, the resulting waste is created during demolition or remediation work in which, for example, joint compounds or floor coverings containing PCBs are removed. In Germany, there is a complete network for the collection of waste containing PCBs. In addition there are technical processes in order to subsequently dispose of them in an environmentally sound manner or to store them in underground disposal sites.

This contrasts with the release of PCBs from their origin as an undesired by-product, whereby the national trend tables show a total emission of 236 kg in 2017, which is therefore significantly below the emissions from open applications. These emissions are prevented together with PCDD/PCDF emissions by application of the best available techniques according to directive 210/75/EU (Industry emission directive) and the Seventeenth Ordinance on the Implementation of the BImSchG (17. BImSchV).

Hexabrombiphenyl (HBB)

HBB was used as a flame retardant in the 1970s. The production of high-bromide compounds in Germany was discontinued as early as 1985. Since 2009, HBB has been listed in Annex A of the Stockholm Convention. The use of HBB in textiles has been restricted throughout Europe since 1983 (as part of the superordinate substance group Polybrominated Biphenyls (PBB)). Since 2004, HBB is listed in Annex I of the EU POPs Regulation without exemptions.

As part of a regulation on PBBs, RoHS (Restriction of the use of certain hazardous substances, Directive 2002/95/EC on the restriction of the use of certain hazardous substances in electrical and electronic equipment) has prohibited the placing on the market of articles with a content of more than 0.1 %, based on the homogeneous material, since 2006. PBBs have not been used in electrical appliances before and other applications are not known. It can therefore be assumed that this, together with the legal regulations, led to HBB not playing a role in Germany.

Polybrominated diphenyl ethers (PBDE)

In the Stockholm Convention, only the five congener groups tetraBDE, pentaBDE, hexaBDE and heptaBDE have been listed in Annex A since 2004, and decaBDE since 2017. The listed congener groups are the main components of the commercial mixtures c-pentaBDE, c-octaBDE and c-decaBDE. c-decaBDE was the most commonly produced commercial mixture.

PBDEs are additive flame retardants that have been used in polymer resins and plastics and to a lesser extent in adhesives, sealants and coatings. For that reason they are found in a wide range of products, such as electrical and electronic devices, vehicles and aircraft, in the construction sector, and in textiles.

In the meantime, the production and use of PBDEs has been banned, but the production, placing on the market and use of electrical and electronic equipment governed by Directive 2011/65/EC (RoHS Directive) is permitted. The RoHS Directive sets a limit value for electrical and electronic equipment of 1,000 mg/kg for the total amount of PBDEs. Another exemption applies to the use of articles already in use in the Union before 25 August 2010 that contain PBDEs. Impurities are also tolerated. A limit value of 10 mg/kg per PBDE applies to substances. For mixtures or articles, the maximum content of tetra-, penta-, hexa- hepta- and

decaBDE is restricted to 500 mg/kg. Further exemptions are only permitted for decaBDE, such as for use in aircraft and for use in spare parts for aircraft and specific motor vehicles.

Plastics with high levels of tetraBDE, pentaBDE, hexaBDE and heptaBDE have already been largely disposed of due to the early ban, which means that decaBDE is currently the most relevant. With an average lifespan of end-of-life vehicles amounting to 17-18 years, it can be assumed that decaBDE-contaminated waste from end-of-life vehicles will probably be generated until about 2036. Due to the existing exemptions under Annex I of the EU POPs Regulation, small quantities of end-of-life vehicles contaminated with decaBDE can be expected even after 2036. Waste electrical and electronic equipment has an average lifespan of 7 to 9 years, which is expected to generate decaBDE-contaminated waste until around 2028. decaBDE will be found for longest time in construction waste, as the average lifespan here is 50 ± 25 years. Used textiles have a lifespan of about 10 years, which means that decaBDE-contaminated waste will be generated for several years.

In the EU and Germany, this disposal is regulated in accordance with the relevant legislation and via a network for the collection of waste containing Deca-BDE. There are technical procedures for their subsequent environmentally compatible disposal.

Short-chain chlorinated paraffins (SCCP)

The substance group of SCCPs (short-chained chlorinated paraffins) are listed in Annex A of the Stockholm Convention with some exemptions. In 2012, SCCPs were included in Annex I of the EU POPs Regulation with exemptions for use in conveyor belts in the extractive industries and in sealants already in use on or before 4 December 2015, and the use of articles containing SCCPs already in use on or before 10 July 2012.

The main applications of SCCP included leather and metalworking, as well as rubber conveyor belts and sealants. Furthermore, they were used in the production of plastics, paints and varnishes, textiles, mining, construction, automotive and everyday products. They were also used as plasticisers, binders and flame retardants in plastics, paints and varnishes, rubber products, paper, textiles, joints, sealants and adhesives. Typical concentrations are 20% and higher.

The production of SCCP in Germany was discontinued in 1995. In June 2012, the only known company registered under REACH for the manufacture of SCCPs declared that it had discontinued manufacturing the substances and did not intend to resume. However, current measurements confirm that SCCPs are still present in products in the EU or enter the EU market in different products through imports.

Based on the historical uses of SCCPs in the EU and taking into account the relatively long lifespan of conveyor belts and sealants as well as the fact that rubber waste and construction and demolition waste are also recycled in the EU, it can be assumed that waste containing SCCPs from these applications is still relevant from a waste management perspective (including recyclates for further use). Furthermore, durable textile products from military stocks can still play a role in waste generation, as can products containing SCCPs that are imported from abroad. Other applications have already been disposed of due to their relatively short lifespan and therefore only play a minor role.

In the EU and Germany, this disposal is regulated in accordance with the relevant legislation and via a network for the collection of waste containing SCCP. There are technical procedures for their subsequent environmentally compatible disposal.

Hexachlorobutadiene (HCBD)

HCBD was included in Annex A of the Stockholm Convention in 2015 and in Annex C in 2017. In the European Union, the production, trade and use of HCBD has been banned since 2012 under the EU POPs Regulation on persistent organic pollutants. According to Annex I of the Regulation, articles containing hexachlorobutadiene already in use before or on 10 July 2012 may be put on the market and used. Furthermore, HCBD is listed in Annex III, Part B of the EU POPs Regulation.

HCBD was produced in large quantities between 1970 and 1980 and has not been specifically produced and used in Europe since the late 1970s. HCBD is not and was never a target product for the German chemical industry. However, the substance is produced as a by-product of some processes and used to be sold partly for commercial purposes. Beside of the commercial production HCBD is generated as an unintentional waste

product e.g. in the production of chlorinated chemicals (such as HCB), in the production of magnesium, in incineration processes, in the recycling and disposal of sewage sludge and in waste landfilling.

These emissions are prevented by application of the best available techniques according to directive 210/75/EU (Industry emission directive) and the Seventeenth Ordinance on the Implementation of the BImSchG (17. BImSchV).

For contaminated sites or harmful soil changes, German soil protection law requires the remediation of water contaminated by the contaminated sites in order to prevent hazards, so that no permanent hazards and significant disadvantages arise for the individual or the general public. Action and test values have been defined for various POPs.

HCBD was formerly used as an intermediate product for fluorine-containing lubricants and rubber compounds, a solvent for elastomers, a heat-transfer fluid, a coolant in transformers, a hydraulic fluid, a fluid for gyroscopes, an adsorbent for gas contaminants, a biocide to prevent the formation of algae (e.g. in cooling water systems), and in some EU member states, as a plant protection agent in viticulture. Furthermore, HCBD has been used in the past as an absorber to scrub hydrocarbons from gases and recover chlorine gases in chlorine production, as well as in other industrial processes (e.g. the production of aluminium and graphite rods). These applications do not exist in Germany.

There is no relevance of the occurrence of HCBD in the technosphere in Germany in all the areas examined (products from historical applications, sewage sludge, unintentional formation from the production of organochlorine compounds, combustion processes and plastics production). HCBD is one of contaminant of HCB waste, which has been landfilled in the past in 10,000 tonne scales. Therefore, these waste landfills from which HCBD can be considered as largest HCBD reservoir.

Hexabromocyclododecan (HBCDD)

HBCDD was included in Annex A of the Stockholm Convention in 2013 and subsequently also listed in Annex I of the EU POPs Regulation. Exemptions exist for expanded polystyrene (EPS) articles containing hexabromocyclododecane and used in buildings before 21 February 2018 and extruded polystyrene (XPS) articles containing hexabromocyclododecane and used in buildings before 23 June 2016. These are still authorised for use. Expanded polystyrene containing HBCDD placed on the market after 23 March 2016 must be identifiable via labelling or other means throughout its life cycle. HBCDD has been present on the world market since the late 1960s, but production figures have dropped sharply after the ban in 2013, and it is neither produced nor traded in the EU today.

The main global use (90%) was in EPS and XPS as flame retardants for insulation materials in buildings. EPS and XPS treated with HBCDD were also used as packaging (6%), with HBCDD concentrations reaching 0.7% to 3.0%. In High-Impact Polystyrene (HIPS) (2% of global use), which was used in electrical appliances and in video cassette housings, the HBCDD concentration could reach up to 7%. An additional use consisted of polymer dispersions on cotton or cotton blend fibres. These were used as back coatings for upholstery fabrics in home furniture and car seats, and for curtains with a concentration of 2.2 % - 4.2 % HBCDD. It was also used in latex binders, adhesives and varnishes. These uses were banned in 2013, with exemptions still listed for use in EPS and XPS until 2018.

The textile industry phase-out already took place in 2007. Nevertheless, there are products, such as hair clips, listed in the literature with values above the unintentional trace contamination level (100 mg/kg), which presumably came to Germany via imports. The monitoring of imports of products and goods in Germany is the responsibility of the federal states and customs services.

The largest source of HBCDD-contaminated waste results from its use as a flame retardant in EPS and XPS insulation boards in buildings. Due to the comparatively large quantities used (over 60,000 t in total by 2015) and very long product lifetimes (50 ± 25 years), it is estimated that the vast majority of the products are still in circulation and will accumulate as waste in the coming decades. The other, still relevant, source of HBCDD-contaminated waste is found in HIPS used in electrical appliance housings. This waste will be completely disposed of by around 2026.

Pentachlorophenol (PCP)

The production of sodium PCP and PCP was discontinued in Germany in 1985/86. With the entry into force of the PCP -Act in 1989, the production, marketing and use of PCP and PCP-containing products was discontinued in Germany. Six years after the phase-out in Germany, the production of PCP and NaPCP was discontinued throughout the EU, but PCP and NaPCP continued to be imported into the EU and used for several years after that. The production of PCPL was discontinued throughout the EU in 2000. However, it was still imported into the EU two years after production ceased, mainly to the UK, where it was used exclusively to protect industrial textiles. PCP, its salts and esters were included in Annex A (elimination) of the Stockholm Convention in 2015.

Due to its excellent bactericidal and fungicidal properties, PCP was suitable for a number of different applications. It was primarily used for wood and building protection and lumber treatment, but also for textile and leather impregnation as well as for pulp, paper and cardboard production. PCP was also used in joint sealants, fillers and potting compounds, adhesives, varnishes and paints. In Germany, PCP was mainly used for wood impregnation (approx. 61% in 1983) and for the treatment of textiles (approx. 13% in 1983). In 1983, the remaining quantity was used in the leather (5%), mineral oil (6%) and adhesives (6%) industries. However, the use of PCP in Germany was discontinued as early as 1989. PCP has not been used in the paint and pulp industry since the end of the 1970s.

Wastes and products with a relatively short lifespan (paper, pulp and cardboard manufacturing products, textiles and leather products) are most likely to be irrelevant. Relevant occurrence of PCP-containing waste is from wood products from the construction sector, estimated until 2030.

95% of the waste wood is incinerated. Annex IV of the EU POPs Regulation does not stipulate a concentration limit value. The use of wood chips and shavings as an important application for the production of wood-based materials has resulted in unintentional PCP trace contamination occurring in wood products. A limit value for PCP trace contaminants has been incorporated into Annex I of the EU POPs Regulation.

Polychlorinated naphthalenes (PCN)

PCNs, including di-, tri-, tetra-, penta-, hexa-, hepta- and octa-CNs were included in Annex A and C of the Stockholm Convention in 2015. In the European Union, the production, placing on the market and use of PCNs is banned through inclusion in Annex I of the EU POPs Regulation. PCN is also listed in Annex III, Part B. According to Annex I of the Regulation, articles containing polychlorinated naphthalenes already in use before or on 10 July 2012 may be placed on the market and used.

The global production of PCNs was virtually discontinued in the 1970s and PCNs were replaced by PCBs, which in turn were replaced by chlorinated paraffins (CP) in a variety of applications. PCNs have not been produced in Germany since 1989. However, they occurred as a by-product in the production of PCBs in concentrations of 0.01 - 0.09%. PCNs are also produced in thermal processes such as waste incineration and the production of secondary copper and aluminium, chlor-alkali electrolysis and metallurgical processes for the production of magnesium. These emissions are prevented by application of the best available techniques according to directive 210/75/EU (Industry emission directive) and the Seventeenth Ordinance on the Implementation of the BImSchG (17. BImSchV).

Furthermore, PCNs can also be formed naturally during wood combustion, e.g. forest fires. In addition, leaching processes in landfills can also lead to the unintentional release of PCNs. In the case of contaminated sites or harmful soil contaminations, German soil protection legislation requires the remediation of soils in the case of exceedances of action and test values for POPs in order to prevent hazards to human health and the environment.

PCNs have been widely used in the past due to their advantageous properties such as chemical inertness, low flammability, (electrical) insulating properties, resistance to biodegradation and effectiveness as biocides. In the past, they were used, among other things, in wood preservatives, additives for paints, waterproof metal paints and motor oils, special solvents with a high boiling point, chemical-resistant measuring instrument

fluids, cable insulation, for impregnating papers, as lubricants, in products for recasting electronic or automotive components, in the manufacture of precision castings, in flame retardants, in hardening protection compounds for carburising metals, in transformers and in capacitors. Furthermore, PCNs were processed with resins, rubber, plastics, tallow, kaolin and PCBs to form various mouldable masses. In this context, the application volume was significantly lower than that of PCBs. PCNs were also used in the defence industry for the production of smoke grenades.

However, it cannot be ruled out that waste containing PCNs will still be produced in the future due to its former applications in jointing and sealing compounds and in paints for metal construction, as the service life of buildings is relatively long at 50 ± 25 years. In the EU and Germany, this disposal is regulated in accordance with the relevant legislation and via a network for the collection of waste containing PCN. Technical procedures are available for their subsequent environmentally sound disposal.

Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT)

DDT is an insecticide whose production, marketing and use has been banned in Germany since 1972 by the so-called DDT Act. It is listed in Annex B of the Stockholm Convention and in Annex I of the EU POPs Regulation without exemptions. DDT is not specifically produced and used in Germany.

DDT contamination is particularly likely to be present in structural woodwork in the territory of the former GDR, where agents containing DDT were widely used indoors and as roof beams until 1989. The occurrence of DDT waste sludge at so-called "problem landfills" in Germany has also been reported.

Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS)

PFOS belongs to a class of per- and polyfluorinated alkyl substances (PFAS), which comprises a group of more than 4000 substances. PFOS, its salts and perfluorooctane sulfonyl fluoride (PFOSF) were included in Annex B of the Stockholm Convention in 2009. In the European Union, PFOS, its salts and PFOSF are listed in Annex I of the EU POPs Regulation. The only exemption allowed in the EU for the production and placing on the market of PFOS, in accordance with the EU POPs Regulation, is its use as a spray suppressant for non-decorative hard chrome plating (chromium VI) in closed loop systems. In this context, member states are required to report to the Commission every four years and to apply BAT in the relevant installations in accordance with the second subparagraph of Article 17(2) of Directive 2008/1/EC.

Due to its surface-active properties and excellent resistance to other chemicals, PFOS and its salts have been widely used as surfactants in fire-fighting foams, coating agents for leather and textiles, and as hydraulic fluids in aviation. It has also been used as an insecticide, photographic coating agent, insect bait and in certain medical devices. In most cases PFOS was used as a process chemical which means it did not remain in the articles in relevant quantities.

A former field of application for PFOS was the photographic industry. The main share of PFOS in the photographic industry (approx. 80 per cent) was used for X-ray films in Germany until 2010. Stocks of PFOS-containing photographic materials may still exist, as photographic materials are recycled mainly because of their high silver and plastic fraction content. Furthermore, X-ray images of persons over 18 years of age must be kept for 10 years after the date of their last examination. Therefore, waste containing PFOS may still be generated in this sector.

Waste containing PFOS may also arise from electroplating applications, however waste water and waste from electroplating are not specifically treated for PFOS content. A series of measurements have confirmed that PFOS concentrations in sewage processing plants are below the applicable limits.

Polychlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans (PCDDs/PCDFs)

PCDD/PCDF was one of the first substance groups to be included in Annex C of the Stockholm Convention in 2001. In the European Union, they are listed in Annex III, Part A of the EU POPs Regulation.

PCDDs and PCDFs were never specifically produced and used intentionally. Their release into the environment from non-natural sources stems from their unintentional production as a result of chemical-industrial

and thermal processes. Dioxin and furan emissions have decreased significantly over the last decades as a result of the legislation and other regulatory measures.

Currently, PCDDs/PCDFs are still released unintentionally from residential heating devices and thermal processes in the metal extraction and processing industries.

Releases from German waste management plants (waste incineration, sewage sludge incineration, waste wood incineration, crematoria) are not relevant because of the legislation and its emission limit values for PCDDs/PCDFs. These emissions are prevented by application of best available techniques according to directive 210/75/EU (Industry emission directive) and the Seventeenth Ordinance on the Implementation of the BImSchG (17. BImSchV).

Pentachlorobenzene (PeCB)

PeCB is no longer produced in Germany and was included in Annex A and C of the Stockholm Convention in 2009. PeCB is listed in Annex I and Annex III Part B of the EU POPs Regulation.

The largest source of unintentionally produced PeCB results from the uncontrolled burning of organic material in the presence of chlorine (e.g. incorrect burning of household waste). Furthermore, it can also be released during thermal processes that occur during metal processing or during the synthesis of chlorinated organic compounds.

The main sources of emissions in Germany are residential combustion devices and thermal processes in the metal extraction and processing industries.

Releases from various German waste management plants (waste incineration, sewage sludge incineration, waste wood incineration, crematoria) are irrelevant because of the legislation and its limit values for PCDDs/PCDFs, covering other unintentional releases as well.

These emissions are prevented by application of the best available techniques according to directive 210/75/EU (Industry emission directive) and the Seventeenth Ordinance on the Implementation of the BImSchG (17. BImSchV).

Information exchange measures (Article 9)

As stipulated in Article 9 of the Stockholm Convention, each contracting party should engage in the exchange of information relevant to the reduction or elimination of the production, use and release of POPs and to alternatives to POPs, including information on their risks and their economic and social costs.

In Germany, the German Environment Agency and the Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety have been designated as the national contact points.

Germany's obligation to exchange information is fulfilled by the creation of the NIP. This shall be submitted to the Secretariat of the Stockholm Convention and published on the Stockholm Convention website.

The German Environment Agency regularly organises national conferences and workshops with the participation of SAICM stakeholders, as well as expert discussions on selected specific topics of global concern.

Information, awareness and education measures (Article 10)

Information, awareness raising and education on POP-relevant issues is currently carried out by the German Environment Agency and individual states. The German Environment Agency informs the public via print media, press releases or the internet, through publications and expert discussions about current cases, occurrences as well as POP use areas and any problems arising from their use. The Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety and the Federal Institute for Occupational Safety and Health also provide information on the background, developments and status of POPs on the basis of the Stockholm Convention. The German Environment Agency regularly publishes general information on POPs concerning various topics on its homepage, which also includes the national implementation plans.

Research, development and monitoring measures (Article 11)

Article 11 of the Stockholm Convention requires parties to promote or undertake appropriate research, development and monitoring of POPs, their alternatives where appropriate, and potential persistent organic pollutants, within their capabilities, both nationally and internationally. In addition to sources and releases into the environment, this also concerns the presence, concentrations and trends of concentrations in humans and in the environment, as well as their effects on human health.

Germany is pursuing these research activities e.g. using funding from the Environment Ministry's departmental research plan. In addition there is research work at universities and scientific institutions.

Monitoring activities are carried out by the federal government and individual states. On the one hand, they serve to assess the environmental burden - including that on humans - and on the other hand, measurement or investigation and monitoring programmes and databases (POP dioxin database, German Environmental Specimen Bank) exist that serve to assess and monitor the burden on the environment and the state of the environment in the narrower sense and/or in the context of specific legal regulations.

Control activities, in contrast to monitoring, include the enforcement of legal provisions. This can also lead to overlaps with monitoring. The responsible departments of the federal government and the states of Bremen, Hamburg, Mecklenburg-Western Pomerania, Lower Saxony and Schleswig-Holstein have been cooperating since 1997 with regard to monitoring the marine environment of the North Sea and the Baltic Sea within the framework of the Federal/State Committee for the North Sea and the Baltic Sea.

Technical and financial assistance measures (Articles 12 and 13)

Articles 12 and 13 of the Stockholm Convention call on signatory states to provide technical and financial assistance to developing countries and countries with economies in transition to achieve the Stockholm Convention's objectives.

Since 2015, Germany has been contributing €180,000 annually to the "*Special Programme Trust Fund to strengthen implementation of the Basel, Rotterdam and Stockholm Conventions, the Minamata Convention on Mercury, and the Strategic Approach to International Chemicals Management*". The aim of the Special Programme is to sustainably develop public institutions and capacities in developing countries and countries with economies in transition in order to establish national development strategies, plans and priorities for the sustainable and sound management of chemicals and waste.

In addition, international projects in the field of chemical safety are coordinated by the German Society for International Cooperation (GIZ) and on behalf of the German Federal Ministry for Economic Cooperation and Development (BMZ).

Country profile

Germany lies in central Europe within the 47° and 55° northern latitude and the 6° and 15° eastern longitude. The North and Baltic Sea coasts are located in the north and the Alps in the south. Germany borders nine countries (Denmark, Poland, Czech Republic, Austria, Switzerland, France, Luxembourg, Belgium and the Netherlands) and covers an area of 357,582 km² including 77 islands. With 83,019,213 inhabitants (as of 31/12/2018), it is the most populous country in Europe with 232 people per km² and accounts for 16.2% of the EU population (Destatis 2019b). Germany lies in Central Europe's temperate climate zone.

The German political system is parliamentary democracy. New laws are passed in the German Bundestag (parliament) and ratified by the Bundesrat (upper house), which derive their functions and powers from basic constitutional law also referred to as the Basic Law (Grundgesetz).

Germany is a federal state, whereby the Federal Government and the States act equally and independently. The federal government regulates foreign policy, social security functions and defence programmes. The states are responsible for education, health, the police and the administration of justice.

In 2019, the German gross domestic product (GDP) amounted to €3.436 trillion (Destatis 2020). Of this, 69.3% was generated by the service sector, 29.8% by manufacturing and construction, and 0.9% by agriculture and forestry.

About half of Germany's land is used for agricultural purposes. About 32% of Germany is covered by forest. Many of the moors, meadows and forests are located in one of Germany's 16 national parks, 19 biosphere reserves or 105 nature parks.

On average, the state of the environment in Germany can be considered to be good. According to the German Environment Agency, air quality in Germany has improved greatly compared to 1995, but for particles (PM₁₀ and PM_{2,5}), Nitrogen Dioxid (NO₂) and Ozone (O₃), certain limit values recommended by the WHO are still frequently exceeded. The best air quality is found in the coastal areas, whereas the conurbations, especially the Ruhr area, often report poorer values („UBA, Luftqualität 2018“).

Anhang

Nationaler Durchführungsplan der Bundesrepublik Deutschland zum Stockholmer Übereinkommen

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	2
1 Regulatorischer, politischer und institutioneller Rahmen	6
1.1 Europäische Regelungen zu Chemikalien.....	6
1.1.1 POP.....	6
1.1.2 Allgemeines europäisches Chemikalienrecht	7
1.1.3 Europäische Regelungen zu Pflanzenschutzmitteln	8
1.1.4 Europäische Regelungen zu Bioziden	9
1.1.5 Export-/Import-Regelungen.....	9
1.2 Nationale chemikalienrechtliche Regelungen	9
1.2.1 Zuständigkeiten rechtlicher Aufgaben für Chemikalien	10
1.3 Anlagenrechtliche Regelungen	10
1.3.1 Europäische anlagenrechtliche Regelungen.....	10
1.3.2 Nationale anlagenrechtliche Regelungen.....	11
1.4 Wasserrechtliche Regelungen.....	13
1.4.1 Europäische wasserrechtliche Regelungen.....	13
1.4.2 Nationale wasserrechtliche Regelungen.....	14
1.5 Bodenschutzrechtliche Regelungen.....	15
1.5.1 Europäische bodenschutzrechtliche Regelungen	15
1.5.2 Nationale bodenschutzrechtliche Regelungen	15
1.6 Abfallrechtliche Regelungen	17
1.6.1 Internationale Regelungen	17
1.6.2 Europäische abfallrechtliche Regelungen.....	18
1.6.3 Nationale abfallrechtliche Regelungen.....	18
1.7 Regelungen im Lebensmittel- und Futtermittelrecht	20
1.7.1 Europäische Regelungen.....	20
1.7.2 Nationale Regelungen.....	22
1.8 Politischer Rahmen: nationale Umsetzung von umweltbezogenen Anforderungen durch Gremien	23
1.9 Institutioneller Rahmen	24
2 Maßnahmen zur Verhinderung von Freisetzungen aus beabsichtigter Produktion und Verwendung (Artikel 3)	26
2.1 Stoffe der Anlage A des Stockholmer Übereinkommens.....	26
2.1.1 Pflanzenschutzmittel.....	26
2.1.2 Biozid-Produkte.....	27

2.1.3	Polychlorierte Biphenyle (PCB)	27
2.1.4	Hexabrombiphenyl (HBB)	28
2.1.5	Polybromierte Diphenylether (PBDE)	29
2.1.6	Kurzkettige Chlorparaffine (SCCP)	34
2.1.7	Hexachlorbutadien (HCBD)	39
2.1.8	Hexabromcyclododecan (HBCDD)	41
2.1.9	Pentachlorphenol (PCP)	43
2.1.10	Polychlorierte Naphthaline (PCN).....	46
2.2	Stoffe der Anlage B des Stockholmer Übereinkommens.....	48
2.2.1	Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT)	48
2.2.2	Perfluorooctansulfonsäure (PFOS).....	49
3	Maßnahmen zum Register spezifischer Ausnahmegenehmigungen (Artikel 4)	52
4	Maßnahmen zur Verringerung oder Verhinderung von Freisetzungen von Stoffen der Anlage C (Artikel 5).....	53
4.1	Stoffe der Anlage C des Stockholmer Übereinkommens.....	53
4.1.1	Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/PCDF)	53
4.1.2	Hexachlorbenzol (HCB)	55
4.1.3	Polychlorierte Biphenyle (PCB)	56
4.1.4	Pentachlorbenzol (PeCB)	58
4.1.5	Polychlorierte Naphthaline (PCN).....	58
4.1.6	Hexachlorbutadien (HCBD)	60
4.2	Artikel 5 a Erarbeitung eines nationalen Aktionsplans	63
4.2.1	Bisherige Entwicklung und Ist-Zustand	63
4.3	Artikel 5b-e: Förderung und Anordnung der Anwendung von Maßnahmen und besten verfügbaren Techniken zur Freisetzungsverringerung und Quellenbeseitigung.....	64
4.3.1	Bisherige Entwicklung und Ist-Zustand	64
4.3.2	Maßnahmen.....	65
5	Maßnahmen zur Verringerung oder Verhinderung von Freisetzungen aus Lagerbeständen und Abfällen (Artikel 6).....	66
5.1	POP-Lagerbestände.....	66
5.1.1	Bisherige Entwicklung	66
5.1.2	Ist-Zustand	66
5.2	POP in Alterzeugnissen.....	67
5.2.1	PCB in Alterzeugnissen	67
5.2.2	PBDE in Alterzeugnissen.....	68

5.2.3	SCCP in Alterzeugnissen	75
5.2.4	HBCDD in Alterzeugnissen.....	75
5.2.5	PCP in Alterzeugnissen.....	77
5.2.6	PCN in Alterzeugnissen	77
5.2.7	DDT und Lindan in Alterzeugnissen.....	78
5.2.8	Verwendung von PFOS.....	78
5.3	POP-haltige Abfälle	79
5.3.1	PCB-haltige Abfälle.....	80
5.3.2	PBDE-haltige Abfälle	82
5.3.3	SCCP-haltige Abfälle.....	91
5.3.4	HBCDD-haltige Abfälle	93
5.3.5	PCP-haltige Abfälle.....	97
5.3.6	PCN-haltige Abfälle	99
5.3.7	PFOS-haltige Abfälle.....	100
5.3.8	PCDD/PCDF-haltige Abfälle.....	102
5.3.9	Entsorgung POP-haltiger Abfälle auf Deponien.....	102
5.3.10	Verwertung POP-haltiger Abfälle im Bergversatz.....	103
5.3.11	Bioabfälle	103
5.3.12	Klärschlamm.....	103
5.3.13	Altlasten/schädliche Bodenverunreinigungen.....	105
6	Maßnahmen zum Informationsaustausch (Artikel 9)	106
7	Maßnahmen zur Information, Bewusstseinsbildung und Aufklärung (Artikel 10)	107
7.1	Bisherige Entwicklung & Ist-Zustand.....	107
7.1.1	Veröffentlichungen zu allgemeinen Informationen auf der Homepage des UBA.....	107
7.1.2	Daten zur Umwelt.....	107
7.1.3	Kleinfeuerungsanlagen	108
7.1.4	Experten/innendiskussionen	108
7.1.5	Datenbanken und Register zur Information von POP.....	108
8	Maßnahmen zur Forschung, Entwicklung und Überwachung(Artikel 11)	112
8.1	Bisherige Entwicklung und Ist-Zustand	112
8.1.1	Forschung.....	112
8.1.2	Monitoringaktivitäten des Bundes	114
8.1.3	Monitoringaktivitäten der Länder	120
8.1.4	Überwachung.....	121

9	Maßnahmen zur technischen und finanziellen Unterstützung (Artikel 12 und Artikel 13)	123
10	Quellenverzeichnis	124
A	Anhang:	135
A.1	Informationsportale für die Öffentlichkeit	135
	Abkürzungsverzeichnis	137

1 Regulatorischer, politischer und institutioneller Rahmen

1.1 Europäische Regelungen zu Chemikalien

1.1.1 POP

Das nationale Umwelt- und Chemikalienrecht wird weitestgehend von EU-Recht bestimmt: entweder in Form europäischer Verordnungen oder durch Richtlinien, die in nationale Gesetze umzusetzen sind. Dieses EU-Recht als Basis des nationalen Vollzugs wird zunächst dargestellt.

Die EU ist Vertragspartner des Stockholmer Übereinkommens und damit zur Umsetzung verpflichtet; sie erfolgt mit der Verordnung (EU) 2019/1021 (im Folgenden EU-POP-VO genannt) des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. Juni 2019 über persistente organische Schadstoffe.

Artikel 3 der EU-POP-VO regelt ein grundsätzliches Verbot der Herstellung, des Inverkehrbringens und der Verwendung von Stoffen als solchen, in Gemischen oder in Erzeugnissen¹, die im Anhang I dieser Verordnung enthalten sind. Hiervon ausgenommen sind nach Artikel 4 Abs. 1 lediglich geringe Mengen (*laboratory scale*) der Stoffe zu Forschungszwecken und unbeabsichtigt entstandene Spurenverunreinigungen (*unintentional trace contaminants*). Anhang I enthält die Stoffe gemäß Anlage A und B des Stockholmer Übereinkommens. Zum Teil werden genaue Bedingungen für das Vorhandensein von Stoffen in Erzeugnissen und Anforderungen an das Recycling von Stoffen bzw. Gemischen formuliert.

Darüber hinaus enthält die Verordnung folgende wesentliche Bestimmungen:

- ▶ Artikel 5: Lagerbestände;
- ▶ Artikel 6: Verringerung, Minimierung und Einstellung von Freisetzungen; und
- ▶ Artikel 7: Abfallbewirtschaftung POP-haltiger Abfälle.

Artikel 14 der EU-POP-VO verpflichtet die Mitgliedstaaten der EU Sanktionen zu Verstößen gegen das Verbot der Herstellung, Verwendung und des Inverkehrbringens der Stoffe des Anhang I zu erlassen. In Deutschland sind diese Sanktionen im Chemikaliengesetz und in der Chemikalien-Sanktionsverordnung umgesetzt.

Folgende Ausnahmen für die Verwendung als Zwischenprodukt oder andere Spezifikation sind im Anhang I der EU-POP-VO festgehalten:

Für die Stoffe **Tetra-, Penta-, Hexa-, Hepta** und **DecaBDE** gilt eine Höchstgrenze von 0,001 Gew. % (10 mg/kg) als Bestandteil in Stoffen. Für die Zwecke der Einträge zu Tetra-, Penta-, Hexa-, Hepta- und DecaBDE gilt Artikel 4 Absatz 1 Buchstabe b (unbeabsichtigte Spurenverunreinigung) für die Summe der Konzentrationen von höchstens 500 mg/kg, wenn sie in Gemischen oder Erzeugnissen vorhanden sind, vorbehaltlich einer Überprüfung und Bewertung durch die Kommission bis zum 16. Juli 2021. Bei dieser Überprüfung werden unter anderem alle relevanten Auswirkungen auf die Gesundheit und die Umwelt bewertet.

Eine weitere Abweichung ist erlaubt, wenn die Erzeugnisse unter den Regelungsbereich der Richtlinie 2011/65/EU (*Restriction of the use of certain hazardous substances – RoHS²*) fallen.

Für **PFOS** gilt ebenfalls eine Höchstgrenze von 0,001 Gew. % (10 mg/kg) als Bestandteil in Stoffen. Für die Zwecke des PFOS-Eintrags gilt Artikel 4 Absatz 1 Buchstabe b (unbeabsichtigte Spurenverunreinigung) für Konzentrationen von PFOS in Halbfertigerzeugnissen oder Erzeugnissen oder Bestandteilen davon, wenn die PFOS-Konzentration weniger als 0,1 Gew.-% beträgt, berechnet im Verhältnis zur Masse der strukturell oder

¹ Das Vorhandensein eines Stoffs wird dabei nicht als Verwendung eines Stoffs betrachtet. Aus diesem Grund definiert das Chemikalienrecht weitergehende Grenzwerte für die Marktfähigkeit von Erzeugnissen die z. B. importiert werden oder einen Stoff als Verunreinigung enthalten können.

² Ein RoHS konformes Bauteil darf bis zu 0,1 Gew.-% Polybromierte Biphenyle enthalten.

mikrostrukturell verschiedenartigen Bestandteile, die PFOS enthalten, oder — bei Textilien oder anderen beschichteten Werkstoffen — wenn der PFOS-Anteil weniger als 1 µg/m² des beschichteten Materials beträgt. Sofern die Menge der PFOS-Emissionen in die Umwelt auf ein Mindestmaß reduziert wird, sind die Herstellung und das Inverkehrbringen für die nachstehenden besonderen Verwendungszwecke zulässig, vorausgesetzt, die Mitgliedstaaten erstatten der Kommission alle vier Jahre über die Fortschritte bei der Eliminierung von PFOS Bericht.

Darüber hinaus erlaubt die EU-POP-VO die Weiternutzung der oben genannten Erzeugnisse, wenn diese bereits vor dem 25. August 2010 auf dem Markt waren.

Für **HBCDD** gilt Artikel 4 Absatz 1 Buchstabe b (unbeabsichtigte Spurenverunreinigung), wonach höchstens 100 mg/kg (0,01 Gew.-%) HBCDD in Stoffen, Gemischen, Erzeugnissen oder als Bestandteil der mit Flammenschutzmittel in Erzeugnisse vorhanden sein dürfen. Erzeugnisse aus expandiertem Polystyrol, die HBCDD enthalten und im Einklang mit der Verordnung (EU) 2016/293 der Kommission (5) und dem Durchführungsbeschluss Nr. 2016/C 12/06 der Kommission (6) bereits vor dem 21. Februar 2018 in Gebäuden verwendet wurden, und Erzeugnisse aus extrudiertem Polystyrol, die HBCDD enthalten und bereits vor dem 23. Juni 2016 in Gebäuden verwendet wurden, dürfen weiterhin verwendet werden. Artikel 4 Absatz 2 Unterabsätze 3 und 4 finden auf solche Erzeugnisse Anwendung.

Unbeschadet der Anwendung sonstiger Unionsvorschriften für die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung von Stoffen und Gemischen muss expandiertes Polystyrol, das nach dem 23. März 2016 in Verkehr gebracht und in dem HBCDD verwendet wurde, durch Kennzeichnung oder andere Mittel während seines gesamten Lebenszyklus identifizierbar sein.

Für **HCBD**, **PCN** und **Endosulfan** gilt, dass Erzeugnisse, die bereits vor dem oder am 10. Juli 2012 verwendet wurden und HCBD, PCN bzw. Endosulfan enthalten, in Verkehr gebracht und verwendet werden dürfen. Darüber hinaus gilt für diese drei Einträge, dass Artikel 4 Absatz 2 Unterabsätze 3 und 4 auf die Erzeugnisse gemäß Nummer 1 Anwendung finden.

Für **SCCP** gilt, dass Stoffe und Gemische, die SCCP in Konzentrationen von weniger als 1 Gew.-% oder Erzeugnisse, die SCCP in Konzentrationen von weniger als 0,15 Gew.-% enthalten, im Wege einer Ausnahme hergestellt, in Verkehr gebracht und verwendet werden dürfen. Die Verwendung ist für

- a) SCCP enthaltende Förderbänder in der mineralgewinnenden Industrie und Dichtungsmassen, die bereits vor dem oder am 4. Dezember 2015 verwendet wurden; und
- b) andere SCCP enthaltende Erzeugnisse als die in Buchstabe a genannten, die bereits am oder vor dem 10. Juli 2012 verwendet wurden.

Artikel 4 Absatz 2 Unterabsätze 3 und 4 finden auf diese Erzeugnisse Anwendung.

Bei **PCB** dürfen Erzeugnisse unbeschadet der Richtlinie 96/59/EG, die zum Zeitpunkt des Inkrafttretens dieser Verordnung bereits verwendet werden, weiterhin verwendet werden. So bald wie möglich, jedoch spätestens am 31. Dezember 2025, ermitteln die Mitgliedstaaten technische Geräte (z. B. Transformatoren, Kondensatoren oder andere Behälter mit darin befindlichen Flüssigkeiten), die PCB in Konzentrationen von mehr als 0,005 % und in Mengen von mehr als 0,05 Liter enthalten, und ziehen diese aus dem Verkehr.

1.1.2 Allgemeines europäisches Chemikalienrecht

Den allgemeinen Rahmen für chemische Stoffe in der EU bilden die Verordnung (EG) Nr. 1907/2006, genannt REACH-Verordnung (nachfolgend als REACH-VO oder REACH bezeichnet), und Verordnung (EG)

Nr. 1272/2008 zur Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen, genannt CLP³-Verordnung, als Umsetzung des GHS auf europäischer Ebene⁴.

REACH (**R**egistration, **E**valuation, **A**uthorisation and **R**estriction of **C**hemicals) regelt die Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung von Chemikalien in der EU. Stoffe der Anlagen A – C des Stockholmer Übereinkommens werden im Rahmen der Zulassung von REACH nicht behandelt, sondern unterliegen dem grundsätzlichen Verbot oder den Ausnahmen der EU-POP-VO.

Die REACH-VO unterstützt die Identifizierung von weiteren Chemikalien mit POP-Eigenschaften, die nicht im Stockholmer Übereinkommen gelistet werden, durch Überprüfung der Persistenz-, Bioakkumulations- und Toxizitätseigenschaften⁵ (Kriterien für die Bewertung in REACH Anhang XIII⁶).

Stoffe mit persistenten, bioakkumulierenden und toxischen Eigenschaften (engl.: *persistent, bioaccumulative, toxic* – PBT) oder mit sehr persistenten und sehr bioakkumulierenden Eigenschaften (engl.: *very persistent, very bioaccumulative* – vPvB⁷) werden als besonders besorgniserregend (SVHC) identifiziert. Die Verwendung solcher Stoffe unterliegt einer Zulassungspflicht und Überwachung.

Unabhängig davon kann nach REACH die Verwendung und das Inverkehrbringen von Stoffen beschränkt werden, die als PBT oder vPvB identifiziert wurden, solange diese nicht im Stockholmer Übereinkommen aufgenommen sind. Dies war der Fall bei DecaBDE und Hexabrombiphenyl, die zunächst im Anhang XVII von REACH und später durch eine Listung in der EU-POP-VO ersetzt wurden; ebenso bei HBCDD, das im Anhang XIV von REACH aufgeführt war, bevor dieser Eintrag durch die Listung in der EU-POP-VO ersetzt wurde. Zum 4. Juli 2020 wurde für PFOA, seine Salze und verwandte Verbindungen die Beschränkung unter REACH durch die Aufnahme in Anhang I der POP VO ersetzt. PFOA, seine Salze und verwandte Verbindungen sowie Pentachlorphenol wurden mit Verordnung (EU) 2020/2096 in Anhang XVII der REACH VO gelöscht.

Ergänzend zur REACH-VO regelt die CLP-Verordnung die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung gefährlicher Stoffe und Gemische.

1.1.3 Europäische Regelungen zu Pflanzenschutzmitteln⁷

Die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln ist EU-weit einheitlich in der Verordnung (EG) Nr. 1107/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Oktober 2009 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln und zur Aufhebung der Richtlinien 79/117/EWG und 91/414/EWG des Rates (sog. EU-Pflanzenschutzmittelverordnung) festgelegt. Unterschieden werden das Verfahren für die Wirkstoffprüfung auf EU-Ebene sowie das Verfahren für die Zulassung der formulierten Pflanzenschutzmittel auf Ebene der Mitgliedsstaaten. POP sind für die Zulassung ausgeschlossen.

Wirkstoffe werden auf EU-Ebene geprüft und ggf. zur Verwendung in Pflanzenschutzmitteln genehmigt. Die Genehmigung von Wirkstoffen mit PBT-oder POP-Eigenschaften ist ausgeschlossen (Anhang II Abschnitt 3).

³ Von Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen, engl. Classification, Labelling and Packaging of Substances and Mixtures – CLP.

⁴ Insofern diese Stoffe keine Wirkstoffe unter der EU-BiozidVO und EU-PflanzenschutzmittelVO betreffen.

⁵ Nach REACH können Stoffe, die u.a. ein persistentes, bioakkumulierendes und toxisches oder ein sehr persistentes und sehr bioakkumulierendes Umweltverhalten haben, als besonders besorgniserregend identifiziert werden. Die Kriterien nach REACH-Anhang XIII für bioakkumulierende Eigenschaften weichen von den Kriterien im Stockholmer Übereinkommen ab. Das Ferntransportverhalten wird in REACH nicht untersucht und ist kein Kriterium für die besondere Besorgnis (anders als bei POPs).

⁶ Letzte Änderung durch Verordnung (EU) Nr. 252/2011 vom 15. März 2011.

⁷ Die Aufstellung berücksichtigt lediglich solche Regelungen, die einen Bezug zu Stoffen des Stockholmer Übereinkommens haben in ihrer jeweils aktuell gültigen Fassung.

1.1.4 Europäische Regelungen zu Bioziden

Regelungen zum Umgang mit Bioziden sind in der Verordnung (EU) Nr. 528/2012 des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 22. Mai 2012 über die Bereitstellung auf dem Markt und die Verwendung von Biozidprodukten festgelegt.

Im Rahmen eines EU-einheitlichen Verfahrens wird darüber entschieden, ob ein Biozid-Wirkstoff in die Liste der auf Unionsebene zulässigen Wirkstoffe aufgenommen wird. POP sind von der Zulassung ausgeschlossen. Noch gebräuchliche Stoffe mit PBT Eigenschaften werden als Biozidwirkstoffe ersetzt werden und nur zugelassen, wenn die Rückausnahmen gemäß Art 5 Abs.2 zutreffen, und auch dann nur für 5 statt der üblichen 10 Jahre; Verlängerungen sind möglich, wenn die Kriterien für die Rückausnahmen weiter erfüllt sind.

1.1.5 Export-/Import-Regelungen

Export und Import gefährlicher Chemikalien werden in der Verordnung (EU) Nr. 649/2012 des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 4. Juli 2012 über die Aus- und Einfuhr gefährlicher Chemikalien (Umsetzung des Rotterdamer Übereinkommens, *Prior Informed Consent* – PIC-VO) geregelt. Soll ein gefährlicher Stoff, der in Anhang I der PIC-Verordnung gelistet ist, in ein Drittland exportiert werden, so muss dies den zuständigen Behörden im Zielland 15 Tage vorher angezeigt werden. Stoffe, die in Teil 2 oder Teil 3 des Anhangs I gelistet sind, dürfen nur dann exportiert werden, wenn das Zielland der Einfuhr dieser Stoffe in sein Staatsgebiet vor der Einfuhr ausdrücklich zugestimmt hat. Einfuhren werden insofern geregelt, als dass die in die EU importierten Jahresmengen zu erfassen sind. In der EU verbotene POP werden in Anhang V Teil 1 der PIC-VO aufgenommen. Für sie gilt ein generelles Ausfuhrverbot (die verschiedenen Verfahren der Verordnung werden geregelt nach den Artikeln 8, 10, 12, 13, 14, 15).

1.2 Nationale chemikalienrechtliche Regelungen

Das nationale Umwelt- und Chemikalienrecht wird weitestgehend von EU-Recht bestimmt: entweder in Form europäischer Verordnungen, aber zum Teil auch durch Richtlinien, die in nationale Gesetze umzusetzen sind. Nationale Gesetze und ggf. untergesetzliche Regelungen⁸ beschränken sich überwiegend auf die Festlegung nationaler Zuständigkeiten und Verfahrensvorgaben für den Vollzug sowie Sanktionsvorschriften⁹.

Zentrales Rechtsetzungselement des deutschen Stoffrechts ist das Chemikaliengesetz (ChemG). Dieses enthält im Wesentlichen Zuständigkeits- und Verfahrensregelungen sowie Ermächtigungen für weitergehende Durchführungsbestimmungen. Relevanz für POP haben insbesondere folgende Regelungen:

- ▶ Gefahrstoffverordnung (GefStoffV): regelt die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung von Gefahrstoffen, ebenso den Umgang und die Verwendung,
- ▶ Chemikalien-Verbotsverordnung (ChemVerbotsV): regelt die Abgabe von Gefahrstoffen bzw. die Beschränkung des Inverkehrbringens in Umsetzung von REACH-Anhang XVII,
- ▶ Biozid-Zulassungsverordnung (ChemBiozidZulV): beschreibt die Zulassung von Biozid-Produkten und sonstige chemikalienrechtliche Verfahren zu Biozid-Produkten und Biozid-Wirkstoffen,
- ▶ Biozid-Meldeverordnung (ChemBiozidMeldeV): besagt, dass alle Biozid-Produkte, die sich in Deutschland auf dem Markt befinden, der Zulassungsstelle gemeldet werden.

Darüber hinaus finden sich Regelungen zur EU-Pflanzenschutzmittelverordnung im Gesetz zum Schutz der Kulturpflanzen (Pflanzenschutzgesetz – PflSchG).

⁸ z. B. Rechtsverordnungen oder Verwaltungsvorschriften.

⁹ Straftat- und Ordnungswidrigkeitentatbestände

1.2.1 Zuständigkeiten rechtlicher Aufgaben für Chemikalien

Grundsätzlich obliegt nach dem ChemG die Überwachung der Einhaltung der Bestimmungen auch des europäischen Chemikalienrechts den Ländern. Die Länder weisen die Zuständigkeit für diese Aufgaben bestimmten Behörden zu, ggf. können auch unterschiedliche Landesbehörden für einzelne Aufgaben verantwortlich sein. Für bestimmte Sachverhalte legt das ChemG jedoch die Zuständigkeit von Bundesbehörden fest.

Die Bundesstelle für Chemikalien (BfC - Fachbereich 5 der Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin BAuA) hat umfangreiche Zuständigkeiten bei der Durchführung der REACH-, CLP- und Biozid-, -VO. Sie beteiligt bei der Durchführung ihrer Aufgaben folgende Bundesbehörden als Bewertungsstellen für bestimmte Aspekte:

- ▶ das Umweltbundesamt (UBA) als Bewertungsstelle Umwelt,
- ▶ das Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) als Bewertungsstelle Gesundheit und Verbraucherschutz, und
- ▶ den Fachbereich 4 innerhalb der Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BAuA) als Bewertungsstelle für Sicherheit und Gesundheitsschutz der Beschäftigten sowie

zu Fragen bei der Bewertung von Biozidwirkstoffen ggf. zusätzlich die Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM), das Julius Kühn Institut (JKI) oder das Robert-Koch-Institut (RKI). Unabhängig davon legt das ChemG für bestimmte Aufgaben im Zusammenhang mit dem Vollzug der Biozidverordnung im Rahmen der Seuchenbekämpfung Zuständigkeiten des RKI, des JKI und des BVL fest.

1.3 Anlagenrechtliche Regelungen

1.3.1 Europäische anlagenrechtliche Regelungen

Die Richtlinie über Industrieemissionen (IE-RL) RL 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 24. November 2010 regelt die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung für die im Anhang I genannten industriellen Tätigkeiten. Die IE-RL ist am 6. Januar 2011 in Kraft getreten und wurde vollständig in nationales Recht umgesetzt.

Sie sieht auch Vorschriften zur Vermeidung und, sofern dies nicht möglich ist, zur Verminderung von Emissionen in Luft, Wasser und Boden und zur Abfallvermeidung vor, um ein hohes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt zu erreichen. Gemäß Artikel 13 werden für in Anhang I genannte Anlagenarten Merkblätter erstellt. Diese enthalten Schlussfolgerungen über beste verfügbare Techniken (BVT) und mit diesen Techniken assoziierte Emissionswerte, die in nationalen Anlagengenehmigungen zu verwenden sind.

Art. 21 Abs. 3 der IE-RL verlangt die Umsetzung von BVT-Schlussfolgerungen vor Ort einschließlich der Überprüfung von Genehmigungsaufgaben und Einhaltung aktualisierter Auflagen durch die jeweilige Anlage innerhalb von 4 Jahren nach deren Veröffentlichung.

Wasserspezifische Teile von BVT-Schlussfolgerungen werden derzeit durch die Abwasserverordnung und deren Anhänge umgesetzt. Luftspezifische Teile von BVT-Schlussfolgerungen werden durch TA Luft und weiterer branchenspezifischer Regelungen (z.B. für Abfallverbrennungsanlagen oder Großfeuerungsanlagen) umgesetzt.

Genehmigungen müssen mindestens die Schadstoffe der Liste in Anhang II der IE-RL, aber auch alle sonstigen von den jeweiligen Anlagen emittierten Schadstoffe enthalten, wenn diese nach Art und Umfang in den Geltungsbereich der IE-RL (im Besonderen Anhang I) fallen.

Die Schadstoffliste des Anhangs II der IE-RL enthält u.a. luftseitig:

- ▶ Polychlordibenzodioxine und -furane
- ▶ Fluor und Fluorverbindungen

► Chlor und Chlorverbindungen

Wasserseitig enthält der Anhang II der IE-RL u.a.:

- Halogenorganische Verbindungen und Stoffe, die im wässrigen Milieu halogenorganische Verbindungen bilden
- Stoffe und Gemische mit nachgewiesenermaßen in wässrigem Milieu oder über wässriges Milieu übertragbaren karzinogenen, mutagenen oder sich möglicherweise auf die Fortpflanzung auswirkenden Eigenschaften
- Persistente Kohlenwasserstoffe, sowie beständige und bioakkumulierende organische Giftstoffe Biozide und Pflanzenschutzmittel
- Stoffe des Anhangs X der RL 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik
- Damit sind auch Stoffe des Stockholmer Übereinkommens berücksichtigt. Anhang VI der IE-RL bzgl. technische Bestimmungen für Abfallverbrennungs- und Abfallmitverbrennungsanlagen enthält in den Tabellen der Teile 2, 4, 6 und 8: Polychlordibenzodioxine und -furane
- Chlor und Chlorverbindungen
- Fluor und Fluorverbindungen

Die Richtlinie 2012/18/EU des Parlaments und des Rates vom 4. Juli 2012 zur Beherrschung der Gefahren schwerer Unfälle mit gefährlichen Stoffen enthält Bestimmungen für die Verhütung schwerer Unfälle, die durch bestimmte Industrietätigkeiten verursacht werden könnten, sowie zur Begrenzung der Unfallfolgen für die menschliche Gesundheit und die Umwelt. Anlagen, in denen bestimmte gefährlicher Stoffe oder Gemische ab der im Anhang I der Richtlinie festgelegten Mengen vorhanden sind oder vorhanden sein können, fallen unter die Regelungen dieser Richtlinie. Zu den im Rahmen der Richtlinie zu berücksichtigenden Stoffen gehören u.a. Polychlordibenzofurane und Polychlordibenzodioxine. Diese Richtlinie wird in Deutschland vor allem durch die 12. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Störfallverordnung – 12. BImSchV) umgesetzt.

Vergleichbare Regelungen finden sich auch im Übereinkommen über die grenzüberschreitenden Auswirkungen von Industrieunfällen vom 17. März 1992 der Wirtschaftsgemeinschaft der Vereinten Nationen für Europa (UN ECE), welches ebenfalls in Deutschland gilt.

1.3.2 Nationale anlagenrechtliche Regelungen

Anlagen, die auf Grund ihrer Beschaffenheit oder ihres Betriebs in besonderem Maße geeignet sind, schädliche Umwelteinwirkungen hervorzurufen oder in anderer Weise die Allgemeinheit oder die Nachbarschaft zu gefährden, erheblich zu benachteiligen oder erheblich zu belästigen, bedürfen einer Genehmigung nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG). Welche Anlagen im Einzelnen genehmigungsbedürftig sind, ist auf Grund des § 4 Abs. 1 Satz 3 in der Verordnung (4. BImSchV), festgelegt worden.

Aufgrund der Ermächtigungen in den §§ 47 und 48 erlässt die Bundesregierung Rechtsverordnungen und Verwaltungsvorschriften zur Durchführung des Gesetzes.

Der § 10 Absatz 1a Satz 1 BImSchG bestimmt, dass im Genehmigungsverfahren ein Bericht über den Ausgangszustand von Boden und Grundwasser (AZB) anzufertigen und vorzulegen ist, wenn relevante gefährliche Stoffe (rgS) verwendet, erzeugt oder freigesetzt werden. Betreibende sind nach § 5 Absatz 4 BImSchG zur Rückführung in den Ausgangszustand verpflichtet, wenn bei der endgültigen Einstellung des Anlagenbetriebs festgestellt wird, dass im Vergleich zum Ausgangszustand erhebliche Boden- oder Grundwasserverschmutzungen durch rgS verursacht worden sind. Die Überwachungspflichten nach § 21 Absatz 2a der 9. BImSchV ergänzen die Vorsorgeinstrumente von AZB und Rückführungspflicht. In Deutschland hat die

Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO), mit Hilfe von anderen Länderarbeitsgemeinschaften, folgende Arbeitshilfen erstellt, um Anlagenbetreibern bei der Umsetzung der IE-RL zu unterstützen (LABO o.J.):

- ▶ Arbeitshilfe zum Ausgangszustandsbericht,
- ▶ Arbeitshilfe zur Überwachung von Boden und Grundwasser,
- ▶ Arbeitshilfe Rückführungspflicht.

1.3.2.1 Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft

Die Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft vom 24. Juli 2002 (TA Luft), neugefasst am 18.08.2021 ist die erste allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz. Sie dient dem Schutz der Allgemeinheit und der Nachbarschaft vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen und der Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, um ein hohes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt zu erreichen.

Die TA Luft enthält allgemeine und besondere Anforderungen zur Emissionsbegrenzung. Der allgemeine Emissionswert für die Massenkonzentration von PCDD/F im Abgas darf $0,1 \text{ ng/m}^3$ und der Massenstrom $0,25 \text{ µg/h}$ nicht überschreiten, es sei denn, im besonderen Teil sind für bestimmte Anlagen Ausnahmen zugelassen. Für andere besonders umweltschädliche Substanzen, wie krebserzeugende, reproduktionstoxische und erbgutverändernde Stoffe, sowie z.B. polybromierte Dibenzodioxine und -furane oder polyhalogenierte Biphenyle, sind die Emissionen unter Beachtung des Grundsatzes der Verhältnismäßigkeit soweit wie möglich zu begrenzen (Emissionsminderungsgebotes Nr. 5.2.7 TA Luft).

Die neugefasste TA Luft beinhaltet Anpassungen der Toxizitätsäquivalenzfaktoren (TEF) für Stoffe des Anhangs 4 (PCDD/F). Die TEF werden an den aktuellen Stand der Erkenntnisse angepasst. Außerdem werden die Stoffe um coplanare polychlorierte Biphenyle ergänzt.

- ▶ Zu den nationalen Rechtsverordnungen mit anlagenrechtlichem Bezug zu POP gehören folgende Erste Verordnung zur Durchführung des BImSchG (1. BImSchV)

Die 1. BImSchV (novelliert im Jahr 2010) regelt die Errichtung und den Betrieb von kleinen und mittleren Feuerungsanlagen. Sie ist eine nationale Verordnung, die nicht auf einer EU-weit gültigen Regelung basiert. Besonders Anlagen für feste Brennstoffe können relevante Mengen an POP, unter anderem PCDD/F emittieren. Die Verordnung enthält in Anlage 4 Grenzwerte für PCDD/F ($0,1 \text{ ng/m}^3$) für den Einsatz von sogenannten Agrarbrennstoffen (Stroh, Getreide, weitere nachwachsende Rohstoffe), deren Einhaltung auf dem Prüfstand nachzuweisen ist.

- ▶ Dreizehnte Verordnung zur Durchführung des BImSchG (13. BImSchV)

Diese Verordnung gilt für die Errichtung, die Beschaffenheit und den Betrieb von Feuerungsanlagen einschließlich Gasturbinen- und Gasmotoranlagen sowie Gasturbinen- und Gasmotoranlagen zum Antrieb von Arbeitsmaschinen mit einer Feuerungswärmeleistung von 50 MW oder mehr, unabhängig davon, welche Brennstoffe oder welche Arten von Brennstoffen eingesetzt werden.

Danach gilt bei Einsatz fester Brennstoffe einschließlich Biobrennstoffen und bei Einsatz von flüssigen Brennstoffen (ausgenommen leichtes Heizöl) in Feuerungsanlagen ein Emissionsgrenzwert für PCDD/F von $0,1 \text{ ng TEQ}^{10} / \text{m}^3$ (WHO-TEF 2005). Die 13. BImSchV wurde am 2. Mai 2013 novelliert. Die 13. BImSchV wurde am 6. Juli 2021 novelliert. Bestehende Anlagen müssen die Anforderungen der Verordnung ab 18.08.2021 einhalten.

¹⁰ Toxizitätsäquivalent

► Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des BImSchG (17. BImSchV)

Diese Verordnung regelt die Anforderungen an die Errichtung, die Beschaffenheit und den Betrieb von Verbrennungs- oder Mitverbrennungsanlagen für die in § 1 genannten Abfälle und Stoffe. Danach gilt beispielsweise für Verbrennungsanlagen ein Emissionsgrenzwert für PCDD/F von 0,1 ng TEQ/m³ (WHO-TEF 2005).

Die 17. BImSchV wurde am 2. Mai 2013 novelliert. Bestehende Anlagen müssen die Anforderungen der Verordnung ab 1.1.2016 einhalten.

1.4 Wasserrechtliche Regelungen

1.4.1 Europäische wasserrechtliche Regelungen

Die Wasserrahmenrichtlinie von 2000 (RL 2000/60/EG) (WRRL), zuletzt geändert durch die RL 2014/101/EU setzt den europäischen Rechtsrahmen für den Schutz von Gewässern. Die WRRL verlangt, dass bis Ende 2027 für alle Gewässer (Oberflächen-, Grund- und Küstengewässer) ein guter Zustand erreicht oder erhalten wird. Für die Oberflächengewässer ist ein guter chemischer und ökologischer Zustand, für das Grundwasser ein guter chemischer und mengenmäßiger Zustand zu erreichen oder zu erhalten. Die Mitgliedstaaten sollen dies durch festgelegte Planungs- und Bewirtschaftungsschritte erreichen.

Der gute chemische Zustand für die Oberflächengewässer wird durch Umweltqualitätsnormen für 45 sogenannte prioritäre Stoffe bestimmt. Die Umweltqualitätsnormen ergeben sich aus der Prioritäre Stoffe-Richtlinie von 2008 (RL 2008/105/EG), die zuletzt durch die Richtlinie 2013/39/EU geändert worden ist. Die Umweltqualitätsnormen für „Prioritäre Stoffe“ sollen bis 2021, die mit der RL 2013/39/EU neu aufgenommenen bzw. geänderten Umweltqualitätsnormen bis 2027, eingehalten werden. Für „prioritäre Stoffe“ sind nur Begrenzungen der Freisetzung bis zur Einhaltung der Umweltqualitätsnormen vorgesehen. Die Einleitungen, Emissionen und Verluste „Prioritär gefährliche Stoffe“ sind gemäß Art. 16 Abs. 6 WRRL zu beenden oder schrittweise einzustellen (siehe unten).

Folgende POP finden sich im Anhang 1 der Prioritäre Stoffe-Richtlinie:

- Hexachlorbenzol (HCB),
- Endosulfan,
- Hexachlorbutadien,
- Pentachlorbenzol (PeCB),
- Pentachlorphenol (PCP)
- Cyclodien -Pestizide (Aldrin, Dieldrin, Endrin),
- Hexachlorcyclohexan (HCH) (Isomeregemisch, einschließlich Lindan),
- bromierte Diphenylether (wobei nicht alle bromierten Diphenylether POP sind)
- DDT
- Perfluoroktansulfonsäure (PFOS)
- Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen
- Hexabromcyclododecan (HBCDD)
- Dicofol
- C₁₀₋₁₃-Chloralkane

Bromierte Diphenylether, C10-13-Chloralkane, Endosulfan, Hexachlorbenzol, Hexachlorbutadien, Hexachlorcyclohexan, Pentachlorbenzol, Dicofof, Perfluoroktansulfonsäure, Dioxine und Hexabromcyclododecan sind prioritäre gefährliche Stoffe.

Nach der Grundwasser-Richtlinie von 2006 (RL 2006/118/EG), zuletzt geändert durch die RL 2014/80/EU wird der gute chemische Grundwasserzustand erstens über Grundwasserqualitätsnormen, die sich aus der genannten Richtlinie (Anhang II) ergeben, und zweitens über Schwellenwerte, die die Mitgliedstaaten für in der Richtlinie aufgeführte Schadstoffe (Anhang II) festlegen müssen, bestimmt.

Als generelle Grundwasserqualitätsnorm nennt Anhang I der Grundwasser-Richtlinie für Wirkstoffe in Pestiziden 0,1 µg/l. Mit dieser Vorgabe sind auch mögliche Belastungen des Grundwassers durch POP erfasst. Weitere Schwellenwerte für zusätzliche Schadstoffe richten sich nach der Vorbelastung im Einzelfall und sind durch die Mitgliedstaaten festzulegen.

Um in Oberflächengewässern und im Grundwasser einen guten Zustand zu erhalten oder zu erreichen, müssen die Mitgliedstaaten geeignete Maßnahmen ergreifen. Diese Verpflichtung geht über die Vorgaben des Stockholmer Übereinkommens hinaus, da sie auch die Sanierung von mit POP verunreinigten Gewässern fordert.

Die WRRL und die Grundwasser-Richtlinie enthalten ferner spezielle Vorschriften für den Eintrag von schädlichen Stoffen in Gewässer.

So verpflichtet die WRRL die Kommission Vorschläge vorzulegen, um Einleitungen, Emissionen und Verluste von prioritär gefährlichen Stoffen (Phasing-Out) zu beenden oder schrittweise einzustellen. Die notwendigen Maßnahmen müssen auf EU-Ebene getroffen werden; ergänzend sind die Mitgliedstaaten in der Pflicht, diese Vorgabe der WRRL umzusetzen.

Da die oben genannten POP auch prioritäre gefährliche Stoffe sind, gilt für sie auch die Phasing-Out-Verpflichtung. Konkrete Maßnahmen zur Umsetzung der Phasing-Out-Verpflichtung haben bislang weder die EU noch die Mitgliedstaaten ergriffen.

Für die genannten POP wird die Phasing-Out-Verpflichtung zumindest teilweise durch die EU-POP-VO umgesetzt. Das systematische Monitoring der Gewässer übernimmt hierbei die Erfolgskontrolle und die Aufgabe eines Sicherheitsnetzes.

Nach Art. 6 der Grundwasser-Richtlinie ist darüber hinaus der Eintrag von bestimmten Stoffgruppen in das Grundwasser grundsätzlich verboten. Die Stoffgruppen sind in Anhang 8 der WRRL genannt. Manche Stoffgruppen wie z. B. organohalogene Verbindungen umfassen POP.

1.4.2 Nationale wasserrechtliche Regelungen

Die WRRL ist in Deutschland über das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) und darauf basierende Verordnungen wie z. B. die Grundwasserverordnung (GrwV) von 2010 und die Oberflächengewässerverordnung von 2016 (OGewV) umgesetzt. Die Pflicht, den guten chemischen Gewässerzustand zu erreichen, ergibt sich in Deutschland aus den genannten Rechtsakten. GrwV und OGewV sehen die entsprechenden Schwellenwerte bzw. Qualitätsnormen vor. Hier finden sich auch die Vorgaben für die oben genannten POP. Weil es sich bei den beiden Verordnungen um stoffbezogene Regelungen handelt, können die Bundesländer davon nicht abweichen.

Nutzungen von Gewässern unterliegen einer präventiven staatlichen Kontrolle; d.h. sie bedürfen vor ihrer Durchführung einer staatlichen Zulassung. Das Einbringen oder die Einleitung von Stoffen stellt eine Benutzung im Sinne des § 9 Abs. 1 Nr. 4 WHG dar, für die eine wasserrechtliche Erlaubnis erforderlich ist. Als Benutzungen gelten auch Maßnahmen, die geeignet sind, dauernd oder in einem nicht nur unerheblichen Ausmaß nachteilige Veränderungen der Wasserbeschaffenheit herbeizuführen (§ 9 Abs. 2 Nr. 2 WHG). Benutzungen sind nur zulässig, soweit keine schädlichen Gewässeränderungen zu erwarten sind, die auch nicht durch Nebenbestimmungen zu vermeiden oder auszugleichen sind (§ 12 Abs. 1 Nr. 1 WHG) und Anforderungen nach anderen öffentlich rechtlichen Vorschriften erfüllt sind (§ 12 Abs. 1 Nr. 2 WHG). Beim Einleiten von

Abwasser ist mindestens der Stand der Technik der Emissionsvermeidung und -verminderung zu beachten (§ 57 Abs. 1 Nr. 1 WHG).

Zudem steht die Erteilung einer wasserrechtlichen Erlaubnis im pflichtgemäßen Ermessen der Behörde. So können die Behörden z. B. aus gewässerökologischen Gründen weitergehende Anforderungen im Einzelfall stellen.

Für Anlagen, in denen mit wassergefährdenden Stoffen und Gemischen umgegangen wird, gilt die Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen (AwSV). Diese Verordnung dient dem Schutz der Gewässer vor nachteiligen Veränderungen ihrer Eigenschaften durch Freisetzung von wassergefährdenden Stoffen aus diesen Anlagen. In dieser Verordnung werden unter anderem die Einstufung von Stoffen und Gemischen nach ihrer Gefährlichkeit, die technischen Anforderungen, die Anlagen erfüllen müssen, die mit diesen Stoffen und Gemischen umgehen, sowie die Pflichten der Betreiber dieser Anlagen geregelt.

1.4.2.1 Zuständigkeiten für wasserrechtliche Aufgaben

Die rechtlichen Vorgaben im Bereich Wasserwirtschaft legt der Bund im Wasserhaushaltsgesetz und seinen Rechtsverordnungen fest. Die Bundesländer können diese Bundesvorgaben durch Landesgesetze ergänzen oder davon abweichen, es sei denn, es handelt sich um stoff- oder anlagenbezogene Vorgaben. Den Bundesländern obliegt der alleinige Vollzug der wasserrechtlichen Vorgaben.

1.5 Bodenschutzrechtliche Regelungen

1.5.1 Europäische bodenschutzrechtliche Regelungen

Auf europäischer Ebene gibt es keinen eigenen Rechtsrahmen zum Schutz des Bodens. In der Biodiversitätsstrategie für 2030 hat die Europäische Kommission eine Aktualisierung der Thematischen Strategie für den Bodenschutz von 2006 für das Jahr 2021 angekündigt. Darüber hinaus bekräftigt die Kommission das Ziel, den Boden als nicht erneuerbare Ressource zu schützen und degradierte Bodenökosysteme wiederherzustellen. Unter anderem soll das durch bodenbezogene Ziele im Null-Schadstoff-Aktionsplan für Luft, Wasser und Boden erreicht werden.

Bodenschutzrelevante Regelungen finden sich in EU-Sekundärrechtsakten, zum Beispiel der Richtlinie über Industrieemissionen von 2010.

1.5.2 Nationale bodenschutzrechtliche Regelungen

In Deutschland existiert ein nationales Gesetz zum Schutz des Bodens, sowie eine zugehörige nationale Verordnung:

- ▶ BBodSchG – Bundes-Bodenschutzgesetz (Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten vom 17. März 1998),
- ▶ BBodSchV – Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999, neugefasst am 09.07.2021.

Zweck des BBodSchG und der BBodSchV ist es, die Funktionen des Bodens zu sichern oder wiederherzustellen. Dazu ist Vorsorge gegen nachteilige Einwirkungen auf den Boden zu treffen sowie unter Beachtung der bestehenden und künftigen Anforderungen an die Nutzung des Bodens sind Gefahren für den Boden und vom Boden ausgehende Gefahren für den Einzelnen oder die Allgemeinheit abzuwehren. BBodSchG und BBodSchV regeln vor allem die Standards und die notwendigen Verfahrensschritte bei der Untersuchung und Sanierung von schädlichen Bodenveränderungen und Altlasten. In diesem Zusammenhang sind folgende Bodenwerte relevant, die auch POP einbeziehen:

► Prüfwerte

Werte bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung der Bodennutzung eine einzelfallbezogene Prüfung durchzuführen und festzustellen ist, ob eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt. In Anhang 2 BBodSchV sind für Aldrin, DDT, HCB, HCH und PCB₆ (Summe der sechs Leitkongenere) Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden – Mensch und Aldrin, DDT, PCB₆ und PAK₁₅ für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser festgelegt.

► Maßnahmenwerte

Werte für Einwirkungen oder Belastungen, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung der jeweiligen Bodennutzung in der Regel von einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast auszugehen ist und Maßnahmen erforderlich sind. In Anhang 2 BBodSchV sind Maßnahmenwerte für den Wirkungspfad Boden – Mensch für PCDD/F und für den Wirkungspfad Boden – Nutzpflanze auf Grünflächen für PCB₆ festgelegt.

Bei Vorliegen von Altlasten bzw. schädlichen Bodenveränderungen verlangt das Bodenschutzrecht zur Gefahrenabwehr die Sanierung von Böden, in denen Überschreitungen der vorgesehenen Maßnahmen- und Prüfwerte für Stoffe, die zugleich POP sind, bestehen. Insofern geht hier das Bodenschutzrecht über die Vorgaben des Stockholmer Übereinkommens hinaus. Nur wenn Sanierungsmaßnahmen nicht verhältnismäßig sind, können Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen zur Anwendung gelangen.

Im Rahmen der bodenbezogenen Vorsorge bestimmt die BBodSchV Vorsorgewerte, die folgendermaßen definiert sind.

► Vorsorgewerte

Bodenwerte, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung von geogenen¹¹ oder großflächig siedlungsbedingten Schadstoffgehalten in der Regel davon auszugehen ist, dass die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht. Vorsorgewerte für POP sind im Anhang 2 BBodSchV für PCB₆ und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK₁₆) in Böden festgelegt.

Grundstückseigentümer und Inhaber über Grundstücke und derjenige, der Verrichtungen auf einem Grundstück durchführt oder durchführen lässt, die zur Veränderung der Bodenbeschaffenheit führen können, sind verpflichtet, bei bodenbezogenen Tätigkeiten die Vorsorgewerte zu beachten.

Nach § 3, Abs. 1 BBodSchG finden die Regelungen des BBodSchG und der BBodSchV auch in anderen Rechtsbereichen Anwendung, sofern die dort aufgeführten Rechtsvorschriften Einwirkungen auf den Boden nicht regeln. So müssen beispielsweise nach der Rechtsprechung die Prüf- und Maßnahmen- sowie Vorsorgewerte, die sich aus der BBodSchV ergeben, auch beim Vollzug anderer Gesetze, z. B. dem Bergrecht (sog. „Tongrubenurteil“), berücksichtigt werden.

Mit der am 3. Oktober 2017 in Kraft getretenen Verordnung zur Neuordnung der Klärschlammverwertung (Neufassung der Klärschlammverordnung (AbfKlärV)) sind die Grenzwerte für Verwendung von Klärschlämmen in der Landwirtschaft mit den Grenzwerten der BBodSchV und der Düngemittelverordnung (DüMV) verknüpft worden. Somit werden bodenschutz- und düngemittelrechtliche Anforderungen durch die Klärschlammverordnung sichergestellt.

Nach § 7 Abs. 1 AbfKlärV, ist das Auf- oder Einbringen des Klärschlammes, des Klärschlammgemisches oder des -komposts auf oder in den Boden nur zulässig, wenn die Vorsorgewerte für PCB nach Nummer 4.2 des Anhangs 2 der BBodSchV vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554) in den Böden nicht überschritten werden. Für die Anwendung der Vorsorgewerte gilt Nummer 4.3 des Anhangs 2 der BBodSchV entsprechend.

¹¹ d.h. natürliche, von menschlichen Aktivitäten unabhängige Stoffgehalte in Umweltmedien, z. B. Salzgehalt in Gewässern oder Schwermetallgehalte in Böden, im Gegensatz zu anthropogen Stoffgehalten, also durch menschliche Aktivitäten ein-getragene Stoffmengen.

Zudem besagt § 8 Abs. 1, dass die Abgabe des Klärschlammes durch den Klärschlammherzeuger sowie die Auf- oder Einbringung des Klärschlammes auf oder in den Boden nur zulässig ist, wenn die Untersuchungen (nach § 5 Absatz 1 und 2) ergeben, dass die Grenzwerte nach Anlage 2 Tabelle 1.4 Spalte 4 der DüMV nicht überschritten werden. Dieser Anhang enthält Grenzwerte für Dioxine und PFAS (Summe aus PFOA und PFOS).

§ 8 Abs. 1 besagt weiter, dass die zusätzlichen Grenzwerte nach Anlage 1 der AbfKlärV nicht überschritten werden dürfen. Anlage 1 der AbfKlärV enthält Grenzwerte für organische Halogenverbindungen als adsorbierte organisch gebundene Halogene (AOX) und für PCB.

Die Verordnung zur Einführung einer Ersatzbaustoffverordnung, zur Neufassung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung und zur Änderung der Deponieverordnung und der Gewerbeabfallverordnung vom 09.07.2021 (sogenannte „Mantel-Verordnung“). In der Mantelverordnung sind neben der novellierten BBodSchV die Verordnung zur Einführung einer Ersatzbaustoffverordnung, und die Änderung der Deponieverordnung und der Gewerbeabfallverordnung enthalten. In der enthaltenen Novelle der BBodSchV werden u.a. auch folgende weitere POP in die Verordnung aufgenommen

- Vorsorgewerte für PCB 6 (sechs Leit-Kongeneren nach Ballschmiter -PCB-Nr. 28, 52,101, 138, 153, 180) und PCB118 (neu als Leitsubstanz für die dioxinähnlichen PCB)
- Prüfwerte für PFOA, PFOS, PFBA, PFHxA, PFNA, PFBS und PFHxS für den Pfad Boden-Grundwasser,
- Prüfwerte für die Summe an Chlorbenzole und die Summe an Chlorphenole im Pfad Boden-Grundwasser am Ort der Probennahme und im Sickerwasser am Ort der Beurteilung
- Prüfwert für die Summe von PCB₆ nach Ballschmiter und PCB118 (s.o.) für den Pfad Boden-Grundwasser
- Maßnahmenwerte für die Summe der Dioxine/ Furane (PCDD/F) und dl-PCB (neu, hinzugenommen wegen der identischen Wirkungsendpunkte) im Wirkungspfad Boden-Mensch
- Prüf- und Maßnahmenwerte für DDT im Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze (Ackerflächen und Nutzgärten)
- Prüf- und Maßnahmenwerte für HCH, HCB und Dioxine/Furane im Wirkungspfad Boden-Pflanze (Grünland)

Für die Umsetzung der IE-RL in Deutschland hat die LABO Arbeitshilfen für die betroffenen Anlagenbetreiber erstellt. Hierfür wurden drei Arbeitshilfen für den Ausgangszustandsbericht, die Überwachung von Boden und Grundwasser sowie die Rückführungspflicht erstellt.

1.5.2.1 Zuständigkeiten für bodenschutzrechtliche Aufgaben

Der Bund hat im Bodenschutz seine Gesetzgebungskompetenz mit dem Erlass des BBodSchG und BBodSchV wahrgenommen. Der Vollzug des BBodSchG und der BBodSchV liegt in der Zuständigkeit der Länder, die auch ergänzende Verfahrensregelungen erlassen können (BMU o. J.). Im Bereich der Klärschlämme können die zuständigen Behörden in den Ländern die Untersuchungspflicht auf weitere Inhaltsstoffe ausdehnen (§ 3 Abs. 5 AbfKlärV).

1.6 Abfallrechtliche Regelungen

1.6.1 Internationale Regelungen

Auf internationaler Ebene ist insbesondere das Basler Übereinkommen für Abfälle relevant, da es ein globales Kontrollsystem für die grenzüberschreitende Verbringung von gefährlichen Abfällen darstellt. Es sieht ein Exportverbot von gefährlichen Abfällen aus OECD-Staaten in Nicht-OECD-Staaten vor, welches am 5. Dezember 2019 in Kraft getreten ist.

Im Rahmen des Basler Übereinkommens wurden bislang verschiedene technische Leitlinien zur umweltverträglichen Entsorgung POP-haltiger Abfälle erarbeitet.¹² Während der jüngsten COP-14 wurden Entscheidungen zur Aktualisierung und Weiterentwicklung verschiedener technischer Leitlinien erlassen. Außerdem sind Schulungsunterlagen vom Sekretariat des Basler Übereinkommens zu Zerstörungs- und Dekontaminationstechniken für PCBs und andere POP-haltige Abfälle¹³ sowie europäische Anlaufstellen-Leitlinien zur Einstufung von Holzabfällen in den Einträgen B3050 oder AC170¹⁴ veröffentlicht worden.

1.6.2 Europäische abfallrechtliche Regelungen

Im Rahmen von POP und Abfällen sind folgende europarechtliche Regelungen in ihren jeweils aktuellen Fassungen relevant:

- ▶ Verordnung (EU) 2019/1021 über persistente organische Schadstoffe,
- ▶ RL 96/59/EG über die Beseitigung polychlorierter Biphenyle und polychlorierter Terphenyle (PCB/PCT),
- ▶ RL 2008/98/EG über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien (AbfRRL),
- ▶ Verordnung 1357/2014 zur Ersetzung von Anhang III der Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien
- ▶ Verordnung (EG) Nr. 1013/2006 über die Verbringung von Abfällen (Abfallverbringungsverordnung),
- ▶ RL 1999/31/EG über Abfalldeponien,
- ▶ Entscheidung des Rates vom 19. Dezember 2002 zur Festlegung von Kriterien und Verfahren für die Annahme von Abfällen auf Abfalldeponien (2003/33/EG),
- ▶ Richtlinie 2012/19/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 4. Juli 2012 über Elektro- und Elektronik-Altgeräte (Neufassung) (engl. Waste of Electrical and Electronic Equipment Directive- WEEE-RL),
- ▶ RL 2011/65/EU zur Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten (Neufassung, RoHS-RL),
- ▶ Beschluss 2014/955/EU der Kommission zur Änderung der Entscheidung 2000/532/EG über ein Abfallverzeichnis gemäß der Richtlinie 2008/98/EG.

In der Verordnung (EU) 2019/1021 ist festgelegt, dass die oberen Grenzwerte nicht für die untertägige Beseitigung gelten, siehe Fußnote 1 in der Tabelle zu Anhang V, Teil 2: *„Die Höchstwerte gelten ausschließlich für Deponien für gefährliche Abfälle und gelten nicht für permanente unterirdische Speicher für gefährliche Abfälle einschließlich Salzbergwerke.“* Im Übrigen sind in der angeführten Verordnung für viele POP obere Grenzwerte aufgeführt.

1.6.3 Nationale abfallrechtliche Regelungen

In Deutschland dürfen nach § 7 Absatz 1 Nummer 7 der Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung, DepV) POP-haltige Abfälle bei Überschreitung der Grenzwerte in Anhang IV der EU-POP-

¹² Siehe <http://www.basel.int/Implementation/TechnicalMatters/DevelopmentofTechnicalGuidelines/TechnicalGuidelines/tabid/8025/Default.aspx>

¹³ Siehe <http://www.basel.int/Implementation/Publications/TrainingManuals/tabid/2363/Default.aspx>

¹⁴ Siehe https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Abfallwirtschaft/anlaufstellen_leitlinien_5.pdf

VO nicht oberirdisch, sondern nur in Untertagedeponien (die alle im Salzgestein angelegt sind) entsorgt werden. Diese Abfälle können nach der Verordnung über den Versatz von Abfällen unter Tage (VersatzV) im Bergversatz im Salzgestein entsorgt werden. Die oberen Grenzwerte spielen deshalb für die Entsorgungspraxis POP-haltiger Abfälle in Deutschland keine Rolle.

Seit dem 11. März 2016 enthält die deutsche Verordnung über das europäische Abfallverzeichnis (Abfallverzeichnisverordnung - AVV) eine direkte Verbindung für bestimmte POP, für die in Anhang IV der EU-POP-VO Grenzwerte definiert wurden (siehe Abfallverzeichnisverordnung Unterpunkt 2.2.3.). Dies betrifft polychlorierte Dibenz-p-dioxine (PCDD) und polychlorierte Dibenzofurane (PCDF), 1,1,1-Trichlor-2,2-bis(4-chlorphenyl)ethan (DDT), Chlordan, Hexachlorcyclohexane (einschließlich Lindan), Dieldrin, Endrin, Heptachlor, Hexachlorbenzol, Chlordecon, Aldrin, Pentachlorbenzol, Mirex, Toxaphen, Hexabrombiphenyl und PCB.

Gemäß AVV gelten demnach POP-haltige Abfälle dieser POP, die den unteren Grenzwert in Anhang IV der EU-POP-VO überschreiten, als gefährlich und unterliegen den entsprechenden Vorgaben des KrWG. Ergänzt wird die AVV durch die POP-Abfall-ÜberwachV, die zu dem Zweck konzipiert wurde, dass alle POP-haltigen Abfälle unabhängig von ihrer Einstufung als gefährlicher oder nicht gefährlicher Abfall in vergleichbarem Maße getrennt gesammelt, nicht vermischt und überwacht werden. Die in § 2 POP-Abfall-ÜberwachV aufgeführten Abfallarten sind allesamt nicht gefährlichen „Spiegeleinträgen“ im Abfallverzeichnis zugeordnet. Diese Abfälle unterliegen bei Überschreitung der Grenzwerte in Anhang IV EU-POP-VO den Vorgaben dieser Verordnung.

Das deutsche Abfallrecht schließt Anforderungen an die Sammlung, die Lagerung, den Transport (auch den grenzüberschreitenden), die Verwertung, die Beseitigung von Abfällen, die Nachweisführung sowie an Abfallbehandlungsanlagen und Entsorgungsbetriebe ein.

Das Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz - KrWG) vom 24. Februar 2012 trat am 1. Juni 2012 in Kraft. Es enthält es eine Hierarchie der Abfallbehandlungsmaßnahmen. Für die Entsorgung POP-haltiger Abfälle ist insbesondere von Bedeutung, dass „diejenige Maßnahme Vorrang haben [soll], die den Schutz von Mensch und Umwelt bei der Erzeugung und Bewirtschaftung von Abfällen unter Berücksichtigung des Vorsorge- und Nachhaltigkeitsprinzips am besten gewährleistet. Für die Betrachtung der Auswirkungen auf Mensch und Umwelt nach Satz 1 ist der gesamte Lebenszyklus des Abfalls zugrunde zu legen“ (§ 6).

Laut § 3 Abs. 1 der Verordnung zur Beschränkung der Verwendung gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten -Elektro- und Elektronikgeräte-Stoff-Verordnung - ElektrostoffVO dürfen Elektro- und Elektronikgeräte einschließlich Kabel und Ersatzteile nur in Verkehr gebracht werden, wenn die zulässigen Höchstkonzentrationen bestimmter Stoffe nicht überschritten werden. In Abs. 1 f und g sind PBDE und PBB mit einer Höchstkonzentration von 0,1 Gewichtsprozent je homogenen Werkstoff gelistet.

Laut Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Elektro- und Elektronikgeräten - Elektro- und Elektronikgerätegesetz (ElektroG) - müssen Kunststoffe aus getrennt gesammelten Altgeräten, welche bromierte Flammschutzmittel enthalten, entfernt werden. In dem Gesetz finden sich aber keine Hinweise zu Grenzwerten oder Standardvorgehensweisen bezüglich der Identifikation und Analyse von DecaBDE oder anderen bromierten Substanzen.

1.6.3.1 Zuständigkeiten für abfallrechtliche Aufgaben

Für den Vollzug des Abfallrechts sind die Länder zuständig, welche die Aufgaben und landesinternen Zuständigkeiten individuell regeln können. In einigen Ländern existiert eine Andienungs- oder Überlassungspflicht für gefährliche Abfälle¹⁵.

¹⁵ Weitere Informationen sind unter <http://www.info-ags.de/> zu finden.

Bezüglich der grenzüberschreitenden Abfallverbringung sind nach § 14 Abs. 1 Abfallverbringungsgesetz (AbfVerbrG) grundsätzlich Landesbehörden für Maßnahmen und Pflichten im Zusammenhang mit der Verbringung von Abfällen aus dem Bundesgebiet und in das Bundesgebiet zuständig. Diese Länderbehörden sind auf einer Internetseite veröffentlicht (UBA 2017). Für Transite ist nach § 14 Abs. 4 Abf-VerbrG das UBA zuständig. Bei Kontrollen von Verbringungen wirken neben den Landesbehörden auch Zollbehörden und das Bundesamt für Güterverkehr (BAG) mit.

1.7 Regelungen im Lebensmittel- und Futtermittelrecht

1.7.1 Europäische Regelungen

Das Lebensmittel- und Futtermittelrecht wird in der EU durch mehrere Verordnungen geregelt. In der Verordnung (EG) Nr. 178/2002 wird das grundlegende, allgemeine Lebensmittelrecht formuliert. Außerdem enthält es Regelungen zur Errichtung einer Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit, der EFSA (engl.: European Food Safety Agency). Diese arbeitet im Bereich Risikobewertungen mit den nationalen Behörden, in Deutschland mit dem Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) und dem BfR, zusammen. Daneben bestehen Zusammenarbeiten mit dem Max-Rubner-Institut (MRI), dem Friedrich Loeffler-Institut (FLI), Julis Kühn-Stitut (JKI) und dem Thünen-Institut (TI). Die Verordnung schafft eine Grundlage zum Schutz der Gesundheit des Menschen und der Verbraucherinteressen bei Lebensmitteln. Sie legt einheitliche Grundsätze und Zuständigkeiten in Bezug auf die Schaffung eines wissenschaftlichen Fundaments, einer effizienten organisatorischen Struktur und eines Verfahrens zur Stärkung der Entscheidungsfindung in Fragen der Lebensmittel- und Futtermittelsicherheit fest. Die Verordnung gilt für alle Produktions-, Verarbeitungs- und Vertriebsstufen von Lebens- und Futtermitteln.

Liegt bei einem Lebens- oder Futtermittel der Verdacht vor, dass dieses ein Risiko für die Gesundheit von Mensch oder Tier darstellt, so ist nach Artikel 10 die Öffentlichkeit über die Art des Risikos aufzuklären.

Für die Umsetzung der Forderungen des Stockholmer Übereinkommens ist die Verordnung (EG) Nr. 396/2005 über Höchstgehalte an Pestizidrückständen in oder auf Lebens- und Futtermitteln pflanzlichen und tierischen Ursprungs von großer Bedeutung, da viele POP als Pestizide eingesetzt wurden. In den Anhängen II und III der Verordnung sind Höchstgehalte für Aldrin, Chlordan, Chlordecon, DDT, Dieldrin, Endosulfan, Endrin, HCB, HCH, Heptachlor, Toxaphen und Dicofol festgelegt.

Außerdem wird in der Verordnung (EWG) 315/93 ein gemeinschaftliches Verfahren zur Kontrolle von Kontaminanten in Lebensmitteln festgelegt. Als Kontaminant gilt jeder Stoff, der einem Lebensmittel nicht absichtlich hinzugefügt wird, jedoch als Rückstand aus den Produktionsprozessen oder infolge einer Verunreinigung durch die Umwelt im Lebensmittel vorhanden ist. Bestimmte Stoffe sind nicht genannt, allerdings wird in Artikel 2 Absatz 3 festgelegt, dass die Kommission für bestimmte Kontaminanten Höchstwerte festlegen kann. Dies hat sie zunächst mit der Verordnung (EG) Nr. 194/97 getan, die am 1. März 2007 durch die dritte Neufassung, Verordnung (EG) Nr. 1881/2006, abgelöst wurde. Zum 1. Januar 2012 trat mit Verordnung (EU) Nr. 1259/2011 eine Änderungsverordnung mit neuen Höchstgehalten in Kraft, deren Werte durch die Verordnungen (EU) Nr. 1067/2013 und (EU) 2015/704 angepasst wurden.

Tabelle 1: Seit 1. Januar 2012 europaweit geltende Auslösewerte¹⁶ und Höchstgehalte¹⁷ für Dioxine und dioxinähnliche PCB (dl-PCB) in ausgewählten Lebensmittelgruppen (nicht genannte Lebensmittelgruppen: Fische und Fischerzeugnisse, pflanzliche Öle und Fette sowie Lebensmittel für Säuglinge und Kleinkinder)

Lebensmittel	EU-Auslösewerte (pg WHO-TEQ/g Fett)		EU-Höchstgehalte (pg WHO-TEQ/g Fett)	
	Dioxine	dl-PCB	Dioxine	Dioxine + dl-PCB
Geflügel				
Fleisch und Fleischerzeugnisse	1,25	0,75	1,75	3,0
Öle und Fette	–	–	1,75	3,0
Hühnereier und Eierzeugnisse	1,75	1,75	2,5	5,0
Rind und Schaf				
Fleisch und Fleischerzeugnisse	1,75	1,75	2,5	4,0
Öle und Fette	–	–	2,5	4,0
Milch und Milcherzeugnisse, einschließlich Butterfett	1,75	2,0	2,5	5,5
Schwein				
Fleisch und Fleischerzeugnisse	0,75	0,5	1,0	1,25
Öle und Fette	–	–	1,0	1,25
Tierische Produkte				
Leber und ihre Verarbeitungserzeugnisse von Geflügel, Rindern, und Schweinen	–	–	0,3	0,5
Leber und ihre Verarbeitungserzeugnisse von Schafen	–	–	1,25	2,0
Gemischtes tierisches Fett	1,0	0,75	1,5	2,5

Maßeinheit: 1 pg (Pikogramm) = 0,000 000 000 001 Gramm

¹⁶ Empfehlung der Europäischen Kommission vom 03. Dezember 2013 zur Reduzierung des Anteils von Dioxinen, Furanen und PCB in Futtermitteln und in Lebensmitteln (2013/711/EU; Amtsblatt der EU Nr. L 323, S. 37-39)

¹⁷ Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 der Kommission vom 19. Dezember 2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln

Die Höchstgehalte werden ergänzt durch freiwillig anzuwendende Auslöswerte für die Stoffgruppe der Dioxine und für die der dioxinähnlichen PCB in verschiedenen Lebensmitteln. Die Auslöswerte liegen unterhalb der Höchstgehalte und dienen als Frühwarnsystem. Sie sollen überdurchschnittlich hohe Belastungen, also Belastungen oberhalb der für den Lebensmittelerzeuger unvermeidbaren so genannten Hintergrundbelastung, finden helfen und zur Verringerung des Gehalts an Dioxinen und PCB in Lebensmitteln beitragen. Sie dienen als Hilfsmittel, lokale Quellen für mögliche Verunreinigungen ausfindig zu machen und diese einzuschränken oder zu beseitigen, bevor eine Höchstgehaltüberschreitung eintritt. Dioxine und dioxinähnliche PCB werden von unterschiedlichen Quellen emittiert. Daher wurden getrennte Auslöswerte für jede Stoffgruppe festgelegt.

Für Futtermittel sind die Höchstgehalte an unerwünschten Stoffen in der RL 2002/32/EG, zuletzt geändert durch Verordnung 277/2012¹⁸, festgelegt. Hier sind Höchstwerte für Aldrin, Chlordan, DDT, Dieldrin, Endosulfan, Endrin, HCB, HCH, Heptachlor, Toxaphen, ndl-PCB, PCDD/F und die Summe der PCDD/F und dl-PCB auf bestimmten Futtermitteln verankert. Für Alleinfuttermittel pflanzlichen Ursprungs, die auch als Lebensmittel verwendet werden, z. B. Getreidekörner, ergeben sich die Höchstgehalte aus der Verordnung (EG) Nr. 396/2005¹⁹. Im Lebensmittelrecht traten für PCDD/F und PCB neue Höchstgehalte und Aktionsgrenzwerte in Kraft mit der Verordnung (EU) Nr. 1067/2013²⁰ zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1881/2006²¹.

Letzte Änderungen dokumentieren die Verordnungen 744/2012²² und 2015/186²³. Weiterhin sind Aktionsgrenzwerte für PCDD/F und dl-PCB festgelegt, deren Überschreitung, Maßnahmen zur Ermittlung der Kontaminationsquelle, deren Beschränkung oder Beseitigung im Mitgliedsstaat durch die zuständigen Behörden und Unternehmen auslöst.

1.7.2 Nationale Regelungen

In Deutschland ist das Lebensmittel-, Bedarfsgegenstände- und Futtermittelgesetzbuch (Lebensmittel- und Futtermittelgesetzbuch – LFGB) das Dachgesetz zum deutschen Lebensmittel- und Futtermittelrecht. Es umfasst alle Produktions- und Verarbeitungsstufen entlang der Lebensmittelwertschöpfungskette und gilt außerdem noch für Kosmetika und Bedarfsgegenstände. Nach § 9 Abs. 1 ist es verboten, Lebensmittel in Verkehr zu bringen,

- ▶ wenn in oder auf ihnen Pflanzenschutzmittel, Düngemittel, Bodenbehandlungsmittel, Biozid-Produkte oder deren Umwandlungs- oder Reaktionsprodukte vorhanden sind und die festgesetzten Höchstmengen überschreiten,
- ▶ wenn in oder auf ihnen nicht zugelassene Pflanzenschutzmittel vorhanden sind, oder die bei den Lebensmitteln oder deren Ausgangsstoffen nicht angewendet werden dürfen,

¹⁸ VERORDNUNG (EU) Nr. 277/2012 DER KOMMISSION vom 28. März 2012 zur Änderung der Anhänge I und II der Richtlinie 2002/32/EG des Europäischen Parlaments und des Rates hinsichtlich der Höchstgehalte und Aktionsgrenzwerte für Dioxine und polychlorierte Biphenyle (Amtsblatt der EU Nr. L 91/1 v. 29.03.2012)

¹⁹ VERORDNUNG (EG) Nr. 396/2005 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 23. Februar 2005 über Höchstgehalte an Pestizidrückständen in oder auf Lebens- und Futtermitteln pflanzlichen und tierischen Ursprungs und zur Änderung der Richtlinie 91/414/EWG des Rates (Amtsblatt der EU Nr. L 70/1 v. 16.03.2005)

²⁰ VERORDNUNG (EU) Nr. 1067/2013 DER KOMMISSION vom 30. Oktober 2013 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 hinsichtlich der Höchstgehalte für Dioxine, dioxinähnliche PCB und nicht dioxinähnliche PCB in Leber von an Land lebenden Tieren (Amtsblatt der EU Nr. L 289/56 v. 31.10.2013).

²¹ VERORDNUNG (EG) Nr. 1881/2006 DER KOMMISSION vom 19. Dezember 2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln (Amtsblatt der EU Nr. L364/5 v. 20.12.2006)

²² VERORDNUNG (EU) Nr. 744/2012 DER KOMMISSION vom 16. August 2012 zur Änderung der Anhänge I und II der Richtlinie 2002/32/EG des Europäischen Parlaments und des Rates hinsichtlich der Höchstgehalte für Arsen, Fluor, Blei, Quecksilber, Endosulfan, Dioxine, Ambrosia spp., Dieldrin und Lasalocid-A-Natrium sowie der Aktionsgrenzwerte für Dioxine (Amtsblatt der EU Nr. L219/5 v. 17.08.2012)

²³ VERORDNUNG (EU) 2015/186 DER KOMMISSION vom 6. Februar 2015 zur Änderung des Anhangs I der Richtlinie 2002/32/EG des Europäischen Parlaments und des Rates hinsichtlich der Höchstgehalte für Arsen, Fluor, Blei, Quecksilber, Endosulfan und Samen von Ambrosia (Amtsblatt der EU Nr. L31/11 v. 07.02.2015)

- ▶ die den Anforderungen von Artikel 18 Abs. 1, auch in Verbindung mit Artikel 20 Abs. 1, der Verordnung 396/2005 über Höchstgehalte an Pestizidrückständen nicht entsprechen.

In der Verordnung zur Begrenzung von Kontaminanten in Lebensmitteln (Kontaminantenverordnung – KmV) sind Höchstwerte für PCB auf bestimmten Lebensmitteln angegeben, die nicht überschritten werden dürfen.

Für Futtermittel ist es nach § 17 verboten, sie so herzustellen oder zu behandeln, dass bei ihrer bestimmungsgemäßen und sachgerechten Verfütterung die aus den Tieren gewonnenen Lebensmittel

- ▶ die menschliche Gesundheit beeinträchtigen können,
- ▶ für den Verzehr durch den Menschen ungeeignet sind.

Außerdem ist es nicht erlaubt, Futtermittel so herzustellen oder zu behandeln, dass sie bei bestimmungsgemäßer und sachgerechter Verwendung der tierischen Gesundheit schaden, die Qualität der gewonnenen Lebensmittel beeinträchtigen oder den Naturhaushalt durch in tierischen Ausscheidungen vorhandene unerwünschte Stoffe gefährden. Futtermittel dürfen weiter dann nicht in den Verkehr gebracht oder verfüttert werden, wenn sie geeignet sind, die Qualität der gewonnenen Lebensmittel zu beeinträchtigen oder den Naturhaushalt durch in tierischen Ausscheidungen vorhandene unerwünschte Stoffe zu gefährden.

Die europäische Richtlinie 2002/32/EG über unerwünschte Stoffe in der Tierernährung ist mit der Futtermittelverordnung (FuttMV) in nationales Recht umgesetzt worden. Demnach ist es verboten, ein Futtermittel dessen Gehalt an einem unerwünschten Stoff, der den in Anhang I der Richtlinie 2002/32/EG festgesetzten Höchstgehalt überschreitet, in den Verkehr zu bringen, zu verfüttern, oder zu Verdünnungszwecken mit dem gleichen oder einem anderen Futtermittel zu mischen (§ 8 FuttMV).

1.7.2.1 Zuständigkeiten für lebensmittel- und futtermittelrechtliche Aufgaben

Der Bereich Lebensmittel- und Futtermittelrecht obliegt dem Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL). Zuständig für die Überwachungsmaßnahmen nach dem LFGB sind die Behörden in den Ländern. Zur Durchführung der Überwachung können die Länder noch weitere Vorschriften erlassen.

Die Lebensmittel- und Futtermittelunternehmer selbst sind verpflichtet, bestimmte, Ihnen vorliegende Untersuchungsergebnisse über Gehalte an Dioxinen/Furanen, dl- und ndl-PCB in und auf Lebens- oder Futtermitteln den zuständigen Behörden mitzuteilen. Diese übermitteln die Ergebnisse dann an das BVL.

Die genaue Reichweite der Mitteilungspflichten bzw. wie und in welchem Umfang diese Mitteilung in der Praxis konkret zu erfolgen hat, regelt seit dem 1. Mai 2012 die „Verordnung zu Mitteilungs- und Übermittlungspflichten zu gesundheitlich nicht erwünschten Stoffen (BGBl. 2012 I S. 58)“.

Seit dem 4. August 2011 gilt im Rahmen einer Änderung des Lebensmittel- und Futtermittelgesetzbuches in Deutschland eine generelle Meldepflicht für private Labore, wenn diese Grund zur Annahme haben, dass ein nicht sicheres Lebensmittel oder ein nicht sicheres Futtermittel vorliegt. In diesem Fall müssen die privaten Labore ihre Analyseergebnisse und den Auftraggeber der Analysen unverzüglich an die zuständigen Behörden melden.

1.8 Politischer Rahmen: nationale Umsetzung von umweltbezogenen Anforderungen durch Gremien

Die Umweltministerkonferenz (UMK) stimmt übergeordnete umweltrechtliche Fragen zwischen Bund und Ländern in Deutschland ab (UMK 2011). In dem Gremium sind die Umweltministerinnen, -minister, -senatorinnen und -senatoren des Bundes und der Länder mit Stimmrecht vertreten. In der UMK sprechen die Länder ihre Vorgehensweise ab, beziehen Position gegenüber dem Bund und suchen mit der Bundesregierung nach einvernehmlichen Lösungen in Sachfragen. Die Beschlüsse der UMK entfalten keine unmittelbare

Rechtswirkung. Die UMK hat in ihrem Zuständigkeitsbereich derzeit acht Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaften eingerichtet, die verschiedene Umweltthemenfelder abdecken. Thematisch sind im Hinblick auf diesen Bericht folgende Arbeitsgemeinschaften von Belang:

- ▶ Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Chemikaliensicherheit (BLAC),
- ▶ Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO),
- ▶ Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Immissionsschutz (LAI),
- ▶ Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA),
- ▶ Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA),

Die Arbeitsgemeinschaften erarbeiten insbesondere auch Empfehlungen sowie Arbeitshilfen zur Unterstützung des Vollzuges. Beispielhaft sei hier auf die Arbeiten der LAGA verwiesen, welche die folgenden POP-relevanten Publikationen erarbeitet und Beschlüsse gefasst hat.

- ▶ Technische Hinweise zur Einstufung von Abfällen nach ihrer Gefährlichkeit (stand 04.12.2018);
- ▶ Methodensammlung Feststoffuntersuchung (stand 04.07.2018);
- ▶ Technische Anforderungen an die Behandlung und Verwertung von Elektro- und Elektronikaltgeräten (stand 18.04.2018);
- ▶ LAGA-Umlaufbeschluss Nr. 2010/04: Die LAGA empfiehlt den Ländern, als unteren Grenzwert für die vier PBDE (Tetra-, Penta-, Hexa- und Hepta-BDE) in Anhang IV der Verordnung (EG) Nr. 850/2004 übergangsweise den Wert von 1000 mg/kg als Summenparameter anzuwenden.
- ▶ Beschluss zu TOP 5.4 der 95. LAGA-Sitzung: Die LAGA empfiehlt den Ländern, als unteren Grenzwert für PFOS (Perfluorooctansulfonsäure und ihre Derivate) in Anhang IV der Verordnung (EG) Nr. 850/2004 übergangsweise einen Wert von 10 mg/kg (Recycling) und einen Wert von 50 mg/kg (oberirdische Deposition) anzuwenden,
- ▶ Bericht an die Amtschefkonferenz: Persistente organische Schadstoffe im abfallrechtlichen Vollzug (LAGA 2010).

1.9 Institutioneller Rahmen

Aufgrund der föderalen Struktur Deutschlands sind die Zuständigkeiten für die verschiedenen Pflichten, die in dem Stockholmer Übereinkommen und der EU-POP-VO festgelegt sind, zwischen Bund und Ländern aufgeteilt. So ist die Berichterstattung gegenüber der Europäischen Kommission und des Stockholmer Übereinkommens Aufgabe des Bundes, während z.B. die Überwachung der Durchführung in die Zuständigkeit der Bundesländer fällt. Die Vollzugszuständigkeit in den Ländern ist dabei im Landesrecht unterschiedlich geregelt. Neben Obersten Landesbehörden und deren nachgeordneten Behörden nehmen in einigen Ländern auch Bezirksregierungen sowie Städte und Gemeinden Vollzugsaufgaben im Zusammenhang mit der POP-Verordnung wahr.

Da die EU-POP-VO zahlreiche fachliche Aspekte betrifft, sind in Deutschland regelmäßig verschiedene Fachbehörden involviert, etwa aus dem Immissionsschutz, der Abfall- oder Abwasserüberwachung, der Anlagenüberwachung, der Chemikaliensicherheit, der Lebens- und Futtermittelüberwachung, oder der Marktüberwachung sowie ggf. Behörden, die für das Luft-, Gewässer-, Wasser-, Trinkwasser- und Bodenmonitoring zuständig sind.

Institutionen, welche eine Schlüsselrolle bei der Erfüllung der Verpflichtungen im Rahmen der EU-POP-VO und dem Stockholmer Übereinkommen innerhalb Deutschlands einnehmen, werden im Folgenden beschrieben. **Tabelle 2** listet diese Institutionen und ihre (Haupt-)Verantwortung in Bezug auf die nationale Umsetzung auf. Diese Liste ist nicht erschöpfend und weitere, nicht gelistete, Institutionen können ebenfalls eine Rolle in der Überwachung und Kontrolle von POP spielen.

Tabelle 2: Schlüsselrollen bei der Erfüllung der EU-POP-VO und dem Stockholmer Übereinkommen

Institution	Hauptpflichten und -aufgaben im Zusammenhang mit POP
Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU)	Offizielle Nationale Kontaktstelle des Stockholmer Übereinkommens (Official Contact Point, OCP)
Umweltbundesamt (UBA)	Nationale Anlaufstelle des Stockholmer Übereinkommens gemäß Artikel 9 (3) (National Focal Point, NFP); Austausch von Informationen gemäß Artikel 9(1) des Stockholmer Übereinkommens mit dem Sekretariat und/oder anderen NFP.
Umweltbundesamt (UBA)	Nationale Anlaufstelle des Basler Übereinkommens (National Focal Point, NFP); Informationsaustausch mit anderen Vertragsstaaten und dem Sekretariat über Änderungen von nationalem Abfallrecht und Behandlung von gefährlichem Abfall. Jährliche Übergabe von Informationen zum grenzüberschreitenden Transport von gefährlichen Abfällen, sowie zu Umsetzungsstrategien, Statistiken, der nationalen Abfallbehandlung und Technologieentwicklung
Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BAuA) / Bundesstelle für Chemikalien (BfC)	Zuständige Behörde gemäß Artikel 19 EU-POP-VO Entgegennahme und Weiterleitung von Informationen sowie sonstige Mitwirkungsakte gemäß § 21 Absatz 2 ChemG
Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR)	Monitoring von POP in Lebensmitteln
Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL)	Monitoring von POP in Lebensmitteln
Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL)	Monitoring von POP in Lebensmitteln
Überwachungsbehörden der Bundesländer	Überwachung von Durchführung und Vollzug der POP-VO gemäß Artikel 19 POP-VO, Berichterstattung gemäß Artikel 13 POP-VO, beides i.V.m. § 21 ChemG; Aufsichtspflicht zur Verringerung, Minimierung und Einstellung von Freisetzungen nach Artikel 6 Absatz 3 POP-VO

2 Maßnahmen zur Verhinderung von Freisetzungen aus beabsichtigter Produktion und Verwendung (Artikel 3)

2.1 Stoffe der Anlage A des Stockholmer Übereinkommens

Stoffe, die in Anlage A aufgeführt werden, sollen vollständig vom Markt eliminiert werden. Einige Substanzen dieser Anlage sind vornehmlich zum Schutz gegen Insekten, Pilze und Spinnentiere (hier vor allem Milben) eingesetzt worden. Sie waren daher Bestandteile von Pflanzenschutzmittel-Formulierungen, Bioziden zum Schutz von Materialien (z. B. Holz), Hygieneprodukten oder von Tierarzneimitteln (Bekämpfung von Milben, Zecken, Läusen etc.). Ihre Verwendung unterlag in Deutschland bzw. auf europäischer Ebene speziellen gesetzlichen Regelungen.

2.1.1 Pflanzenschutzmittel

2.1.1.1 Bisherige Entwicklung

Mit dem Stockholmer Übereinkommen wurden die Herstellung und der Gebrauch von POP auch als Wirkstoffe in Pflanzenschutzmitteln verboten oder gravierend eingeschränkt. Das betrifft die Wirkstoffe Aldrin, Chlordan, Dieldrin, Endrin, Heptachlor, Hexachlorbenzol, Mirex und Toxaphen. Bereits mit der RL 79/117/EWG wurden die europäischen Mitgliedstaaten dazu verpflichtet, das Inverkehrbringen und die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, die bestimmte Wirkstoffe enthalten, zu verbieten. Von diesem Verbot betroffen waren Aldrin, Chlordan, Dieldrin, Endrin, Heptachlor, HCB, Toxaphen, HCH und außerdem DDT. Im Weiteren mussten Wirkstoffe in Pflanzenschutzmitteln gemäß RL 91/414/EWG (Pflanzenschutzrichtlinie) geprüft und in eine Positivliste aufgenommen worden sein. Keiner der POP Wirkstoffe wurde in die Positivliste aufgenommen. Seit Inkrafttreten der EU-POP-VO hat diese Verordnung die Regelung von POPs übernommen. In der EU-Pflanzenschutzmittelverordnung (Verordnung (EG) Nr. 1107/2009) besteht ein generelles Verbot aller POP und Stoffen mit POP-Eigenschaften zur Nutzung im Pflanzenschutz.

Mit Ausnahme von Mirex und Endosulfan waren die genannten Wirkstoffe auch in der Bundesrepublik Deutschland durch die Verordnung über die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln vom 10. November 1992 (Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung) in ihrer Anwendung seit Jahren verboten. Pflanzenschutzmittel mit Mirex waren in Deutschland nie zugelassen. Die letzte Zulassung eines Pflanzenschutzmittels mit Endosulfan in Deutschland endete 1994. Ein Antrag auf Aufnahme von Endosulfan in den Anhang I der Pflanzenschutzrichtlinie scheiterte 2005, woraufhin europaweit Zulassungen von Pflanzenschutzmitteln, die Endosulfan enthielten, widerrufen wurden (Entscheidung 2005/864/EG). Deutschland exportierte Endosulfan noch bis Ende 2009 (BVL 2010).

PeCB wurde nie als Wirkstoff in Pflanzenschutzmitteln verwendet, jedoch entstanden sie als Zwischenprodukt bei der Herstellung des Wirkstoffes Pentachlornitrobenzol (Quintozone). In Deutschland endeten die letzten Zulassungen von Pflanzenschutzmitteln mit diesem Wirkstoff 1987. Seit 1988 besteht in Deutschland ein generelles Anwendungsverbot von Quintozen in Pflanzenschutzmitteln (Anlage 1 der Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung). Seit 1988 ist auch keine Herstellung oder Verwendung von PeCB bekannt. Als Ergebnis der EU-Wirkstoffprüfung für Pflanzenschutzmittel wurde Quintozen nicht in Anhang I der RL 91/414/EWG aufgenommen (Entscheidung der Kommission 2000/816/EG).

2.1.1.2 Ist-Zustand

In Deutschland werden Aldrin, Chlordan, Dieldrin, Endrin, Heptachlor, HCB, Toxaphen, HCH, Mirex, Endosulfan und PeCB aktuell nicht gezielt hergestellt und verwendet.

2.1.1.3 Maßnahmen

Zur gezielten Herstellung und Verwendung von POP-haltigen Pflanzenschutzmitteln sind in Deutschland keine zusätzlichen Maßnahmen erforderlich.

2.1.2 Biozid-Produkte

2.1.2.1 Bisherige Entwicklung

Lindan, α - und β -HCH wurden 2009 in Anhang A (Eliminierung) des Stockholmer Übereinkommen aufgenommen. In der EU werden die Vorgaben des Stockholmer Übereinkommens durch die EU-POP-VO umgesetzt. Lindan, α - und β -HCH sind in Anhang I der Verordnung gelistet. Durch die Identifizierung als POP und die damit verbundene Aufnahme in die EU-POP-VO besteht ein vollständiges Verwendungsverbot von Lindan sowie α - und β -HCH ohne Ausnahme. Keiner der Stoffe des Stockholmer Übereinkommens ist mehr im EU-Verfahren zur Wirkstoffprüfung von Bioziden gemeldet. Somit besteht keine Grundlage für eine fortgeführte legale Verwendung. Es ist daher davon auszugehen, dass sich keine bioziden Produkte mit diesen Wirkstoffen auf dem Markt befinden.

Lindan wurde ursprünglich als vorhandener Wirkstoff für die Produktgruppe 3, Biozidprodukte für den veterinärmedizinischen Bereich, notifiziert. Doch bereits 2005 erfolgte eine Nichtaufnahmeentscheidung und entsprechende Produkte mussten bis zum 01.09.2006 vom Markt genommen werden. Ein anderer Stoff, der zu den POP zählt und früher als Insektizid eingesetzt wurde, das Chlordecon, wurde bis 2001 noch als Wirkstoff in einem Produkt zur Bekämpfung der Pharaoameise nach § 18 Infektionsschutzgesetz gelistet, jedoch 2002 auf Betreiben des UBA mit Verweis auf die Umsetzung des POP-Protokolls (BMU 2004a) verboten.

2.1.2.2 Ist-Zustand

In Deutschland werden Lindan, α - und β -HCH und Chlordecon nicht gezielt hergestellt und verwendet. Bestehende Altlasten aus der ehemaligen Produktion von HCH können jedoch zu schädlichen Boden- und Grundwasserverunreinigungen führen. Des Weiteren sind potenzielle Lindan-Kontaminationen in baulichen Holzkonstruktionen auf dem Gebiet der ehemaligen DDR zu erwarten.

In der Altholzverordnung (AltholzV) ist kein gesonderter Grenzwert für Lindan festgelegt. Als behandelt identifiziertes Holz wird in Mit- oder Müllverbrennungsanlagen sowie Biomassekraftwerken (mit)verbrannt. Die bei der Verbrennung entstehenden Dioxin- und Furanemissionen müssen im Rahmen des Grenzwertes der 17. BImSchV von $0,1 \text{ ng/m}^3$ liegen. Derselbe Grenzwert ($0,1 \text{ ng/Nm}^3$) ist in der IE-RL (Anhang VI Teil 3) festgesetzt.

2.1.2.3 Maßnahmen

Zur gezielten Herstellung und Verwendung von POP-haltigen Biozid-Produkten sind in Deutschland keine zusätzlichen Maßnahmen erforderlich.

2.1.3 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

2.1.3.1 Bisherige Entwicklung

Bis zum Jahr 1983 wurden PCB in der Bundesrepublik in großtechnischem Maßstab hergestellt. Sie wurden als Isolierflüssigkeiten in Transformatoren und Kondensatoren, als Weichmacher in Kunststoffen (Fugendichtungsmassen, Deckenverkleidungen, Kabelummantelungen u. ä.), als Flammschutzmittel in Wandfarben, Lacken, Klebstoffen, Holz sowie in Hydraulikölen eingesetzt. PCB wurde 2001 in Anlage A und C des Stockholmer Übereinkommens aufgenommen und sind in der EU-POP-VO in Anhang I und Anhang III Teil B gelistet.

Seit 1978 vollzog sich der Ausstieg aus der Verwendung von PCB schrittweise, bis im Jahr 2010 die letzten PCB-haltigen Transformatoren außer Betrieb genommen werden mussten. Diese stellten bis zu diesem Zeitpunkt die einzige noch zulässige Ausnahme von einem völligen PCB-Verbot dar und mussten im Anschluss an die Nutzung entsorgt werden, wobei eine irreversible Zerstörung oder Beseitigung des PCB, ab einem

PCB-Gehalt von 50 mg/kg²⁴ vorgeschrieben ist (Artikel 7 EU-POP-VO in Verbindung mit Anhang IV). Unbeschadet der Richtlinie 96/59/EG über die Beseitigung polychlorierter Biphenyle und polychlorierter Terphenyle (PCB/PCT) dürfen Erzeugnisse, die zum Zeitpunkt des Inkrafttretens der EU-POP-VO bereits verwendet wurden, weiterhin verwendet werden. Mitgliedsstaaten sollen sobald als möglich, jedoch spätestens am 31. Dezember 2025 technische Geräte (z.B. Transformatoren, Kondensatoren oder andere Behälter mit darin befindlichen Flüssigkeiten) ermitteln, die PCB in Konzentrationen von mehr als 0,005 % und in Mengen von mehr als 0,05 dm³ enthalten, und diese aus dem Verkehr ziehen.

2.1.3.2 Ist-Zustand

In Deutschland wird PCB nicht gezielt hergestellt und verwendet. Dennoch kommt es nach wie vor zu Einträgen von PCB in die Umwelt. Diese resultieren überwiegend aus der früheren Anwendung von PCB in Gebäuden (Weber et al. 2018b). Gebäude, welche PCB aus offenen Anwendungen enthalten, können PCB in die Umwelt in Luft, Böden, Abwasser und Abfallströme durch Volatilisierung sowie durch unsachgemäße Handhabung während Bauarbeiten und der Sanierung von PCB-haltigen Gebäuden emittieren. Die berichtete Freisetzungsraten an PCB, aus Anwendungen in Innenräumen in die Luft von 0,05-0,067 % pro Jahr, werden als plausibel angenommen (Weber et al. 2018b).

2.1.3.3 Maßnahmen

Zur Verhinderung von Freisetzung aus aktueller gezielter Herstellung und Verwendung von PCB sind in Deutschland keine Maßnahmen erforderlich.

2.1.4 Hexabrombiphenyl (HBB)

2.1.4.1 Bisherige Entwicklung

HBB wurde in den 1970er Jahren als Flammschutzmittel eingesetzt. Die Produktion von hochbromierten Verbindungen in Deutschland wurde 1985 beendet (UNEP 2006a). Seit 2009 ist HBB in dem Stockholmer Übereinkommen in Anlage A gelistet. Europaweit ist die Verwendung von HBB in Textilien bereits seit 1983 durch die RL 83/264/EWG beschränkt (als Teil der übergeordneten Stoffgruppe PBB) und wurde in Deutschland im Rahmen der ChemVerbotsV umgesetzt. Seit 2004 ist HBB in der EU-POP-VO in Anhang I ohne Ausnahmen gelistet.

Im Rahmen einer Regelung zu PBB verbietet seit 2006 die RoHS das Inverkehrbringen von Erzeugnissen mit einem Gehalt von mehr als 0,1 % bezogen auf das homogene Material (Artikel 4 i. V. m. Anhang). Die PBB wurden schon zuvor nicht mehr in Elektrogeräten verwendet (UBA 2007). Andere Anwendungen sind nicht bekannt. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass diese Tatsachen gemeinsam mit den rechtlichen Regelungen dazu führten, dass HBB in Deutschland keine Rolle spielt.

2.1.4.2 Ist-Zustand

In Deutschland wird HBB aktuell nicht gezielt hergestellt und verwendet. Dennoch ist HBB in Elektroaltgeräten enthalten und kann durch deren Verwertung in Rezyklate gelangen (siehe (Taverna et al. 2017)) und folglich auch in neue Erzeugnisse.

2.1.4.3 Maßnahmen

Zur Verhinderung der Freisetzung aus der gezielten Herstellung und Verwendung von HBB sind in Deutschland keine Maßnahmen erforderlich.

²⁴ Festgelegt nach dem Berechnungsverfahren der europäischen Normen EN 12766-1 und EN 12766-2

2.1.5 Polybromierte Diphenylether (PBDE)

Die Familie der PBDE besteht insgesamt aus über 200 Verbindungen. Für diesen Bericht wird mit dem Kürzel PBDE auf die fünf Kongenerengruppen Bezug genommen, die im Stockholmer Übereinkommen geregelt sind (UNEP 2009a, UNEP 2009b, UNEP 2017d); (auch „POP-PBDE“):

- ▶ TetraBDE²⁵
- ▶ PentaBDE²⁶
- ▶ HexaBDE²⁷
- ▶ HeptaBDE²⁸
- ▶ DecaBDE²⁹

PBDE waren in der Vergangenheit in drei unterschiedlichen kommerziellen Gemischen im Einsatz:

- ▶ C-PentaBDE, mit den Hauptbestandteilen Tetra- und PentaBDE, Hexa- und HeptaBDE in Anteilen,
- ▶ C-OctaBDE, dmit den Hauptbestandteilen HexaBDE und HeptaBDE; PentaBDE in kleineren Anteilen,
- ▶ C-DecaBDE, mit dem Hauptbestandteil DecaBDE und kleineren Anteilen an Nona- und OctaBDE.

C-DecaBDE war das am häufigsten produzierte kommerzielle Gemisch (Fent 2013). Die typische Zusammensetzung von C-PentaBDE, C-OctaBDE und C-DecaBDE zeigen Tabellen 5-7.

Tabelle 3: Zusammensetzung von C-PentaBDE

Name	CAS Nummer	Kongener-Bezeichnung**	Typische Konzentration im Gemisch (Gew.-%)*	Mittlere Konzentration (Gew.-%)
TriBDE	49690-94-0	BDE17 BDE28	0–1	0,5
TetraBDE	40088-47-9	BDE47 BDE66	24–38	32,3
PentaBDE	32534-81-9	BDE99 BDE85 BDE100	50–62	58,4
HexaBDE	36483-60-0	BDE138 BDE153 BDE154	4–12	8,3
HeptaBDE	68928-80-3	BDE183	Spuren (<0,5)**	0,5

Quelle: (UBA 2017g)

Die Zusammensetzung von C-OctaBDE variiert stark und hat sich über Jahre hinweg verändert. Tabelle 5 gibt eine Übersicht darüber.

²⁵ Bezeichnet nach SC 4/18 vornehmlich BDE-47, CAS No: 40088-47-9, schließt aber auch andere Kongenere mit ein.

²⁶ Bezeichnet nach SC 4/18 vornehmlich BDE-99, CAS No: 32534-81-9, schließt aber auch andere Kongenere mit ein.

²⁷ Bezeichnet nach SC 4/18 vornehmlich BDE-153, CAS No: 68631-49-2, BDE-154, CAS No: 207122-15-4, schließt auch andere Kongenere mit ein.

²⁸ Bezeichnet nach SC 4/18 vornehmlich BDE-175, CAS No:446255-22-7, BDE-183, CAS No: 207122-16-5, schließt auch andere Kongenere mit ein.

²⁹ Bezeichnet nach SC 8/10 vornehmlich BDE-209, CAS No: 1163-19-5

Tabelle 4: Zusammensetzung von C-OctaBDE-Gemisches im Zeitverlauf

	bis 1994 (Gew.-%)	Probe von drei Zulieferern, 1997 (Gew.-%)	Freiw. Selbstver- pflichtung der In- dustrie OECD, 2000 (Gew.-%)	Ausgewählte Hersteller 2000 - 2001 (Gew.-%)	Mittlere Kon- zentration (Gew.-%)
PentaBDE	10,5–12,0*	k.A.	1,4–12	< 0,5	4,7%
HexaBDE		5,5	k.A.	< 12	7,4 %
HeptaBDE	43,7 – 44,5	42,3	43 – 58	< 45	44,5 %
OctaBDE	31,3 – 35,3	36,1	26 – 35	< 33	31,6 %
NonaBDE	9,5 – 11,3	13,9	8 – 14	< 10	10,7 %
DecaBDE	0 – 0,7	2,1	0 – 3	< 0,7	1,1 %

*Dieser Wert bezieht sich auf die Gesamtmenge von PentaBDE & HexaBDE

Quelle: (UNEP 2008)

Tabelle 5: Zusammensetzung von C-DecaBDE

Name	CAS Nummer	Typische Konzentration im Gemisch (Gew.-%)*
OctaBDE	32536-52-0	Spuren (0-0,04)
NonaBDE	div.	0,03-21,8
DecaBDE	1163-19-5	77,4-98

Quelle: (Environment Canada 2013, UNEP 2017a)

Rechtlicher Hintergrund

Tetra-, Penta-, Hexa-, Hepta- und DecaBDE sind im Anhang A des Stockholmer Übereinkommens gelistet. Ausgenommen vom Produktions- und Verwendungsverbot ist bis zum Jahr 2030 das Recycling von Erzeugnissen, die PBDE enthalten, sowie die Nutzung und Entsorgung von Produkten aus recycelten Materialien, unter der Bedingung, dass das Recycling und die Entsorgung umweltverträglich erfolgen und dass keine PBDE separat zurückgewonnen werden. Ziel darf also nicht die Rückgewinnung der PBDE sein, wohl aber die Rückgewinnung und der Wiedereinsatz der Materialien. Ausnahmen für DecaBDE sind in Anhang A aufgelistet³⁰.

In Europa wurden das Inverkehrbringen und die Verwendung von Hexa-, Hepta-, Penta- und TetraBDE bereits 2004 durch die Richtlinie 2003/11/EG verboten. Richtlinie 2003/11/EG wurde durch die EU-POP-VO ersetzt, welche seit 2019 auch DecaBDE beschränkt. Die EU-POP-VO enthält ein vollständiges Verbot der Stoffe als solche mit bestimmten Ausnahmen für Gemische und in Erzeugnisse. Lediglich Verunreinigungen sind erlaubt. Für Stoffe gilt ein Grenzwert von 10 mg/kg je PBDE. Für Gemische oder Erzeugnisse gilt als maximaler Gehalt von Tetra-, Penta-, Hexa- Hepta- und DecaBDE ein Summengrenzwert von 500 mg/kg. Abweichend hiervon, sind die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung von Elektro- und

³⁰ Siehe hierfür [Volltext des Stockholmer Übereinkommens](#)

Elektronikgeräten, die unter die Richtlinie 2011/65/EG (RoHS-RL) fallen, zulässig. Im Rahmen der RoHS-RL ist ein Grenzwert für Elektro- und Elektronikgeräte von 1.000 mg/kg für die Summe aller PBDE festgelegt. Eine weitere Ausnahme gilt für die Verwendung von Erzeugnissen, die in der Union bereits vor dem 25. August 2010 verwendet wurden und PBDE enthalten. Allein für DecaBDE sind weitere Ausnahmen vorgesehen. Hierzu hat die EU-Kommission an das Sekretariat des Stockholmer Übereinkommens berichtet. Ausnahmen laut EU-POP-VO:

- ▶ Die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung von DecaBDE:
 - a) bei der Herstellung eines Luftfahrzeugs, für das die Typgenehmigung vor dem 2. März 2019 beantragt und vor Dezember 2022 erteilt wurde, bis zum 18. Dezember 2023 oder in Fällen, in denen der kontinuierliche Bedarf begründet ist, bis zum 2. März 2027;
 - b) bei der Herstellung von Ersatzteilen für
 - i) ein Luftfahrzeug, für das die Typgenehmigung vor dem 2. März 2019 beantragt und vor Dezember 2022 erteilt wurde und das vor dem 18. Dezember 2023 hergestellt wurde bzw. ein Luftfahrzeug, das in Fällen, in denen der kontinuierliche Bedarf begründet ist, vor dem 2. März 2027 hergestellt wurde, bis zum Ende der Betriebsdauer dieses Luftfahrzeugs,
 - ii) Kraftfahrzeuge, die unter die Richtlinie 2007/46/EG des Europäischen Parlaments und des Rates (2) fallen und vor dem 15. Juli 2019 hergestellt wurden, entweder bis 2036 oder dem Ende der Betriebsdauer dieser Kraftfahrzeuge, je nachdem, welcher Zeitpunkt früher eintritt³¹;

PBDE dürfen seit Juli 2008 laut RoHS-RL nicht mehr in neu auf den Markt gebrachten Elektro- und Elektronikgeräten enthalten sein. In der RoHS-RL ist ein Grenzwert für Elektro- und Elektronikgeräte von 1.000 mg/kg für die Summe aller PBDE festgelegt. PBDE in Ersatzteilen, die aus medizinischen Geräten ausgebaut und zur Reparatur oder Wiederinstandsetzung von bestimmten medizinischen Geräten bis zu bestimmten Zeitpunkten (längstens bis 21. Juli 2024) verwendet werden, dürfen sofern die Wiederverwendung im Rahmen eines überprüfbar, in sich geschlossenen zwischenbetrieblichen Systems erfolgt und der Kunde über jede Wiederverwendung von Teilen informiert wird (Details siehe Eintrag 31a RoHS, Anhang IV).

Zudem ist OctaBDE in Anhang XVII der REACH-VO (Eintrag Nr. 45) im Verzeichnis der beschränkten Stoffe gelistet: OctaBDE darf nicht in den Verkehr gebracht, als Stoff verwendet oder in Konzentrationen von mehr als 0,1 Gewichtsprozent als Bestandteil von Zubereitungen eingesetzt werden; Erzeugnisse dürfen nicht in den Verkehr gebracht werden, wenn sie oder ihre mit Flammschutzmittel behandelten Teile OctaBDE in einer Konzentration von mehr als 0,1 Gewichtsprozent enthalten. Jedoch ist OctaBDE nicht unter dem Stockholmer Übereinkommen gelistet.

Ebenfalls greift Artikel 8 i.V.m. Anhang VII der Richtlinie 2012/19/EU der EU über Elektro- und Elektronikaltgeräte (WEEE), nach welcher Kunststoffe, die bromierte Flammschutzmittel (wie z.B. PBDE) enthalten, von anderen WEEE-Abfällen getrennt werden müssen. Diese ist in Deutschland durch § 20 i.V.m. Anlage 4 ElektroG umgesetzt. Ab 1.1.2022 werden die Anforderungen an die Behandlung von Elektro- und Elektronikaltgeräten in die Elektro- und Elektronik-Altgeräte Behandlungsverordnung überführt. Nach § 3 Abs. 2 Nr. 5 EAG-BehandV sind Kunststoffe, die bromierte Flammschutzmittel enthalten aus Altgeräten zu entfernen und POP-haltige Kunststoffe gem. § 7 Abs. 1 EAG-BehandV vor einem Recycling abzutrennen.

2.1.5.1 Bisherige Entwicklung

Frühere Herstellung und Verwendung

Das POPs Review Committee des Stockholmer Übereinkommens ging von einer weltweiten PBDE-Produktion von 1,3 bis 1,5 Millionen Tonnen zwischen 1970 und 2015 aus.

³¹ Für eine vollständige Ausführung siehe Anhang I der EU-POP-VO

PBDE, fanden seit den 1950ern weite Verbreitung in verschiedenen Produkten als Flammschutzmittel. Sie kamen häufig in Kunststoffen, Textilien und elektrischen und elektronischen Geräten zum Einsatz.

C-PentaBDE wurde in Israel, den USA, der EU und in China produziert. Die Produktion innerhalb der EU wurde 1997 beendet. Weltweit wurde die Produktion 2004 eingestellt (UNEP 2015c). C-PentaBDE wurde größtenteils im Automobilbereich für Autositze und Kopfstützen sowie in Polstermöbeln, Matratzen und in elektrischen Kleinteilen verwendet (Zangl et al. 2012, Potrykus et al. 2019). In der Literatur wurden noch weitere diffuse Anwendungen und Produkte wie z.B. PBC, Epoxid- und Phenolharze, ungesättigte Polyester (UPE) und Gummi berichtet (Zangl et al. 2012).

C-OctaBDE wurde bis 2004 in den USA, Japan und Israel hergestellt. Innerhalb der EU (Frankreich, Niederlande und UK) wurde die Produktion bereits früher beendet. In Deutschland wurde C-OctaBDE nicht hergestellt (UNEP 2015c). C-OctaBDE wurde in Europa insbesondere für Acrylnitril-Butadien-Styrol-Copolymere (ABS) für die Herstellung von Computer- und Fernsehgehäusen verwendet. Die restlichen Mengen verteilten sich auf High Impact Polystyrol (HIPS) und Polybutylenterephthalat (PTMT) (Zangl et al. 2012, Potrykus et al. 2019).

Im Gegensatz zu C-Penta und C-OctaBDE wird C-DecaBDE auf globaler Ebene nach wie vor produziert und gemäß der Ausnahmeregelungen des Stockholmer Übereinkommens angewendet (UNEP 2017d). Produktionsdaten lassen darauf schließen, dass C-DecaBDE in etwa 75 % der weltweiten Produktion von PBDE ausmacht (UNEP 2017d). Die weltweite Gesamtproduktion von C-DecaBDE lag zwischen 1970 und 2005 zwischen 1,1 und 1,25 Millionen Tonnen (UNEP 2015c). Daten für diesen Zeitraum innerhalb Deutschlands sind nicht verfügbar. In Europa, Kanada und den USA wird kein C-DecaBDE mehr hergestellt (UNEP 2014). C-DecaBDE wurde in einer Vielzahl von Anwendungen und verschiedenen Sektoren eingesetzt. Die größten Anwendungsfelder für C-DecaBDE waren Kunststoffe mit ca. 90 % weltweit, welche vermehrt in Elektrogeräten, der Automobilindustrie und im Bausektor zum Einsatz kamen (UNEP 2014, Norwegian Environment Agency 2015). Zusätzlich wurde C-DecaBDE in Textilien, sowie in Klebstoffen, Dichtungsmitteln, Beschichtungen und Druckfarben verwendet (UNEP 2014, Potrykus et al. 2019). Des Weiteren wurde es für die Luftfahrt verwendet.

Tabelle 11, Tabelle 12 und Tabelle 13 enthalten einen Überblick der wichtigsten ehemaligen Anwendungsbereiche und Produkte der PBDE.

Emissionen

Da es für PBDE keine natürlichen Quellen gibt, stammen alle Emissionen aus der Technosphäre und können während der Herstellung, Transport und Behandlung, sowie aus PBDE-haltigen Produkten und Abfällen in verschiedene Kompartimente freigesetzt werden.

Freisetzungen konnten in der Vergangenheit durch die Produktion der kommerziellen Mischungen erfolgen. Zusätzlich können zum Flammschutz eingesetzte PBDE während ihres Lebenszyklus leicht aus den Materialien und Produkten entweichen.

Die größte Quelle von in C-Penta- und C-OctaBDE enthaltenen Kongeneren ist die Debromierung von in die Umwelt gelangtem DecaBDE. Da die meisten mit DecaBDE behandelten Produkte in Innenräumen zu finden sind, sind Emissionen in Innenraumluft und Hausstaub von großer Bedeutung. In Schweden zeigte eine Studie, dass DecaBDE hieraus auch in die Außenluft und somit in die Umwelt gelangt (Björklung et al. 2012). Eine weitere wichtige Freisetzungsquelle entsteht beim Verarbeiten von mit PBDE kontaminierten Abfällen, so kann während des Schredderns oder bei der Verbrennung von Produkten PBDE in die Luft gelangen. Ebenfalls kann es durch Deponien und Abwasserbehandlungsanlagen in die Umwelt gelangen (UBA 2017f). Genaue Angaben zu früheren PBDE-Emissionen sind nicht bekannt.

Vorkommen in der Umwelt

PBDE wurden in verschiedenen Kompartimenten (Wasser, Sediment, Boden, Biota) nachgewiesen. In der POP-Dioxin-Datenbank sind derzeit (2020) Daten zu PBDE aus zwei Messprogrammen enthalten. In einem wurde der Fettgehalt in Muttermilch sowohl für einzelne Bundesländer (2001-2005) sowie für gesamt

Deutschland (2006-2009) beprobt. Hierbei wurden maximale PBDE (TetraBDE) Werte von 0,11 mg/g nachgewiesen. Ebenfalls wurde Hausstaub in 2001 und 2002 in der hessischen Stadt Langen analysiert (maximale DecaBDE Werte von 19,1 mg/g).

In der Umweltprobenbank des Bundes (UBA 2020b) wurden Ergebnisse aus Untersuchungen zu dem PBDE-Gehalt in Möweneiern, Fischen, Bäumen und limnischen Schwebstoffen hinterlegt. Für einen Betrachtungszeitraum ab 2000 können für C-Penta-, C-Octa- und C-DecaBDE abnehmende Werte festgestellt werden. Das Inverkehrbringen von C-Penta- und C-OctaBDE wurde 2004 verboten, wobei die Produktion bereits vorher eingestellt wurde und sich der Eintrag in die Natur verringerte. Für Penta- und OctaBDE finden sich abnehmende Trends in der Umweltdatenbank bis zum Jahr 2010, danach nehmen die Messwerte meistens einen konstanten Wert an. Bei Fischproben sind die Messwerte über alle Jahre hinweg konstant und zeigen keinen abnehmenden Trend, wobei die Datenbank für PentaBDE etwas höhere Werte als für OctaBDE aufweist. Dabei weist das TetraBDE-Kongener BDE-47 die höchste Konzentration auf, da es eine höhere Aufnahmege- schwindigkeit und Biomagnifikation in aquatischen Lebewesen besitzt. BDE-47 entsteht ebenfalls bei der enzymatischen Debromierung von höherbromierten PBDE (Suehring et al. 2012).

DecaBDE-Konzentrationen weisen einen ähnlichen Trend auf, wobei der Rückgang in der Natur schwächer ist als bei Penta- und OctaBDE. Die Konzentration ab 2010 ist ebenfalls konstant, weist jedoch einen höheren Wert auf als Penta- und OctaBDE. In einigen Fällen kann anhand der Daten der Umweltprobenbank des Bundes kein eindeutiger Trend für DecaBDE ermittelt werden. Der Trend deckt sich größtenteils mit anderen Publikationen (Fliedner et al. 2016, Eljarrat et al. 2018, Dreyer et al. 2019).

Weiterhin haben Fromme et al. in 2016 menschliches Blut auf ihren PBDE-Gehalt untersucht. Hierbei wurden PBDE-Konzentrationen aus 2005, 2013 und 2014 für Deutschland dargestellt. Ein eindeutiger Trend ist nicht erkennbar (Fromme et al. 2016).

2.1.5.2 Ist-Zustand

Herstellung, Verwendung, Importe, Exporte

In Deutschland werden Tetra-, Penta-, Hexa und HeptaBDE aktuell nicht gezielt hergestellt und die Verwendung unterliegt den in der EU-POP-VO aufgeführten Abweichung (Elektro- und Elektronikgeräten, die unter die Richtlinie 2011/65/EG fallen, siehe „Rechtlicher Hintergrund“). DecaBDE kann für die Ausnahmen laut EU-POP-VO nach wie vor hergestellt, in Verkehr gebracht und verwendet werden. Während des 11. Meetings des POPRC gaben 15 europäische Autohersteller an, dass C-DecaBDE spätestens bis Mitte 2018 substituiert wird. Hierbei wurde angemerkt, dass die Substitution nicht auf die Herstellung von Ersatzteilen ausgeweitet wird. Der Europäische Automobilherstellerverband (Association des Constructeurs Européens d'Automobiles ,ACEA) bestätigte, dass die angekündigten Substitution von C-DecaBDE tatsächlich bis 2018 umgesetzt wurde (ACEA 2020). Aktuell wird in Deutschland kein DecaBDE produziert. Spezifische Information zum Status der Verwendung der Ausnahmen innerhalb Deutschlands sind nicht bekannt. Ebenso gibt es keine spezifischen Informationen zu Importen von PBDE.

Aktuelle Emissionen

Da Tetra-, Penta-, Hexa und HeptaBDE in Deutschland nicht hergestellt werden, gibt es aus der gezielten Herstellung keine Emissionen. Dennoch können PBDE, insbesondere sich im Kreislauf befindliches DecaBDE, aus Schreddervorgängen freigesetzt werden oder aus Deponien und Altprodukten in die Umwelt emittieren. Zusätzlich können Emissionen aus der Herstellung und Verwendung, welche unter die Ausnahmen für DecaBDE laut EU-POP-VO fallen, resultieren.

Aktuelles Vorkommen in Produkten, Abfällen, Rezyklaten

Das Inverkehrbringen und die Verwendung sowohl für Tetra- und Penta-, wie auch Hexa- und HeptaBDE wurden bereits 2004 in Europa verboten. Seit den 1990er Jahren ist die Produktion dieser Substanzen in Deutschland beendet. Ehemalige Anwendungen sind aufgrund der Produktlebensdauer größtenteils seit spätestens 2014 als Abfall behandelt und beseitigt worden (European Commission 2019b).

DecaBDE, welches 2019 in die EU-POP-VO aufgenommen wurde, wurde für der Herstellung von Kunststoffen verwendet, welche Anwendung in Elektrogeräten, der Automobilindustrie und im Bausektor fanden (UNEP 2014, Norwegian Environment Agency 2015). Zusätzlich wurde C-DecaBDE in Textilien, sowie in Klebstoffen, Dichtungsmitteln, Beschichtungen und Druckfarben verwendet (UNEP 2014, Potrykus et al. 2019). Aufgrund des Anwendungszeitraums und der Lebensdauer der Produkte kann C-DecaBDE nach wie vor in Elektro- und Elektronikgeräten, Kraftfahrzeugen, im Bausektor, Textilien, deren Abfällen wie auch Rezyklaten vorkommen. Zusätzlich kann DecaBDE und die anderen PBDEs in Klärschlämmen vorkommen.

Des Weiteren berichten einige Publikationen PBDE-Werte oberhalb der unbeabsichtigten Spurenverunreinigung in Verbraucherprodukten, welche in Deutschland erworben wurden. Die Herkunft dieser Produkte kann teilweise auf Importe und Importe welche verunreinigte Kunststoff-Rezyklate enthalten, zurückgeführt werden. So wurden in aus China importierten Tonerkartuschen ein DecaBDE-Gehalt über dem RoHS-Grenzwert von 1.000 mg/kg gefunden (o. V. 2019). Es wird angenommen, dass die Funde von DecaBDE vorrausichtlich durch die globale Regelung von DecaBDE durch das Stockholmer Übereinkommen in Zukunft abnehmen werden. In Deutschland gemessene Werte oberhalb der unbeabsichtigten Spurenverunreinigung für OctaBDE in den Bereichen von 12 mg/kg bis zu 69 mg/kg lassen jedoch darauf schließen, dass auch zukünftig ausländische Importe ein Problem darstellen können (Straková et al. 2018).

2.1.5.3 Maßnahmen

Bezüglich der gezielten Herstellung von PBDE sind in Deutschland keine Maßnahmen erforderlich.

2.1.6 Kurzkettige Chlorparaffine (SCCP)

SCCP sind in Anlage A (Eliminierung) des Stockholmer Übereinkommens mit einigen zeitlich begrenzten Ausnahmen gelistet.

2012 wurden SCCP in Anhang I der EU-POP-VO aufgenommen mit einem Grenzwert für SCCP von 1 Gew. % für Stoffe und Gemische. 2015 wurde zusätzlich ein Grenzwert von 0,15 Gew. % für SCCP in Erzeugnissen festgelegt (laut (EU) 2015/2030). Artikel, die SCCP-Konzentrationen über diesem Wert enthalten, dürfen nicht verkauft, hergestellt oder verwendet werden. Ausgenommen ist die Verwendung von SCCP-enthaltenden Förderbändern in der mineralgewinnenden Industrie und in Dichtungsmassen, die bereits vor dem oder am 4. Dezember 2015 verwendet wurden, sowie die Verwendung von SCCP-enthaltenden Erzeugnissen, die bereits am oder vor dem 10. Juli 2012 verwendet wurden.

2.1.6.1 Bisherige Entwicklung

Frühere Herstellung und Verwendung

SCCP wurden vor allem in der Lederbearbeitung, der Metallbearbeitung, der Kunststoffherstellung, der Farben- und Lackherstellung, der Textilindustrie, der Bergbauindustrie, der Bauindustrie, dem Automobilbau und für die Herstellung von Alltagsprodukten eingesetzt. Ebenfalls fanden sie Einsatz als Weichmacher, Bindemittel und Flammschutzmittel in Kunststoffen, Farben und Lacken, Gummierzeugnissen, Papier, Textilien, Fugen, Dichtungsmassen und Klebern (ECHA 2011, GESTIS o. J.).

Daher kamen sie in Deutschland, wie auch in der gesamten EU, in unterschiedlichsten Verwendungen zum Einsatz. (ECHA 2008) berichtet SCCP Konzentration in Erzeugnissen von 20% (200.000 mg/kg) und höher.

Vor der durch die EU-Richtlinie 2002/45/EG eingeführten Anwendungsbeschränkung, welche 2004 in Kraft trat, 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, welche beim Bohren, Schneiden, Ziehen, Sägen und Stanzen von Metallen gebraucht wurden (Ahrens et al. 2003, BUWAL 2003, Hillenbrand et al. 2007). Potrykus et al. (2015) nehmen an, dass SCCP nach der Verwendungsbeschränkung in 2004 in

Deutschland 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). Es wird angenommen, dass die Verwendung von CP durch weniger gefährliche Alternativen substituiert wurde.

In der Kunststoffherstellung wurden SCCP vor allem in der Herstellung von Polyvinylchlorid (PVC) eingesetzt. Chlorparaffine (CP), einschließlich SCCP, dienen in PVC und anderen Kunststoffen als Weichmacher und Flammschutzmittel. Sie wurden im Allgemeinen als sekundäre Weichmacher verwendet, um die benötigte Menge an primärem Weichmacher zu senken. Potrykus et al. (2015), basierend auf BUWAL nimmt an, dass SCCP in PVC Kunststoffen im Jahr 2015 nicht mehr eingesetzt wurde (Potrykus et al. 2015).

SCCP wurden mit einem Massenanteil von etwa 10% in den meisten Farb- und Lacktypen verwendet. Sie machten Beschichtungen wie Farben, Lacke usw. wasser-, witterungs- und korrosionsbeständig sowie schwer entflammbar. Zu den Haupteinsatzbereichen zählten 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 et al. 2011). Die Einsatzmenge von SCCP in Farben und Lacken gingen in der EU zurück, da viele Hersteller auf Alternativen umgestellt haben. Aufgrund früherer Verwendungsmuster in der EU, schätzt BiPRO et al. (2011) den Gesamtverbrauch von SCCP in Farben und Lacken in der EU auf etwa 100 t in 2010. Für das selbe Jahr konnte RPA (2010) keine Verwendung von SCCP in Farben und Lacken in Deutschland bestätigen.

In der Textilindustrie dienten hochchlorierte SCCP als Flammschutz- und Anti-Fäulnismittel, sowie zur Abweisung von Wasser. 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 (Hillenbrand et al. 2007). Traditionell wurden CP zur Behandlung von Militärzelten verwendet, jedoch findet diese Anwendung innerhalb der EU vermutlich nicht mehr statt (Potrykus et al. 2015). In Deutschland werden SCCP nicht mehr für die flammfeste Ausrüstung von Textilien verwendet. Der Verband der Hersteller von Textil-, Papier-, Leder- und Pelzhilfs- und -farbstoffen, Tensiden, Komplexbildnern, Antimikrobiellen Mitteln, Polymeren Flockungsmitteln, Kosmetischen Rohstoffen und Pharmazeutischen Hilfsstoffen oder verwandten Produkten TEGEWA e.V.³² gab an, dass SCCP seit Ende der 90er Jahre, vermutlich sogar früher, nicht mehr verwendet wurden (Potrykus et al. 2015). (RPA 2010) nimmt an, dass der Einsatz von SCCP in Spezialtextilien in Deutschland bereits beim Inkrafttreten der EU-Richtlinie 2002/45/EG im Jahr 2004 substituiert wurde.

Wegen ihrer flammhemmenden Eigenschaften wurden SCCP für die Herstellung von Gummierzeugnissen z.B. in schallisolierenden Stoffen, in Schläuchen sowie als Dichtungen bei der Elektroinstallation und im Fahrzeugbau verwendet. Hauptsächlich wurden SCCP in der Bergbauindustrie zur Herstellung von Förderbändern aus Gummi eingesetzt. Dabei wurden sie in Konzentrationen zwischen 1-10% zugegeben und auch in Verbindung mit anderen Flammschutzmitteln verwendet. RPA (2010) nimmt an, dass etwa 75-90% des gesamten SCCP Verbrauchs in der Gummiindustrie für die Herstellung von schwerentzündlichen Förderbändern für die Bergwerkindustrie verbraucht wurden. Es wurden bevorzugt SCCP eingesetzt, da diese einen pro Gewicht höheren Chlorierungsgrad aufweisen als etwa MCCP und damit stärker flammhemmend wirken (BUWAL 2003).

SCCP wurden ebenfalls in Dichtungsmitteln und Klebmassen, mit Konzentrationen von etwa 5-14 %, als Weichmacher verwendet, um dem Produkt die gewünschte Härte und Elastizität zu verleihen. Die Konzentrationen können jedoch auch höher gewesen sein (Potrykus et al. 2015). Die Anwendungsgebiete sind Polymere wie Polyacrylate, Polyurethane und Polysulfiddichtmassen in der Bauindustrie und im Automobilbau sowie Fugendichtungen. SCCP wurden in diesem Gebiet als Ersatz für PCB verwendet. Eine Untersuchung

³² TEGEWA e.V. - Verband der Hersteller von Textil-, Papier-, Leder- und Pelzhilfs- und -farbstoffen, Tensiden, Komplexbildnern, Antimikrobiellen Mitteln, Polymeren Flockungsmitteln, Kosmetischen Rohstoffen und Pharmazeutischen Hilfsstoffen oder verwandten Produkten

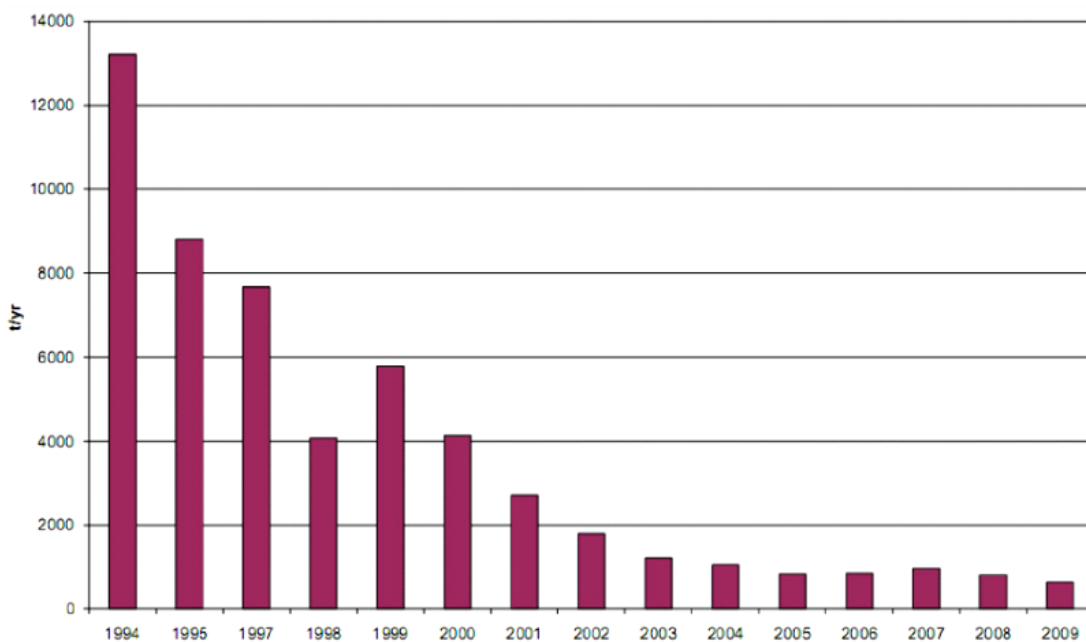
von Fugenkitten in der Schweiz hat ergeben, dass in einem Drittel von insgesamt 44 untersuchten Proben CP vorhanden waren. Am häufigsten kamen SCCP vor (BUWAL 2003). (RPA 2010) konnte die Verwendung von SCCP in Dichtungsmitteln und Klebmassen in Deutschland bestätigen (RPA 2010).

SCCP wurde außerdem in Alltagsprodukten verwendet, wie beispielsweise Mikrowellengeschirr, Lampen, Elektronikartikel wie Kabel, Adapter, Tastaturen, Speichermedien, Bilderrahmen, Kopfhörer, Reinigungsmitteln, usw..

Die hergestellten und verwendeten SCCP-Mengen gingen in der gesamten EU seit Mitte der 90er Jahre deutlich zurück, insbesondere nach dem Inkrafttreten der EU-Richtlinie 2002/45/EG und den damit verbundenen Anwendungsbeschränkungen. Der Gesamtverbrauch von SCCP in der EU wurde 2010 auf etwa 530 t geschätzt (RPA 2010). Aktuellere Daten liegen nicht vor.

Abbildung 2 fasst die in der EU in den Umlauf gebrachten SCCP Mengen, für den Zeitraum von 1994 bis 2009, zusammen (siehe (Hillenbrand et al. 2007) (RPA 2010)).

Abbildung 1: SCCP Gesamtmenge in der EU



Quelle: (RPA 2010)

Als wichtigste Europäische Produzenten von SCCP der letzten Jahre werden die Firmen Caffaro in Italien, INOVYN Chlorvinyls Limited in Großbritannien, Novacke Chemické Závody in der Slowakei und S.C. OLT-QUINO in Rumänien aufgeführt. Die einzige dieser Firmen, die ein Registrierungsdossier (das jedoch inaktiv ist) für SCCP bei der ECHA eingereicht hat, ist INOVYN Chlorvinyls Limited aus Großbritannien (ECHA 2019).

In Deutschland gingen die hergestellten und verwendeten SCCP-Mengen, ähnlich wie in der gesamten EU, seit Mitte der 90er Jahre zurück. Seitdem wurde SCCP in der EU nicht mehr hergestellt. Die Produktion von SCCP durch die Firmen Clariant, Höchst und Hüls wurde 1995 eingestellt. Höchst berichtete von Produktionsmengen zwischen 9.300 t und 19.300 t zwischen 1993 und 1995 (UNEP 2010a). Im Juni 2012 erklärte das einzige bekannte Unternehmen, das die Herstellung von SCCP gemäß der REACH-VO registriert hat, dass es die Herstellung der Stoffe eingestellt hatte und nicht beabsichtigte, sie wieder aufzunehmen.

Einige wichtige Meilensteine der CP Produktion in Deutschland sind in Tabelle 6 zusammengefasst.

Tabelle 6: Entwicklung der Chlorparaffin-Produktion in Deutschland

Jahr	Produktion von SCCP in Deutschland
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)

Quelle: (Hillenbrand et al. 2007)

Emissionen

SCCP-Emissionen konnten in der Vergangenheit aus der Herstellung und Verwendung von SCCP resultieren. Zusätzlich waren bereits hergestellte SCCP-haltige Produkte und resultierende Abfälle relevante Emissionsquellen. Wo SCCP-haltiger Abfall deponiert wurde, besteht grundsätzlich das Risiko, dass SCCP als persistente Stoffe langfristig aus der Deponie in die Umwelt (z.B. Grundwasser) gelangen. Genaue Angaben zu früheren SCCP-Emissionen sind nicht bekannt.

Vorkommen in der Umwelt

SCCP kommen weit verbreitet in der Umwelt vor und können in allen Kompartimenten nachgewiesen werden (UNEP 2015a).

Da SCCP weder in der POP-Dioxindatenbank noch in der Umweltprobenbank des Bundes vorhanden sind, kann keine Trendanalyse für deren Umweltvorkommen in Deutschland durchgeführt werden. SCCP konnten in Deutschland in Hausstaub, Schwebstoffen und Nahrungsergänzungsmitteln nachgewiesen werden (Hilger et al. 2012, Geiß et al. 2014, Sprengel et al. 2019). Generell belegen durchgeführte Messungen in der Antarktis einen weiträumigen grenzüberschreitenden Transport.

Die begrenzte Informationsgrundlage zum Status der Umweltbelastung ist möglicherweise u.a. auf die schwierige Analytik von CP zurückzuführen. Insbesondere bestehen Unsicherheiten bei der Bestimmung von SCCP in Gegenwart anderer CP.

2.1.6.2 Ist-Zustand

Herstellung, Verwendung, Importe, Exporte

SCCP werden in der EU derzeit weder produziert noch eingesetzt. Auch in Deutschland werden SCCP seit Mitte der 90er Jahre nicht mehr hergestellt. Daher ist es unwahrscheinlich, dass noch Lagerbestände in der EU vorhanden sind.

Seit 2010 wurden keine SCCP aus Deutschland exportiert (RPA 2010).

Aktuelle Emissionen

Da SCCP in Deutschland nicht mehr hergestellt noch verwendet werden, sind die hauptsächlichen Emissionsquellen bereits hergestellte SCCP-haltige Produkte und resultierende Abfälle sowie möglicherweise entsprechende Deponien. Die Deponierung von Gummiabfällen ist in Deutschland derzeit nicht relevant. Auch wenn SCCP derzeit nicht mehr in Metall- und Lederbearbeitungsmitteln zum Einsatz kommen, können kontaminierte Böden von früher stattfindender Metall- und Lederverarbeitung oder Deponien immer noch eine relevante Quelle für SCCP in Deutschland darstellen (z.B. Altlasten von früheren Metallbearbeitungsbetrieben).

Vorkommen in Produkten, Abfällen, Rezyklaten

Nach der Verwendungsbeschränkung in 2004 wird angenommen, dass SCCP nicht mehr in Metall- und Lederbearbeitungsmitteln, Papier, Farben und Lacken zum Einsatz kamen. Angesichts des Anwendungsverbots und der relativ kurzen Lebensdauer dieser Produkte ist davon auszugehen, dass die gebrauchten Produkte, Bearbeitungsmittel wie auch die behandelten Ledererzeugnisse Großteils bereits als Abfall angefallen und behandelt/entsorgt wurden (Potrykus et al. 2015). Das Vorkommen in Klärschlämmen wurde von Potrykus et al. (2015) als relativ gering eingeschätzt.

Obwohl SCCP seit Mitte der 90er Jahre nicht mehr hergestellt werden, können Förderbänder sowie Dichtungs- und Klebstoffe und deren Abfälle, durch ihre typischerweise längere Lebensdauer und aufgrund der gewährten Ausnahmen laut EU-POP-VO, weiterhin relevant sein (Potrykus et al. 2015). Zusätzlich können langlebige Textilprodukte aus dem Militärbereich weiterhin eine Rolle spielen (Potrykus et al. 2015).

Außerdem können mögliche Importe neuer Produkte und/oder recycelter Produkte, die mit SCCP kontaminiert sind oder SCCP enthalten (auch in Konzentrationen über den in der Verordnung EU 2015/2030 festgelegten Grenzwerten), nicht ausgeschlossen werden. Diese sind nur mit erheblichem Aufwand nachzuvollziehen.

SCCP-Konzentrationen über den in der EU-POP-VO festgelegten Grenzwerten werden regelmäßig in verschiedenen Produkten (einschließlich Konsumgütern) in der EU nachgewiesen / gemeldet. Informationen zu SCCP Vorkommen in Produkten können dem „EU Rapid Alert System“ Schnellwarnsystem (RAPEX) entnommen werden (Daten für 2013-2020 sind verfügbar). Aktuelle Messungen bestätigen, dass SCCP immer noch in Produkten in der EU enthalten sind oder in unterschiedlichen Produkten durch Importe auf den EU Markt gelangen. Insgesamt enthält die Datenbank 164 Einträge zu SCCP Konzentrationen in Produkten. Tabelle 7 stellt die aktuellsten Meldungen für 2019 und 2020 zusammen (RAPEX 2020). Bei einem Produkt (Yoga Matte) wurde als Ursprungsland Deutschland angegeben. Hier wurde eine SCCP Konzentration von 2,2 Gew.% gemessen.

Tabelle 7: Konsumgüter auf dem EU-Markt, die SCCP enthalten

Jahr	Produkt	SCCP Konzentration Gew. %
2020	Sportzubehör: Yoga Matte	1.09
	Sportzubehör: Sattelbezug	1.3
	Sportzubehör: Trainingsband	2.83
2019	Elektrische Geräte und Zubehör: Kopfhörer	1.49
	Elektrische Geräte und Zubehör: Fitness Uhr	1.4
	Elektrische Geräte und Zubehör: Wasserkocher	0.47
	Elektrische Geräte und Zubehör: Kopfhörer	3.55
	Spielzeuge: Puppe	2.01
	Elektrische Geräte und Zubehör: Ladebatterie	5.12
	Textilien und Kleidung: Portemonnaie	4.1
	Sportzubehör: Handschuhe	0.25
	Elektrische Geräte und Zubehör: Kopfhörer	4.4
	LED Lichtketten	0.49
	Sportzubehör: Sattelbezug	1.12

Jahr	Produkt	SCCP Konzentration Gew. %
	Kommunikationsgeräte: Computer Tasche	2.75
	Werkzeuge: Schlauch	4.66
	Elektrische Geräte und Zubehör: Ladebatterie	1.65
	Sportzubehör: Yoga Matte (Ursprungsland Deutschland)	2.2
	Weihnachtsbaum	1.5

Quelle: (RAPEX 2020)

In einer vom Labor für chemische und physikalische Prüfungen an Textilien, Leder und Bedarfsgegenständen in Hamburg durchgeführten Studie, wurden 84 Produkte aus verschiedenen Kunststoffen auf SCCP geprüft (Kramer 2014). Diese Substanzen wurden bei 19 der untersuchten Produkte (29%) nachgewiesen. Bei mindestens 10 von diesen Produkten überschritten die gemessenen Werte den in Anhang I der EU-POP-VO festgelegten Grenzwert in Produkten.

Hohe SCCP Konzentrationen wurden auch in Lichterketten nachgewiesen. 2019 testete der Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (BUND) durch ein externes Prüflabor vier Lichterketten bekannter Hersteller auf Schadstoffe. Bei drei der vier getesteten Produkte überschreiten die gemessenen Konzentrationen die in der EU-POP-VO festgelegten Grenzwerte. Die gemessenen Werte lagen zwischen 0,24 und 2,4 Gew. % (BUND 2019).

Ein möglicher Beitrag anderer CP zu SCCP-Konzentrationen in verschiedenen Produkten (einschließlich Konsumgütern), die in der EU in Verkehr gebracht werden, muss auch berücksichtigt werden. Mittelkettige Chlorparaffine (engl. medium chain chlorinated paraffins, MCCP), die oft als Ersatz für SCCP verwendet werden und Anteile von SCCP enthalten können ($\leq 1\%$), könnten dabei 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 (Ahrens et al. 2003).

Der Nachweis von SCCP (in relativ geringen Konzentrationen) in Gegenwart von MCCP ist messtechnisch aufwändig, da es sich jeweils um Substanzgruppen handelt, die sich nur durch Kettenlänge und Chlorierungsgrad unterscheiden.

2.1.6.3 Maßnahmen

Bezüglich der gezielten Herstellung von SCCP sind in Deutschland keine Maßnahmen erforderlich.

Geeignete Analysemethoden und Standards zur Untersuchung und Unterscheidung zwischen MCCP und SCCP sind in der Entwicklung.

2.1.7 Hexachlorbutadien (HCBD)

HCBD wurde 2015 in Anlage A und 2017 in Anlage C des Stockholmer Übereinkommens aufgenommen. In der EU ist Produktion, Handel und Einsatz von HCBD seit 2012 gemäß der EU-POP-VO über persistente organische Schadstoffe verboten. Laut Anhang I dürfen Erzeugnisse, die bereits vor dem oder am 10. Juli 2012 verwendet wurden und Hexachlorbutadien enthalten, in Verkehr gebracht und verwendet werden. Zusätzlich ist HCBD in Anhang III Teil B der EU-POP-VO gelistet.

2.1.7.1 Bisherige Entwicklung

Frühere Herstellung und Verwendung

Zwischen 1970 und 1980 wurde HCBd weltweit produziert; im Jahr 1982 wurden 10.000 Tonnen geschätzt. Im Jahr 1979 wurden ca. 4.500 Tonnen HCBd in Deutschland unbeabsichtigt als Nebenprodukt bei der Herstellung bestimmter chlorierter Chemikalien erzeugt, wovon 1.021 Tonnen exportiert, 3.400 Tonnen verbrannt und 100 Tonnen deponiert wurden. Diese HCBd-Mengen sind im Jahr 1991 auf 550 – 1.400 Tonnen gesunken. Davon wurden 300 Tonnen als Produkt exportiert und 250 – 1.100 Tonnen im Prozess recycelt (BUA 1991). HCBd wird in Europa seit Ende der 1970er Jahre weder gezielt hergestellt noch verwendet (UNEP 2012b).

HCBd ist und war kein Zielprodukt der chemischen Industrie in Deutschland (BUA 1991). Jedoch entsteht die Substanz als Nebenprodukt bei einigen Prozessen und wurde früher teilweise für kommerzielle Zwecke verkauft. Diese kommerzielle Produktion als Nebenprodukt wird als beabsichtigte Produktion bezeichnet, wohingegen die Entstehung von HCBd als ungewolltes Abfallprodukt z.B. in der Produktion von chlorierten Chemikalien, der Herstellung von Magnesium oder Verbrennungsprozessen als unbeabsichtigte Entstehung von HCBd angesehen wird (UNEP 2013b).

HCBd wurde früher als Zwischenprodukt für fluorhaltige Schmiermittel und Gummiverbindungen, Lösemittel für Elastomere, hitzeübertragende Flüssigkeit, Kühlmittel in Transformatoren, Hydraulikflüssigkeit, Flüssigkeit für Gyroskope, Adsorptionsmittel für Gasverunreinigungen, Biozid zur Vermeidung der Algenbildung (z.B. in Kühlwassersystemen). Außerdem wurde HCBd in der Vergangenheit als Absorber zum Auswaschen von Kohlenwasserstoffen aus Gasen und der Rückgewinnung von Chlorgasen in der Chlorproduktion und bei weiteren industriellen Prozessen (z.B. Herstellung von Aluminium- und Graphitstangen) eingesetzt (Potrykus et al. 2017b).

HCBd kann ebenfalls als unerwünschtes Nebenprodukt bei der Synthese von chlororganischen Verbindungen, bei Verbrennungsprozessen oder der Produktion von Magnesium unbeabsichtigt entstehen. Es ist nicht bekannt, dass HCBd derzeit beabsichtigt hergestellt oder verwendet wird (UNEP 2013b).

Emissionen

Da es für HCBd keine natürliche Quellen gibt (Zhang et al. 2019), stammen alle Emissionen aus der Technosphäre und konnten während der Herstellung und Verarbeitung sowie durch HCBd-haltige Produkte (z.B. Hydraulikflüssigkeiten, Kühlmittel) und Abfälle freigesetzt werden. Genaue Angaben zu diesen früheren Emissionen sind jedoch nicht bekannt. Ebenfalls konnte es durch die unbeabsichtigte Freisetzung zu Emissionen kommen.

Verbrennungsprozesse werden häufig als Quelle für die unbeabsichtigte Freisetzung von HCBd genannt. Außerdem kann HCBd unbeabsichtigt in Klärschlamm aus kommunalen oder industriellen Abwasserbehandlungsanlagen freigesetzt werden. HCBd-Emissionen können zusätzlich von alten HCBd-haltigen Produkten stammen (Potrykus et al. 2015).

Vorkommen in der Umwelt

HCBd kann in der Umwelt in verschiedenen Kompartimenten (Wasser, Luft, Sediment, Boden, Biota) nachgewiesen werden (Toxics Link 2015). In der POP-Dioxin-Datenbank sind Daten zu HCBd-Vorkommen in Wasser und Sediment enthalten. Die globale Kontaminierung mit HCBd wird, aufgrund von Konzentrationen, die meistens unterhalb gegenwärtiger Umweltstandards liegen, generell als gering eingeschätzt. Relativ hohe HCBd-Konzentrationen wurden hingegen in manchen Fällen in der Nähe von Punktquellen gefunden. Die in der Literatur gefundenen Daten zu HCBd-Vorkommen in Fischen, Sedimenten, Boden und Wasser liegen sehr häufig unterhalb der Umweltqualitätsnormen (Environmental quality standards, EQS) von 55 ng/g Fg, beziehungsweise der Nachweisgrenze. Überschreitungen dieses Wertes können oft in der Umgebung von Industriestandorten (Punktquellen) gefunden werden. Da die meisten Messwerte unterhalb der Nachweisgrenzen liegen kann kein Trend angegeben werden, weshalb davon ausgegangen wird, dass die HCBd-Belastung in Deutschland eine untergeordnete Rolle spielt (BLfU 2013, Berger et al. 2015, Weber et al. 2015, Fliedner et al. 2016, LHWSA 2016, Flußgebietgemeinschaft (FGG) Elbe 2018, LLUR 2018).

2.1.7.2 Ist-Zustand

Herstellung, Verwendung, Importe, Exporte

In Deutschland wird HCBD aktuell nicht gezielt hergestellt und verwendet.

Aktuelle Emissionen

Da HCBD in Deutschland nicht gezielt hergestellt wird, gibt es aus der Herstellung keine Emissionen. Dennoch kann es als unerwünschtes Nebenprodukt bei der Synthese von chlororganischen Verbindungen, bei Verbrennungsprozessen oder der Produktion von Magnesium unbeabsichtigt entstehen und teilweise freigesetzt werden oder aus Alterzeugnissen, Deponien oder via Klärschlamm in geringen Mengen in die Umwelt emittieren.

Vorkommen in Produkten, Abfällen und Rezyklaten

HCBD könnte in alten HCBD-haltigen Produkten, wie z.B. Hydraulikflüssigkeiten, Kühlmitteln und Adsorptionsmitteln anfallen. Bereits 2002 wurde jedoch vom UBA vermutet, dass diese Emissionen „mengenmäßig nur eine untergeordnete Rolle spielen“ (Böhm et al. 2002). Die Relevanz des Vorkommens von HCBD in der Technosphäre in Deutschland wurde in einem UBA Forschungsvorhaben geprüft mit der Schlussfolgerung, dass das Vorkommen in allen geprüften Bereichen (Produkte aus historischen Anwendungen, Klärschlamm, unbeabsichtigte Entstehung aus der Produktion von chlororganischen Verbindungen, Verbrennungsprozessen und der Kunststoffherstellung) nicht relevant ist (Potrykus et al. 2015).

In einem Forschungsprojekt wurden Abfallbehandlungsanlagen und Kläranlagen in Sachsen-Anhalt durch eine Analyse dort anfallender bzw. gehandhabter Abfallarten, bei welchen POP-Vorkommen vermutet wurden, u.a. auf HCBD untersucht. Hierbei wurden bei keiner Messung HCBD in einer Konzentration über der Bestimmungsgrenze (< 10 mg/kg) gemessen (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt et al. 2019).

Generell ist jedoch zu beachten, dass die vergleichsweise geringe Anzahl an Proben sowie die Hot-Spot Beprobung bei einigen grobstückigen Abfällen, vor allem im Rahmen des Forschungsprojekts des Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, nur einen Hinweis auf eine eventuelle POP-Belastung der einzelnen Abfallströme liefern und keine generelle Aussage zu den einzelnen Abfallarten gemacht werden kann.

2.1.7.3 Maßnahmen

Bezüglich der gezielten Herstellung von HCBD sind in Deutschland keine Maßnahmen erforderlich.

2.1.8 Hexabromcyclododecan (HBCDD)

2.1.8.1 Bisherige Entwicklung

1,2,5,6,9,10-Hexabromcyclododecan (HBCDD) ist eine Substanz der halogenierten aliphatischen Kohlenwasserstoffe und besitzt 16 Stereoisomere (CAS Nummer 3194-55-6). Technisch liegt es als ein Gemisch von drei wesentlichen Diastereomeren α -HBCDD (CAS Nummer 134237-50-6), β -HBCDD (CAS Nummer 134237-51-7) und γ -HBCDD (CAS Nummer 134237-52-8) vor. Diese unterscheiden sich durch die räumliche Anordnung der Brom-Substituenten. Die Zusammensetzung der Gemische variiert zwischen 70-95% γ -HBCDD und 5-30% α - und β -HBCDD. Je nach Verhältnis wird von niedrigschmelzendem (70-80% γ -HBCDD) und hochschmelzendem (>90% γ -HBCDD) HBCDD gesprochen. Bei Raumtemperatur liegt es als weißer geruchsloser Feststoff vor. HBCDD ist persistent, bioakkumulativ, toxisch, sowie wasserunlöslich (UNEP 2010b, European Commission 2019b).

HBCDD wurde 2013 in Anlage A des Stockholmer Übereinkommens aufgenommen. Ausgenommen sind die Herstellung und Verwendung in expandiertem (EPS) und extrudiertem (XPS) Polystyrol, für Länder, die im Register genannt sind. Es muss jedoch sichergestellt werden, dass HBCDD-haltiges EPS und XPS während ihrer Lebensdauer einfach zu identifizieren sind.

HBCDD ist in Anhang I der EU-POP-VO gelistet. Ausgenommen sind nach Artikel 4 Absatz 1 Buchstabe b Stoffe, Gemische, Erzeugnisse oder die Bestandteile der mit Flammschutzmittel behandelten Erzeugnissen

mit einer Spurenverunreinigung von weniger als 100 mg/kg. Ausnahmen hierzu bestehen für Erzeugnisse aus expandiertem Polystyrol, die Hexabromcyclododecan enthalten und vor dem 21. Februar 2018 in Gebäuden verwendet wurden, und Erzeugnisse aus extrudiertem Polystyrol, die Hexabromcyclododecan enthalten und bereits vor dem 23. Juni 2016 in Gebäuden verwendet wurden. Diese dürfen weiterhin verwendet werden. Expandiertes Polystyrol, welches nach dem 23. März 2016 in Verkehr gebracht wurde und HBCDD enthält, muss durch Kennzeichnung oder durch andere Mittel während seines gesamten Lebenszyklus identifizierbar sein.

In der REACH-VO ist HBCDD in Anhang XIV der zulassungspflichtigen Stoffe als Substanz mit PBT –Eigenschaften eingetragen. Seit dem 21. August 2015 sind Verwendung und Inverkehrbringen zur Verwendung des Stoffes verboten, wenn nicht vor Ablauf der Antragsfrist am 21.2.2014 ein Zulassungsantrag gestellt wurde. Die Europäische Kommission hat 2016 eine Zulassung für das Inverkehrbringen und die Verwendung von Dämmstoffen EPS mit HBCDD als Flammschutzmittel genehmigt, damit die Hersteller genug Zeit haben HBCDD als Flammschutzmittel zu ersetzen. Die Zulassung war bis zum 21. Februar 2018 befristet. (UBA 2017g).

Ebenfalls greift Artikel 8 i.V.m. Anhang VII der Richtlinie 2012/19/EU der EU über Elektro- und Elektronikaltgeräte (WEEE), nach welcher Kunststoffe, die bromierte Flammschutzmittel (wie z.B. HBCDD) enthalten, von anderen WEEE-Abfällen getrennt werden müssen. Diese ist in Deutschland durch § 20 i.V.m. Anlage 4 ElektroG umgesetzt. Ab 1.1.2022 werden die Anforderungen an die Behandlung von Elektro- und Elektronikaltgeräten in die Elektro- und Elektronik-Altgeräte Behandlungsverordnung überführt. Nach § 3 Abs. 2 Nr. 5 EAG-BehandV sind Kunststoffe, die bromierte Flammschutzmittel enthalten aus Altgeräten zu entfernen und POP-haltige Kunststoffe gem. § 7 Abs. 1 EAG-BehandV vor einem Recycling abzutrennen.

Frühere Herstellung und Verwendung

HCBDD ist bereits seit dem Ende der 1960er Jahren auf dem Weltmarkt vorhanden und wurde für die Verwendung in EPS und XPS in Gebäuden hergestellt. In Deutschland wurde HCBDD seit Ende der 1980er Jahre von BASF als Flammschutzmittel unter dem Namen Hexabromid verkauft (European Commission 2008). Die weltweite Produktion lag im Jahr 2001 bei 16.500 Tonnen, stieg im darauffolgenden Jahr auf 21.447 Tonnen und im Jahr 2003 auf 21.951 Tonnen an. Im Jahr 2011 lag die weltweite Produktion bei 28.000 Tonnen, von denen 13.000 in Europa und den USA produziert worden sind (UNEP 2010b, UNEP 2011c, UNEP 2011a). Nach der Aufnahme von HBCDD in Anhang A des Stockholmer Übereinkommens fiel der Verbrauch in der EU in 2014 auf 10.800 Tonnen und im darauffolgenden Jahr auf 2.800 Tonnen ab. Im gleichen Zeitraum blieb der Bedarf an HBCDD in den USA bei 2.200 und in China bei 10.700 Tonnen konstant (ICL-IP 2014). Heutzutage wird HBCDD in der EU weder hergestellt noch gehandelt.

Verwendet wurde HBCDD als flammenhemmender Zusatzstoff für Polymere und Textilien, welche in Gebäuden, Fahrzeugen und Elektrogeräten verbaut sind. Diese Verwendungen wurden 2013 verboten, wobei noch einige Ausnahmen bis 2018 gelistet waren. Der Ausstieg in der Textilindustrie geschah bereits 2007.

Die globale Hauptverwendung (90 %) waren in EPS und XPS als Flammschutzmittel für Dämmstoffe in Gebäuden. Mit HBCDD behandelte EPS und XPS wurden ebenfalls als Verpackungen verwendet (6 %), wobei die HBCDD Konzentration 0,7 % bis 3,0 % erreichen konnten (UBA 2017f). In HIPS (2 % der globalen Verwendung), welches in Elektrogeräten und in Gehäusen von Videokassetten eingesetzt wurde, konnte die HBCDD Konzentration bis zu 7 % erreichen (European Commission 2008). Eine weitere Verwendung war in Polymerdispersionen auf Baumwoll- oder Baumwollmischfasern. Diese wurden als Rückenbeschichtungen für Bezugstoffe in Wohnmöbeln und Autositzen, sowie für Vorhängen mit einer Konzentration von 2,2 % - 4,2 % HBCDD eingesetzt (UNEP 2015b). Weiterhin wurde es in Latexbindemitteln, Klebstoffen und Lacken verwendet.

Emissionen

Es gibt keine natürlichen Quellen von HBCDD. Die Belastung in der Natur entsteht durch die Freisetzung aus der Herstellung, der Verarbeitung, der Verwendung und der Entsorgung von HBCDD belasteten Produkten.

HBCDD kann während der Produktion und der Verarbeitung in Endprodukte in Form von Staub, Produktionsrückstand und im Abwasser in die Umwelt gelangen. HBCDD belastete Abfälle, wie beispielsweise von EPS/XPS-Verpackungen und HIPS in Elektroprodukten gelangen durch Deponien ebenfalls in die Umwelt. HBCDD gelangt durch die Anwendung als Polymerdispersion für Textilien während des Waschvorgangs über das Abwasser in die Umwelt. Die größte Umweltbelastung erfolgt durch die Herstellung, Anwendung und dem daraus resultierendem Abfall in Dämmstoffplatten. Die diffusive Emission von HBCDD aus Dämmplatten in die Atmosphäre macht dabei die Hälfte der gesamten Emissionen aus. Weiterhin werden beim Abriss von alten Gebäuden beachtliche Mengen an HBCDD freigesetzt (Morf et al. 2008). Angaben zu früheren HBCDD-Emissionen in Deutschland liegen nicht vor.

2.1.8.2 Ist-Zustand

Herstellung, Verwendung, Importe, Exporte

In Deutschland wird HBCDD aktuell nicht mehr hergestellt. Die Verwendung unterliegt den in der EU-POP-VO aufgeführten Ausnahmen: Erzeugnisse aus expandiertem oder extrudiertem Polystyrol, die HBCDD enthalten und bereits vor dem 21.02.2018 in Gebäuden verwendet wurden, dürfen weiterhin verwendet werden. Erzeugnisse, die HBCDD bis zu einer Konzentration von 100 mg/kg (0,01 Gew.-%) als unbeabsichtigte Spurenkonzentration enthalten, dürfen ebenfalls in Verkehr gebracht und verwendet werden. Importe von HBCDD sind nicht zulässig, allerdings sind Funde in importierten Produkten möglich und müssen geahndet werden.

Aktuelle Emissionen

Durch das Verbot von HBCDD fallen in Deutschland keine Emissionen aus der Herstellung an. Dennoch kann HBCDD durch Diffusion aus der Anwendung als Flammschutzmittel in die Natur gelangen. Ebenfalls kann es bei Abriss-/Umbau- und Sanierungsarbeiten und aus Deponien in die Atmosphäre freigesetzt werden. Auf Grund der hohen Lebensdauer (50 ± 25 Jahre) und den hohen Verwendungsmengen (insgesamt 60.000 Tonnen), werden HBCDD belastete Abfälle auch in den nächsten Jahrzehnten durch die Bauindustrie in die Umwelt freigesetzt werden.

Vorkommen in Produkten, Abfällen und Rezyklaten

Durch das Verbot von HBCDD ist nicht mehr mit neuen HBCDD-haltigen Produkten zu rechnen. Dennoch finden sich in der Literatur Produkte mit Werten oberhalb der unbeabsichtigten Spurenverunreinigung (100 mg/kg), welche vorrausichtlich durch Importe nach Deutschland gekommen sind. In Haarklammern konnten HBCDD Konzentrationen von bis zu 207 mg/kg festgestellt werden (Straková et al. 2018). Durch das globale Verbot von HBCDD im Stockholmer Übereinkommen, sollten die Funde von HBCDD in Produkten in den nächsten Jahren weiter abnehmen, jedoch können illegale Importe aus Ländern, die immer noch HBCDD herstellen, eine Quelle für HBCDD belastete Produkte darstellen.

HBCDD wurde als Flammschutzmittel in Verpackungsmaterial, Elektronikgehäusen und Textilien eingesetzt. Vor allem durch die Verwendung in Dämmstoffplatten in Gebäuden entstand und entsteht HBCDD-haltiger Abfall, entweder als Verschnitt bei neuen Platten oder bei der Entfernung von alten Dämmstoffplatten. Auf Grund der langen Lebensdauer dieser Produkte wird HBCDD in den kommenden Jahren weiterhin in Bau-schuttabfällen aufzufinden sein (Potrykus et al. 2019).

2.1.8.3 Maßnahmen

Bezüglich der gezielten Herstellung von HBCDD sind in Deutschland keine Maßnahmen erforderlich.

2.1.9 Pentachlorphenol (PCP)

PCP, seine Salze und Ester sind 2015 in Anhang A (Eliminierung) des Stockholmer Übereinkommens aufgenommen worden.

In der EU verbietet die EU POP-VO die Herstellung und Verwendung von PCP und seinen Salzen und Estern (CAS Nr. 87-86-5 und andere). Die EU-POP-VO sieht keine Ausnahmen für die Verwendung von PCP in Konzentrationen oberhalb von 5 mg/kg vor. Die Beschränkung unter REACH wurde durch Verordnung (EU) 2020/2096 der Kommission vom 15. Dezember 2020 gestrichen.

In Deutschland gelten zusätzlich folgende Verordnungen und Richtlinien:

PCP, seine Salze und Ester wurden in Deutschland bereits 1989 mit der PCP-Verbotsverordnung (PCP-V) verboten. Damit dürfen Pentachlorophenol und Pentachlorophenolsalze und -verbindungen, sowie Erzeugnisse, die mit einem Gemisch behandelt worden sind, das diese Stoffe enthielt und deren von einer Behandlung erfassten Teile mehr als 5 mg/kg dieser Stoffe enthalten, nicht in den Verkehr gebracht werden. Ausgenommen sind Holzbestandteile von Gebäuden und Möbeln sowie Textilien, die vor dem 23. Dezember 1989 mit Gemischen behandelt wurden, die diese Stoffe enthielten.

Die Altholzverordnung (AltholzV) sieht einen Grenzwert von 3 mg/kg in Holzhackschnitzeln und Holzspänen zur Herstellung von Holzwerkstoffen vor.

Richtlinie zur Bewertung und Sanierung PCP-belasteter Baustoffe und Bauteile in Gebäuden (PCP-Richtlinie): Die PCP-Richtlinie war zunächst eine Empfehlung, die dann teilweise in Landesrecht überführt wurde. Sie enthält Regelungen und Hinweise, wie PCP-haltige Bauprodukte 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 (PCP-Richtlinie 1996, BLfU 2008).

2.1.9.1 Bisherige Entwicklung

Frühere Herstellung und Verwendung

PCP, seine Salze und Ester sind 2015 in Anhang A (Eliminierung) des Stockholmer Übereinkommens aufgenommen worden.

In der EU verbietet die EU POP-VO die Herstellung und Verwendung von PCP und seinen Salzen und Estern (CAS Nr. 87-86-5 und andere). Die EU-POP-VO sieht keine Ausnahmen für die Verwendung von PCP in Konzentrationen oberhalb von 5 mg/kg vor. Die Beschränkung unter REACH wurde durch Verordnung (EU) 2020/2096 der Kommission vom 15. Dezember 2020 gestrichen.

Tabelle 8: Herstellung von PCP in Deutschland und weitere Entwicklungen zu PCP

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

Jahr	Hergestellte PCP Menge in [t]	Weiterführende Informationen
1984	1.550 – 1.750	ca. 190 t verbraucht in Deutschland
1985	~1.000	ca. 80 t verbraucht in Deutschland
1986	-	Herstellung von PCP und NaPCP 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

Quelle: (LfU 1996, IEP 2002, BLfU 2008)

Emissionen

Es gibt keine natürlichen Quellen für PCP. Alle Emissionen stammen aus der Technosphäre und wurden oder werden aus der Herstellung, dem Transport und der Verarbeitung sowie PCP-haltigen Produkten und Abfällen freigesetzt. So können z.B. zur Holzimprägnierung eingesetzte PCP und PCP Salze während des Lebenszyklus der imprägnierten Materialien und Produkte aus ihnen entweichen. Genaue Angaben zu früheren PCP-Emissionen in Deutschland sind nicht bekannt.

Vorkommen in der Umwelt

PCP wurde in verschiedenen Kompartimenten (Wasser, Sediment, Luft, Biota) nachgewiesen. In der POP-Dioxin-Datenbank sind Daten zu PCP-Messungen in verschiedenen Städten in Hessen (1989-2006) sowie an verschiedenen Standorten an der Weser (1992-2005) enthalten. An den beprobten Standorten wurden maximale PCP-Werte von 6,91 ng/m³ (Luft), 0,7 µg/l (Wasser) und 30 µg/kg (Sediment) nachgewiesen.

In der Umweltprobenbank des Bundes wurden Humanproben auf ihren PCP-Gehalt hin untersucht. Die in menschlichem Urin gemessenen PCP-Werte von 1986 bis 2010 zeigen einen absinkenden Trend (Werte in 2010 ~0,07 µg/l Fg). Weiterhin wurden auch PCP-Werte aus Messungen in Blutplasma von Studenten an verschiedenen deutschen Universitäten (Ulm, Münster, Greifswald und Halle) von 1982 bis 2010 untersucht (UBA 2020b). Hier kann ebenfalls ein abnehmender Trend festgestellt werden (Werte in 2010 ~0,5 µg/l Fg).

Deering et al. (2020) haben 2019 ebenfalls Blutproben von Menschen im Alter zwischen 27 und 65 Jahren untersucht und dabei PCP-Konzentrationen zwischen 0,29 µg/l Fg und 0,52 µg/l Fg ermitteln können. Die Werte liegen dabei leicht unterhalb der in 2010 gemessenen Proben der Umweltprobenbank des Bundes.

Generell kann festgestellt werden, dass bis zum Jahr 2010 ein abnehmender Trend für PCP in Humanproben festzustellen ist. Danach ist kein eindeutiger Trend zu erkennen, da zu wenig Literatur vorhanden ist. Ein Trend für PCP-Vorkommen in der Umwelt ist nicht ableitbar, da zu wenig Daten vorliegen.

2.1.9.2 Ist-Zustand

Herstellung, Verwendung, Importe, Exporte

In Deutschland werden PCP, NaPCP und PCPL weder hergestellt noch verwendet. Aktuellen Literaturangaben zufolge wird PCP in der gesamten UNECE-Region nur noch durch eine Firma in den USA produziert. Das

Unternehmen stellte 2009 etwa 7.250 t PCP her, welches in den USA, Kanada und Mexiko für Holzimprägnierungszwecke vermarktet wurde (UNECE 2010). Die Herstellung, Verwendung und Verkauf von PCP ist in den USA immer noch für zertifizierte Anwender erlaubt (EPA 2020).

Das 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 dennoch nicht ganz ausgeschlossen werden (Potrykus et al. 2015). Diese sind jedoch, falls überhaupt, nur mit erheblichem Aufwand nachzuverfolgen.

Aktuelle Emissionen

Da PCP in Deutschland nicht hergestellt werden, gibt es aus der gezielten Herstellung keine Emissionen. Die hauptsächlichsten Emissionsquellen sind daher bereits hergestellte PCP-haltige Produkte und resultierende Abfälle.

Vorkommen in Produkten, Abfällen, Rezyklaten

Seit 2014 gibt es keine neuen Meldungen durch das RAPEX Alert System über Produkte mit PCP-Konzentrationen über den durch REACH-VO, festgelegten Grenzwerten (RAPEX 2020).

BiPRO et al. (2011) berücksichtigt die frühere Verwendung von PCPL in Textilien, um die bereits angefallenen bzw. künftig anfallenden Abfallmengen in der EU 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 (Potrykus et al. 2015). Relevante Abfallmengen könnten eher noch in Ländern zu erwarten sein, die PCPL bis 2008 verwenden durften (Spanien, Portugal, Frankreich und Großbritannien).

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, usw. Aufgrund der relativ kurzer Lebensdauer vieler dieser Produkte ist davon auszugehen, dass diese großteils bereits vor einigen Jahren bereits entsorgt wurden (Potrykus et al. 2015).

Zusätzlich wurde PCP bis 1989 für die Imprägnierung von Holz und Bauteilen 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 (Potrykus et al. 2015).

2.1.9.3 Maßnahmen

Bezüglich der gezielten Herstellung von PCP sind in Deutschland keine Maßnahmen erforderlich.

2.1.10 Polychlorierte Naphthaline (PCN)

Rechtlicher Hintergrund

PCN, inklusive di-, tri-, tetra-, penta-, hexa-, hepta- und octa-CN wurden 2015 in Anlage A und C des Stockholmer Übereinkommens aufgenommen. Eine Ausnahme bildet die Produktion und Verwendung als Zwischenprodukt für die Herstellung von polyfluorierten Naphthalinen einschließlich Octafluornaphthalin.

In der EU ist die Produktion, das Inverkehrbringen und die Verwendung von PCN durch die Aufnahme in Anhang I der EU-POP-VO verboten. PCN ist ebenfalls in Anhang III (Liste der Stoffe, die Bestimmungen zur Verringerung der Freisetzung unterliegen) Teil B gelistet. Laut Anhang I der Verordnung dürfen Erzeugnisse, die bereits vor dem oder am 10. Juli 2012 verwendet wurden und polychlorierte Naphthaline enthalten, in Verkehr gebracht und verwendet werden.

2.1.10.1 Bisherige Entwicklung

Frühere Herstellung und Verwendung

Aufgrund vorteilhafter Eigenschaften wie chemischer Inertheit, geringer Entflammbarkeit, (elektrisch) isolierendem Charakter, Beständigkeit gegenüber biologischem Abbau und Wirkung als Biozid wurden PCN in der Vergangenheit häufig eingesetzt (UNEP 2012a).

Die weltweite PCN-Produktion variiert je nach Quelle, zwischen 200.000 – 400.000 Tonnen und 150.000 Tonnen (ein Zehntel der gesamten produzierten PCB-Menge). In Europa produzierte Bayer 1980 bis 1983 zwischen 100 und 200 Tonnen PCN pro Jahr. Im Jahr 1984 wurden PCN in Deutschland beispielsweise in einer Menge von etwa 300 Jahrestonnen überwiegend für die Verwendung als Zwischenprodukt für Farbstoffe hergestellt (UNEP 2013a). PCN wurden früher als Mischungen mehrerer Kongenere mit verschiedenen Produktnamen, wie z.B. Halowax, Nebren Waxes und Seekay Waxes, hergestellt (UNECE 2007, European Commission 2019b). In Deutschland wurden sie unter den Namen verkauft (UNEP 2017c): Basileum, Nibren wax und Perna way.

Die globale Produktion von PCN wurde in den 1970ern praktisch eingestellt und durch PCB ersetzt, welche ihrerseits in einer Vielzahl von Anwendungen (z.B. Farben, Fugenmassen, Flammschutz für Kunststoffe) durch chlorierte Paraffine (CP) ersetzt wurden (Potrykus et al. 2017b). Seit 1989 werden in Deutschland keine PCN mehr produziert (NICNAS 2002, Potrykus et al. 2015).

PCN wurden früher eingesetzt u.a. als Holzschutzmittel, Additive für Farben, wasserfeste Metallfarben und Motorenöle, Speziallösungsmittel mit hohem Siedepunkt, chemikalienbeständige Messgerätfüssigkeiten, Kabelisolierung, zum Imprägnieren von Papieren, als Schmiermittel, in Produkten zum Umgießen von Elektronik- oder Automobilbauteilen, bei der Herstellung von Präzisions-Gussteilen, in Flammschutzmitteln, in Härteschutzmasse beim Aufkohlen von Metallen, in Transformatoren und in Kondensatoren (UNEP 2013a, Potrykus et al. 2015). Des Weiteren wurden sie mit Harzen, Gummi, Kunststoffen, Talg, Kaolin und PCBs zu formbaren Massen verarbeitet (Brinkman et al. 1976). Das Anwendungsvolumen war deutlich geringer als das der PCB. Bei Kondensatoren lag das Anwendungsvolumen von PCN bei ca. 10 % der PCB (Weber 2018).

PCN wurden ebenfalls in der Rüstungsindustrie bei der Herstellung von Nebelgranaten eingesetzt (Potrykus et al. 2015).

Mit PCN-haltigen Farben muss primär in Chlorkautschukanstrichen sowie in PVC-Copolymeren gerechnet werden. Sie wurden als Korrosionsschutz für Metallkonstruktionen (Brücken, Türme, Schiffe, Tanks, Strommaste, Druckrohre etc. verwendet (Weber 2018). Die Additiv-Konzentrationen lagen laut BUWAL (2000 zitiert nach Weber 2018) zwischen 5 und 35 %.

PCN wurden laut einem Bericht der Stadt Köln (o. J.) als Holzschutzmittel (Basileum) zur Imprägnierung von Span- und Furnierplatten verwendet, bevorzugt als Fußbodenplatten in Raumzellen, als Wand- und Deckenplatten und im Rahmen der Pavillonbauweise. Basileum SP 70 wurde in eine Massekonzentration von etwa 1%, zugesetzt. Aus diesen Platten können durch Ausgasen, PCN in die Raumluft gelangen (Stadt Köln o. J.).

Insbesondere in den 1940er und -50er Jahren wurden PCN im Elektrobereich verwendet. Dieser Einsatzbereich blieb bis in die 1970er Jahre relevant, danach ist die Verwendung stark zurückgegangen. Laut Weistrand et al. (1992, zitiert nach Potrykus et al. 2015) wurden die letzten PCN-haltigen Anwendungen in der Elektroindustrie Anfang der 1990er Jahre berichtet.

Emissionen

Neben der Freisetzung von PCN durch frühere Verwendungen konnten Alterzeugnisse und Deponien eine Quelle für PCN darstellen. Genaue Angaben zu früheren PCN-Emissionen aus der beabsichtigten Herstellung innerhalb Deutschlands sind nicht bekannt.

Zusätzlich sind industrielle Prozesse als potentielle Quellen für die unbeabsichtigte Herstellung von PCN identifiziert worden. Thermische Prozesse spielen dabei eine entscheidende Rolle (Potrykus et al. 2017b). Ebenfalls können Produkte, Lagerbestände und Abfälle mögliche Quellen für PCN-Emissionen sein (UNEP 2013a).

Vorkommen in der Umwelt

Generell werden PCN in allen Typen von biologischen Proben gefunden, auch in solchen aus entlegenen Gebieten. PCN wurden in Luft, Sediment, Boden, Wasser, Biota und Menschen nachgewiesen (Toxics Link 2015). In Deutschland konnte PCN in Sediment, Boden und in menschlichem Blut nachgewiesen werden (Brack et al. 2007, Varel et al. 2011, Fromme et al. 2015, Takasuga et al. 2020). Auch wenn PCN in der Umwelt z.B. in Luft, Sedimenten und Biota gefunden werden, wird das Vorkommen aus der früheren beabsichtigten und aus der derzeit unbeabsichtigten Entstehung in der Technosphäre in Deutschland als gering eingeschätzt (Potrykus et al. 2017b). Generell gibt es nur wenig Literatur zu PCN-Vorkommen in der Umwelt, wodurch keine Trendanalyse durchgeführt werden kann.

2.1.10.2 Ist-Zustand

Herstellung, Verwendung, Importe, Exporte

Es gibt keine Hinweise, dass derzeit eine gezielte Produktion oder Verwendung von PCN stattfindet (Potrykus et al. 2017b).

Aktuelle Emissionen

PCN kann aktuell, nach wie vor, durch eine geringe Anzahl an frühere Anwendungen und Produkte, die noch nicht entsorgt wurden, sowie noch in Verwendung befindlicher PCB-haltiger Teile (PCN können als Verunreinigung in PCB-Mischungen enthalten sein), freigesetzt werden (UNEP 2013a). Außerdem können Auswaschungsprozesse in Deponien zu einer unbeabsichtigten Freisetzung von PCN führen (UNEP 2012a).

Generell wird davon ausgegangen, dass die Freisetzung von PCN aus beabsichtigter Produktion oder Verwendung heutzutage in Deutschland eine untergeordnete Rolle spielt (Potrykus et al. 2017b). Dennoch können PCN bei Verbrennungsprozessen unbeabsichtigt entstehen und teilweise freigesetzt werden oder als Verunreinigungen in PCB-Gemischen teilweise emittieren.

Vorkommen in Produkten, Abfällen und Rezyklaten

Da PCN seit über 30 Jahren nicht mehr produziert oder verwendet werden, ist davon auszugehen, dass der Großteil der PCN-haltigen Produkte bereits entsorgt wurde (Potrykus et al. 2015).

Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass durch die ehemalige Anwendung noch PCN-haltige Erzeugnisse wie Kondensatoren, Hydrauliköle und Fugendichtungen im Umlauf sind. Zusätzlich können Anstriche von Metallkonstruktionen sowie Holz in Gebäuden noch relevante PCN-Konzentration enthalten (Weber 2018). Bei diesen ist davon auszugehen, dass die in Produkten vorhandenen PCN-Mengen gering sind und nur noch in geringen Mengen in Abfallströme gelangen (Potrykus et al. 2015).

2.1.10.3 Maßnahmen

In Deutschland sind bezüglich der gezielten Herstellung von PCN keine Maßnahmen erforderlich.

2.2 Stoffe der Anlage B des Stockholmer Übereinkommens

2.2.1 Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT)

2.2.1.1 Bisherige Entwicklung

Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT) (CAS Nummer 50-29-3) ist ein Insektizid. Die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung von DDT sind in Deutschland seit 1972 durch das sog. DDT-Gesetz verboten. Ausnahmen konnten beim BVL für Forschungs- oder Analysezwecke beantragt werden (ChemVerbotsV, Anhang zu § 1, Abschnitt 1). Die Bestimmungen des DDT-Gesetzes wurden 1994 in die Gefahrstoffverordnung (GefStoffV) und die ChemVerbotsV übernommen (§ 1 Abs. 1 i.V.m. Abschnitt 1 des Anhangs zur ChemVerbotsV). Aus der GefStoffV sind sie im Zuge der Überarbeitung Ende 2010 wieder gestrichen worden. Die Genehmigungspflicht für Forschungs- oder Analysezwecke in der ChemVerbotsV war bereits durch die höherrangige EU-POP-VO obsolet und wurde mit der Neufassung der ChemVerbotsV vom 20. Januar 2017 gestrichen. DDT ist in Anlage B des Stockholmer Übereinkommens und in Anhang I der EU-POP-VO gelistet.

2.2.1.2 Ist-Zustand

In Deutschland wird DDT nicht gezielt hergestellt und verwendet.

2.2.1.3 Maßnahmen

In Deutschland sind zur gezielten Herstellung von DDT keine Maßnahmen erforderlich.

2.2.2 Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)

PFOS (CAS Nummer 1763-23-1) gehört zur Stoffgruppe der perfluorierten und polyfluorierten Alkylsubstanzen (PFAS). Es ist ein weißer Feststoff, welcher sowohl in Wasser als auch in organischen Lösungsmitteln löslich ist. PFOS liegt meistens in Form eines Salzes vor, oder wird in hochmolekularen Polymeren verbaut. Die Klassifizierung von PFOS-verwandten Substanzen ist nicht einheitlich geregelt, wodurch je nach Quelle 57 – 183 Substanzen dazu gezählt werden können (UNEP 2006b). Aufgrund der oberflächenaktiven Eigenschaften von PFOS und verwandten Verbindungen wird auch von per- und polyfluorierten Alkylsubstanzen (PFAS) gesprochen.

Perfluorooctansulfonsäure (PFOS), ihre Salze und Perfluorooctansulfonylfluorid (PFOSF) wurden 2009 in Anlage B (Beschränkung) des Stockholmer Übereinkommen aufgenommen. Tabelle 9 gibt eine Übersicht der chemischen Stoffe, die in den Anhang B des Stockholmer Übereinkommens aufgenommen wurden (die Liste der Salze ist nicht erschöpfend).

Tabelle 9: PFOS-Verbindungen wie in Anhang B des Stockholmer Übereinkommens angegeben

PFOS-Verbindung	CAS-Nr.
Perfluorooctansulfonsäure	1763-23-1
Perfluorooctansulfonylfluorid	307-35-7
Kaliumsalz	2795-39-3
Diethanolaminsalz	70225-14-8
Ammoniumsalz	29081-56-9
Lithiumsalz	29457-72-5
Tetraethylammoniumsalz	56773-42-3
Didecyldimethylammoniumsalz	251099-16-8

PFOS, ihren Salzen und PFOSF ist bis auf einige akzeptierte Anwendungen und spezifische Ausnahmen verboten und im Anhang I des Stockholmer Übereinkommens gelistet.

In der EU unterliegt PFOS seit 2006 einem Verbot mit bestimmten Ausnahmen. In der EU ist PFOS, ihre Salze und PFOSF in Anhang I der EU-POP-VO gelistet. Ausgenommen sind nach Artikel 4 Absatz 1 Buchstabe b Stoffe mit PFOS-Konzentrationen von höchstens 10 mg/kg. Unbeabsichtigte Spurenverunreinigungen von PFOS in Halbfertigerzeugnissen oder Erzeugnissen oder Bestandteilen davon, von weniger als 0,1 Gew.-%, berechnet im Verhältnis zur Masse der strukturell oder mikrostrukturell verschiedenartigen Bestandteile, die PFOS enthalten, und — bei Textilien oder anderen beschichteten Werkstoffen — wenn der PFOS-Anteil weniger als 1 µg/m² des beschichteten Materials beträgt, sind ebenfalls erlaubt. Des Weiteren ist die Verwendung von Erzeugnissen, die in der Union bereits vor dem 25. August 2010 verwendet wurden und PFOS enthalten, zulässig.

Die einzige Ausnahme, laut EU-POP-VO, für die Herstellung und das Inverkehrbringen von PFOS ist die Verwendung als Mittel zur Sprühnebelunterdrückung für nicht dekoratives Hartverchromen (Chrom VI) in geschlossenen Kreislaufsystemen. Hierfür müssen die Mitgliedsstaaten der Kommission alle vier Jahre Bericht erstatten und in den entsprechenden Anlagen die BVT gemäß Artikel 17 Absatz 2 Unterabsatz 2 der Richtlinie 2010/75/EU anwenden. Am 9.07.2020 hat die Konferenz der Vertragsparteien beschlossen, die akzeptierte Verwendung von PFOS, ihren Salzen und PFOSF für die Metallbeschichtung (Hartverchromung) ausschließlich in Systemen mit geschlossenem Kreislauf in eine spezifische Ausnahme zu ändern. Das hat zur Folge, dass die Parteien diese Ausnahme für einen Zeitraum von höchstens fünf Jahren nach Inkrafttreten dieser Änderung in Anspruch nehmen dürfen. Die Ausnahme kann nach einem Beschluss der Konferenz der Vertragsparteien auf Antrag einer Vertragspartei und auf der Grundlage einer Begründung für die anhaltende Notwendigkeit dieser Verwendung um weitere fünf Jahre verlängert werden.

2.2.2.1 Bisherige Entwicklung

PFOS wurde seit den 1950er Jahren in unterschiedlichen technischen Prozessen und Produkten zur Oberflächenveredelung und in der Spezialchemie eingesetzt. Laut der EU-POP-VO (850/2004) waren seit 2010 folgenden Anwendungen vom Verwendungsverbot ausgenommen:

Akzeptierte Anwendungen:

- ▶ Feuerlöschschäume, die vor dem 27. Dezember 2006 in Verkehr gebracht wurden³³;
- ▶ als Netzmittel für überwachte galvanotechnische Systeme³⁴;
- ▶ für Fotoresistlacke und Antireflexbeschichtungen für fotolithografische Prozesse³⁴;
- ▶ als fotografische Beschichtungen von Filmen, Papieren und Druckplatten³⁵;
- ▶ als Mittel zur Sprühnebelunterdrückung für nicht dekoratives Hartverchromen (Chrom VI) in geschlossenen Kreislaufsystemen;
- ▶ als Hydraulikflüssigkeit für die Luftfahrt³⁴.

Die folgenden akzeptierten Verwendungen und spezifischen Ausnahmen, die zwar in Anhang B des Stockholmer Übereinkommens aufgenommen wurden, wurden nicht in die EU-POP-VO übernommen:

- ▶ bestimmte medizinische Geräte (Ethylen-Tetrafluorethylen-Copolymer-Schichten, in-vitro-diagnostische Geräte und Charge-coupled Device-Farbfilter),
- ▶ Insektenköder für die Kontrolle von Blattschneideameisen,
- ▶ elektronische Teile von einigen Farbdruckern und Farbkopierern,
- ▶ Insektizide für die Kontrolle von roten Feuerameisen und Termiten,
- ▶ chemikalienbasierte Ölförderungsmaßnahmen,
- ▶ Teppiche,
- ▶ Leder,
- ▶ Textilien und Polsterungen,
- ▶ Papier und Verpackungen,
- ▶ Beschichtungen und Beschichtungsadditive,
- ▶ Gummi und Kunststoffe.

Die akzeptierten Anwendungen und spezifischen Ausnahmen wurden mit der Aufnahme von PFOS in 2015 festgelegt und werden danach alle vier Jahre daraufhin überprüft, ob sie weitergeführt werden. In der EU ist derzeit einzig die oben genannte Verwendung zur Sprühnebelunterdrückung für nicht dekoratives Hartverchromen (Chrom VI) in geschlossenen Kreislaufsystemen erlaubt. Dieser Eintrag wurde am 09.07.2020 von

³³ Für die Verwendung von Feuerlöschschäumen galten gemäß Richtlinie 2006/122/EG Aufbrauchfristen. Seit 27. Juni 2011 als Verwendung in der EU nicht mehr erlaubt, da die Ausnahme in der EU-POP-VO ausgelaufen ist.

³⁴ Seit 26. August 2015 als Verwendung in der EU nicht mehr erlaubt, da die Ausnahme in der EU-POP-VO ausgelaufen ist.

³⁵ Seit 20. Juni 2019 als Verwendung in der EU nicht mehr erlaubt, da die Ausnahme in der neuen EU-POP-VO ((EU) 2019/1021) entfallen ist.

einer akzeptierten Anwendung zu einer spezifischen Ausnahme geändert, wodurch die Ausnahme eine zeitliche Begrenzung von 5 Jahren nach Inkrafttreten der Änderung erhält.

PFOS, ihre Salze, Halogenide, Amide und andere Derivate, einschließlich Polymere, sind seit Juni 2008 über die RL 2006/122/EG (Beschränkungsrichtlinie³⁶) als Stoff, in Gemischen und Erzeugnissen verboten, wobei bereits bestimmte Ausnahmen vorgesehen waren, ähnlich den Ausnahmen der späteren EU-POP-VO. Dieses Verbot, wie auch die Ausnahmeregelungen, gingen im Juni 2009 in REACH, Anhang XVII ein (Verordnung (EG) Nr. 552/2009).

Bei der Änderung der europäischen EU-POP-VO³⁷ wurden die für PFOS im Anhang XVII der REACH-VO vorgesehenen Ausnahmen übernommen und mit wenigen Änderungen in Anhang I der EU-POP-VO aufgenommen. Die Beschränkungen des Anhang XVII von REACH wurden gestrichen.

Aufgrund des problematischen Umweltverhaltens entschied das US-amerikanische Unternehmen 3M – der bis dahin weltweit größte PFOS-Hersteller – im Jahr 2000 einen freiwilligen stufenweisen Rückzug aus der Produktion und Nutzung von PFOS bis Ende 2002 (Weppner 2000). Diese Unternehmensentscheidung bewirkte einen erheblichen Rückgang der Nutzung von PFOS in der EU (RPA 2004). Im Jahr 2015 wurde letztmalig von Deutschland eine PFOS-Produktion von 9 Tonnen gemeldet (UBA 2016a). Inzwischen wurde die Produktion von PFOS in Deutschland eingestellt, inzwischen werden nur noch Lagerbestände gemeldet.

2.2.2.2 Ist-Zustand

Aufgrund der Ausnahmeregelungen für bestimmte Verwendungen von PFOS besteht nach wie vor die Möglichkeit der Herstellung, des Inverkehrbringens sowie der Verwendung von PFOS. Produktionsmengen müssen an die BAuA gemeldet werden. Seit 2017 wurden im Jahresbericht, unter Artikel 12 der Verordnung (EG) 850/2004, keine Produktionsmengen mehr ausgewiesen (UBA 2018a). Es wurden jedoch in 2017 Exporte von Tetraethylammonium heptadecafluorooctansulphonat in der Höhe von 22,5 kg nach Brasilien gemeldet (UBA 2018a). PFOS darf in Deutschland weiterhin als Netzmittel für die Hartverchromung (Chrom VI) in geschlossenen Kreisläufen verwendet werden (Blepp et al. 2016), allerdings hat die Galvanikindustrie auf kürzerkettige PFAS umgestellt und verwendet so gut wie kein PFOS mehr.

2.2.2.3 Maßnahmen

In Deutschland sind bezüglich der gezielten Herstellung von PFOS keine Maßnahmen erforderlich. UBA (2020c) befassen sich mit den möglichen Ersatzstoffen für PFOS in der Verchromung und Kunststoffbeize. Hierbei wurde festgestellt, dass die Risiken hinsichtlich Abbaubarkeit, Persistenz und Ökotoxizität bei der Verwendung von Einsatzstoffen zu dem jetzigen Zeitpunkt nicht abschätzbar sind.

Die EU bereitet aktuell eine breite Beschränkung unter REACH für alle nicht-essentiellen Verwendungen von PFAS, sowie eine Beschränkung für PFHxA vor, unter die auch die kürzerkettigen PFAS, die derzeit in der Galvanik verwendet werden, fallen werden. Hier wird die Entwicklung nachhaltiger chemischer wie auch nichtchemischer Alternativen erwartet.

³⁶ Und deren nationale Umsetzung („Elfte Verordnung zur Änderung chemikalienrechtlicher Verordnungen“)

³⁷ Die Änderung wurde durch die Verordnungen (EG) Nr. 756/2010 und Nr. 757/2010 durchgeführt.

3 Maßnahmen zum Register spezifischer Ausnahmegenehmigungen (Artikel 4)

Artikel 4 des Stockholmer Übereinkommens sieht die Verpflichtung vor, dass Vertragsparteien zeitlich beschränkte spezifische Ausnahmen für die Produktion oder eine bestimmte Verwendung von Stoffen der Anlagen A und B beim Sekretariat registrieren lassen können. Diese Ausnahmen werden regelmäßig geprüft, ob sie noch weiter geführt und ggf. gelöscht werden müssen.

Die Bundesrepublik Deutschland hat selbst keine spezifische Ausnahmeregelung für die Produktion oder Verwendung eines Stoffes der Anlagen A und B in ihrer derzeit gültigen Form nach den Bestimmungen des Artikels 4 des Stockholmer Übereinkommens beantragt. Diese Verpflichtung wird für die Mitgliedstaaten der EU von der EU als Vertragspartner des Stockholmer Übereinkommens stellvertretend abgedeckt.

4 Maßnahmen zur Verringerung oder Verhinderung von Freisetzungen von Stoffen der Anlage C (Artikel 5)

In Artikel 5 des Übereinkommens werden die Mindestmaßnahmen zur Verringerung oder Verhinderung von Freisetzungen unerwünschter Nebenprodukte vorgegeben, die die Vertragsparteien mit dem Ziel *“der kontinuierlichen Verringerung und – sofern durchführbar- der vollständigen Einstellung“* ergreifen sollen.

Die entsprechenden als unerwünschte Nebenprodukte betrachteten Stoffe werden im Anhang C des Stockholmer Übereinkommens genannt. Derzeit enthält dieser Anhang die folgenden Stoffe bzw. Stoffgruppen: PCDD/F, HCB, PCB und PeCB, PCN und HCBD.

4.1 Stoffe der Anlage C des Stockholmer Übereinkommens

4.1.1 Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/PCDF)

4.1.1.1 Bisherige Entwicklung

PCDD/PCDF war eine der ersten Stoffgruppen, die 2001 in die Anlage C des Stockholmer Übereinkommens aufgenommen wurden. In der EU sind sie in Anhang III Teil A der EU-POP-VO gelistet.

PCDD und PCDF wurden nie beabsichtigt hergestellt und verwendet. Die Freisetzung in die Natur aus nicht natürlichen Quellen rührt aus der unbeabsichtigten Herstellung durch chemisch-industrielle und thermische Prozesse. PCDD und PCDF entstehen bei der Synthese von Chlorphenolen/benzolen als Nebenprodukte. Die größte Quelle von PCDD und PCDF ist aus der Verbrennung von organischem Material. Zwischen 200 °C und 650 °C können in der Anwesenheit von organischen oder anorganischen chlorierten Substanzen und sauerstoffhaltigen Verbindungen PCDD und PCDF entstehen. Oft entstehen sie durch die unvollständige Verbrennung in Müllverbrennungsanlagen, sowie bei Verbrennungsprozessen in der Metallindustrie, der Wärme- und Stromproduktion, PKW und LKW Motoren und der Produktion von mineralischen Produkten, wie Zement, Ziegel und Glas (UNEP 2013c). Sie können ebenfalls natürlich bei Waldbränden und Vulkanausbrüchen entstehen (UBA 2017c).

Durch die Listung von PCDD/F in einigen völkerrechtlichen Übereinkommen und Abkommen (Stockholmer Übereinkommen, Genfer Luftreinhalteabkommen, etc.) sowie deren Implementierung in der deutschen Gesetzgebung und weiterer regulatorischer Maßnahmen, sind die Dioxinemissionen über die letzten Jahrzehnte deutlich zurückgegangen. Dies geht aus den jährlich veröffentlichten Emissionsinventaren von Luftschadstoffen³⁸ des UBA, welche seit 1990 die jährlichen Dioxinemissionen für jeden Industriesektor sammeln, hervor. Aus dieser ist ein Rückgang von 85% der Dioxinemissionen seit 1990 in Deutschland erkennbar. Der Rückgang ist ebenfalls im PRTR-Register www.thru.de erkennbar, jedoch wird hier angemerkt, dass die Meldepflicht nur für PRTR-Betriebe ab einem Schwellenwert von 0,0001 kg/ Jahr gilt, wodurch einige Betriebe keine Emissionen melden müssen (Abbildung 2).

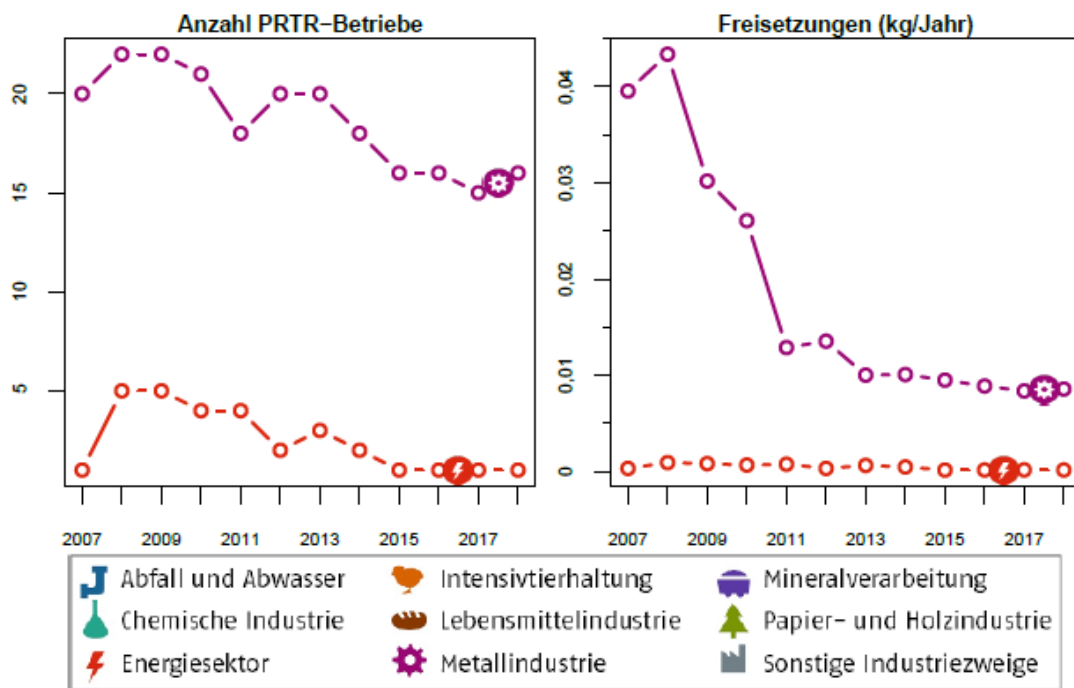
PCDD + PCDF (Dioxine + Furane) (als Teq) - Umweltmedium Luft: Der Schwellenwert beträgt **0,0001 kg „PCDD + PCDF (Dioxine + Furane) (als Teq)“** pro Jahr. Freisetzungen oberhalb dieses Wertes in das Umweltmedium Luft müssen nach PRTR-Verordnung berichtet werden.

³⁸ <https://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/emissionen-von-luftschadstoffen>

Tabelle 10: Für das Berichtsjahr 2018 — Anzahl der Betriebe sowie deren Freisetzen für den Schadstoff „PCDD + PCDF (Dioxine + Furane) (als Teq)“ in Luft der verschiedenen Industriebranchen mit entsprechenden relativen Anteilen

Industriebranche	Betriebe	(%)	Freisetzung (kg/Jahr)	(%)
Metallindustrie	16	94,1	0,00856	98,4
Energiesektor	1	5,88	0,00014	1,61
SUMME	17	100	0,0087	100

Abbildung 2: Jährliche Anzahl der PRTR-Betriebe (links) sowie deren Freisetzen (rechts) des Schadstoffs „PCDD + PCDF (Dioxine + Furane) (als Teq)“ in Luft für die 2 emissionsstärkste(n) Industriebranche(n) des Jahres 2018.



Quelle: Umweltbundesamt/www.thru.de und Göckeritz et al. 2020

Das UBA konnte 2016 durch eine Studie belegen, dass die Emissionswerte von Dioxinen aus abfallwirtschaftlichen Anlagen größtenteils unterhalb der gesetzlichen Grenzwerte der TA-Luft beziehungsweise des BImSchV liegen (Stöcklein et al. 2016).

Die toxisch relevanten Dioxine und dl-PCB haben die gleichen Wirkungsmechanismen, unterscheiden sich aber in der Stärke ihrer Wirkung. Diese unterschiedliche Wirkungsstärke wird mit einem Faktor, dem Toxizitätsäquivalenzfaktor (TEF) berücksichtigt, der die relative Giftwirkung der einzelnen Verbindungen im Vergleich zu dem hochgiftigen 2,3,7,8-TCDD beschreibt. Diesem ist der Faktor 1 zugewiesen. Die toxische Wirkung wird dann über die Gehalte der Einzelverbindungen und dem zugehörigen Faktor als sogenanntes Toxizitätsäquivalent (TEQ) errechnet und addiert. Die Toxizitätsäquivalenzfaktoren werden anhand unterschiedlicher Studien ermittelt und bei neueren Erkenntnissen aktualisiert. Nach und nach werden die Bestimmungen angepasst und auch dl-PCB in die Regelungen mit einbezogen. Höchstgehalte und Auslösewerte

von Futter- und Lebensmitteln wurden zuletzt zum 1. Januar 2012 auf die WHO-Faktoren von 2005 umgestellt (UBA 2018b). Aktuell wird eine Überprüfung der Toxizitätsäquivalenzfaktoren und der damit in direktem Zusammenhang stehenden tolerierbare Aufnahmemenge diskutiert (EFSA 2015). Eine Anpassung der TEF könnte in der Konsequenz auch Einfluss auf die Grenzwertsetzung in anderen Bereichen haben.

4.1.1.2 Ist-Zustand

Da PCDD/PCDF als unbeabsichtigte Nebenprodukte gebildet werden, gibt es immer noch Emissionen. Die aktuellen Haupteintragsquellen in Deutschland sind Kleinf Feuerungsanlagen und thermische Prozesse bei der Metallgewinnung und -verarbeitung. In 2018 betrug die Gesamtemission an PCDD/PCDF in Deutschland 120,7 g, wobei der größte Anteil von 51,8 g aus dem Energiesektor kam. Weitere Sektoren, allerdings wegen der weitgehenden Minderungsmaßnahmen nach dem Besten verfügbaren Stand der Technik mit einem geringen Anteil, sind die Chemie- und Mineralindustrie sowie der Abfallbereich (UBA 2020). Diese Werte sind seit 2005 verhältnismäßig gering und weitgehend stabil geblieben.

In einer Studie des UBA (Stöcklein et al. 2016) wurden Abgase von verschiedenen deutschen abfallwirtschaftlichen Anlagen (Abfallverbrennung, Klärschlammverbrennung, Altholzverbrennung, Krematorien) auf ihren POP-Gehalt untersucht. Dabei wurden PCDD/PCDF-Konzentrationen gemessen, welche unterhalb des Grenzwerts von 0,1 ng/m³ laut 17. BImSchV bzw. TA Luft liegen.

Im Rahmen seines Internetauftritts informiert das UBA über richtiges Heizen und den Folgen von illegalem Abfallverbrennen, um die Emissionen aus Kleinf Feuerungsanlagen weiter zu reduzieren³⁹.

4.1.1.3 Maßnahmen

Zur Vermeidung und weitgehenden Minderung von PCDD/F gibt es ein weitgehendes Maßnahmenpaket durch die Umsetzung des Besten Verfügbaren Standes der Minderungstechnik. Emissionsdaten werden an das Europäische E-PRTR (<https://prtr.eea.europa.eu>) und an das nationale PRTR (www.thru.de) berichtet. Durch Kontrolle von Lebens- und Futtermitteln wird die weitere Dioxinexposition des Menschen vorgebeugt und damit gering gehalten. Die Grenzwerte in Lebensmitteln sollten langfristig soweit gesenkt werden, dass die von der WHO empfohlenen Vorsorgewerte eingehalten werden können (UBA 2017c).

4.1.2 Hexachlorbenzol (HCB)

4.1.2.1 Bisherige Entwicklung

Hexachlorbenzol (CAS Nr.: 118-74-1) war einer der ersten Stoffe, die 2001 in den Anlage A sowie in Anlage C des Stockholmer Übereinkommens aufgenommen wurde. In der EU ist der Stoff in Anhang III Teil B der EU-POP-VO gelistet. HCB wurde als Fungizid und Pestizid verwendet. Seit 1977 ist die Verwendung von HCB als Wirkstoff in Pflanzenschutzmitteln verboten (BVL 2010b). Die Produktion wurde weltweit eingestellt (LUBW 1995). Zusätzlich wird HCB unbeabsichtigt bei der Herstellung des Pestizids Chloranil und bei der Synthese der chlorierten organischen Lösungsmittel wie Tetrachlorethen, Tetrachlormethan und Trichlorethen freigesetzt, sowie bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln mit den Wirkstoffen Chlorthalonil und Picloram. Ebenso kann es bei der unvollständigen Verbrennung von Abfällen, auf Grund von fehlendem Sauerstoff oder zu tiefen Verbrennungstemperaturen, sowie als Zwischenprodukt bei der Synthese verschiedener Medikamente entstehen.

Nach Artikel 6 der EU-POP-VO sind die Mitgliedsstaaten seit 2006 dazu verpflichtet, eine Freisetzungsdatenbank für die in Anhang III gelisteten Stoffe (HCB, PCB, PAK, PCDD/PCDF, PeCB, PCN, HCBd) zu führen. Aus dieser kann ein starker Rückgang der HCB-Emissionen seit 1990 erkannt werden.

In einer Schweizer Studie (Schmid et al. 2014) konnte nachgewiesen werden, dass HCB während der Benutzung von Feuerwerken als Nebenprodukt entsteht. Es kann angenommen werden, dass HCB auch in Deutschland während der Benutzung von Feuerwerken in die Atmosphäre gelangt. Bezüglich HCB wurde in

³⁹ <https://www.umweltbundesamt.de/themen/richtig-heizen>

mehreren europäischen Ländern, darunter auch Deutschland, berichtet, dass Feuerwerke, welche HCB enthalten, zwischen 2010 und 2015 illegal auf den Markt gekommen sind (Brandschutzaufklärung 2015).

Durch die Listung von HCB in einigen völkerrechtlichen Übereinkommen und Abkommen (Stockholmer Übereinkommen, Genfer Luftreinhalteabkommen, etc.) sowie deren Implementierung in der deutschen Gesetzgebung und weiterer regulatorischer Maßnahmen, sind die HCB-Emission über die letzten Jahrzehnte deutlich zurückgegangen. Dies geht deutlich aus den jährlich veröffentlichten Emissionstabellen von Luftschadstoffen des UBA, welche seit 1990 die jährlichen HCB-Emissionen für jeden Industriesektor sammeln, hervor. Aus diesen ist ein Rückgang von 99,6% der HCB-Emissionen seit 1990 in Deutschland erkennbar. Im PRTR-Register sind konstante Emissionswerte zu erkennen, jedoch werden diese von nur einem Betrieb gemeldet. Dieser Rückgang kann unter anderem auf die Umsetzung der BVT-Schlussfolgerungen aus der Industrieemissionsrichtlinie zurückgeführt werden. Es wurde auch gezeigt, dass Minderungsmaßnahmen um die Emissionen von PCDD/PCDF zu verringern, ebenfalls zu einer Verringerung der HCB-Emissionen geführt haben (European Commission 2018).

Das UBA konnte 2016 durch eine Studie belegen, dass die Emissionswerte von HCB aus abfallwirtschaftlichen Anlagen unterhalb der gesetzlichen Grenzwerte der TA-Luft liegen (Stöcklein et al. 2016).

4.1.2.2 Ist-Zustand

Laut den nationalen Trendtabellen von Luftschadstoffen des UBA⁴⁰ wurden in 2018 nur 11,9 kg an HCB (UN-ECE Berichterstattung 2020) emittiert. Der größte Produzent war hierbei Luftemissionen aus der Landwirtschaft (nicht durch Verunreinigungen aus der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln) mit 8,8 kg gefolgt vom Energiesektor mit 2,4 kg. Zum Vergleich wurden in 1990 noch 2897,5 kg HCB in die Umwelt ausgestoßen (UBA 2020).

In einer Studie des UBA (2016) wurden Abgase von verschiedenen deutschen abfallwirtschaftlichen Anlagen (Abfallverbrennung, Klärschlammverbrennung, Altholzverbrennung, Krematorien) auf ihren POP-Gehalt untersucht. Dabei wurden HCB-Konzentrationen von bis zu 0,05 µg/m³ festgestellt, welche damit unter dem Grenzwert von 0,05 mg/m³ nach dem Kapitel 5.2.7.1.1 der TA Luft liegen (Stöcklein et al. 2016).

4.1.2.3 Maßnahmen

In Anbetracht der derzeitigen vernachlässigbaren HCB-Emissionen müssen keine weiteren Maßnahmen unternommen werden.

4.1.3 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

4.1.3.1 Bisherige Entwicklung

PCB wurden 2001 als eine der ersten Stoffe in den Anhang A des Stockholmer Übereinkommens aufgenommen und sind ebenfalls in Anhang C gelistet. In der EU ist PCB in Anhang I und Anhang III Teil A der EU-POP-VO gelistet. In der EU-POP-VO ist keine Konzentrationsgrenze für unbeabsichtigte PCB-Spurenverunreinigungen angegeben. Somit dürfen nach aktuellem Recht keine PCB in Stoffen, Gemischen oder Erzeugnissen vorkommen.

Obwohl PCB weltweit nicht mehr hergestellt werden, kann es trotzdem zu unbeabsichtigten Freisetzungen durch ihre Entstehung als unerwünschte Nebenprodukte kommen. Diese können durch die unvollständige Verbrennung von chlorierten Produkten, bei zu niedrigen Temperaturen oder Sauerstoffmangel gebildet werden sowie bei Waldbränden und Vulkanausbrüchen (BfR 2018). Sie entstehen ebenfalls als Nebenprodukte in der Metallindustrie, sowie in Syntheseprozessen von Medikamenten und Chlorkohlenwasserstoffen,

⁴⁰ <https://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/emissionen-von-luftschadstoffen>

als auch bei der Herstellung von Pigmenten und Tinte (Grossman 2013, UNEP 2017e). Nach aktuellen Informationen können PCB auch bei der Vulkanisation von Silikonkautschuk unbeabsichtigt entstehen und emittiert werden (s.u.).

Durch die Listung von PCB in einigen völkerrechtlichen Übereinkommen und Abkommen (Stockholmer Übereinkommen, Genfer Luftreinhalteabkommen, etc.) sowie deren Implementierung in der deutschen Gesetzgebung und weiteren regulatorischen Maßnahmen, sind die PCB-Emission über die letzten Jahrzehnte deutlich zurückgegangen. Dies geht aus den jährlich veröffentlichten Emissionstabellen von Luftschadstoffen des UBA, welche seit 1990 die jährlichen PCB-Emissionen für jeden Industriesektor sammeln, hervor. Aus diesen ist ein Rückgang von 87% der PCB-Emissionen seit 1990 in Deutschland erkennbar. Für das PRTR-Register berichten zwar nur 3 Betriebe PCB, aber der Verlauf der Zeitreihe 2007 bis 2018 ist sehr schwankend. Für den Luftbereich (1 Betrieb) ist ein Rückgang der PCB Emissionen zu verzeichnen, für den Bereich Freisetzung in Wasser (2 Betriebe) dahingegen eine Zunahme der PCB Emissionen.

Das UBA konnte 2016 durch eine Studie belegen, dass die Emissionswerte von PCB aus abfallwirtschaftlichen Anlagen unterhalb der gesetzlichen Grenzwerte der TA-Luft liegen (Stöcklein et al. 2016).

4.1.3.2 Ist-Zustand

Aktuell kann es nach wie vor zu PCB-Emissionen kommen. Aus den nationalen Trendtabellen von Luftschadstoffen des UBA ergibt sich eine PCB-Emission von 213 kg für 2018. Der größte Anteil kommt hierbei aus dem Energiesektor mit 136,5 kg gefolgt von den prozessbedingten Emissionen der Metallindustrie mit 76,3 kg an PCB-Emissionen (UBA 2020). Die Emissionen aus der unbeabsichtigten Herstellung befinden sich damit weit unterhalb der Emissionen aus offenen Anwendungen, welche aus 7 – 12 t pro Jahr geschätzt werden (Weber et al. 2018c). Nach Einschätzung einer Studie des UBA könnten die PCB Emissionen eher im unteren Bereich dieser Spanne liegen (Potrykus et al. 2017a). Das ändert nichts an der Einschätzung, dass die PCB Emissionen aus der früheren offenen Anwendung mit Abstand die aktuell wichtigste Emissionsquelle darstellt.

In einer UBA-Studie zur „Untersuchung von Abfällen auf das Vorkommen nicht-technischer PCB-Kongenere und DecaBDE“, konnten PCB-Konzentrationen von bis zu 1,6 mg/kg in Farbpigmenten nachgewiesen werden, welche durch die unbeabsichtigte Herstellung während der Produktion in das Produkt gelangt sind (Potrykus et al. 2020). In der POP-VO ist keine Konzentrationsgrenze für unbeabsichtigte Spurenverunreinigungen von PCB festgelegt. Streng genommen dürfen daher Erzeugnisse, wie z.B. Pigmente keine PCB enthalten.

In einer weiteren Studie des UBA wurden Abgase von verschiedenen deutschen abfallwirtschaftlichen Anlagen (Abfallverbrennung, Klärschlammverbrennung, Altholzverbrennung, Krematorien) auf ihren POP-Gehalt untersucht. Dabei wurden PCB-Konzentrationen von bis zu 0,009 ng TEF/m³ festgestellt, welche damit unter dem Grenzwert von 0,1 ng/m³ der TA Luft liegen (Stöcklein et al. 2016).

Untersuchungen von Länderbehörden ergaben, dass bei silikonverarbeitenden Betrieben bei denen im bestimmungsgemäßen Betrieb bei der Vulkanisation von Silikonkautschuk durch den Einsatz eines chlorhaltigen peroxidischen Vernetzungsmittels unbeabsichtigt PCB entstehen und emittiert werden können. Erste Schätzungen zeigen, dass hierbei – je nach Größe und Durchsatz der betrachteten Anlagen von einer jährlichen PCB-Freisetzung im kg-Bereich auszugehen ist. An mehreren Standorten wurden hohe Belastungen mit PCB (insbesondere der PCB-Kongenere 47, 51 und 68) festgestellt, so dass aus Gründen des vorsorgenden Gesundheitsschutzes Empfehlungen ausgesprochen werden mussten, nach denen in der Nachbarschaft angebautes Gartengemüse nicht mehr bzw. nur noch in geringerem Umfang verzehrt werden soll. In fast allen bekannten Anlagen kommen bisher keine Abgasreinigungsanlagen zum Einsatz. Die unbeabsichtigte Freisetzung von PCB bei den entsprechenden Vulkanisationsprozessen war bislang bei der Betrachtung der Umweltrelevanz der entsprechenden Herstellungsverfahren nicht berücksichtigt worden. Auch gibt es bisher keinen definierten Stand der Technik zur Emissionsminderung für Partikel und PCB in diesem Bereich (Bundesrat 2020).

Um den Emissionen von unbeabsichtigten PCB aus silikonverarbeitenden Anlagen aus Extrudern und Temperöfen entgegen treten zu können und Auflagen durch die Genehmigungsbehörden zu ermöglichen, wurden diese Regelungslücke geschlossen und der Anlagentyp in die 4. BImSchV aufgenommen.

4.1.3.3 Maßnahmen

In Anbetracht der derzeitigen geringen PCB-Emissionen aus der unbeabsichtigten Entstehung von PCB sind keine weiteren Maßnahmen nötig. Dagegen sollten Maßnahmen ergriffen werden, um die Emissionen aus der früheren offenen Anwendung zu reduzieren.

4.1.4 Pentachlorbenzol (PeCB)

4.1.4.1 Bisherige Entwicklung

PeCB (CAS Nr.: 608-93-5) wird in Deutschland nicht mehr hergestellt und wurde 2009 in die Anlage A und C des Stockholmer Übereinkommens aufgenommen. PeCB ist in Anhang I und Anhang III Teil B der EU-POP-VO gelistet.

Die größte Quelle von unbeabsichtigt hergestelltem PeCB ist die unsaubere Verbrennung von organischem Material in Anwesenheit von Chlor (z.B. unsachgemäßes Verbrennen von Hausmüll). Zusätzlich kann es während thermischen Prozessen bei der Metallverarbeitung oder bei der Synthese von chlorierten organischen Verbindungen freigesetzt werden (UNEP 2017e).

4.1.4.2 Ist-Zustand

Bezüglich der derzeitigen Emissionen aus der unbeabsichtigten Herstellung von PeCB ist nur wenig Literatur vorhanden. Es kann, auf Grund der ähnlichen Struktur, angenommen werden, dass PeCB auch während der unbeabsichtigten Freisetzung von HCB gebildet wird. Maßnahmen, die zu einer Reduzierung der HCB-Emissionen beitragen, reduzieren ebenfalls die PeCB-Emissionen.

In einer Studie des UBA wurden Abgase von verschiedenen deutschen abfallwirtschaftlichen Anlagen (Abfallverbrennung, Klärschlammverbrennung, Altholzverbrennung, Krematorien) auf ihren POP-Gehalt untersucht. Dabei wurden PeCB-Konzentrationen von bis zu $0,228 \mu\text{g}/\text{m}^3$ festgestellt, welche damit unter dem Grenzwert von $20 \text{ mg}/\text{m}^3$ nach dem Kapitel 5.2.5 der TA Luft liegen (Stöcklein et al. 2016).

4.1.4.3 Maßnahmen

Bezüglich der unbeabsichtigten Entstehung von PeCB sind in Deutschland keine Maßnahmen erforderlich.

4.1.5 Polychlorierte Naphthaline (PCN)

4.1.5.1 Bisherige Entwicklung

Frühere Emissionen und unerwünschte Nebenprodukte

Neben der Freisetzung von PCN durch frühere beabsichtigte Verwendungen kommen zahlreiche industrielle Prozesse als potentielle Quellen für die unbeabsichtigte Erzeugung/Freisetzung von PCN in Frage. In diesem Zusammenhang können vor allem thermische Prozesse wie die Verbrennung von Abfall und die Herstellung von Sekundär-Kupfer und -Aluminium, die Chlor-Alkali Elektrolyse und metallurgische Prozesse zur Herstellung von Magnesium genannt werden. Letzterer stellt keine potentielle Quelle von PCN in Deutschland dar, da derzeit keine Herstellung von Magnesium in Deutschland stattfindet (Potrykus et al. 2017b). Zusätzlich können PCN auch natürlich, bei Verbrennungen von Holz z.B. Waldbränden, entstehen (Environment Canada 2011).

Laut Liu et al. (2014) sind die bedeutendsten Quellen für PCN in der Umwelt neben der früheren Produktion und Freisetzung von technischen PCN-Formulierungen Verunreinigungen in kommerziellen PCB-Gemischen und anderen Chemikalien sowie die unbeabsichtigte Bildung und Freisetzung aus industriellen thermischen Prozessen.

PCN-Verunreinigungen in PCB-Gemischen

Kommerzielle PCB-Mischungen enthielten Spuren von PCN in einer Konzentration von 0.01 – 0.09%. Basierend auf Schätzungen der globalen PCB-Produktion und Konzentrationsmessungen von PCN-Verunreinigungen in technischen PCB-Gemischen wird geschätzt, dass 169 Tonnen PCN durch die Verwendung von PCB weltweit freigesetzt wurden (Liu et al. 2014). Die Gesamtmenge an erzeugten PCN als Nebenprodukt der PCB-Produktion wurde auf <0.1% der global produzierten PCN-Menge geschätzt. Für Europa wurde die Freisetzung von PCN aus der Verwendung von PCB auf 6% der jährlichen PCN-Freisetzung von einer Tonne geschätzt (UNECE 2007). Die Herstellung von technischen PCB-Mischungen wurde vor Jahrzehnten weltweit verboten und viele Länder stoppten die Herstellung und Verwendung von PCN in den 1970er und 1980er (Liu et al. 2014).

Thermische Prozesse (Verbrennung von Abfall und Herstellung von Sekundär-Kupfer und -Aluminium)

Der Beitrag der PCN-Emissionen aus thermischen Prozessen zu den Gesamtemissionen an PCN in Europa im Jahr 2000 wird auf 74% geschätzt (UNECE 2007).

Bei in Deutschland durchgeführten Emissionsuntersuchungen konnten PCN-Konzentrationen in Abfallverbrennungsanlagen (Mittelwert 0.020 und Median 0.019 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) und in Klärschlammverbrennungsanlagen (Mittelwert 0.0237 und Median 0.0258 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) nachgewiesen werden. Ebenfalls wurde PCN in Altholzverbrennungsanlagen (Mittelwert 0.0126 und Median 0.0128 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) und Krematorien (Mittelwert 0.0565 und Median 0.0525 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) nachgewiesen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass bei einigen Einzelmessungen keine PCN-Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze der verwendeten Methode festgestellt werden konnten (Stöcklein et al. 2016).

In einer Studie aus dem Jahr 2015 wurde festgestellt, dass PCN in den Verbrennungsrückständen aus der Verbrennung von Abfällen und in Filterstäuben und Salzlacken aus der Sekundäraluminiumherstellung in Deutschland nicht oder jedenfalls nicht in relevanten Mengen vorkommen (Potrykus et al. 2015).

Chlor-Alkali Elektrolyse

Eine weitere Quelle für die unbeabsichtigte Freisetzung von PCN stellte die Chlor-Alkali Elektrolyse dar. Die frühere mögliche Bildung von PCN im Chlor-Alkali Prozess wurde aufgrund des kongeneren-Musters auf die Verwendung von Graphitelektroden (Verwendung von technischen PCN oder PCB als Schmiermittel von Graphitelektroden) zurückgeführt. Anlagen, in denen die Chlor-Alkali Elektrolyse nach dem heutigen Stand der Technik betrieben wird, werden nicht als relevante PCN-Quellen eingeschätzt da Graphitelektroden in den 1970er Jahren durch Metallektroden ersetzt wurden (Potrykus et al. 2015).

4.1.5.2 Ist-Zustand

Aktuelle Emissionsquellen und Emissionen

Die Freisetzung von PCN als Verunreinigung aus PCB-Gemischen in Deponien oder aus Altgeräten ist möglich. Sie ist jedoch bereits durch Management- und Eliminierungsmaßnahmen von PCB-haltigen Geräten abgedeckt (UNEP 2013a).

PCN kann nach wie vor in Abgasen von verschiedenen deutschen abfallwirtschaftlichen Anlagen (Abfallverbrennung, Klärschlammverbrennung, Altholzverbrennung, Krematorien) vorkommen. Diese liegen jedoch, laut einer Studie des UBA, unterhalb der allgemeinverbindlichen deutschen Emissionsgrenzwerten für POP-Konzentrationen. Daher scheinen diese Emissionen vernachlässigbar.

Die verwendeten Ausgangsmaterialien, spezifische Techniken, die innerhalb der Anlagen verwendet werden, sowie Abgasbehandlungen werden als wichtigste Faktoren angesehen, die Emissionen von unbeabsichtigt erzeugten POP aus thermischen Prozessen zu beeinflussen. Somit könnten weitere Untersuchungen dieser Schlüsselfaktoren erhebliche Reduktionen der PCN-Emissionen ermöglichen. In mehreren Studien wurde beispielsweise gezeigt, dass PCN-Emissionen bei Müllverbrennungsanlagen während der Inbetriebnahme und Stilllegung verglichen mit PCN-Emissionen während des normalen Betriebes deutlich erhöht sind. Die Zusammensetzung der Ausgangsmaterialien, die in thermischen Prozessen verwendet werden, können PCN-

Emissionen zusätzlich beeinflussen. Studien haben in diesem Zusammenhang beispielsweise gezeigt, dass die Steigerung der eingesetzten Menge an recycelten Materialien zu erhöhten PCN- und Dioxin-Emissionen bei Eisenerz-Sinterungsprozessen führt (Liu et al. 2014).

Aus der Sekundäraluminiumherstellung und der Chlor-Alkali Elektrolyse werden nach dem heutigen Stand der Technik in Deutschland keine (relevanten) Mengen an PCN mehr freigesetzt.

Vorkommen in Produkten, Abfällen, Rezyklaten

Aufgrund des Vorkommens von PCN in PCB-Gemischen ist es nicht auszuschließen, dass PCN in Spuren in PCB-haltigen Abfällen enthalten sind. Aufgrund der Richtlinie 96/59/EC über die Beseitigung polychlorierter Biphenyle und Terphenyle (PCB/PCT), d.h. Entsorgung aller PCB-haltiger Produkte bis 2010, wird davon ausgegangen, dass keine oder vernachlässigbar wenige PCN-haltige Produkte im Umlauf sind (Potrykus et al. 2015).

Etablierung einer Standardmethode für Probenahme und analytischer Bestimmung

Momentan gibt es keine international anerkannte Standardmethode für die Probenahme von PCN. Die Einführung einer Standardmethode für die gleichzeitige Probenahme von PCN und ähnlichen Verbindungen wäre somit nützlich. Die Kongener-spezifische Bestimmung von PCN stellt aufgrund sehr ähnlicher Eigenschaften einiger PCN-Kongener eine große Herausforderung dar. Trotz Verbesserungen in der PCN-Analytik sind weitere Fortschritte bezüglich Verfügbarkeit von Standards, chromatographischer Separierung, und Qualitätskontrolle nötig, um generierte Daten aus Studien zu verbessern und vergleichbare Monitoringdaten zu erhalten (Liu et al. 2014).

Untersuchung thermischer Prozesse

Die Untersuchung der Faktoren, die die Emission von unbeabsichtigt erzeugten PCN aus thermischen Prozessen beeinflussen, könnte nützliche Hinweise für das Verständnis von PCN-Belastungen der Umwelt und den Risiken, welche durch die Exposition mit PCN in der Nähe von Industrieanlagen einhergehen, liefern. Außerdem könnte der Vergleich von PCN-Emissionen aus verschiedensten Quellen die Priorisierung der Implementierung von Kontrollen sowie die Reduktion von PCN-Emissionen durch die Verwendung von BVT-Technologien und BEP vereinfachen (Liu et al. 2014).

4.1.5.3 Maßnahmen

Maßnahmen, die der unbeabsichtigten Freisetzung von PCN aus thermischen Prozessen (Abfallverbrennung, häusliche Verbrennung, Metallindustrie) entgegen wirken, entsprechen den geltenden Maßnahmen für PCB (Anhang A, Teil II des Stockholmer Übereinkommens) und Maßnahmen zur Reduktion von PCB- und PCDD/PCDF-Freisetzungen bei Verbrennungen. Diese werden in Leitfäden zu BVT und „Besten Umweltpaxis“ (engl.: best environmental practice (BEP)) des Stockholmer Übereinkommens (UNEP 2007) erläutert. Weitere BREFs beschreiben vor allem relevante Maßnahmen bei der Abfallverbrennung (European Commission 2019a) und in der Nichteisenmetallindustrie (European Commission 2017). Generell sind die meisten Hochtemperaturprozesse, die zu PCN-Emissionen führen, die gleichen Prozesse, die zu PCDD/F-Emissionen führen (z.B. Abfallverbrennung, thermische Metallverarbeitung, Verbrennungsprozesse zur Energiegewinnung) (UNECE 2007). Somit sind Maßnahmen, die PCDD/PCDF-Emissionen reduzieren, auch geeignet, PCN-Emissionen zu reduzieren (UNEP 2013a).

Der technische Leitfaden des Baseler Übereinkommens stellt ein einschlägiges Kompendium für Maßnahmen dar (UNEP 2013a).

4.1.6 Hexachlorbutadien (HCBD)

4.1.6.1 Bisherige Entwicklung

Frühere Emissionen und unerwünschte Nebenprodukte

HCBD wird aus industriellen Prozessen und anderen Quellen unbeabsichtigt erzeugt und freigesetzt. Relevante Quellen umfassen (1) die Produktion bestimmter chlorierter Kohlenwasserstoffe, (2) die Produktion von Magnesium, und (3) Verbrennungsprozesse (z.B. Emissionen von Kraftfahrzeugen, Verbrennungsprozesse von Acetylen oder Chlor-Rückständen, bei denen eine geringe Minderungskontrolle stattfindet (UNEP 2013a, UNEP 2016b)). Die unbeabsichtigte Produktion und Freisetzung von HCBD in der Kunststoffindustrie (PVC) kann ebenfalls relevant sein, jedoch sind hierfür keine konkreten Zahlen verfügbar (UNEP 2016a, European Commission 2019b). Des Weiteren gehört HCBD zu den Hauptverunreinigungen von „Hexachlorbenzol“-Abfällen und kann über Klärschlamm als Sekundärquelle emittiert werden.

Produktion bestimmter chlorierter Kohlenwasserstoffe (Synthese von chlororganischen Verbindungen)

Chloralkali-Anlagen und andere chemische Anlagen, bei denen Trichlorethylen, Tetrachlorethylen, Tetrachlormethan, Chlormethan, Hexachlorcyclopentadien und/oder Pestizide hergestellt werden, sind typische Quellen für HCBD. Die wichtigsten chlorierten Lösungsmittel, die mit der unbeabsichtigten Erzeugung von HCBD in Verbindung gebracht werden, sind Trichlorethylen, Tetrachlormethan, Tetrachlorethylen und Tetrachlormethan (UNEP 2016a). Teile des unbeabsichtigt erzeugten HCBD können im Prozess wiederverwendet oder verbrannt werden, ein anderer Teil kann jedoch in die Umwelt freigesetzt werden. Dabei werden die Mengen an HCBD aus diesen Quellen generell als gering angesehen, wobei Unterschiede in verschiedenen Ländern und Veränderungen durch Technologieentwicklungen auftreten können. Außerdem führt die Wiederverwendung von HCBD-Nebenprodukten in nachgelagerten industriellen Anlagen zu Emissionen von HCBD. In diesem Zusammenhang wird davon ausgegangen, dass HCBD durch den Gebrauch von Lösungsmitteln in Ölfarben, bei der Produktion von wasserfestem Plastik und Gummi, von Reagenzien in Laboratorien und bei der Herstellung von Papier freigesetzt werden kann (Zhang et al. 2019).

Als wichtigste Quelle von HCBD wird heutzutage die Herstellung chlorierter Lösungsmittel durch Chlorolyse angesehen (European Commission 2019b). Die während dieses Prozesses gebildete Menge HCBD wurde für EU-27 auf ca. 0,7 – 500 kg/Jahr geschätzt (BiPRO et al. 2011). Für die unbeabsichtigte Bildung von HCBD aus Kohlenwasserstoffen werden in der Literatur drei Reaktionspfade vorgeschlagen, wobei die Menge an gebildetem HCBD für die Reaktionspfade unter anderem von der Reaktionstemperatur, der Menge der Chlorquelle und der Zugabe von Metallkatalysatoren abhängt (Zhang et al. 2019).

Dow Deutschland beauftragte die Untersuchung auf HCBD von Abgasproben aus der Abfallverbrennungsanlage einer Tetrachlorethen/Tetrachlormethan-Produktionsanlage. Bei der Verbrennung von 650 kg Reststoffen mit einem Anteil von 480 kg Hexachlorbenzol und Hexachlorbutadien pro Stunde bei 1400 °C wurde ein Luftdurchsatz von 2950 m³ pro Stunde ermittelt. Aus dem Abgas wurden verschiedene Probenvolumina gezogen, eine Probe mit 10m³ Volumen (Erfassungsgrenze 0,5 µg HCBD absolut) und zwei Proben mit 10 L Volumen (Nachweisgrenze 1 µg/m³), wobei in beiden Fällen kein HCBD nachgewiesen werden konnte. Folglich wird nicht mit nennenswerten HCBD-Emissionen aus der Abfallverbrennung in die Atmosphäre gerechnet. Außerdem bezifferte Dow Deutschland Emissionen von HCBD bei der Verbrennung von Produktionsabfällen der Tetrachlorethen- und Tetrachlormethan-Herstellung. Im Jahr 1998 wurden demnach aus dem Produktionsabfall, der neben Hexachlorethan ca. 50% Hexachlorbenzol und ca. 40% HCBD enthält, eine Menge von 60 g HCBD in die Atmosphäre freigesetzt. In einem UBA Vorhaben wurden Schlackenproben, welche als feste Rückstände bei der Verbrennung von Produktionsrückständen anfallen, auf deren Gehalt an HCBD untersucht. Dabei wurde HCBD nicht oberhalb der Bestimmungsgrenze (8,87 µg/kg bzw. 9,24 µg/kg) nachgewiesen. Somit kann auf der Grundlage der untersuchten Stichproben darauf geschlossen werden, dass HCBD in den Verbrennungsrückständen aus der Verbrennung der Produktionsrückstände von chlororganischen Verbindungen in Deutschland nicht bzw. nicht in relevanten Mengen vorliegt (Potrykus et al. 2015).

Als Maßnahme zur Emissionskontrolle werden in einigen entwickelten Ländern Rückstände aus der Produktion chlorierter Chemikalien bei hohen Temperaturen unter den richtigen Bedingungen verbrannt (UNEP 2016a). In Europa wurden Emissionen von HCBD in die Luft aus der Chlor-Alkali-Produktion durch die Implementierung von BAT/BEP-Maßnahmen auf nahezu null reduziert (UNECE 2007).

Den verfügbaren Informationen zufolge, sind erhebliche HCBd Emissionen aus nach dem Stand der Technik ausgestatteten Anlagen zur Herstellung von chlororganischen Verbindungen in Deutschland nicht zu erwarten.

Herstellung von Magnesium

Während der Elektrolyse kann HCBd bei der Produktion von Magnesium freigesetzt werden. Jedoch sind keine Veröffentlichungen über Mengen an während der industriellen Produktion von Magnesium unbeabsichtigt in die Luft freigesetztem HCBd bekannt (UNEP 2016a). Da derzeit in Deutschland kein Primärmagnesium hergestellt wird, stellt die Herstellung von Magnesium in Deutschland keine potentielle Quelle für unbeabsichtigt erzeugtes HCBd dar (Potrykus et al. 2015).

Verbrennungsprozesse

HCBd kann unbeabsichtigt bei Verbrennungsprozessen entstehen. Insbesondere die Verbrennung von Krankenhausabfall, Sonderabfall und Siedlungsabfall wird hierbei als relevant angesehen. Über Verbrennungsrückstände (Asche, Schlacke) könnte HCBd in die Abfallströme gelangen (Potrykus et al. 2015). Bezüglich Verbrennung von HCBd-haltigen Abfällen bei hohen Temperaturen ist festzuhalten, dass, auch wenn ein Großteil der Substanz bei diesen Bedingungen eliminiert wird, HCBd-Emissionen durch lange Lagerungen in Entsorgungsstätten minderer Qualität oder unvollständige Eliminierung möglich sind (Zhang et al. 2019).

Etwa 30.000 Tonnen/Jahr Verbrennungsrückstände aus Anlagen zur Verbrennung von Krankenhausabfällen (davon ca. 1.500 Tonnen aus der Verbrennung infektiöser Abfälle), mehr als 4 Millionen Tonnen/Jahr Verbrennungsrückstände aus Anlagen zur Verbrennung von Siedlungsabfällen und bis zu 440.000 Tonnen/Jahr Verbrennungsrückstände aus Anlagen zur Sonderabfallverbrennung fallen in Deutschland an. Aufgrund der hohen Mengen könnten somit relevante Mengen an HCBd anfallen. Um die mögliche Relevanz von Abfallverbrennungsprozessen zu untersuchen, wurden Proben (Aschen und Schlacken) aus Anlagen zur Verbrennung von kommunalen Abfällen und Sonderabfällen auf deren Gehalt an HCBd analysiert. HCBd wurde dabei nicht oberhalb der Bestimmungsgrenze (9-10 µg/kg) gemessen. Basierend auf diesen insgesamt fünf Stichproben folgt, dass HCBd in den Verbrennungsrückständen aus der Verbrennung von kommunalen Abfällen in Deutschland nicht bzw. nicht in relevanten Mengen anfällt (Potrykus et al. 2015).

Für das Jahr 2011 wurde für die USA die Freisetzung von 114 kg HCBd in die Luft aus der Zementherstellung berichtet (UNEP 2016a). Diese Freisetzung von HCBd ist vermutlich auf die energetische Verwertung (Verbrennung) von Abfällen in Zementwerken zurückzuführen.

Klärschlamm

Kläranlagen können Sekundärquellen von HCBd darstellen. Aufgrund der leichten Adsorption von HCBd an Klärschlamm und unvollständiger Behandlung des Abwassers kann HCBd durch die Wiederverwendung oder Beseitigung des Klärschlammes sowie des behandelten Abwassers freigesetzt werden (Zhang et al. 2019). Bei einer HCBd-Konzentration von 0,6 µg/kg Trockensubstanz für Deutschland kann abgeleitet werden, dass das gesamte Aufkommen an Klärschlamm in Deutschland (1,74 Millionen Tonnen in 2018) eine HCBd Fracht von ca. 1,04 kg enthält. Dabei wird davon ausgegangen, dass mehr als die Hälfte des in Klärschlamm enthaltenen HCBd bei der thermischen Entsorgung zerstört und etwa 25% des Klärschlammes landwirtschaftlich verwertet wird. Aufgrund der großen Mengen an Klärschlamm in Deutschland wurde eine Klärschlammprobe aus einer großen deutschen kommunalen Kläranlage auf HCBd untersucht. Dabei wurde die Substanz nicht oberhalb der Bestimmungsgrenze (0,54 µg/kg) gefunden. Diese Untersuchung deutet an, dass HCBd in kommunalem Klärschlamm in Deutschland nicht in relevanten Mengen auftritt (Potrykus et al. 2015).

Abfalldeponierung

HCBd gehört zu den Hauptverunreinigungen von „Hexachlorbenzol“-Abfällen, welche in der Vergangenheit aus vergangenen Produktionen in 10.000 Tonnen Maßstäben deponiert wurden. Somit können diese Abfalldeponierungen, aus denen HCBd ausgewaschen werden kann, als größter Speicher von HCBd angesehen

werden (BiPRO et al. 2011, European Commission 2019b). Auf globaler Ebene wird die vergangene und andauernde Freisetzung von HCBd aus Müllablagerungen als sehr bedeutender Beitrag erachtet (Zhang et al. 2019).

4.1.6.2 Ist-Zustand

Aktuelle Emissionsquellen und Emissionen

Die Relevanz des Vorkommens von HCBd in der Technosphäre in Deutschland wurde in einem Forschungsvorhaben geprüft. Darin wurde das Vorkommen der Substanz in allen geprüften Bereichen (unbeabsichtigte Entstehung aus der Produktion von chlororganischen Verbindungen, aus der Herstellung von Magnesium, aus Verbrennungsprozessen und der Kunststoffherstellung sowie aus Klärschlamm und der Abfalldeponierung) als nicht relevant angesehen (Potrykus et al. 2015). Dies entspricht auch der Schlussfolgerung aus den Informationen unter 4.1.6.1. Lediglich HCBd als Hauptverunreinigungen von HCB-Abfällen aus Deponien könnte noch relevant sein.

Im PRTR gibt es in Deutschland gegenwärtig (Stand der Daten 31.03.2020) keine Betriebseinrichtungen (Haupt- und Nebentätigkeit), die HCBd als Schadstoff angegeben haben (Berichtsjahr 2018) (Stand der Daten: 31.03.2020). Der letzte Eintrag eines Betriebs (Haupttätigkeit) stammt aus dem Berichtsjahr 2014. Dabei wurde von einer Kläranlage die Freisetzung in das Wasser (Jahresfracht) von 1,40 kg HCBd angegeben. Generell ist jedoch nicht bekannt, wie viele Betriebe HCBd in Mengen unterhalb des Schwellenwertes zur Meldepflicht freisetzen. Für das Kompartiment Luft besteht unter der E-PRTR-VO (Verordnung (EG) Nr. 166/2006) keine Berichtspflicht.

4.1.6.3 Maßnahmen

Bezüglich der unbeabsichtigten Entstehung von HCBd sind in Deutschland keine Maßnahmen erforderlich.

4.2 Artikel 5 a Erarbeitung eines nationalen Aktionsplans

4.2.1 Bisherige Entwicklung und Ist-Zustand

Der Artikel 5 a des Stockholmer Übereinkommens verpflichtet die Vertragsstaaten, die Emissionsquellen der in Anhang C gelisteten Stoffe zu identifizieren und die jährlichen Gesamtfreisetzungsmengen zu quantifizieren und darüber zu berichten. Auf der Basis der dazu erstellten Emissionsinventare werden nationale Aktionspläne erarbeitet, worin die Maßnahmen zur Vermeidung oder Minderung dieser Stoffe dokumentiert werden.

Neben dem Stockholmer Übereinkommen fordern das POP-Protokoll der CLRTAP und in der Umsetzung die EU-POP-VO zur Emissionsberichterstattung die Erstellung von Emissionsinventaren für unbeabsichtigt gebildete POP. Zur Verbesserung der POP-Berichterstattung wurden in der novellierten „NEC“-Richtlinie (2016/2284/EU) die zu berichtenden Schadstoffe aufgenommen.

Die Emissionen für unbeabsichtigt freigesetzte POP (für den Luftbereich) werden vom UBA erhoben. Im Rahmen von Forschungsvorhaben oder über Fehlstellenanalyse, der Überarbeitung der Europäischen Umweltagentur (EEA)/Europäischen Monitoring und Bewertungsprogramm (EMEP) Guidelines wurden bisher nicht erfasste Quellen identifiziert und in das Inventar aufgenommen soweit die Methodik zur Emissionsberechnung und die Datenbasis es zulassen. In der folgenden Tabelle sind die in den letzten Jahren neu aufgenommenen Emissionsquellen dargestellt. Für PAK werden mitunter auch einzelne PAK (z.B. Benzo(a)pyren, BaP, Benzo(b)fluoranthen, BbF, Benzo(k)fluoranthen, BkF, Indeno(1|2|3-cd)pyren, IxP)) sowie PAK-Gesamt als Summenparameter berichtet.

Tabelle 11: Emissionen von PAK, PCB, Dioxinen und HCB aus verschiedenen Emissionsquellen

Emissionsquelle und NFR-Code	PAK*	PCBs	Dioxine (PCDD/F)	HCB
1.A.3.b, Straßenverkehr	x	x	x	

Emissionsquelle und NFR-Code	PAK*	PCBs	Dioxine (PCDD/F)	HCB
1.A.3.b.vii, Straßenabrieb von Kraftfahrzeugen	x			
1.A.3.d.ii, Binnenwasserschifffahrt				x
2.B.10.a, Chemical Industry: Other (hier Ethylendichloridherstellung)			x	
2G, Other product use (hier Tabakkonsum)	x		x	
3.D.f, Pflanzenschutzmittelanwendung in der Landwirtschaft				x
5.C.1.b.v, Krematorien	x	x	x	x
5.C.2, Brauchtumsfeuer	x		x	
5.E, Brände von Gebäuden und PKWs			x	

PAK*: BaP, BbF, BkF, IxP & PAK-Gesamt

Trotz der internationalen Überprüfung und Aktualisierung, sind die POP-Inventare im Allgemeinen mit hohen Unsicherheiten behaftet.

Für die CLRTAP und NEC-Berichterstattung werden auf der Internetseite von CEIP (Centre on Emission Inventories and Projections, https://www.ceip.at/ms/ceip_home1/ceip_home/webdab_emepdatabase/index.html) die POP-Emissionsdaten veröffentlicht. Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen sind für bestimmte POP (PCB, Dioxine, HCB und PAK) auf der Internetseite des UBA zu finden.⁴¹

4.3 Artikel 5b-e: Förderung und Anordnung der Anwendung von Maßnahmen und besten verfügbaren Techniken zur Freisetzungsverringerung und Quellenbeseitigung

4.3.1 Bisherige Entwicklung und Ist-Zustand

Anordnung von Maßnahmen

Anlagen, die auf Grund ihrer Beschaffenheit oder ihres Betriebes besonders schädliche Umwelteinwirkungen verursachen können, unterliegen der Genehmigungspflicht nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG). Materielle Anforderungen legt das untergesetzliche Regelwerk in einschlägigen Durchführungsverordnungen zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSch-Verordnungen) sowie die Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA-Luft) fest.

Den Bereich der Abwassereinleitungen regelt das Wasserhaushaltsgesetz (WHG). Danach werden behördliche Erlaubnisse und Bewilligungen zur Nutzung von Gewässern erteilt. Das untergesetzliche Regelwerk besteht aus der Abwasserverordnung und deren Anhänge, womit Anforderungen an das Einleiten von Abwasser geregelt werden.

Gemäß der Richtlinie über Industrieemissionen (IE-RL, RL 2010/75/EU) werden BVT-Merkblätter mit assoziierten Emissionswerten erarbeitet. Wasserspezifische BVT-Schlussfolgerungen werden derzeit durch die Abwasserverordnung und deren Anhänge umgesetzt. Luftspezifische BVT-Schlussfolgerungen werden mittels TA Luft umgesetzt, wenn damit Emissionswerte assoziiert sind.

Anlage C des Stockholmer Übereinkommens listet eine Reihe von Quellkategorien auf, die technologisch bedingt ein erhöhtes Potenzial zur Bildung/Freisetzung der unerwünschten Nebenprodukte aufweisen.

⁴¹ Siehe <https://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/emissionen-von-luftschadstoffen>

Aus den vorgenannten Regelwerken ergeben sich für diese Quellkategorien Maßnahmen, mit denen sich grundsätzlich auch die Ziele des Stockholmer Übereinkommens zur Verringerung oder Verhinderung von Freisetzungen unerwünschter Nebenprodukte erreichen lassen. Folgende Artikel werden mittelbar oder unmittelbar tangiert:

- ▶ Anwendung von zweckmäßigen Maßnahmen zur Freisetzungsverringerung und Quellenbeseitigung (Artikel 5b),
- ▶ Substitution von Einsatzmaterialien (Artikel 5c des Stockholmer Übereinkommens),
- ▶ Einsatz von besten verfügbaren Technologien (Artikel 5d des Stockholmer Übereinkommens in Verbindung mit Anlage C, Teil V)

4.3.2 Maßnahmen

Ergriffene Förderungsmaßnahmen (Artikel 5 e des Stockholmer Übereinkommens)

Die Maßnahmen zur Förderung der Anwendung der besten verfügbaren Technik für bestehende und neue Quellen nach Quellkategorie von Anlage C des Stockholmer Übereinkommens sind in Deutschland ordnungsrechtlicher Art.

Eine besonders relevante Anlagenart für Emissionen an PCDD und PCDF sind die kleinen und mittleren Feuerungsanlagen. Sie bedürfen keiner Genehmigung nach § 4 des BImSchG. Regelungen für diese Anlagenart enthält die Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen, 1.BImSchV zur Durchführung des BImSchG. Diese Verordnung ist deutschlandspezifisch und dient nicht der Umsetzung einer Richtlinie der EU. Zwar enthält sie keine Grenzwerte für Stoffe der Anlage C, allerdings sind darin die Anforderungen an die Qualität der Brennstoffe, die verpflichtende Beratung der Betreiber über zulässige Brennstoffe und zum sachgerechten Umgang mit der Anlage sowie die regelmäßige Überwachung der Emissionen geregelt. Diese Anforderungen zielen auf eine generelle Senkung der Schadstoffemissionen einschließlich der Verminderung der Emissionen an PCDD, PCDF und weiteren POP.

Die Kontrolle und Einhaltung der Anforderungen erfolgen im Rahmen der Regelüberwachung der Kleinfeuerungsanlagen durch die Schornsteinfeger.

5 Maßnahmen zur Verringerung oder Verhinderung von Freisetzen aus Lagerbeständen und Abfällen (Artikel 6)

Artikel 6 Absatz 1 des Stockholmer Übereinkommens verlangt, dass

"Lagerbestände, die aus in Anlage A oder B aufgenommenen Chemikalien bestehen oder diese enthalten, sowie Abfälle, die aus einer in Anlage A, B oder C aufgenommenen Chemikalie bestehen, diese enthalten oder mit dieser verunreinigt sind – darunter auch Produkte und Erzeugnisse, wenn diese zu derartigen Abfällen werden –, so behandelt werden, dass die menschliche Gesundheit und die Umwelt geschützt werden."

Diese Verpflichtung soll insbesondere umgesetzt werden, durch

- ▶ Feststellung von Lagerbeständen von POP,
- ▶ Feststellung von Erzeugnissen, die POP enthalten,
- ▶ Umweltgerechte Sammlung, Lagerung, Transport und schließlich Entsorgung.

Zentrale Forderung ist eine Zerstörung oder unumkehrbare Umwandlung von POP-Anteilen der Abfälle (Art. 6 Abs.1 lit. d ii).

5.1 POP-Lagerbestände

5.1.1 Bisherige Entwicklung

Die EU-POP-VO schreibt in Artikel 5 vor, dass die Mitgliedstaaten bis zum 19. Juli 2005 (zwölf Monate nach Inkrafttreten dieser Verordnung) und danach jährlich, Lagerbestände, die aus POP bestehen oder diese enthalten (> 50 kg) der Kommission gemeldet werden mussten. Im Jahr 2016 wurden 1.425 kg PFOS (Tetraethylammonium heptadecafluorooctansulphonat) als Lagerbestände gemeldet (UBA 2017a).

Zu anderen POP-Substanzen wurden keine weiteren Lagerbestände an die zuständigen Länderbehörden gemeldet. Daher kann davon ausgegangen werden, dass in Deutschland keine bekannten PCB-Lagerbestände (mehr) noch andere POP-Lagerbestände, mit der Ausnahme von PFOS, bestehen. Untersuchungen haben jedoch ergeben, dass vor allem PCB-haltige Transformatoren vor ihrer Einlagerung untertage nicht wie vorgeschrieben entleert, sondern mit der PCB-haltigen Flüssigkeit deponiert wurden. Außerdem geht aus der Exportstatistik des Umweltstatistikgesetzes für die Jahre 2005 – 2010 hervor, dass insgesamt 23.499 Tonnen PCB-haltiger Transformatoren exportiert wurden. Von 2005 – 2009 sind des Weiteren PCB-haltige Materialien mit einer Gesamtmasse von 3.450 Tonnen zur Dauerlagerung importiert worden (UBA 2017a). Von 2011 bis 2015 wurden insgesamt 7.042 Tonnen Transformatoren und Kondensatoren, die PCB enthalten (Abfallschlüsselnummer: 160209) exportiert. (UBA 2017a - grenzüberschreit. Statistik)

5.1.2 Ist-Zustand

Im Jahr 2017 wurde ein Lagerbestand von 13.741 kg PFOS von einer Firma gemeldet, der bis zum Jahr 2019 konstant geblieben ist. Im Jahr 2017 wurden Exporte von 22,5 kg PFOS (Tetraethylammonium heptadecafluorooctansulphonat) gemeldet (UBA 2018a). Es fanden keine Im- oder Exporte von PCB-haltigen Transformatoren im Jahr 2018 statt. Nach Artikel 5(3) der EU-POP-VO überwacht Deutschland, die Verwendung und Bewirtschaftung der gemeldeten Lagerbestände. POP-Lagerbestände werden der Bundesstelle für Chemikalien (BfC) gemeldet.

5.2 POP in Alterzeugnissen

5.2.1 PCB in Alterzeugnissen

5.2.1.1 Bisherige Entwicklung

PCB wurden in Deutschland bis 1983 hergestellt. Schon 1978, wurde der Ausstieg aus der Verwendung beschlossen und bis 2010, mit der Außerbetriebnahme der letzten PCB Transformatoren, durchgeführt. Im Rahmen regelmäßiger Bestandsaufnahmen zu PCB-haltigen Abfällen, wurden danach nur noch im Rahmen von Zufallsfunden einzelne PCB-haltige Transformatoren entdeckt. PCB fanden ihre Anwendung vor allem als Isolierflüssigkeiten in Transformatoren und Kondensatoren, als auch als Weichmacher in Kunststoffen (Fugendichtungsmassen, Deckenverkleidungen, Kabelummantelungen u. ä.), sowie als Flammschutzmittel in Wandfarben, Lacken, Klebstoffen sowie in Hydraulikölen.

Die Anwendungsbereiche von PCB können in zwei Kategorien unterschieden werden: die offenen Anwendungen, wie zum Beispiel in Fugenmassen oder Wandfarbe und die geschlossenen Anwendungen, wie die Verwendung als Isolierflüssigkeit in Transformatoren und Kondensatoren.

In Deutschland wurden insgesamt 85.000 Tonnen PCB hergestellt, davon 72.500 in Westdeutschland und 12.500 in Ostdeutschland. Ungefähr 30% der in Westdeutschland eingesetzten PCB (24.500 Tonnen) wurden in offenen Anwendungen verwendet, wohingegen in Ostdeutschland nur 1.000 Tonnen in offenen Anwendungen benutzt worden sind. Hieraus ergeben sich pro Kopf Verbräuche von 375 g/Person für West- und 60 g/Person für Ostdeutschland. Weltweit wurden nur 21% der hergestellten PCB in offenen Anwendungen, vor allem in Gebäuden, benutzt, jedoch waren diese für 50% der Emissionen verantwortlich (Breivik et al. 2007).

5.2.1.2 Ist-Zustand

Mit der Außerbetriebnahme der letzten PCB belasteten Transformatoren, finden PCB in Deutschland keine Anwendung mehr in geschlossenen Systemen. Die Haupteintragsquelle von PCB in die Umwelt besteht aus der Anwendung in offenen Systemen bei denen PCB in die Luft gelangt. Dazu gehören die Anwendungen als Flammschutzmittel, sowie als Weichmacher für Lacke, Wandfarben, Fugenmasse und Kunststoffe. Die Größenordnung dieser Emissionen und die daraus zu treffenden Schlussfolgerungen werden derzeit noch untersucht. Diese Mengen können durch Desorption, Auswaschung, Abrieb, Verwitterung und Sanierungsarbeiten in die Umwelt gelangen.

Die tatsächlichen Mengen an sich noch im Umlauf befindendem PCB in Deutschland sind jedoch unbekannt und nur durch Schätzungen zugänglich. Von den ~24.000 Tonnen, die in Deutschland insgesamt verwendet worden, sind je nach Quelle noch 12 – 70% (Potrykus et al. 2017b) oder 50 – 80% (Weber et al. 2015) vorhanden.

Im Rahmen einer UBA-Studie zu der „Untersuchung von Abfällen auf das Vorkommen nicht-technischer PCB-Kongenere und DecaBDE“, konnten PCB-Konzentrationen von bis zu 1,6 mg/kg in Farbpigmenten nachgewiesen werden (Potrykus et al. 2020). Da die gefundenen Werte weit unterhalb des in Anhang IV der EU-POP-VO angegebenen Grenzwertes von 50 mg/kg liegt, sind die in Abfällen zu erwartenden Konzentration abfallrechtlich nicht relevant.

5.2.1.3 Maßnahmen

Wie oben dargestellt scheinen Emissionen von PCB aus Alterzeugnissen aus der offenen Anwendung noch sehr relevant zu sein im Vergleich zu denen aus der unbeabsichtigten Entstehung (7-12 t/a versus ca. 0,2 t/a).

Für PCB aus offenen Anwendungen in Deutschland liegt nur wenig Literatur vor und die aktuellen Emissionsraten können nur geschätzt werden. Einige Bundesländer (Bayern, Schleswig-Holstein und Nordrhein-Westfalen) haben punktuell Messungen und Umfragen bezüglich der PCB-Belastung in öffentlichen Gebäuden durchgeführt, jedoch sind die Informationen nicht mehr aktuell (LAGuA-SH 2002, Kieper et al. 2004)

und nicht repräsentativ. Die meisten Messungen werden zu PCB-Kontaminationen in der Umwelt durchgeführt. In der POP-Dioxindatenbank des Bundes und der Länder sind Emissionsdaten für PCB enthalten, jedoch ist die Datenmenge sehr gering und bereits über 20 Jahre alt.

Im Rahmen des Forschungsprojektes „Ein ambitionierter Nationaler Umsetzungsplan 2020 und Wirksamkeitsüberprüfung für das Stockholmer Übereinkommen“ (FKZ 3719 65 414 0) ermittelt das UBA den weiteren Handlungsbedarf.

5.2.2 PBDE in Alterzeugnissen

5.2.2.1 Bisherige Entwicklung

PBDE kamen in der Vergangenheit in verschiedenen Produkten als Flammschutzmittel zum Einsatz. Diese Anwendungen sind inzwischen europaweit verboten. PBDE wurden jedoch auch in langlebigen Erzeugnissen eingesetzt, die sich zum Teil heute noch in der Benutzung befinden, so dass nach wie vor eine Exposition von Mensch und Umwelt gegenüber PBDE aus entsprechenden Alterzeugnissen bestehen kann. Zudem besteht die Gefahr, dass bei unsachgemäßer Entsorgung, z. B. unkontrollierter Verbrennung, die Entstehung von PBDD/PBDF aufgrund des enthaltenen Broms gefördert werden kann.

Eine Übersicht der bekannten Verwendungen von C-Penta-, C-Octa und C-DecaBDE ist in den nachfolgenden Tabellen dargestellt.

Tabelle 12: Überblick der wichtigsten ehemaligen Anwendungsbereiche und Produkte von C-PentaBDE

Historische Verwendung		Anwendungen	Fertige Produkte (z.B.)	Aktueller Status
Als Flammschutzmittel in Polyurethan-Schaum (PUR)	Gebäuchlichste Verwendung von C-PentaBDE in der EU (95%): PentaBDE-Konzentrationen: 2-18%	Sitzpolster, Kopfstützen, Armaturenbretter, etc. Matratzen, Verpackung, Polsterungen	Automobile, Möbelpolsterung, Transport, Klanginstallationen, Verpackungen, Verpackungspolster, Holzimitationen	Grundsätzlich sind die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung verboten, jedoch sind: Erzeugnisse mit Verunreinigungen bis zu je 10 mg/kg Tetra-, Penta-, Hexa- oder HeptaBDE in Stoffen marktfähig, Erzeugnisse oder Gemische, in denen Rezyklate eingesetzt sind, bis zu einer Summenkonzentration von 500 mg/kg der PBDE Tetra-, Penta-, Hexa-, Hepta oder DecaBDE marktfähig.
In Polyvinylchlorid (PVC)	Geringe Verwendung in der EU (5%): genaue Konzentrationen nicht verfügbar	k.A.	Fußbodenbeläge, Fensterprofile, Rohre, Kabelisolierungen und -ummantelungen	Erzeugnisse oder Gemische, in denen Rezyklate eingesetzt sind, bis zu einer Summenkonzentration von 500 mg/kg der PBDE Tetra-, Penta-, Hexa-, Hepta oder DecaBDE marktfähig.
In Epoxidharz		Isoliermittel, Faserverbundkunststoff, Konstruktionsklebstoff, Korrosionsschutz	Leiterplatten, Boots- und Modellbau, Schiffsinneiwände, elektronische Teile	Erzeugnisse im Rahmen der RoHS grundsätzlich bis zu einem Gehalt an PBDE (Summe) von 1.000 mg/kg marktfähig.
In ungesättigten Polyestern (UPE)		Isoliermaterial	Gehäuse, Lacke, Griffe für Töpfe etc.	
Gummi		Isoliermaterial	Förderbänder, Schaumstoffrohre, Isolierungsteile	

Historische Verwendung		Anwendungen	Fertige Produkte (z.B.)	Aktueller Status
Farben/Lacke		Beschichtungen	Marine- und Industrielacke zum Schutz von Containern	Erzeugnisse, die in der Union bereits vor dem 25. August 2010 verwendet wurden, sind zulässig.
Textilien		Beschichtung und Imprägnierung	Teppiche, Autositze, Möbel, Schutzkleidung	
Hydrauliköle		Bohröle, Hydraulikflüssigkeiten	Offshore-Förderung, Kohlebergbau	

Quelle: (Zangl et al. 2012)

Tabelle 13: Überblick über die wichtigsten ehemaligen Anwendungsbereiche und Produkte von C-OctaBDE

Historische Nutzung	Anwendung	Produkte (z. B.)	Aktueller Status ^{42,43}
Acrylnitril-Butadien-Styrol-Copolymer (ABS)	Elektro- und Elektronikgeräte	Computer- und Fernsehergehäuse sowie alle Arten elektrischer und elektronischer Geräte	Grundsätzlich sind die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung verboten, jedoch sind: Erzeugnisse mit Verunreinigungen bis zu 10 mg/kg Tetra-, Penta-, Hexa- oder Hepta-BDE in Stoffen marktfähig, Erzeugnisse oder Gemische, in denen Rezyklate eingesetzt sind, bis zu einer Summenkonzentration von 500 mg/kg der PBDE Tetra-, Penta-, Hexa-, Hepta oder DecaBDE marktfähig. Erzeugnisse im Rahmen der RoHS grundsätzlich bis zu einem Gehalt an PBDE (Summe) von 1000 mg/kg marktfähig. Erzeugnisse, die in der Union bereits vor dem 25. August 2010 verwendet wurden, sind zulässig.
High Impact Polystyrol (HIPS)	Kunststoffgehäuse	Computer- und Fernseher sowie alle Arten elektrischer und elektronischer Geräte (Mobiltelefone, etc.)	
	Spielzeugmaterialien	Plastikspielzeuge	
Polybutylenterephthalat (PTMT)	Kältebeständige Schicht	Kühlschränke	
	Gehäusewerkstoff	Elektronische Geräte	
	Fahrzeugindustrie	Steckverbinder	
	Haushalt	Duschbrausekopf oder Bügeleisen	
Polyamide (PA)	Textilien	Möbel	
	Baustoffe	Rohre und Formstücke, Plastikfolien	

⁴² Für eine umfassende Beschreibung „Rechtlicher Hintergrund“

⁴³ Das Inverkehrbringen oder die Verwendung von Diphenylether, Octabromderivat (C12 H2Br8O) ist gemäß Anhang XVII der REACH-Verordnung in Eintrag 45 beschränkt. OctaBDE ist jedoch in der Stockholmer Konvention nicht aufgeführt und wird deshalb nicht näher betrachtet. Für eine umfassende Beschreibung siehe „Rechtlicher Hintergrund“

Historische Nutzung	Anwendung	Produkte (z. B.)	Aktueller Status ^{42/43}
Polyurethan(PU)-Schäume	Fahrzeugindustrie	Autositze, etc.	

Quelle: (Zangl et al. 2012)

Tabelle 14: Überblick über die wichtigsten (ehemaligen) Anwendungsbereiche und Produkte von C-DecaBDE

Historische Nutzung (Erzeugnisse)	Anwendung	Produkte (z. B.)	Aktueller Status ⁴⁴
Elektro- und Elektronikgeräte	Acrylnitril-Butadien-Styrol-Copolymer (ABS)	Computer- und Fernsehgehäuse sowie alle Arten elektrischer und elektronischer Geräte	Grundsätzlich sind die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung verboten, jedoch sind: Erzeugnisse mit Verunreinigungen bis zu 10 mg/kg DecaBDE in Stoffen marktfähig, Erzeugnisse oder Gemische, in denen Rezyklate eingesetzt sind, bis zu einer Summenkonzentration von 500 mg/kg der PBDE Tetra-, Penta-, Hexa-, Hepta oder DecaBDE marktfähig. Abweichend hiervon sind, sofern die Mitgliedsstaaten der Kommission bis Dezember 2019 Bericht erstatten ⁴⁵ , die Verwendung von DecaBDE für folgende Zwecke, unter Auflagen, zulässig: Für die Herstellung eines Luftfahrzeuges bis spätestens 2027
	High Impact Polystyrol (HIPS)	Computer- und Fernseher sowie alle Arten elektrischer und elektronischer Geräte (Mobiltelefone) Haushaltsgroßgeräte	
	Polypropylen (PP)	Haushaltskleingeräte	
	Polyethylen (PE)		
Spielzeugmaterialien	High Impact Polystyrol (HIPS)	Plastikspielzeuge	
Fahrzeugindustrie	Acrylnitril-Butadien-Styrol-Copolymer (ABS)	Verstärkte Kunststoffe, Elektrische Anschlüsse, etc.	Bei der Herstellung von Ersatzteilen für Luftfahrzeuge und Kraftfahrzeuge unter der Richtlinie 2007/46/EG Für Erzeugnisse im Rahmen der RoHS grundsätzlich bis zu einem Gehalt an PBDE
	Polystyrol (PS)		
	ect. Polyurethan (PUR)	Autositze	
Baustoffe	k.A.	Kunststoffe, Dämmplatten, Luftkanäle, etc.	
Polsterungen	PUR ⁴⁶ , PE Schaum, Latex, etc.	Polstermöbel, Isolierung, Matratzen	
Textilien	Beschichtung von Textilien zum Flammenschutz ⁴⁷	Bezugsmaterialien, Zelte, Teppiche, etc.	

⁴⁴ Für eine umfassende Beschreibung „Rechtlicher Hintergrund“

⁴⁵ Die Kommission erstattet Bericht aufgrund der ECHA-Daten.

⁴⁶ Die Verwendung von DecaBDE in PUR-Weichschaumstoffen wurde in der Vergangenheit bereits erwähnt. Der Einsatz von DecaBDE in Matratzenschaum wurde in den USA identifiziert. Neuere Informationen deuten darauf hin, dass DecaBDE nicht mehr für PU-Schäumen in Matratzen verwendet wurde RPA (2014): Support to an Annex XV Dossier on Bis-(pentabromophenyl) ether (DecaBDE). London, Norfolk, UK. https://echa.europa.eu/documents/10162/13641/annex_xvi_consultant_report_decabde_en.pdf. (22.03.2020).

⁴⁷ aus einer Vielzahl von Materialien/Fasern, wie Wolle, Baumwolle, Viskose, Polyacryl, Polyester, PP oder Polyamid, aber auch natürlich oder imitiert (PVC oder Polyurethan).

Historische Nutzung (Erzeugnisse)	Anwendung	Produkte (z. B.)	Aktueller Status ⁴⁴
Luftfahrzeuge	k.A.	Klebstoffe, Verbundwerkstoffe, Kabelkanäle, Notfallausrüstung, Isolierung, Dichtungsmittel, etc.	(Summe) von 1000 mg/kg marktfähig. Erzeugnisse, die in der Union bereits vor dem 15. Juli 2019 verwendet wurden, sind zulässig.

Quelle: (Europäische Parlament et al. 2019, European Commission 2019b, Potrykus et al. 2019, RPA 2014)

Die Produkte, in welchen PBDE früher eingesetzt wurden, lassen sich auf die Bereiche Automobile, Luftfahrt, Elektrogeräte, Baustoffe in Gebäuden und Textilien aufteilen. Im Folgenden wird die bisherige Entwicklung und der Umgang von PBDE in Alterzeugnissen erläutert.

Automobile

PBDE fanden in der Automobilindustrie in verschiedenen Bereichen Anwendung. Sie wurden z.B. in Sitzpolstern, Kopfstützen, Armaturenblechern, Türinnenseiten, Decken, Lenkrad und Lautsprechersystemen eingesetzt. PU-Schäume waren hauptsächlich mit C-PentaBDE und C-DecaBDE behandelt, welche auch noch in anderen Kunststoffen und in Textilien zur Anwendung kamen (BiPRO et al. 2011, Potrykus et al. 2019). Fahrzeuge können eine Reihe an verschiedenen Kunststoffen enthalten, welche unterschiedliche Mengen an kommerziellen PBDE-Formulierungen enthalten (UNEP 2017b). DecaBDE wurde neben der Verwendung in Kunststoffen auch für den Flammenschutz von in Fahrzeugen eingesetzten Textilien verwendet (z.B. Sitzbezüge, Dachhimmel) (Potrykus et al. 2019).

In Deutschland wurden ab 1998 und in der EU ab dem Jahr 2000 für die Automobilindustrie Material- und Stoffdatenbanken eingeführt (*International Material Data System*, IMDS,⁴⁸ und die Stoffverbotsliste *Global Automotive Declarable Substance List*, GADSL⁴⁹). Dadurch kann zurückverfolgt werden, zu welchem Zeitpunkt diese Stoffe in der europäischen Automobilindustrie nicht mehr verwendet wurden. Ab dem Jahr 2000 sind auf Basis der Daten und weiteren Informationen der Automobilindustrie keine Verwendungen von C-Penta und C-OctaBDE bekannt (ACEA 2010). Während des 11. Persistent Organic Pollutants Review Committee Meetings gaben 15 europäische Autohersteller an, dass C-DecaBDE spätestens bis Mitte 2018 substituiert wird. Hierbei wurde angemerkt, dass die Substitution nicht auf die Herstellung von Ersatzteilen ausgeweitet wird. ACEA bestätigte, dass C-DecaBDE wie angekündigt substituiert wurde (ACEA 2020).

Mit Blick auf die noch in Verwendung befindlichen, potentiell PBDE-belasteten Automobile, kann Tabelle 15 Informationen liefern. Hierbei ist erkennbar, dass der Anteil an Fahrzeugen, welche vor dem Jahr 2000 zugelassen wurden, kontinuierlich sinkt. Dies bedeutet, dass die Anzahl der Fahrzeuge, welche C-Octa- oder C-PentaBDE enthalten können, rückläufig ist. 2019 lag der Anteil solcher Fahrzeuge bei 7 %. Der Anteil der Erstzulassungen nach dem Jahr 2000 hat im Gegensatz hierzu zugenommen. Diese Fahrzeuge können DecaBDE enthalten.

Tabelle 16 gibt Auskunft über das durchschnittliche Alter des Fahrzeugbestands und erlaubt Rückschlüsse wie lange potentiell mit POP-PBDE belastete Fahrzeuge in Verwendung bleiben.

⁴⁸ „International Material Data System“: Archiv-, Austausch- und Verwaltungssystem für den Fahrzeugbau. Auf seiner Basis wird ein Materialdatenblatt erstellt, in dem für das betreffende Bauteil alle verwendeten Werkstoffe und anteiligen Stoffkomponenten benannt sind sowie alle erforderlichen Daten erfasst werden, die für das spätere Recycling des Fahrzeugteils notwendig sind (IMDS 2011)

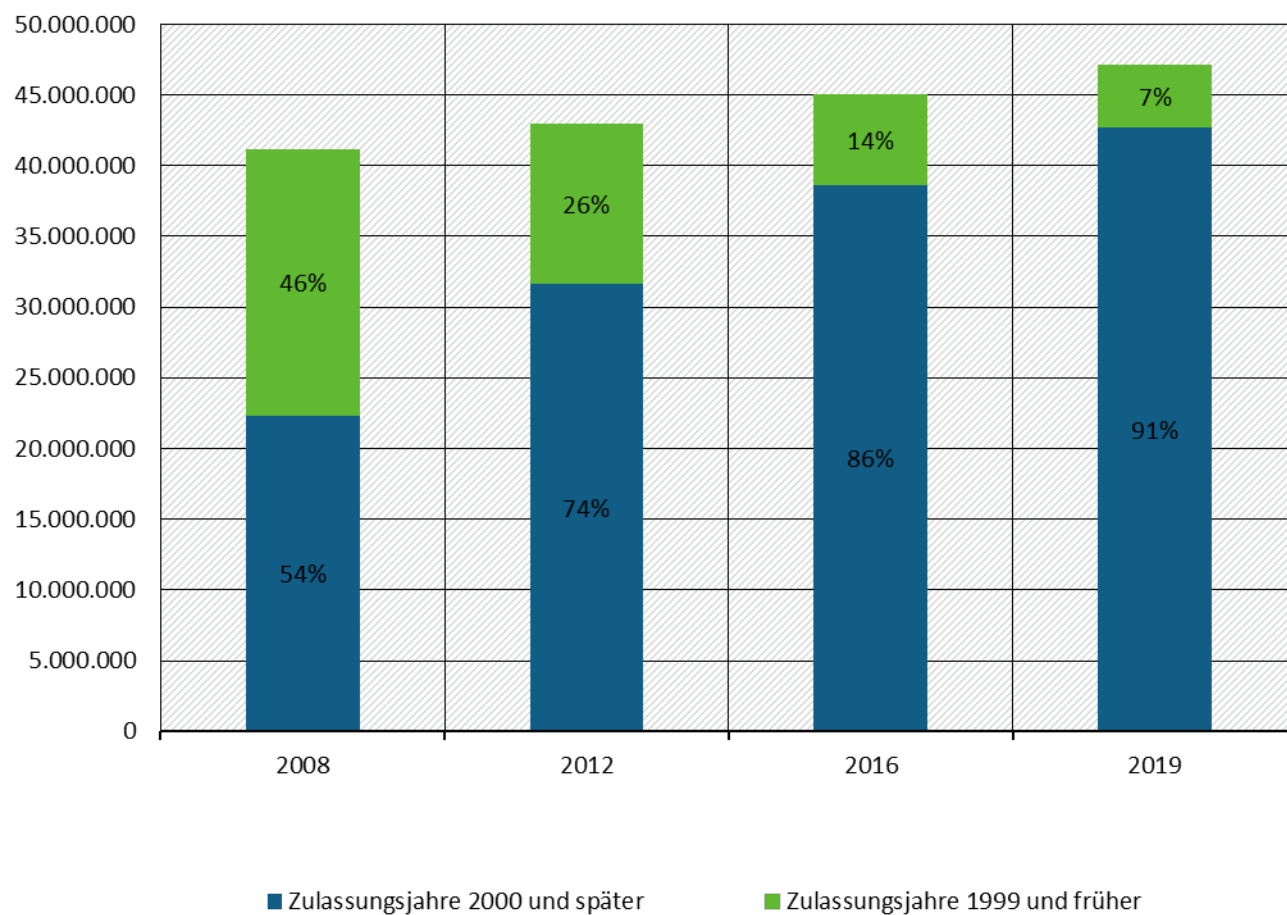
⁴⁹ „Global Automotive Declarable Substance List“: Die dem IMDS zu Grunde liegende Liste der weltweit in KFZ ausweispflichtigen Stoffe. GADSL ist ein Instrument zur Kommunikation von Stoffverboten in den Werkstoffen und dient hier gleichzeitig als Basis zur Kontrolle bei der Freigabe des Materialdatenblattes für das jeweilige Bauteil durch den betreffenden Automobilhersteller, <http://www.gadsl.org> (GADSL 2011).

Tabelle 15: Anteil der Fahrzeuge des Fahrzeugbestandes mit Erstzulassung

	2008	2012	2016	2019
Zulassungen Pkw 2000 und später ⁵⁰	22.321.712	31.613.638	38.619.326	42.740.322
Anteil Zulassung 2000 und später	54%	74%	86%	91%
Zulassungen Pkw 1999 und früher	18.861.759	11.313.961	6.451.825	4.355.462
Anteil Zulassung 1999 und früher	46%	26%	14%	7%
Zulassungen Pkw insgesamt	41.183.594	42.927.647	45.071.209	47.095.784

Quelle: (Kraftfahrt-Bundesamt 2019)

Abbildung 3: Bestand an Personenkraftwagen in Deutschland 2008, 2012 und 2016, 2019



Zulassungsjahr 2000 und später bis einschließlich 2018

Quelle: (Kraftfahrt-Bundesamt 2019)

⁵⁰ Zulassungsjahr 2000 und später bis einschließlich 2018

Tabelle 16: Durchschnittliches Alter in Jahren des Fahrzeugbestands in Deutschland 2008,2012, 2016 und 2019

Jahr (jeweils 1. Januar)	Krafträder	Personenkraftwagen	Kraftomnibusse	Lastkraftwagen	Zugmaschinen	Kraftfahrzeuge insgesamt	Anhänger
2008 ⁵¹	12,8	8,0	8,7	7,5	27,3	9,1	14,6
2012	14,7	8,5	8,8	7,6	28,7	9,8	16,0
2016	16,6	9,2	8,9	7,8	29,5	10,5	17,3
2019	18,0	9,5	8,5	8,0	29,8	10,9	18,0

(Kraftfahrt-Bundesamt 2019)

Gebrauchte (Alt)fahrzeuge werden häufig aus der EU exportiert. Eine angemessene Entsorgung oder Verwertung, die zur Zerstörung des POP-Gehalts führt, sind in den Einfuhrländern nicht unbedingt gewährleistet. So kann die Entsorgung von Altfahrzeugen/Gebrauchtwägen in den Empfängerländern einen Beitrag zur globalen Verteilung leisten und somit zu dem Risiken für die menschliche Gesundheit und die Umwelt beitragen. Dieses Risiko kann durch eine Beschränkung der entsprechenden Exporte in Länder minimiert werden, in denen eine angemessene Verwertung und Entsorgung von Gebrauchtwägen gewährleistet ist (Potrykus et al. 2020).

Elektrogeräte

C-OctaBDE und C-DecaBDE wurden in Elektro- und Elektronikgeräten hauptsächlich als Flammschutzmittel in Kunststoffgehäusen aus ABS, in einem geringen Umfang in den Gehäuse-Kunststoffen aus HIPS und anderen Kunststoffen verwendet (BiPRO et al. 2011, Potrykus et al. 2019). Durch ihre durchschnittliche Lebensdauer von etwa 7 bis 9 Jahren (BiPRO et al. 2011) ist davon auszugehen, dass DecaBDE-haltige Elektro- und Elektronikgeräte sich nach wie vor in Verwendung befinden.

Der Export von PBDE-haltigen Altprodukten und Gebrauchtgeräten wie z.B. Elektroaltgeräten, in Entwicklungsländer kann zur globalen Verteilung von PBDE und deren Eintrag in die Umwelt beitragen, da in diesen Ländern adäquate Behandlungs- und Verwertungsstrukturen für POP-Abfälle nicht gegeben sind. In einer Studie des Basler Koordinationszentrum für Afrika (BCCC) und der Universität der Vereinten Nationen (UNU) in Bonn wurden im Forschungszeitraum (2015 bis 2016) in Nigeria eine Vielzahl an falsch oder gänzlich undeklariertem Elektroschrott identifiziert. Primär wurden Flachbildfernseher und -monitore, Röhrenfernseher sowie Kühlschränke und Computer, welche laut Literaturangaben bromierte Flammschutzmittel enthalten können, exportiert. Etwa drei Viertel der Exporte stammten aus Europa, die größten Anteile hatten hierbei Deutschland (20% gebrauchte elektrische und elektronische Geräte und 28% gebrauchte Elektrogeräte in auf Rädern beförderten Ladungen) und Großbritannien (Odeyingbo et al. 2017). Ähnliche Mengen könnten für andere Entwicklungsländer, in welche exportiert wird, angenommen werden. Die Studie deckte zusätzlich auf, dass die Bestimmungen des Basler Übereinkommens sowie die Versandvorschriften der WEEE-Richtlinie ohne Konsequenzen verletzt wurden. Die obigen Überlegungen im Zusammenhang mit der Ausfuhr von gebrauchten (Alt)fahrzeugen gelten in analoger Weise für die Ausfuhr von Elektroaltgeräten.

Baustoffe in Gebäuden

DecaBDE fand Anwendung in verschiedenen Materialien für den Bausektor, welche durch die lange Lebensdauer nach wie vor in Alterzeugnissen vorkommen können. BSEF (2006) veröffentlichte 2006 eine Liste von Bauteilen, welche C-DecaBDE enthalten können. Diese enthält folgende Anwendungen:

- ▶ Rohre;

⁵¹ Ab 1. Januar 2008 nur noch angemeldete Fahrzeuge ohne vorübergehende Stilllegungen/Außerbetriebsetzungen.

- ▶ Lampenhalter;
- ▶ Stadionsitze;
- ▶ Verstärkte Kunststoffe;
- ▶ Schalter und Anschlüsse;
- ▶ Laminierte Dämmplatten;
- ▶ Film für den Einsatz unter dem Dach und zum Schutz der Bauflächen;
- ▶ elektrische Kanäle und Armaturen;
- ▶ Komponenten in analytischen Geräten in Industrie- und Medizin Laboratorien;
- ▶ Luftkanäle für Lüftungsanlagen;
- ▶ Säulen für Telefon- und Kommunikationskabel.

Weitere Anwendungsbereiche in Gebäuden sind jedoch möglich.

Textilien

In der Literatur wird des Weiteren die Verwendung von C-DecaBDE in Textilien beschrieben. Typische Produkte sind hierbei beschichtete Textilien, Vorhänge, Matratzen, Teppiche, Militärzelte und Polstertextilien, z.B. für Sofas, Bürostühle sowie Textilien im Transportsektor (Bahnsitzbezüge) (BSEF 2006, UNEP 2015d).

Innerhalb Deutschlands wurden mit C-DecaBDE-behandelte Textilien vorwiegend im Fahrzeugbereich sowie im institutionellen Bereich in Versammlungsstätten eingesetzt (Potrykus et al. 2015). Durch ihre durchschnittliche Lebensdauer (10 ± 3 Jahre) ist davon auszugehen, dass ein Teil noch in Gebrauch ist.

5.2.2.2 Ist-Zustand

Die Erzeugnisse, in denen kommerzielle PBDE in relevanten Mengen eingesetzt wurden und die sich heute zum Teil aufgrund ihrer langen Lebensdauer noch im Markt befinden sind Automobile, Elektrogeräte und (Polster)-Möbel, sowie Baustoffe in Gebäuden.

Automobile

Am 1. Januar 2019 waren 4,4 Millionen Pkw aus Zulassungsjahren bis 1999 in Deutschland zugelassen. Diese könnten potenziell C-Penta und C-OctaBDE enthalten. Am 1. Januar 2019 waren 42,7 Millionen Pkw aus Zulassungsjahren bis 2018 in Deutschland zugelassen, welche potenziell C-DecaBDE enthalten.

Elektrogeräte

Aufgrund der bestehenden Stoffbeschränkungen und der durchschnittlichen Lebensdauer relevanter Erzeugnisse sind C-OctaBDE und C-DecaBDE über dem RoHS-Grenzwert nur noch in Altgeräten zu erwarten. Es kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass Erzeugnisse oberhalb der relevanten Grenzwerte importiert werden.

Baustoffe in Gebäuden

Aufgrund der langen Lebensdauer (50 ± 25 Jahre (Potrykus et al. 2015)) sind insbesondere mit DecaBDE-behandelte Erzeugnisse nach wie vor im öffentlichen, privaten und industriellen Gebäudebestand zu erwarten.

Textilien

Aufgrund der durchschnittlichen Lebensdauer von flammgeschützten Textilien (10 ± 3 Jahre), kann C-DecaBDE nach wie vor in Textilalterzeugnissen vorkommen.

5.2.2.3 Maßnahmen

Zur Verringerung und Verhinderung der Freisetzungen aus Alterzeugnissen und daraus resultierenden Abfällen sind Maßnahmen der fachgerechten Entsorgung anzuwenden.

5.2.3 SCCP in Alterzeugnissen

5.2.3.1 Bisherige Entwicklung

SCCP wurden in Weichmacher, Bindemittel und Flammschutzmittel in Kunststoffen, Farben und Lacken, Gummierzeugnissen, Papier, Textilien, Fugen, Dichtungsmassen und Klebern angewandt.

SCCP werden seit 2004 höchstwahrscheinlich nicht mehr in Metall- und Lederbearbeitungsmitteln eingesetzt. Da die Metall- und Lederbearbeitungsmittel, als auch die mit SCCP behandelten Ledererzeugnisse relativ kurze Produktlebenszyklen aufweisen, wird davon ausgegangen, dass die gebrauchten Bearbeitungsmittel als auch die behandelten Ledererzeugnisse über die Jahre als Abfall bereits angefallen sind und behandelt/entsorgt wurden.

Auch wenn SCCP derzeit nicht mehr in Metall- und Lederbearbeitungsmitteln zum Einsatz kommen und die Produkte höchstwahrscheinlich schon behandelt/entsorgt wurden, können kontaminierte Böden (z.B. Altlasten von früheren Metallbearbeitungsbetrieben) immer noch eine relevante Quelle für SCCP in Deutschland sein (Potrykus et al. 2015).

Des Weiteren wurden SCCP ehemals in Papier, Farben und Lacken angewendet. Auch hier ist davon auszugehen, dass angesichts des Anwendungsverbots und der relativ kurzen Lebensdauer, diese Produkte bereits als Abfall angefallen und behandelt/entsorgt wurden (Potrykus et al. 2015).

Angaben zur durchschnittlichen Produktlebensdauer von Förderbändern (und daher dem enthaltenen Gummierzeugnisse) variieren. ECHA schätzt ihre durchschnittliche Lebensdauer auf etwa 10 Jahre (ECHA 2008), während Hersteller von Förderbändern eine Lebensdauer zwischen 2 und 30 Jahren angeben (Potrykus et al. 2019). Angesichts der Ausnahmeregelung für Gummierzeugnisse für Förderbänder wird angenommen, dass diese immer noch eine Rolle spielen könnten (Potrykus et al. 2015). Für SCCP-haltige Dichtungsmassen und ihren Einsatz in Gebäuden mit langen Lebenszyklen (50 ± 25 Jahre) ist davon auszugehen, dass diese aktuell und zukünftig relevante Quellen für SCCP darstellen.

In der Textilindustrie dienten hochchlorierte SCCP als Flammschutzmittel, als Anti-Fäulnismittel und zur Abweisung von Wasser. Traditionell wurden CP zur Behandlung von Militärzelten verwendet, jedoch findet diese Anwendung innerhalb der EU vermutlich nicht mehr statt (Potrykus et al. 2015). Basierend auf den Informationen in Potrykus et al. (2015) wird davon ausgegangen, dass die Verwendung bereits in den 90er Jahren eingestellt wurde und substituiert ist. Jedoch können in Deutschland, laut Potrykus et al. (2015), langlebige Textilprodukte (Spezialtextilien z.B. aus Militärrestbeständen) noch eine Rolle spielen.

5.2.3.2 Ist-Zustand

Die Erzeugnisse, in denen SCCP in relevanten Mengen eingesetzt wurden und die sich heute zum Teil aufgrund ihrer langen Lebensdauer noch im Umlauf befinden sind Gummierzeugnisse für Förderbänder und Dichtungsmasse in Gebäuden sowie potentiell in Spezialtextilien.

5.2.3.3 Maßnahmen

Die aus Alterzeugnissen anfallenden Abfälle müssen fachgerecht entsorgt werden. Relevante Abfallströme werden in dem betreffenden Kapitel beschrieben.

5.2.4 HBCDD in Alterzeugnissen

5.2.4.1 Bisherige Entwicklung

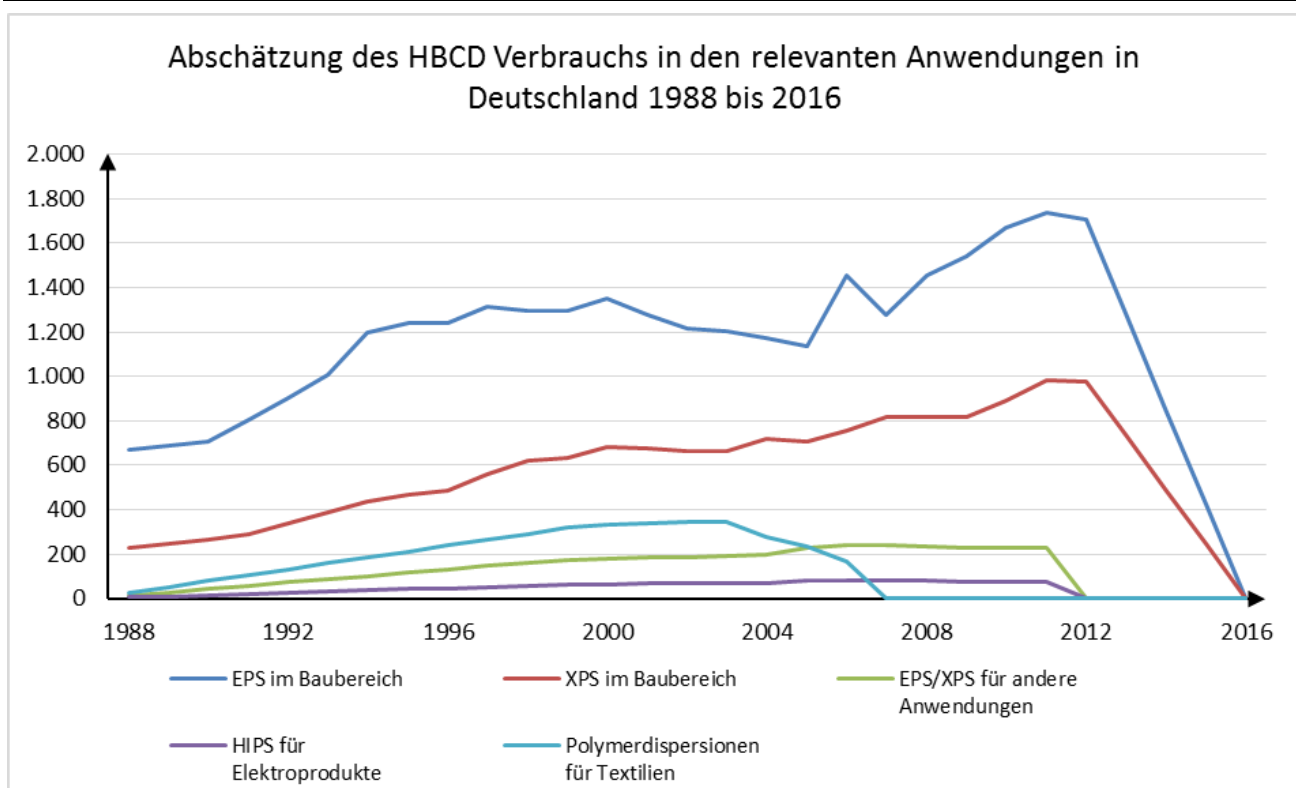
Aufgrund seiner technischen Eigenschaften wurde HBCDD hauptsächlich als Flammschutzmittel für Kunststoffe verwendet. Primär wurde HBCDD als additives Flammschutzmittel in EPS- (expandiertes Polystyrol) und XPS- (extrudiertes Polystyrol) Hartschaumplatten im Baubereich eingesetzt. Ein weiteres Einsatzgebiet umfasste die Verwendung als Polymerdispersion für Textilien, vor allem für Polstermöbel, Polstersitze in Autos und LWKs, Vorhänge und Wandbespannungen, Matratzendrell, Heimtextilien und Automobiltextilien (Potrykus et al. 2015). HBCDD wurde außerdem in Gehäusekunststoffen aus „high-impact Polystyrol“ (HIPS)

für elektrische und elektronische Geräte wie z.B. Audio- und Videoequipment, Verteilerkästen für elektrische Leitungen im Baubereich und Kühlschrankschrankauskleidungen (Einsatzmenge 1 bis 7%) verwendet (Potrykus et al. 2015). In Deutschland wurde HBCDD insbesondere als additives Flammschutzmittel in Polystyrol im Baubereich eingesetzt. Ab 2013 wurde HBCDD auch in dieser Anwendung substituiert und bis August 2015 fast vollständig durch alternative Flammschutzmittel ersetzt.

5.2.4.2 Ist-Zustand

In Deutschland wird HBCDD nach aktuellen Informationen derzeit weder im Verpackungsbereich noch im Textilbereich eingesetzt. Es gibt auch keine konkreten Hinweise darauf, dass HBCDD noch für HIPS im Elektrobereich verwendet wird. Auch werden keine HBCDD behandelten EPS und XPS Dämmplatten in Deutschland mehr eingebaut. Abbildung 4 zeigt die mengenmäßig höhere Relevanz von HBCDD in EPS- und XPS-Anwendungen im Vergleich zu anderen Anwendungen in den Jahren 1988 bis 2016.

Abbildung 4: Abschätzung des HBCDD Verbrauchs in den relevanten Anwendungen in Deutschland von 1988 bis 2016 (in Tonnen)



Quelle: (Potrykus et al. 2015)

Verpackungen aus recyceltem Polystyrol stellen jedoch immer noch eine Quelle von HBCDD dar. Im Rahmen einer Studie des UBA konnten in Recyclat aus Verpackungen und Dämmstoffen HBCDD-Konzentrationen von bis zu 4.410 mg/kg nachgewiesen werden. Diese Proben stammen zum Teil aus recyceltem Dämmstoffplatten, wodurch eine hohe HCBDD-Konzentration gefunden werden konnte. Die Verunreinigungen können ebenfalls aus Importen aus dem Elektro- und Elektroniksektor und aus der Querkontamination aus dem Baubereich stammen. Die meisten untersuchten Proben waren jedoch vergleichsweise niedrig belastet und enthielten HBCDD-Konzentrationen unter der unbeabsichtigten Spurenbelastung von 100 mg/kg (UBA 2017f).

Das aktuell höchste Aufkommen an HBCDD ist in verbauten Dämmschutzplatten in Gebäuden. Auf Grund der hohen Lebensdauer dieser Produkte wird geschätzt, dass noch ungefähr 50.000 t HBCDD in EPS und XPS vorhanden sind, welche in den kommenden Jahrzehnten als Abfälle anfallen werden (Potrykus et al. 2015) (siehe hierzu Abbildung 7).

5.2.4.3 Maßnahmen

Die aus Alterzeugnissen anfallenden Abfälle müssen fachgerecht zurückgebaut und entsorgt werden. Relevante Abfallströme werden in dem betreffenden Kapitel besprochen.

5.2.5 PCP in Alterzeugnissen

5.2.5.1 Bisherige Entwicklung

PCP wurde in Holz- und Bautenschutz, in der Schnittholzbehandlung, Textil- und Lederimprägnierung sowie in der Zellstoff-, Papier- und Pappeproduktion zur Konservierung eingesetzt (UBA 1997). Da die Verwendung von PCP in Deutschland seit langem eingestellt ist, sind Abfälle und Produkte mit einer relativ kurzen Lebensdauer höchstwahrscheinlich nicht mehr relevant. Zu diesen zählen Produkte der Papier-, Zellstoff-, und Pappeherstellung sowie Textilien und Lederprodukte. Es ist davon auszugehen, dass diese bereits als Abfall angefallen sind und bereits entsorgt oder verwertet wurden (Potrykus et al. 2015).

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 (Potrykus et al. 2015).

5.2.5.2 Ist-Zustand

Erzeugnisse, die sich heute zum Teil aufgrund ihrer langen Lebensdauer noch in Verwendung befinden sind mit PCP behandelte Hölzer im Außen- und Innenraum. 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) (Potrykus et al. 2015). Spezifische Informationen zur aktuellen Belastung des Gebäudebestands liegen nicht vor.

5.2.5.3 Maßnahmen

Zur Verringerung und Verhinderung der Freisetzungen aus Alterzeugnissen und daraus resultierenden Abfällen sind Maßnahmen der fachgerechten Entsorgung anzuwenden.

5.2.6 PCN in Alterzeugnissen

5.2.6.1 Bisherige Entwicklung

PCN wurden unter anderem als Additive in Holzschutzmitteln, Farben und Motorenölen, Speziallösungsmitteln, Hydraulikölen, Kabelisolierungen, in Papieren, Schmiermitteln, Produkten zum Umgießen von Elektronik- oder Automobilbauteilen, in Flammenschutzmitteln, Transformatoren und in Kondensatoren verwendet.

Da die Verwendung von PCN in Deutschland seit ca. 30 Jahren eingestellt wurde, ist laut Potrykus et al. (2015), BiPRO et al. (2011) und Santillo et al. (2004) davon auszugehen, dass der größte Anteil an PCN-haltigen Produkten bereits entsorgt wurde.

Es ist jedoch möglich, da PCN mit Harzen, Gummi, Kunststoffen, Talg, Kaolin und PCBs zu verschiedenen formbaren Massen verarbeitet wurde, dass PCN z.B. in Fugen- und Dichtungsmassen noch heute als Altprodukte im Gebäudebestand vorkommen (Brinkman et al. 1976). Zusätzlich besteht die Möglichkeit, dass in den untertagedeponierten PCB-Kondensatoren PCN enthalten ist. Für Transformatoren wurden im Rahmen der Inventarisierungsarbeiten des Stockholmer Übereinkommens keine Transformatoren mit PCN gemeldet. Es ist daher davon auszugehen, dass die Verwendung von PCN in Transformatoren in Deutschland kaum relevant war. Spezifische Informationen zum Einsatz von PCN-haltigen Hydraulikölen im Bergbau in Deutschland sind nicht verfügbar (Weber 2018). Es wird jedoch angenommen, dass in Einzelfällen noch gering mit Additiven verunreinigte Hydrauliköle zur Entsorgung anfallen können (LUBW 2012).

Weber (2018) berichtet zusätzlich davon, dass mit PCN-behandelte Hölzer in Gebäuden und Anstriche von Metallkonstruktionen durch ihre hohe Lebensdauer nach wie vor noch in Verwendung sein können. Andere Holzschutzanwendungen (Zäune, Elektromasten) sind vermutlich zu großen Teilen bereits entsorgt worden (Weber 2018).

5.2.6.2 Ist-Zustand

Erzeugnisse, die sich aufgrund ihrer Lebensdauer potentiell noch in Verwendung befinden, sind mit PCN-haltigen Anstrichen behandelte Metallkonstruktionen, Hölzer, Hydrauliköle im Bergbau sowie Fugen- und Dichtungsmassen im Gebäudesektor.

Aktuelle spezifische Informationen bezüglich dieser Alterzeugnisse liegen für Deutschland nicht vor.

5.2.6.3 Maßnahmen

Zur Verringerung und Verhinderung der Freisetzungen aus Alterzeugnissen und daraus resultierenden Abfällen sind Maßnahmen der fachgerechten Entsorgung anzuwenden.

5.2.7 DDT und Lindan in Alterzeugnissen

5.2.7.1 Bisherige Entwicklung und Ist-Zustand

DDT-Kontaminationen sind in baulichen Holzkonstruktionen auf dem Gebiet der ehemaligen DDR zu erwarten, wo DDT-haltige Mittel bis 1989 in Innenräumen und in Dachbalken (LAGuS 2013, Friedrichs 2014, Weber 2019) und darüber hinaus in ehemaligen Standorten der US-Streitkräfte, wo es als Insektizid in Gebäuden eingesetzt wurde (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2005). Die umweltgerechte Entsorgung wird nach EU- und national geltendem Recht besorgt.

In der Altholzverordnung (AltholzV) ist kein gesonderter Grenzwert für DDT oder Lindan festgelegt, für die Herstellung von Holzhackschnitzeln gilt ein Grenzwert von 3 mg/kg. Als behandelt identifiziertes Holz wird in Mit- oder Müllverbrennungsanlagen sowie Biomassekraftwerken (mit)verbrannt. Die bei der Verbrennung entstehenden Dioxin- und Furanemissionen müssen im Rahmen des Grenzwertes der 17. BImSchV von 0,1 ng/m³ liegen. Derselbe Grenzwert (0,1 ng/Nm³) ist in der IE-RL (Anhang VI Teil 3) festgesetzt.

5.2.7.2 Maßnahmen

Zur Verringerung und Verhinderung der Freisetzungen aus Alterzeugnissen und daraus resultierenden Abfällen sind Maßnahmen der fachgerechten Entsorgung anzuwenden.

5.2.8 Verwendung von PFOS

5.2.8.1 Bisherige Entwicklung

In der Literatur werden vielfältige Anwendungen von PFOS erwähnt. Dabei ist häufig nicht spezifiziert, ob wirklich PFOS zum Einsatz kommt oder eine verwandte Verbindung, die unter Umständen Verunreinigungen von PFOS enthält. PFOS wurde in den meisten Fällen als Prozesschemikalie verwendet und verbleibt nicht in relevanten Mengen in den Erzeugnissen.

5.2.8.2 Ist-Zustand

PFOS darf bis 2025 im nicht dekorativen Hartverchromen (Chrom VI) in geschlossenen Kreislaufsystemen eingesetzt werden. PFOS wird hier als Prozesschemikalie verwendet und verbleibt nicht in relevanten Mengen in den Erzeugnissen. Allerdings hat die Galvanikindustrie auf kürzerkettige PFAS umgestellt und verwendet so gut wie kein PFOS mehr.

Es können noch Bestände von PFOS-haltigen Fotomaterialien bestehen, da im gewerblichen Bereich Fotomaterialien vor allem wegen des hohen Silberanteils und der Kunststofffraktionen recycelt werden. Zusätzlich müssen nach §§ 18, 27, 28 und 36 der Röntgenverordnung und Bekanntmachung zum Röntgenpass Röntgenbilder von Personen über 18 Jahren für 10 Jahre nach dem Datum der letzten Untersuchung aufbewahrt werden. Deshalb sind vor allem im medizinischen Bereich vermutlich noch größere Mengen an PFOS-haltigem Material zu finden.

5.2.8.3 Maßnahmen

Es kann daraus geschlossen werden, dass die verbleibenden Bestände PFOS-haltiger Fotomaterialien keine signifikante Quelle für PFOS-Emissionen in die Umwelt darstellt. Die verbliebenen Lagerbestände PFOS-haltige Schaumlöschmittel wurden bereits entsorgt.

Weitere Maßnahmen bezüglich PFOS in Altprodukten sind in Deutschland nicht erforderlich.

5.3 POP-haltige Abfälle

In Artikel 7 der EU-POP-VO sind Anforderungen an die Beseitigung oder Verwertung von

- ▶ Abfällen von denen bekannt ist, dass sie aus POP bestehen,
- ▶ Abfällen, die POP enthalten oder mit ihnen kontaminiert sind und
- ▶ Abfällen, die die unteren Konzentrationsgrenzen in Anhang IV der EU-POP-VO überschreiten.

Als EU-Verordnung gelten diese Vorgaben unmittelbar ohne nationalen Umsetzungsakt.

Für bestimmte Abfälle, die

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

gelten gemäß der Abfallverzeichnisverordnung (AVV) als gefährlicher Abfall. Für die Bewirtschaftung von gefährlichen Abfällen gelten die Anforderungen des Kreislaufwirtschaftsgesetzes (KrWG). Eine Vermischung gefährlicher Abfälle mit nicht gefährlichen Abfällen ist hiernach grundsätzlich unzulässig, kann unter bestimmten, definierten Voraussetzungen erlaubt sein. Eine Behandlung darf nur in entsprechend genehmigten Anlagen erfolgen. Für die Überwachung gefährlicher Abfälle gelten die Pflichten zur Nachweis- und Registerführung nach §§ 49 und 50 des KrWG und der Verordnung über die Nachweisführung bei der Entsorgung von Abfällen (Nachweisverordnung - NachwV). Für bestimmte POP-haltige Abfälle, welche als nicht-gefährlich eingestuft sind, gilt seit 2017 die bundesrechtliche Verordnung über die Getrennsammlung und Überwachung von nicht gefährlichen Abfällen mit POP (POP-Abfall-Überwachungs-Verordnung - POP-Abfall-ÜberwV). Sie regelt die abfallrechtliche Überwachung für bestimmte Abfälle, insbesondere die folgenden:

- ▶ Bauteile a.n.g., mit dem Abfallschlüssel 16 01 22 (Anlage AVV: Abfallverzeichnis)
- ▶ gebrauchte elektr(on)ische Geräte, AVV 16 02 14 und 20 01 36
- ▶ aus gebrauchten Geräten entfernte Bauteile, AVV 16 02 16
- ▶ Kunststoff, AVV 17 02 03
- ▶ Dämmmaterial, AVV 17 06 04
- ▶ gemischte Bau- und Abbruchabfälle, AVV 17 09 04
- ▶ Schredderleichtfraktionen und Staub, AVV 19 10 04
- ▶ andere Fraktionen, AVV 19 10 06.

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

Zusätzlich zu diesen speziellen Vorgaben finden auf die Bewirtschaftung von POP-Abfällen die Vorschriften des KrWG sowie eine Reihe von speziellen abfallrechtlichen Regelungen Anwendung.

5.3.1 PCB-haltige Abfälle

5.3.1.1 Bisherige Entwicklung

Aus den Erzeugnissen entsteht am Ende ihrer Lebenszeit PCB-haltiger Abfall, welcher fachgerecht entsorgt werden muss. Im Folgenden werden spezifische Informationen zu verschiedenen PCB-haltigen Abfallströmen gegeben:

PCB-haltiges Altholz

Insbesondere Dämm- und Schallschutzplatten wurden in der Vergangenheit mit PCB-haltigen Mitteln behandelt. PCB-haltiges Altholz ist nach den Regelungen der PCB/PCT-Abfallverordnung zu entsorgen.

PCB-haltiges Altöl

Die deutsche Altölverordnung (AltölV) bestimmt in § 2, dass die Aufbereitung von Altöl ein Vorrang gegenüber der energetischen Verwertung oder Beseitigung hat. Jedoch dürfen Altöle nach § 3 nur dann aufbereitet werden, wenn ein Gehalt von 20 mg PCB/kg unterschritten wird, bzw. wenn der Aufbereitungsprozess dazu führt, dass der entsprechende Grenzwert in den entstehenden Produkten unterschritten wird. Nach Artikel 4 Abs. 1 lit. b i.V.m. Anhang I der EU-POP-VO dürfen auch wiederaufbereitete Altöle kein PCB enthalten. Andernfalls ist nach Artikel 7 zusammen mit Anhang IV der EU-POP-VO festgelegt, dass ab einem PCB-Gehalt von 50 mg/kg eine irreversible Beseitigung von PCB-Abfällen zu erfolgen hat.

Verbleibende Verwendungen von PCB in geschlossenen Großgeräten

1994 waren noch mehr als 300.000 Tonnen PCB-haltiger Geräte und Flüssigkeiten zu entsorgen. Davon waren 2004 bereits mehr als 99 Prozent entsorgt (BMU 2004b). Bis 2010 wurden noch zwei PCB-haltige Transformatoren mit einer Ausnahmegenehmigung betrieben. Bei der Bestandsaufnahme für die Europäische Kommission sind noch PCB-haltige Transformatoren erfasst worden, die früheren Kontrollen entgangen waren. Dabei handelt es sich um 30 Stück PCB-haltige Transformatoren mit einem Gewicht von insgesamt 35,9 Tonnen. Für diese Geräte sind entsprechende Entsorgungspläne aufgestellt worden. PCB-haltige Transformatoren wurden ab 1983 in Untertagedeponien eingelagert, wobei die Transformatoren vor der Deponierung zum Teil entleert wurden. Etwa 14.000 Tonnen der eingelagerten Geräte wurden in den Jahren 2004 bis 2010 zurückgebaut (MKULNV & MAIS 2011), entleert, dekontaminiert und die Metalle einer Verwertung zugeführt.

Verbleibende Verwendungen von PCB in geschlossenen Kleingeräten/Anwendungen

Kleinkondensatoren wurden bis 2004 in Untertagedeponien eingelagert. Seit 2005 werden PCB-haltige Kleinkondensatoren in Hochtemperaturverbrennungsanlagen entsorgt (UBA/Friedrich pers. Komm. 2011). Die Menge an PCB in noch aktiven Anwendungen wie Dichtungsmassen oder Leuchtstofflampenkondensatoren kann nicht abgeschätzt werden. Hinweise zur ordnungsgemäßen Entsorgung für die Besitzer PCB-haltiger elektrischer Geräte und Bauteile werden z. T. von den Ländern gegeben, wie z. B. in Hamburg (Freie und Hansestadt Hamburg 2002).

Verbleibende Verwendungen von PCB in "offenen" Systemen

Aufgrund ihres breiten Verwendungsspektrums sind PCB noch in verschiedenen Erzeugnissen enthalten. Nach § 1 Abs. 2 der PCBAbfallV sind Gemische oder Erzeugnisse im Sinne des ChemG, die mehr als 50 mg/kg PCB enthalten, zu entsorgen. Eine werkstoffliche Verwertung, also die Herstellung neuer Erzeugnisse, ist

nach Artikel 4 Abs. 1 der EU-POP-VO nur dann erlaubt, wenn PCB in den Produkten nur noch als unbeabsichtigte Spurenverunreinigung vorhanden ist. Da hierbei kein Grenzwert angegeben ist, dürfen keine Produkte auf den Markt, welche Spurenverunreinigungen von PCB enthalten.

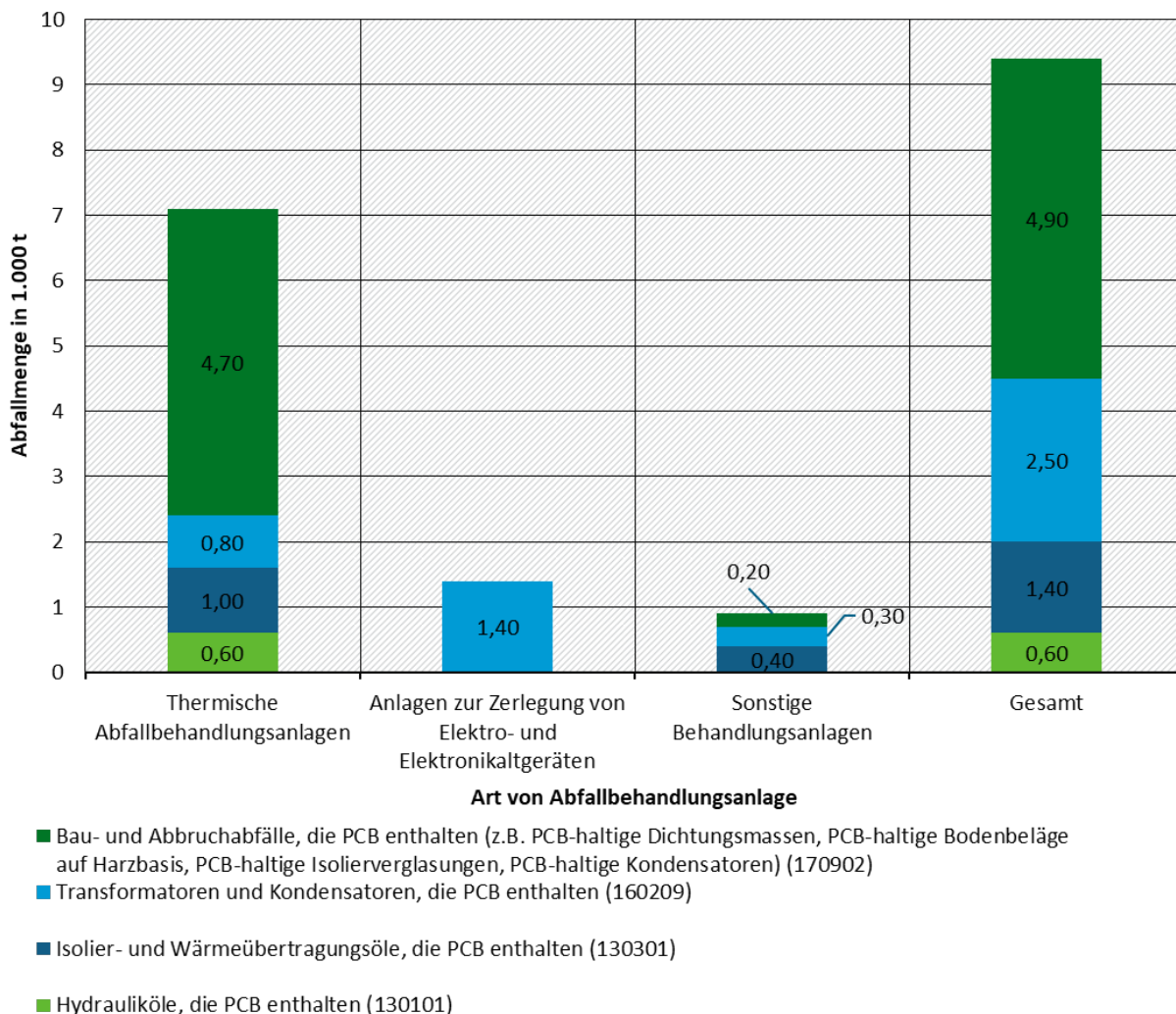
Mehrere Länderbehörden haben Richtlinien zur Sanierung PCB-belasteter Gebäude erarbeitet, z. B. (NRW, 2017 #316), {Bayern, 1994 #313@@author-year} und {Baden-Württemberg, 2001 #311@@author-year}.

Generell wurden bis Ende 2010 alle PCB-haltigen Abfall-Restbestände beseitigt. Dennoch fielen auch bis 2019 PCB aus weiteren Quellen an. Dies betrifft PCB aus elektrischem und elektronischem Equipment mit PCB-haltigen Bauteilen, PCB-haltige Bau- und Abbruchabfälle, Fugendichtungsmassen und PCB-haltige Teile aus Altautos. Diese Quellen für PCB-Abfälle lassen sich auch zukünftig nicht ausschließen.

5.3.1.2 Ist-Zustand

PCB kommen aufgrund der Anwendung nicht separat, sondern als Teil von Geräten und Materialien zur Entsorgung, so dass die Menge des zu entsorgenden PCB-Abfalls erheblich höher ist als die eingesetzte PCB-Menge (UBA 2017h). Die letzten PCB-haltigen Transformatoren wurden 2010 außer Betrieb genommen und nahezu vollständig entsorgt. Es fallen jedoch trotzdem noch PCB-haltige Kondensatoren als Abfälle an, ebenso wie Isolier- Wärmeübertragungs- und Hydrauliköle. Der größte Anteil an PCB kontaminiertem Abfall ist aus dem Baubereich. Hierbei entsteht der Abfall bei Abriss oder Sanierungsarbeiten, bei denen zum Beispiel PCB-haltige Fugenmassen oder Bodenbeläge entfernt werden (siehe Abbildung 5).

Abbildung 5: Gesamtinputmengen PCB-haltiger Abfälle in deutschen Entsorgungsanlagen 2017



Quelle: (Destatis 2019a)

Die tatsächlichen Mengen an PCB-Abfall sind höher, da das Statistische Bundesamt nicht in allen Fällen Mengen angeben kann und weil eine Reihe anderer Abfällen unter anderen Schlüsselnummern ebenfalls PCB enthalten können, ohne dass dies explizit im Klartext der Abfallschlüsselnummern vermerkt ist.

Seit 1998 gibt es Abfallstatistiken, die im- und exportierte Arten und Mengen an Abfällen zeigen (UBA 2020a). Der Im- und Export PCB belasteten Abfalls nimmt ab; inzwischen weniger als 1.000 Tonnen pro Jahr.

5.3.1.3 Maßnahmen

Die anfallenden PCB-haltigen Abfälle müssen letztlich fachgerecht entsorgt werden. Dies ist rechtlich geregelt, wobei bestimmte Grenzwerte eingehalten werden müssen.

Für PCB-haltige Abfälle gelten neben den Vorgaben der EU-POP-VO spezifische abfallrechtliche Regelungen, wie z. B. die PCB/PCT-Abfallverordnung (PCBAbfallV), welche in § 2 Abs. 3 festlegt, dass, soweit technisch möglich und wirtschaftlich zumutbar, beim Entstehen von Bauabfällen vor deren Sortierung PCB-haltige Fraktionen zu entfernen und getrennt zu beseitigen sind. Generell sind PCB-haltige Abfälle nach Artikel 7 zusammen mit Anhang IV der EU-POP-VO ab einem PCB-Gehalt von 50 mg/kg so zu beseitigen, dass die darin enthaltenen PCB zerstört oder unumkehrbar umgewandelt werden.

5.3.2 PBDE-haltige Abfälle

5.3.2.1 Bisherige Entwicklung

Nach Artikel 7 der EU-POP-VO muss ein Abfall so behandelt werden, dass es zu einer Zerstörung oder unumkehrbaren Umwandlung der enthaltenen POP kommt. Der Grenzwert, oberhalb dessen das Zerstörungsgebot gilt, ist in Anhang IV der EU-POP-VO festgelegt. Für den Gesamtgehalt der PBDE gilt ein unterer POP-Grenzwert von 1.000 mg/kg. In Anbetracht des wissenschaftlichen und technischen Fortschritts soll die Kommission den unteren POP-Grenzwert so rasch wie möglich, in jedem Fall jedoch spätestens bis zum 16. Juli 2021, überprüfen, um erforderlichenfalls einen Gesetzgebungsvorschlag zur Senkung dieses Grenzwerts auf 500 mg/kg vorzulegen (siehe entsprechenden Eintrag in Anhang I, Teil A der EU-POP-VO).

Sowohl Tetra- und Penta-, wie auch Hexa- und HeptaBDE wurden 2004 in Europa verboten. 2010 waren ca. 3,4 Tonnen C-PentaBDE und 2,6 Tonnen C-OctaBDE im Abfall aus Altfahrzeugen enthalten (Zangl, 2012). Aufgrund des Anwendungszeitraums und der durchschnittlichen Produktlebensdauer sind die Produkte, die diese PBDE enthielten, größtenteils seit 2014 oder bereits davor als Abfall behandelt und beseitigt worden.

DecaBDE wurde 2019 durch die EU-POP-VO, mit wenigen Ausnahmen, verboten. Durch die ehemalige Verwendung in Erzeugnissen, sowie die geltenden Ausnahmen, fallen nach wie vor DecaBDE-haltige Abfälle an. DecaBDE konnte in der Vergangenheit ebenfalls in Klärschlämmen nachgewiesen werden.

Die quantitative Bestimmung in Kunststoffen und Textilien erfolgt entweder mittels Gaschromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung (GC-MS), in Begleitung von Matrixextraktion und Reinigungsmethoden für die einzelnen Kongenere oder mittels RFA für den gesamten Bromgehalt. Es stehen Normen für die Messung in elektronischen Produkten (Kunststoffen) mittels RFA für Gesamtbrom (IEC 62321-3-1:2013⁵²) und GC-MS für die einzelnen Kongenere (IEC 62321-6:2015⁵³) zur Verfügung. Die Norm beschreibt die Ermittlung individuelle PBDEs zwischen 20 mg/kg und 2.000 mg/kg mittels GC-MS. Im Rahmen der Norm für RFA wurden Konzentrationen ab 25 mg/kg in HIPS, ABS und 96 mg/kg in PE für Gesamtbrom gemessen (Potrykus et al. 2019).

Altfahrzeuge

Die AltfahrzeugV insbesondere regelt die Demontage und die Schadstoffentfrachtung von Altfahrzeugen. Gefährliche Stoffe und Komponenten müssen selektiv entfernt und getrennt werden, um nachfolgende Schredderabfälle nicht zu verunreinigen. Diese spezifischen Komponenten, darunter Batterien und Flüssiggastanks,

⁵² Deutsche Fassung EN 62321-3-1:2014

⁵³ Deutsche Fassung EN 62321-6:2015

explosionsfähige Bauteile, spezifische Flüssigkeiten und quecksilberhaltige Bauteile, sind zu entfernen. Zur Verbesserung des Recyclings sollen nach dem Anhang der AltfahrzeugV ebenfalls große Kunststoffbauteile (Stoßfänger, Armaturenbrett, Flüssigkeitsbehälter usw.) bei der Demontage entfernt werden, sofern die entsprechenden Materialien beim Schreddern nicht in einer Weise getrennt werden, die ein Recycling erlaubt. Kunststoffe werden in Deutschland nur in geringem Umfang vor dem Schreddern separiert (insbesondere Stoßfänger) und der kunststoffverarbeitenden Industrie zugeführt werden. Obwohl nach AltfahrzeugV eine Demontagepflicht besteht, werden diese Bauteile nicht von allen Demontagebetrieben gleichermaßen separiert. In der Praxis verfügen Demontagebetriebe oftmals über entsprechende Ausnahmegenehmigungen. (Sander et al. 2020).

Weitere Gründe, weshalb eine selektive Demontage von DecaBDE-haltigen Kunststoffen als wenig praktikabel erachtet wird, sind (Mehlhart et al. 2019, Potrykus et al. 2020):

- ▶ Detaillierte Informationen über die unterschiedlichen Kunststoffe und deren Zusatzstoffe sind für Demontagebetriebe nicht immer verfügbar.
- ▶ Die selektive Demontage stellt einen komplexen und zeitaufwändigen und daher auch kostenintensiven Prozess dar.

Schadstoffentfrachtete Altfahrzeuge werden nach der Demontage geschreddert. Unterteilt werden diese Schredderabfälle in eisenhaltigen Schrott, die SLF sowie die nichteisenhaltigen Werkstoffe (auch Schredderschwerfraktion (SSF)).

In einer UBA-Studie zur „Untersuchung von Abfällen auf das Vorkommen nicht-technischer PCB-Kongeneren und DecaBDE“, wurde für das Jahr 2015 eine theoretische Abfallmenge von 7,9 Tonnen C-DecaBDE im Abfallstrom aus Altfahrzeugen angenommen. Diese verteilt sich auf die SLF mit 7,3 Tonnen DecaBDE und auf die SSF mit 0,6 Tonnen DecaBDE. Der größte Teil der SLF wurde dem Recycling zugeführt (4 Tonnen DecaBDE). Es ist jedoch unklar ob hierbei ein werkstoffliches oder rohstoffliches Recycling (Zerstörung des DecaBDE) gemeint ist. Ein kleiner Anteil (0,5 Tonnen DecaBDE) wurde der Beseitigung zugeführt und daher potenziell deponiert. Die verbleibende Abfallmenge DecaBDE in der SLF wurde energetisch verwertet und damit zerstört (Potrykus et al. 2020).

In einem Altfahrzeug-Schredderversuch in zwei deutschen Schredderanlagen im Jahr 2016, wurden Altfahrzeugen Proben der Schredderschwerfraktion < 2 mm und der Schredderleichtfraktion unter anderem auf ihre PBDE-Gehalte untersucht. Dabei wurde festgestellt, dass Kunststoffe wie etwa PP, PE, ABS, PET oder PUR überwiegend in der SLF verbleiben und nur in geringeren Mengen in der SSF vorkommen. Innerhalb der untersuchten Schredderoutputfraktionen wurden PBDE gemessen. Die Ergebnisse können jedoch nicht als repräsentativ angesehen werden. In der SSF wurden Mittelwerte von < 10 mg/kg für Penta-, Hexa-, Hepta-, Octa- und NonaBDE gemessen. Für DecaBDE konnten Mittelwerte von 10 bis 410 mg/kg ermittelt werden. Die SLF zeigte, wie auch die SSF, für Penta-, Hexa-, Hepta-, Octa- und NonaBDE Mittelwerte von < 10 mg/kg. Für DecaBDE wurden Mittelwerte von 77 mg/kg und 1.400 mg/kg gefunden (Sander et al. 2020).

In einer UBA-Studie zu der Untersuchung von Abfällen und dem Vorkommen von nicht-technischen PCB-Kongeneren und DecaBDE, wurde eine Mischprobe der SLF untersucht. Hierbei wurde eine Konzentration von 12 mg/kg DecaBDE gemessen. Zusätzlich wurden Mischproben aus Sitztextilien europäischer, asiatischer und amerikanischer Autohersteller genommen. Die DecaBDE-Konzentrationen lagen unter 4 mg/kg (amerikanische Hersteller) bzw. unter 0,1 mg/kg (europäische und asiatische Hersteller). Die Probenahme erfolgte im Jahr 2019 (Potrykus et al. 2020).

Im Rahmen eines Forschungsprojekts des Landesamts für Umweltschutz Sachsen-Anhalt wurden dort anfallende bzw. gehandhabte Abfallarten u.a. auf PBDE untersucht. Die Probenahmen fanden im Oktober/November 2018 sowie im März/April 2019 statt. Hierbei wurde DecaBDE in Konzentration oberhalb des Grenzwertes von 1.000 mg/kg einzig in Kunststoff (Fahrzeug-Türverkleidung ASN 16 01 19) und im Input der SLF (19 10 04) gemessen (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt et al. 2019). DecaBDE wurde zusätzlich in

weiteren Abfällen gefunden, welche mit Abfällen aus Altfahrzeugen in Verbindung gebracht werden können. Die Werte und relevanten Abfallschlüsselnummern sind in der folgenden Tabelle zusammengefasst.

Tabelle 17: Übersicht der DecaBDE-Konzentrationen in altfahrzeugrelevanten Abfallströmen gemessen im Rahmen des Forschungsprojekts des Landesamts für Umweltschutz Sachsen-Anhalt

Abfall-schlüssel-nummer	Abfallbezeichnung	Entnommene Probe/Bezeichnung laut LfU Sachsen-Anhalt	DecaBDE in mg/kg
19 12 04	Kunststoff und Gummi	Gummi-Transportband, schwarz aus einer Anlage zur sonstigen Behandlung und zeitweiligen Lagerung von nicht gefährlichen Abfällen (Anlage zum Shreddern von Altreifen und Altgummi)	250
16 01 19	Kunststoffe	Kunststoffe (Fahrzeug-Türverkleidung)	3.100
19 12 12	Sonstige Abfälle (einschließlich Materialmischungen) aus der mechanischen Behandlung von Abfällen mit Ausnahme derjenigen, die unter 19 12 11 fallen	Input (Ersatzbrennstoffe)	>5.000
19 10 04	Schredderleichtfraktionen und Staub mit Ausnahme derjenigen, die unter 19 10 03 fallen	Input (Schredderfraktion)	110

Quelle: (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt et al. 2019)

Andersson et al. (2019) konnten in ihrer Studie zu beschränkten Chemikalien in recyceltem Kunststoff, DecaBDE in den zwei deutschen PP-Proben aus Rezyklaten aus Altfahrzeugen nicht oberhalb der Bestimmungsgrenze (5 mg/kg) nachweisen.

Post-Schredder-Techniken (PST) ermöglichen die weitere Trennung der SSF und SLF für die Weiterverarbeitung. Die daraus resultierenden Kunststofffraktionen werden nur in wenigen Fällen für ein mögliches werkstoffliches Recycling eingesetzt. Der größte Teil des zurückgewonnenen Kunststoffs wird für das rohstoffliche Recycling (z.B. als Reduktionsmittel in Hochöfen), oder die Energierückgewinnung verwendet (Öko-Institut 2018). Es gibt verschiedene Methoden, um die Fraktionen zu trennen, welche auch in Kombination angewendet werden können. So kann nach Dichte und optischen Eigenschaften separiert werden. Öko-Institut (2018) bestätigt, dass PST-Fraktionen mit hohem und niedrigem PBDE-Gehalt abgetrennt werden können. Hochbromierte Fraktionen können so gezielt einem thermischen Prozess (Reduktionsmittel, thermische Abfallbehandlung) zugeführt und enthaltenes DecaBDE zerstört werden.

Elektro- und Elektronikaltgeräte (EAG)

Berichtete durchschnittliche DecaBDE-Konzentration in EAG liegen zwischen 0 und 0,3% (Potrykus et al. 2019). Werte im oberen Bereich können typischerweise in Röhrenfernsehern und -monitoren, sowie Bürogeräten nachgewiesen werden (Potrykus et al. 2019). Im Gegensatz zu Haushaltsgroß-, IT- und Telekommunikationstechnik-Geräten, weisen Haushaltskleingeräte, mit Ausnahme derer die heiß werden, den größten Anteil an Kunststoffen ohne Flammschutzmittel auf (Wilts et al. 2016). Dies wurde auch von Sander et al. (2018) bestätigt.

Die Abfallbehandlung von EAG folgt den nachfolgenden Schritten. Zur Umsetzung des ElektroG werden in Erstbehandlungsanlagen für getrennt gesammelte EAG geprüft, ob einzelne Bauteile einer Vorbereitung zur Wiederverwendung zugeführt werden können (LAGA 2017, LAGA 2018).

Nachfolgend werden die EAG einer Schadstoff- und Wertstoffseparierung unterzogen. Dazu werden diese manuell zerlegt, oder in einem Schredder zerkleinert. Bei manueller Demontage und Sortierung, können sortenreine Fraktionen erzielt werden (Zotz et al. 2016). Standard TS 50625 2016⁵⁴ des Europäischen Komitee für elektrotechnische Normung (CENELEC) legt für die Behandlung von Elektro- und Elektronik-Altgeräten einen Konzentrationsgrenzwert von 2.000 mg/kg Gesamtbromanteil fest, welcher als Indikator für bromierte Flammschutzmittel verwendet wird. Bei Überschreitung dieses, außer bei Großgeräten sowie Kühl- und Gefriergeräten, muss eine Trennung von bromhaltigen Kunststoffen aus dem Kunststoffstrom erfolgen. Sollten keine Angaben zum Gehalt der bromierten Flammschutzmittel vorliegen, oder der Gesamtbromgehalt den Konzentrationsgrenzwert von 2.000 mg/kg überschreiten, muss die Kunststofffraktion gemäß einschlägiger Rechtsvorschriften behandelt werden. Laut Potrykus et al. (2019) wird auf EU-Ebene nur ein kleiner Teil der EAG manuell demontiert. Der größte Anteil wird einer mechanischen Vorbehandlung zugeführt (geschreddert).

DecaBDE kommt in Schredderrückständen von EAG, Altfahrzeugen und anderen Abfallmaterial vor, da diese oft zusammen in derselben Schredderanlage behandelt werden (Potrykus et al. 2019). Der mechanischen Zerkleinerung folgt eine mechanische Separierung mittels z.B. Windsichtung oder Magnetabscheidung, um sortenreine Fraktionen zu erzeugen (Eisen und Nichteisenmetalle, Kunststoffe, Glas, etc.), die der Verwertung zugeführt werden können (Zotz et al. 2016). Aus dem Output dieser und den nachgeschalteten Sortiervorgängen resultieren nach Angaben von EERA⁵⁵ ca. 8 % bromreiche Kunststoffe und 92 % bromarme Kunststoffe (siehe (Potrykus et al. 2019)). Kunststoffe der bromreichen Fraktion werden typischerweise verbrannt (Potrykus et al. 2019).

Bromierte und damit potentiell PBDE-haltige Kunststoffe werden in Deutschland üblicherweise in thermischen Verwertungs- und Beseitigungsverfahren behandelt (UBA 2017g, Potrykus et al. 2019). Hierbei werden die PBDE zerstört. Die Deponierung POP-haltiger Abfälle auf oberirdischen Deponien ist gemäß DepV nicht gestattet. Historisch sind Erzeugnisse aus dem Elektrobereich jedoch auch im Deponiebau verwendet worden und entsprechend gegenwärtig dort vorhanden (Zangl et al. 2012).

Kunststoffe der bromarmen Fraktion können laut Potrykus et al. (2019) in Recyclingprozessen eingesetzt werden. Recyclingverfahren, in denen eine werkstoffliche Nutzung von möglicherweise PBDE-haltigen Kunststofffraktionen (z. B. Leiterplatten, Gehäusekunststoffen) stattfindet, sind nach Informationen der Recyclingbranche jedoch nicht bekannt (Zangl et al. 2012). Dennoch sollten, um eine stoffliche Verwertung von DecaBDE in Kunststoffen über die geltenden Grenzwerte hinaus zu verhindern und ein Recycling nicht belasteter Kunststoffströme zuzulassen, DecaBDE-haltige Kunststoffe identifiziert und anschließend separiert werden. Dies kann durch verschiedene Methoden erreicht werden, welche bereits für Altfahrzeuge beschrieben wurden. Diese finden ebenfalls für EAG Anwendung. PST könnte auch für EAG eine Möglichkeit der weiteren Auftrennung der anfallenden SSF und SLF und deren Weiterverarbeitung sein (Potrykus et al. 2019).

Die bereits im Jahre 2009 in das Stockholmer Übereinkommen aufgenommenen PBDE (Tetra-, Penta-, Hexa- und HeptaBDE) zeigten in der Vergangenheit bei Untersuchung von EAG erhöhte Werte. Besonders c-OctaBDE konnte bei Untersuchungen von geschredderten CRT⁵⁶-Fernseher- und Monitor-Gehäusen nachgewiesen werden. Schlummer et al. (2007) fanden z.B. Konzentrationen zwischen 3.000 und 14.000 mg/kg. Die Überprüfung von geschredderten Kunststoffteilen von gemischten Elektro- und Elektronikaltgeräten zeigte bei fünf von acht Proben c-OctaBDE-Werte von über 1.000 mg/kg, maximal 4.500 mg/kg. Zwei Proben wiesen c-OctaBDE-Konzentrationen knapp unter 1.000 mg/kg auf und in einer konnte es nicht nachgewiesen werden (Schlummer et al. 2007).

Morf et al. (2005) fanden für c-PentaBDE, basierend auf Schweizer EAG-Proben aus dem Jahr 2003, eine durchschnittliche Konzentration von 34 mg/kg.

⁵⁴ <https://www.beuth.de/de/vornorm/din-clc-ts-50625-3-1/245241554>

⁵⁵ European Electronics Recyclers Association

⁵⁶ Kathodenstrahlröhrenbildschirm, auch als Rohrenbildschirm bezeichnet. Engl. Cathode Ray Tube

Aufgrund der Lebensdauer sind die EAG-Abfälle, welche Tetra-, Penta-, Hexa- und HeptaBDE enthielten, größtenteils seit 2014 oder bereits davor behandelt und beseitigt worden. Dies zeigen auch die rückläufigen PBDE-Konzentrationen in EAG in einer UBA-Studie zu Anforderungen an die Behandlung spezifischer Elektroaltgeräte unter Ressourcen- und Schadstoffaspekten. Wolf et al. (2017) fanden in EAG-Proben (nichtmetallische Restfraktion und große Kunststoffteile aus EAG) Konzentrationen von Tetra-, Penta-, Hexa- und HeptaBDE unterhalb von 15 mg/kg. Im Gegensatz hierzu, wurden DecaBDE-Konzentrationen oberhalb des RoHS-Grenzwertes gefunden.

Im Rahmen eines Ufoplan-Vorhabens zu der „Untersuchung von Abfällen auf das Vorkommen nicht-technischer PCB-Kongenere und DecaBDE“ wurde für das Jahr 2015 eine theoretische Fracht von 109,8 t DecaBDE in etwa 180.000 t Kunststoffen aus EAG angenommen. Da für diese Berechnung ein Medianwert genutzt wurde, welcher unter anderem berichtete Maximalwerte einbezieht, wurde davon ausgegangen, dass der DecaBDE-Anteil in Kunststoffen aus EAG in der Realität unter den 109,8 t liegt. Dies ist auch dem „Positive Results Bias“ geschuldet, welcher das Fehlen von Publikationen, die negative oder Nullresultate beschreiben, thematisiert. Der größte Anteil des im Abfallaufkommen enthaltenen DecaBDE wurde der energetischen Verwertung zugeführt (95,3 Tonnen DecaBDE). Der Rest verteilt sich auf die werkstoffliche Verwertung (13,3 Tonnen DecaBDE) und die Beseitigung (1,2 Tonnen DecaBDE) (Potrykus et al. 2020).

In einer weiteren UBA-Studie wurden verschiedene spezifische Elektro- und Elektronikalt-Gerätearten⁵⁷ untersucht. Hierbei wurden DecaBDE-Konzentrationen von <10 mg/kg bis zu 5.100 mg/kg gefunden. Höchste Werte wurden für Unterhaltungselektronik (5.100 mg/kg) und Haushaltskleingeräte, die heiß werden (4.700 mg/kg) gefunden (Sander et al. 2018).

Auch andere Studien setzten sich mit dem Vorkommen von DecaBDE in Kunststoffabfällen aus EAG auseinander. So wurde im Rahmen einer Swerea IVF-Studie 50 Proben aus verschiedenen europäischen Ländern genommen. In zwei der drei Proben aus Deutschland wurde DecaBDE mit einer Konzentration von 610 mg/kg gefunden (Strååt et al. 2018).

In einer UBA-Studie zu der Untersuchung von Abfällen und dem Vorkommen von nicht-technischer PCB-Kongenere und DecaBDE, wurden ebenfalls EAG-Proben auf DecaBDE untersucht. Diese Proben umfassten Telefone, Computer, heiß laufende Kleingeräte, Unterhaltungselektronik, Drucker und Scanner sowie Werkzeuge. Es wurden Werte von 4 mg/kg bis zu 2.056 mg/kg DecaBDE gefunden. Die höchsten Werte fanden sich in heiß werdenden Kleingeräten (2.056 mg/kg) und Unterhaltungselektronik (1.951 mg/kg). Zusätzlich wurde, in Anbetracht der Abfallbehandlung von EAG, drei Proben von Schredderfraktionen der EAG und Altautoverwertung untersucht. Es konnte gezeigt werden, dass Trennvorgänge in Recyclingprozessen, wie z.B. Dichtentrennung, eine positive Auswirkung auf die DecaBDE-Konzentrationen der Outputfraktionen haben können. Die DecaBDE Konzentration betrug im Input des Prozesses (Kunststoffe aus Haushaltskleingeräten) 734 mg/kg, im Nebenprodukt des Recyclingverfahrens zur Entsorgung (bromreiche Sinkfraktion) 1.376 mg/kg und in der Mischprobe der Recyclingprodukte („bromarme Fraktion“; Kunststoffrezyklate ABS, PS) 219 mg/kg. Es wurde daraus geschlossen, dass diese Trennvorgänge generell geeignet sind DecaBDE-haltige Kunststoffe zu separieren (Potrykus et al. 2020).

Im Rahmen eines Forschungsprojekts des Landesamts für Umweltschutz Sachsen-Anhalt wurden dort anfallende bzw. gehandhabte Abfallarten u.a. auf PBDE untersucht. Hierbei wurde DecaBDE in einer Konzentration oberhalb des Grenzwertes von 1.000 mg/kg in Kleingeräten, Elektroschrott und im Input für Ersatzbrennstoffe gemessen (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt et al. 2019). DecaBDE wurde zusätzlich in weiteren EAG-Abfällen und anderen Abfällen, welche mit Abfällen aus EAG in Verbindung gebracht werden können, gefunden. Die Werte und relevanten Abfallschlüsselnummern sowie die Probenbezeichnung sind in der folgenden Tabelle zusammengefasst.

⁵⁷ Drucker, Scanner, Kopierer, Unterhaltungselektronik, Telefone, Computer, Dockingstation, Haushaltskleingeräte, die heiß werden.

Tabelle 18: Übersicht der DecaBDE-Konzentrationen in relevanten Abfallströmen gemessen im Rahmen des Forschungsprojekts des Landesamts für Umweltschutz Sachsen-Anhalt

Abfallschlüsselnummer	Abfallbezeichnung	Entnommene Probe/Bezeichnung laut LfU Sachsen-Anhalt	DecaBDE in mg/kg
16 02 15*	aus gebrauchten Geräten entfernte gefährliche Bestandteile	Kühlschrank - Gehäuse	2,2
16 02 16	aus gebrauchten Geräten entfernte Bestandteile mit Ausnahme derjenigen, die unter 16 02 15 fallen	Kühlschrank - Innenfächer	700
16 02 13*	gefährliche Bestandteile enthaltende gebrauchte Geräte mit Ausnahme derjenigen, die unter 16 02 09 bis 16 02 12 fallen	Mischung Kleingeräte (Toaster)	>5.000
16 02 15*	aus gebrauchten Geräten entfernte gefährliche Bestandteile	Waschmaschine (Dämmung)	120
16 02 13*	gefährliche Bestandteile enthaltende gebrauchte Geräte mit Ausnahme derjenigen, die unter 16 02 09 bis 16 02 12 fallen	Elektroschrott (Monitor)	4.900
19 10 04	Schredderleichtfraktionen und Staub mit Ausnahme derjenigen, die unter 19 10 03 fallen	Input (Shredderfraktion)	110
19 12 12	Sonstige Abfälle (einschließlich Materialmischungen) aus der mechanischen Behandlung von Abfällen mit Ausnahme derjenigen, die unter 19 12 11 fallen	Input (Ersatzbrennstoffe)	>5.000

Quelle: (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt et al. 2019)

Die Literaturergebnisse zeigen, dass DecaBDE vor allem in Kleingeräten, welche heiß werden, sowie in Geräten der Unterhaltungselektronik vergleichsweise hohe DecaBDE-Konzentrationen aufweisen.

Bauabfälle

Durch die lange Lebensdauer von Gebäuden fallen nach wie vor PBDE-belastete Bau- und Abbruchabfälle an.

Die AbfRRL setzt eine Recyclingquote von 70 % für Bau- und Abbruchabfälle vor, welche bis 2020 zu erfüllen ist⁵⁸. Die mit DecaBDE-behandelten Stoffströme im Baubereich sind laut Potrykus et al. (2020) jedoch nicht primäres Ziel für eine werkstoffliche Verwertung. Flammgeschützte Kunststoffe und Gummis, Kleber, Dichtungen und Anstriche 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 (Potrykus et al. 2020). Eine Ablagerung von Kunststoffen, auch aus Abbruchabfällen, ist seit 2005 laut DepV, durch das Verbot der Ablagerung unvorbehandelter Abfälle, verboten. Geringe Anteile können jedoch nach wie vor, durch Ausnahmen der DepV⁵⁹, auftreten.

Es sind nur wenige Daten, besonders in Deutschland, zu DecaBDE-Konzentrationen in Bauabfällen vorhanden. Die vorhandenen Daten beziehen sich zumeist auf Erzeugnisse. Diese wurden von Potrykus et al. (2020) zusammengefasst. Eine im Jahr 2001 produzierte und in Deutschland erworbene Gummi-Isolier-Dämmplatte

⁵⁸ <https://www.bmu.de/gesetz/richtlinie-200898eg-ueber-abfaelle-und-zur-aufhebung-bestimmter-richtlinien/>

⁵⁹ Abfälle mit einem geringen Kunststoffanteil die einen TOC von <1 bis <6 Masse%, in Abhängigkeit der Deponieklasse, unterschreiten oder Kunststoffabfälle in den inerten Abfällen nicht mehr als 5 Volumenprozent ausmacht

wies einen DecaBDE-Gehalt von 60.000 mg/kg auf (Kemmlin et al. 2003). Andere Konzentrationswerte in Erzeugnissen bewegten sich zwischen unter 1.000 mg/kg und 300.000 mg/kg (Potrykus et al. 2020).

In einer UBA-Studie zu der Untersuchung von Abfällen und dem Vorkommen von nicht-technischer PCB-Kongenere und DecaBDE, wurden Bauabfallproben, darunter Rohre, PE-Schläuche und Gummidichtungen sowie Isolierungen und Baufolien, untersucht. Die Messergebnisse zeigten teilweise hohe Bromkonzentrationen (bis zu 7.750 mg/kg), jedoch keine relevanten DecaBDE-Konzentrationen. Dass DecaBDE in den Proben nicht gefunden wurde, führen die Autoren darauf zurück, dass die Proben aus den Baujahren 1980 bis 1990 stammen und der Verwendungszeitraum von DecaBDE in Gebäuden zwischen 1990 und 2010 lag (Potrykus et al. 2020).

Im Rahmen eines Forschungsprojekts des Landesamts für Umweltschutz Sachsen-Anhalt wurden dort anfallende bzw. gehandhabte Abfallarten u.a. auf PBDE untersucht. Hierbei wurde DecaBDE in Konzentration oberhalb des Grenzwertes von 1.000 mg/kg einzig im Output einer Abfallbehandlungsanlage (Abfallschlüsselnummer 19 12 10) gemessen. Die Herkunft des Input-Abfalls ist jedoch nicht bekannt (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt et al. 2019). Folgende Tabelle zeigt den Abfallstrom, die ASN, die Probenbezeichnung und die DecaBDE-Konzentration.

Tabelle 19: Übersicht der DecaBDE-Konzentrationen in relevanten Abfallströmen

Abfallschlüsselnummer	Abfallbezeichnung	Entnommene Probe/Bezeichnung laut LfU Sachsen-Anhalt	DecaBDE in mg/kg
19 12 10	brennbare Abfälle (Brennstoffe aus Abfällen)	Output aus einer Abfallbehandlungsanlage	1.800

Quelle: (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt et al. 2019)

Alttextilien

Flammschutzmittel wie DecaBDE wurden in Textilanwendungen aufgrund der strengen Brandschutzanforderungen primär im Fahrzeug- und institutionellen Bereich angewendet (Potrykus et al. 2015). Da Textilien und Möbel international produziert und gehandelt werden, stammen ca. 90 % der in Deutschland erworbenen Bekleidungstextilien aus Importen. Diese stammen vermehrt aus China, der Türkei und Bangladesch (UBA 2014 zitiert nach (Potrykus et al. 2020)).

Die Sammlung von Textilien erfolgt generell über Altkleidercontainer, etwa 50 – 72 % dieser gesammelten Textilien wird wiederverwendet, d.h. als Kleidung weitergetragen (UBA 2014 zitiert nach (Potrykus et al. 2020, UBA 2016b)). Der Anteil der wiederverwendeten Textilien übersteigt jedoch den sozialen Bedarf in Deutschland und wird daher weltweit, vorzugsweise in Asien, Afrika oder Osteuropa, vermarktet (UBA 2016b).

Textilien sind der ASN 19 12 08 zuzuordnen. Flammgeschützte Textilien aus dem institutionellen Bereich werden jedoch auch unter der ASN 20 03 07 – Sperrmüll oder ASN 20 03 01 - gemischte Siedlungsabfälle entsorgt (Potrykus et al. 2015). Potrykus et al. (2020), basierend auf Destatis-Daten, nimmt an, dass etwa 90 % der flammgeschützten Textilien thermisch verwertet oder beseitigt (R1 oder D10) werden. Der verbleibende Anteil wird stofflich verwertet oder zu einem geringeren Anteil beseitigt (Potrykus et al. 2020). Organikreiche Abfälle dürfen nicht auf Deponien beseitigt werden, so dass in der Praxis der größte Anteil des DecaBDE thermisch verwertet oder beseitigt werden dürfte (siehe (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt et al. 2019) zur Behandlung der Shredderleichtfraktion und Staub). Ein erheblicher Anteil an DecaBDE wird demnach zerstört. Die Mengenrelevanz von nicht zerstörten DecaBDE aus diesem Bereich wird als gering eingeschätzt (Potrykus et al. 2020). Textilfraktionen aus dem Altfahrzeugbereich werden zu meist geschreddert und mit den Schredderfraktionen behandelt (siehe Sektion zu Altfahrzeugen).

Es sind nur wenige Daten in Deutschland zu DecaBDE-Konzentrationen in Textilabfällen vorhanden. In der UBA-Studie zu der „Untersuchung von Abfällen auf das Vorkommen nicht-technischer PCB-Kongenere und

DecaBDE“ wurden verschieden Textilproben aus dem Automobil- und institutionellen Bereich (ICE-Sitzbezüge) genommen. Die Messergebnisse zeigten teilweise hohe Bromkonzentrationen (bis zu 28.950 mg/kg), jedoch vergleichsweise geringe DecaBDE-Konzentrationen. Der höchste Wert wurde in ICE Sitzbanktextilien (Speisewagen) mit 14,2 mg/kg nachgewiesen. Die Proben aus der Automobilbranche bewegten sich zwischen unter 0,1 mg/kg und 3,8 mg/kg (Potrykus et al. 2020).

Klärschlamm

Eine andere potentielle Quelle von DecaBDE und anderen PBDE kann Klärschlamm darstellen (UNEP 2017b). PBDE landen hierbei zu großen Teilen in der festen Klärschlammfraktion (Ricklund et al. 2008).

Durch die Ausbringung von Klärschlämmen auf landwirtschaftliche Flächen kann DecaBDE in den Boden eingetragen werden.

In der EU wurden DecaBDE-Werte zwischen 0,1 mg/kg TM bis zu einigen wenigen mg/kg TM gefunden (ECHA 2015).

Innerhalb Deutschlands gibt es nur vereinzelt Messwerte. In einem Forschungsprojekt des UBAs wurden im Jahr 2006 PBDE in Klärschlamm in Nordrhein-Westfalen nachgewiesen. Für Tetra-, Penta-, Hepta- und HexaBDE bewegten sich die mittleren Konzentrationen zwischen 0,011 mg/kg TM (HexaBDE) und 0,048 mg/kg TM (PentaBDE). Für DecaBDE wurde ein Mittelwert von 0,57 mg/kg gefunden (UBA 2018c).

In Bayern wurde 2010 ein Median der Summe der PBDE von 0,27 mg/kg TM ermittelt (BLfU 2011).

Im Rahmen eines Forschungsprojekts in Sachsen-Anhalt wurden unter anderem Abfallströme aus Kläranlagen auf PBDE untersucht. Die Probenahmen für die zwei durchgeführten Kampagnen fanden hierbei im Oktober/November 2018 und März/April 2019 statt. Bei keiner Messung in den Abfallströmen der Kläranlagen wurden PBDE-Konzentration oberhalb der Bestimmungsgrenze (10 mg/kg) nachgewiesen (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt et al. 2019).

5.3.2.2 Ist-Zustand

Es wird davon ausgegangen, dass kaum Abfälle mehr im Umlauf sind, die Tetra- und Penta-, wie auch Hepta- und HexaBDE in abfallrechtlich relevanten Konzentrationen enthalten. Daher wird in diesem Kapitel der Ist-Zustand für die weiterhin anfallenden DecaBDE-haltigen Abfälle beschrieben.

Es wird davon ausgegangen, dass bestehende Normen regelmäßig bewertet werden so dass eine Anpassung der Normen zur Messung der geringeren Konzentration in einigen Jahren verfügbar sein wird. Laut den Ergebnissen von Potrykus et al. (2020), wird aktuell von der Deutschen Kommission Elektrotechnik Elektronik Informationstechnik in DIN und VDE (DKE) jedoch nicht an neuen Standards gearbeitet. Es wurde jedoch von den Expertinnen und Experten der DKE angegeben, dass eine Messung von 500 mg/kg oder eines niedrigen Wertes für die gelisteten PBDEs in der Kunststoffmatrix HIPS und ABS/PC bereits jetzt möglich ist (Potrykus et al. 2020).

Altfahrzeuge

Tabelle 15 gibt einen Hinweis auf die zukünftig noch anfallenden mit DecaBDE-belasteten Altfahrzeuge. Bei einer durchschnittlichen Lebensdauer von Altfahrzeugen von 17 bis 18 Jahren (UBA et al. 2019), kann davon ausgegangen werden, dass voraussichtlich bis ungefähr ins Jahr 2036 DecaBDE-belastete Abfälle aus Altfahrzeugen anfallen werden. Durch die bestehenden Ausnahmen unter Anhang I der EU-POP-VO ist auch nach dem Jahr 2036 mit DecaBDE-belasteten Abfällen zu rechnen. Die Behandlung folgt den oben beschriebenen Schritten. Die genaue Situation in Deutschland zur manuellen Demontage von DecaBDE-haltigen Kunststoffteilen und zur Separation durch Behandlung mit moderner PST ist nach wie vor offen.

Elektro- und Elektronikaltgeräte

Bei einer durchschnittlichen Lebensdauer von EAG von 7 bis 9 Jahren (BiPRO et al. 2011) und der Anpassung der EU-POP-VO im Jahr 2019, kann davon ausgegangen werden, dass voraussichtlich bis ungefähr ins Jahr 2028 DecaBDE-belastete Abfälle oberhalb des RoHS-Grenzwertes von EAG anfallen werden. Die Behandlung

folgt den oben beschriebenen Schritten. Die genaue Situation in Deutschland zur Separation mittels PST ist, wie auch für Altfahrzeuge, nach wie vor offen.

Bauabfälle

Durch die durchschnittliche Lebensdauer von Gebäuden (50 ± 25 Jahre), wird davon ausgegangen, dass auch langfristig weiterhin DecaBDE-belastete Bauabfälle anfallen werden. Die Datenlage bezüglich der Konzentrationen in Bau- und Abbruchabfällen ist jedoch momentan unzureichend.

Basierend auf Artikel 11, Absatz 6 der Richtlinie 2008/98/EG (AbfRRL), zieht die Kommission bis zum 31. Dezember 2024 die Festlegung von Zielvorgaben für die Vorbereitung zur Wiederverwendung und das Recycling für unter anderem Bau- und Abbruchabfälle in Betracht. Generell sollten bei der Festlegung dieser Zielvorgaben die Aspekte der Schadstoffausschleusung mitbedacht werden, um keine Verschleppung von DecaBDE oder anderer POP in Recyclingströme zu riskieren.

Alttextilien

Durch die durchschnittliche Lebensdauer von Alttextilien (10 ± 3 Jahre), wird davon ausgegangen, dass auch zukünftig DecaBDE-belastete Abfälle anfallen werden. Die Abfallbehandlung folgt den oben beschriebenen Schritten. Technische Textilien werden dabei größtenteils durch die thermischen Abfallbehandlung zerstört. Die Datenlage bezüglich der Konzentrationen von DecaBDE in Alttextilien und Möbelabfällen in Deutschland ist jedoch nach wie vor dürftig.

Durch die Erweiterung der Getrenntsammlung der AbfRRL, müssen ab 2025 auch Alttextilien getrennt gesammelt werden und soll als Voraussetzung für das Recycling von Textilabfällen dienen (UBA 2018e). Dies schließt vorrausichtlich technische Textilien und institutionelle Textilien ein. Zusätzlich zieht die Kommission bis zum 31. Dezember 2024 die Festlegung von Zielvorgaben für die Vorbereitung zur Wiederverwendung und das Recycling für unter anderem Textilabfälle in Betracht. Generell sollten bei der Festlegung dieser Zielvorgaben die Aspekte der Schadstoffausschleusung mitbedacht werden, um keine Verteilung von DecaBDE oder anderer POP in Recyclingströme zu riskieren.

Auf Grund ihrer kurzen Lebensdauer von ~ 10 Jahren, ist jedoch fraglich, ob die Getrenntsammlung und Recyclingquote von Alttextilien für DecaBDE-haltige Alttextilien Relevanz hat. Dies liegt daran, dass bei der Anwendung in Fahrzeugen Textilien im Altfahrzeug-Abfallstrom behandelt werden. Zusätzlich wurde DecaBDE seit 2014 nicht mehr in Textilien verwendet (Potrykus et al. 2019). Dadurch werden in 2025, wenn die Getrenntsammlung in Kraft tritt, die meisten relevanten DecaBDE-belasteten Textilabfälle bereits entsorgt sein.

5.3.2.3 Maßnahmen

DecaBDE-freie Kunststoffe können grundsätzlich recycelt werden. Um das Recycling von DecaBDE-haltigen Kunststoffen sowie die schadlose Entsorgung des potentiell enthaltenen DecaBDE zu ermöglichen, sollten Strategien zur Abtrennung von POP-PBDE (und anderen POP) aus Abfällen, insbesondere denen aus Fahrzeugen, Elektroaltgeräten und Bauprodukten entwickelt und gefördert werden. In Anbetracht der langen Lebensdauer von Gebäuden und der eingesetzten Mengen sind besonders Strategien für diese ehemaligen Anwendungen entscheidend.

Verfahren zur Identifizierung und Abtrennung DecaBDE-haltiger Kunststoffabfallfraktionen sind wirtschaftlich verfügbar und anwendbar (moderne PST) (Öko-Institut 2018).

Behandlungstechnologien wie Solvolyse können bromierten Flammschutzmitteln in EAG entfernen und zur Trennung von kontaminierten Outputfraktionen verwendet werden (Potrykus et al. 2019). Andere Flüssigextraktion können ebenfalls angewendet werden (Potrykus et al. 2019).

Relevante Freisetzungen während der Abfallbehandlung (mechanische Behandlung) sollten durch geeignete technische Maßnahmen, z.B. durch die manuelle Trennung von bromierten Kunststoffen vor dem Schreddern, soweit möglich minimiert werden.

Generell kann und wird Deutschland sich an der geplanten Überprüfung des Konzentrationsgrenzwertes für die Summe der POP-PBDE in Anhang IV der EU-POP-VO, aus deutscher Sicht, beteiligen. Als Ergebnis eines UBA Vorhabens wird ein Bereich für den Konzentrationsgrenzwert von 200 bis 1000 mg/kg empfohlen und diskutiert (siehe (Potrykus et al. 2020)).

5.3.3 SCCP-haltige Abfälle

5.3.3.1 Bisherige Entwicklung

Aus diesen Erzeugnissen entsteht am Ende ihrer Lebenszeit SCCP-haltiger Abfall, welcher fachgerecht entsorgt werden muss.

Laut Anhang IV der EU-POP-VO, liegt der Grenzwert, oberhalb dessen SCCP zerstört werden muss, bei 10.000 mg/kg.

Abfälle von SCCP enthaltenden Papiere, Farben, Lacken, Metall- und Lederbearbeitungsmittel werden als nicht mehr relevant betrachtet (Potrykus et al. 2015). In Anbetracht der relativ kurzen Lebenszyklen der Erzeugnisse aus diesen Industriesektoren und der Tatsache, dass die Verwendung von SCCP inzwischen entweder verboten oder vor einigen Jahren freiwillig beendet wurde, ist davon auszugehen, dass der Großteil der SCCP-haltigen Abfälle dieser Produkte in Deutschland bereits entsorgt wurde und/oder einer kontrollierten Abfallentsorgung (z.B. Abfallverbrennung mit Energierückgewinnung) unterliegt (Potrykus et al. 2019).

Ausgehend von den historischen Verwendungen von SCCP in der EU und unter Berücksichtigung der relativ langen Lebensdauer von Förderbändern und Dichtungsmassen sowie der Tatsache, dass in der EU auch Gummiabfälle sowie Bau- und Abbruchabfälle recycelt werden, ist davon auszugehen, dass SCCP-haltige Abfälle aus diesen Anwendungsbereichen aus abfallwirtschaftlicher Sicht immer noch relevant sind (einschließlich der Recyclate zur weiteren Verwendung). Zusätzlich fanden Potrykus et al. (2015), dass langlebige Textilprodukte aus Militärbeständen noch eine Rolle in Abfällen spielen könnten.

Gummierzeugnisse

Gummiabfälle aus der mechanischen Behandlung von Abfällen sind der Abfallschlüsselnummer 19 12 04 zuzuordnen. In einem UBA-Forschungsvorhaben wird der Stoff- und Materialflüsse für SCCP in Förderbändern für den Untertagebergbau für Deutschland für das Jahr 2013 dargestellt (siehe Potrykus et al. (2015)). Innerhalb dieses Forschungsvorhaben wurden Messungen in Gummiabfällen aus dem Bergbau und in Granulat aus gebrauchten Förderbändern durchgeführt. Die Messwerte bewegten sich zwischen 0,094 und 1,210 mg/kg. Es wurde in dem Forschungsvorhaben daher ausgeschlossen, dass SCCP-haltiger Gummi in den Förderbändern verwendet wurde. Dennoch wurde festgehalten, dass nicht grundsätzlich ausgeschlossen werden kann, dass SCCP in recycelte Erzeugnisse verschleppt werden (Potrykus et al. 2015).

Nach Potrykus et al. (2015) werden Produktionsabfälle der Bergbauindustrie 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. Genauere Informationen zur Aufbereitung und Entsorgung von gebrauchten Förderbändern liegen nicht vor. In einer UBA Studie wurde davon ausgegangen, dass Förderbänder zusammen mit allen restlichen Gummiabfällen (z.B. Altreifen, etc.) behandelt/entsorgt werden und es werden entsprechende Stoff- und Materialflüsse für SCCP aus Gummiförderbändern für Deutschland für das Jahr 2013 dargestellt (siehe Potrykus et al. (2015)).

Diese Aussage wird weiter unterstützt durch die SCCP-Konzentrationen, welche im Rahmen eines Forschungsprojekts des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt durchgeführt wurden. Hierbei wurden SCCP in den Abfallströmen 19 12 12⁶⁰ und 19 12 04⁶¹ mit 570 mg/kg und 220 mg/kg oberhalb der Bestimmungsgrenze gefunden. Eine der Proben (19 12 04) stammte aus einer Anlage zum Schreddern von Altreifen

⁶⁰ sonstige Abfälle (einschließlich Materialmischungen) aus der mechanischen Behandlung von Abfällen mit Ausnahme, die unter 19 12 11 fallen

⁶¹ Kunststoff und Gummi

und Altgummi und enthielt Transportbänder. Eine weitere Probe stammte aus einer Anlage zur Behandlung von nicht gefährlichen Abfällen (Ersatzbrennstoff-Anlage) (19 12 12). Hier handelte sich um Outputmaterial, in welchem sich Kunststoffe aller Art und Holz befanden (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt et al. 2019). Der SCCP-Gehalt der erzeugten Ersatzbrennstoffe lag unterhalb des Grenzwerts für Stoffe und Gemische (10.000 mg/kg) und Erzeugnisse (1.500 mg/kg) laut Anhang I der EU-POP-VO.

Potrykus et al. (2015) empfehlen, Proben von Gummiförderbändern für den Einsatz unter Tage oder entsprechende Granulate zu analysieren, um die Relevanz in Deutschland einschätzen zu können.

Dichtungsmassen

In einer UBA Studie werden Stoff- und Materialflüsse für SCCP in Dichtungsmassen und Klebern aus dem Bausektor für Deutschland für das Jahr 2013 dargestellt (siehe Potrykus et al. (2015)). Es wurden ebenfalls vier Messungen in Fugendichtungsabfällen durchgeführt. Drei der untersuchten Fugendichtungen zeigten Werte oberhalb von 1.000 mg/kg auf. Die Messwerte bewegten sich hierbei zwischen 1.030,000 und 1.550,000 mg/kg. In einer Fugendichtung wurde eine deutlich geringere Konzentration (1,2 mg/kg) nachgewiesen (Potrykus et al. 2015). Aufgrund der geringeren Zahl von Proben und den Schwierigkeiten bei der Unterscheidung zwischen MCCP und SCCP in den Messungen der verfügbaren Proben, konnte diese Studie dennoch keine abschließende Aussage treffen.

In der Regel werden Kunststoffe und Gummiteile in Gebäuden, die Flammenschutzmittel enthalten, sowie Kleber, Dichtungen und Anstriche als Störstoffe behandelt. Sie werden soweit möglich vom mineralischen Anteil abgetrennt und gesondert verwertet oder beseitigt (UBA Forschungsvorhaben 3717 35 343 0 – nicht veröffentlicht). Genaue Informationen über das Abfallmanagement von Dicht- und Klebstoffabfällen in der EU liegen nicht vor. Es wird angenommen, dass der Großteil der Dicht- und Klebstoffe in Bauabfällen zusammen mit anderen Bau- und Abbruchabfällen behandelt wird, da diese sehr schwer zu trennen sind (Potrykus et al. (2019)).

Das in der AbfRRL festgelegte Ziel für die Recyclingquote von Bau- und Abbruchabfällen beträgt 70 % in 2020. Daher ist zu erwarten, dass SCCP-haltige Abfälle auch recycelt werden. Falls die Dicht- und Klebstoffe erfolgreich getrennt werden können, wird davon ausgegangen, dass diese Abfälle anschließend verbrannt werden (z.B. bei Verdacht auf PCB-haltige Fugendichtungen) (European Commission 2019a). Eurostat (2020) zufolge, wurden 2016 ca. 91% des gesamten Mineralabfalls aus dem Bausektor in Deutschland für Recycling und Verfüllung verwendet.

Alttextilien

Potrykus et al. (2015) führten im Rahmen des Forschungsvorhabens Messungen in Spezialtextilien durch. Diese zeigten nur geringe SCCP-Konzentrationen (17,7 mg/kg in Spezialzelten im Militärbereich und 0,152 mg/kg in einem Militärponcho) in Spezialtextilien. Ein gezielter Einsatz von SCCP kann bei beiden Spezialtextilien größtenteils ausgeschlossen werden. Laut Potrykus et al. (2015) werden brandgeschützte Textilien auch als Sperrmüll (ASN 20 03 07) oder als gemischte Siedlungsabfälle (ASN 20 03 01) deklariert. Ähnliches könnte für Spezialtextilien (z.B. Zelte) gelten. Basierend auf diesen Abfallschlüsseln ist davon auszugehen, dass ein Großteil der anfallenden Textilabfälle thermisch verwertet werden.

5.3.3.2 Ist-Zustand

Aktuell gibt es noch zwei relevante Abfallströme in denen SCCP in Abfällen enthalten sein können. Zu diesen zählen Gummiteile aus Förderbändern der Bergbauindustrie und Dichtungsmassen und Klebstoffe in Abbruchabfällen.

Die Behandlung folgt den oben beschriebenen Schritten. Aktuelle Informationen über Abfallbehandlung und Recyclingaktivitäten in Deutschland und quantitative Informationen über SCCP-Konzentrationen und -Mengen in Abfällen und Recyclaten sind nicht verfügbar.

Auch wenn SCCP derzeit in der EU nicht verwendet werden, ist ein weiterer Eintrag von SCCP-kontaminierten oder -haltigen Abfällen in Deutschland durch Importe von neuen Produkten, recycelten Produkten und

möglicherweise auch von recycelten Materialien zur Weiterverarbeitung (z.B. als Granulat) zu erwarten. Abfall von SCCP-haltigen importierten Produkten könnte eine potenzielle Quelle von SCCP in der Umwelt sein. Es ist zu erwarten, dass die meisten dieser Artikel in der Verbrennung zusammen mit den festen Siedlungsabfallströmen entsorgt werden, ein mögliches Recycling der jeweiligen Artikel kann jedoch nicht generell ausgeschlossen werden.

In diesem Zusammenhang ist auch zu erwähnen, dass im Rahmen des Basler Übereinkommens derzeit eine technische Richtlinie für die umweltgerechte Behandlung von Abfällen, die aus SCCP bestehen, diese enthalten oder mit SCCP verunreinigt sind, erarbeitet wird. Der Leitfaden enthält ausführliche Informationen über die Herstellung und Verwendung sowie über die umweltgerechte Behandlung verschiedener SCCP-haltiger Abfallströme (UNEP 2018).

5.3.3.3 Maßnahmen

In mechanischen Recyclingprozessen werden POPs üblicherweise nicht zerstört oder gebildet. Insbesondere durch das Recycling von SCCP-haltigen Gummiförderbändern können SCCP in recycelte Erzeugnisse gelangen (z.B. Bodenunterlagen für Hallen, Kinderspielplätze, etc.) und damit zu einer unkontrollierten Verbreitung mit den damit verbundenen Risiken für Gesundheit und Umwelt beitragen (siehe Potrykus et al. (2015)). Es sollten daher Maßnahmen getroffen werden, die eine möglichst weitgehende Abtrennung von SCCP-haltigen Gummiförderbändern und deren geeignete Behandlung (z.B. geeignete thermische Behandlung) zum Ziel haben. Bei dieser Abtrennung sollte die Staubbildung vermieden werden.

SCCP-haltige Dichtungsmassen und Kleber aus dem Gebäudebestand sind ein weiterer relevanter SCCP-haltiger Abfallstrom, der aus Bauabfällen nur unzureichend abgetrennt wird und damit zu einer unkontrollierten Verbreitung mit den damit verbundenen Risiken für Gesundheit und Umwelt beiträgt (siehe Potrykus et al. (2015)). Es sollten daher Maßnahmen getroffen werden, die eine möglichst weitgehende Abtrennung von SCCP-haltigen Dichtungsmassen und Klebern aus Bau- und Abbruchabfällen und deren geeignete Behandlung (z.B. geeignete thermische Verwertung) zum Ziel haben. Zusätzlich sollten, um Hitzeentwicklung bei der Entfernung der Fugen- und Dichtungsmasse zu vermeiden, keine schnell laufenden Maschinen verwendet werden. Staubbildung oder Staubinhalation sollten ebenfalls vermieden werden (Potrykus et al. 2015).

Abfallströme aus Konsumgütern sind möglicherweise schwer zu kontrollieren, da diese Waren zumeist aus importierten Produkten stammen.

5.3.4 HBCDD-haltige Abfälle

5.3.4.1 Bisherige Entwicklung

Aus den Anwendungen und den resultierenden Erzeugnissen entstehen am Ende des Lebenszyklus Abfälle, welche mit HBCDD belastet sind. Im Textilbereich ist die überwiegende Menge an HBCDD belastetem Abfall bereits angefallen und nur vergleichsweise geringe Mengen werden künftig in den Abfallstrom gelangen. Ebenso sind HBCDD behandelte Verpackungen auf Grund ihrer sehr kurzen Lebensdauer bereits größtenteils entsorgt (UBA 2017f). Anhang IV der EU POP-VO legt einen Konzentrationsgrenzwert gemäß Artikel 7 Absatz 4 Buchstabe a von 1.000 mg/kg fest.

Die EU-POP-VO fordert in Art. 7, Abs. 2, dass Abfälle so beseitigt oder verwertet werden, „dass die darin enthaltenen POP zerstört oder unumkehrbar umgewandelt werden“. Diesem Zerstörungsgebot wird bei Entsorgung HBCDD-haltiger Abfälle mittels thermischer Behandlung genüge getan. Dies muss für HBCDD belastete Abfälle ab einer Konzentration von 1.000 mg/kg durchgeführt werden (Anhang IV EU-POP-VO). Falls die Konzentration unter diesem Wert liegt, können die Abfälle in einer Art und Weise verwendet werden, die das HBCDD nicht zerstört oder unumkehrbar umwandelt. Hiermit ist das Recycling von HBCDD belasteten Abfällen möglich, jedoch müssen die Bestimmungen bezüglich der Produktion, des Inverkehrbringens und der Verwendung von HBCDD, wie in Anhang I der EU-POP-VO festgelegt, eingehalten werden.

Für HBCDD-haltige Abfälle ist ebenfalls die POP-Abfall-ÜberwV anzuwenden sowie Anhang IV der EU-POP-VO einzuhalten. Hiernach müssen POP-haltige Abfälle voneinander getrennt und separat entsorgt werden.

Ein werkstoffliches Recycling HBCDD-haltiger Dämmstoffe ist nur zulässig, wenn der seit dem 22. März 2016 geltende Grenzwert von 100 mg/kg in Anhang I der EU-POP-VO für Stoffe, Gemische und Erzeugnisse unterschritten wird. Gleiches gilt für Verpackungen, Gehäusekunststoffe oder Textilien, die HBCDD enthalten (UBA 2017f). Aus bereits durchgeführten Stichproben von PS-Verpackungen konnte bestätigt werden, dass die HBCDD-Konzentrationen der meisten Produkte unterhalb dieses Grenzwertes liegen (UBA 2017f).

Durch die Einstufung von HBCDD belasteten Abfällen als gefährlicher Abfall, durch eine Änderung der Abfallverzeichnis-Verordnung im Oktober 2016, kam es in Deutschland zu Entsorgungsengpässen, da viele Müllverbrennungsanlagen die erforderlichen Sondergenehmigungen nicht besaßen. Daraufhin beschloss die Bundesregierung, die Änderung für ein Jahr auszusetzen, um eine dauerhaft tragfähige Lösung zu finden, wodurch der Abfall wieder verbrannt werden durfte. Am 1.8.2017 trat eine Änderung der AVV in Kraft, wodurch HBCDD-haltige Polystyrol-Dämmstoffe nicht mehr als gefährlicher Sondermüll eingestuft werden. Es gilt jedoch ein Getrenntsammlungsgebot und ein Vermischungsverbot mit anderem Bauschutt (Bundesregierung 2017).

5.3.4.2 Ist-Zustand

Aktuell gibt es nur noch zwei relevante Kategorien von Erzeugnissen, in denen HBCDD vorhanden sein kann (HIPS für Elektro- und Elektronikgehäuse, sowie XPS und EPS Dämmschutzplatten).

Tabelle 20 fasst die Einschätzung zur Relevanz der unterschiedlichen Bereiche, in denen HBCDD vorkommen kann zusammen.

Tabelle 20: Relevanz möglicher Vorkommen von HBCDD

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 HBCDD/a in 2012; ca. 960 t HBCDD/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 HBCDD/a in 2012; ca. 460 t HBCDD/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 HBCDD/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)

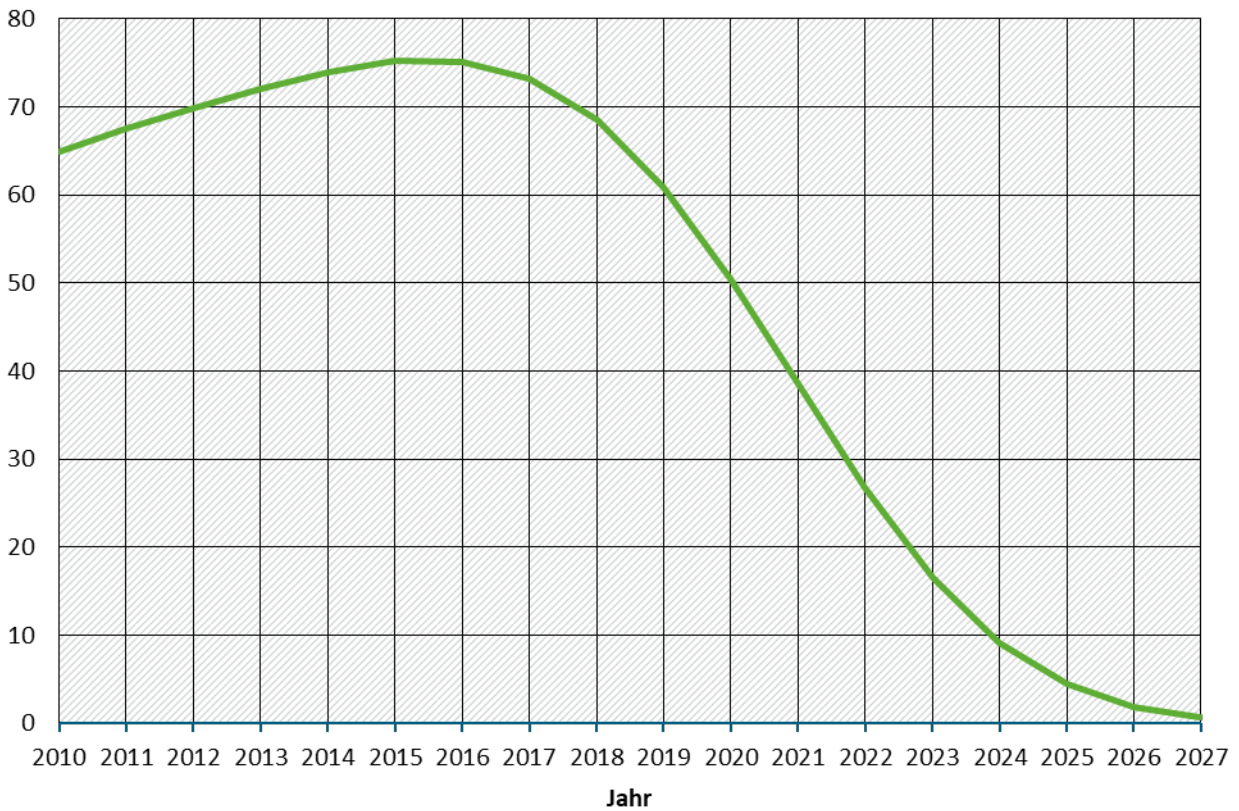
Möglicherweise relevantes Vorkommen	Einschätzung der Relevanz
Verbrennungsrückstände Abfallverbrennung	Nicht relevant (aktuell ca. 0,01 t/a)

Quelle: (Potrykus et al. 2015, Potrykus et al. 2019)

HIPS für Elektro- und Elektronikgehäuse

In HIPS für Gehäuse von Elektrogeräten kann HBCDD als Flammschutzmittel vorhanden sein. Durch die erhöhte Lebensdauer (9 ±5 Jahre) fallen diese Abfälle aktuell noch an, jedoch werden diese bis circa 2026 komplett entsorgt sein (siehe Abbildung 6)(Potrykus et al. 2015).

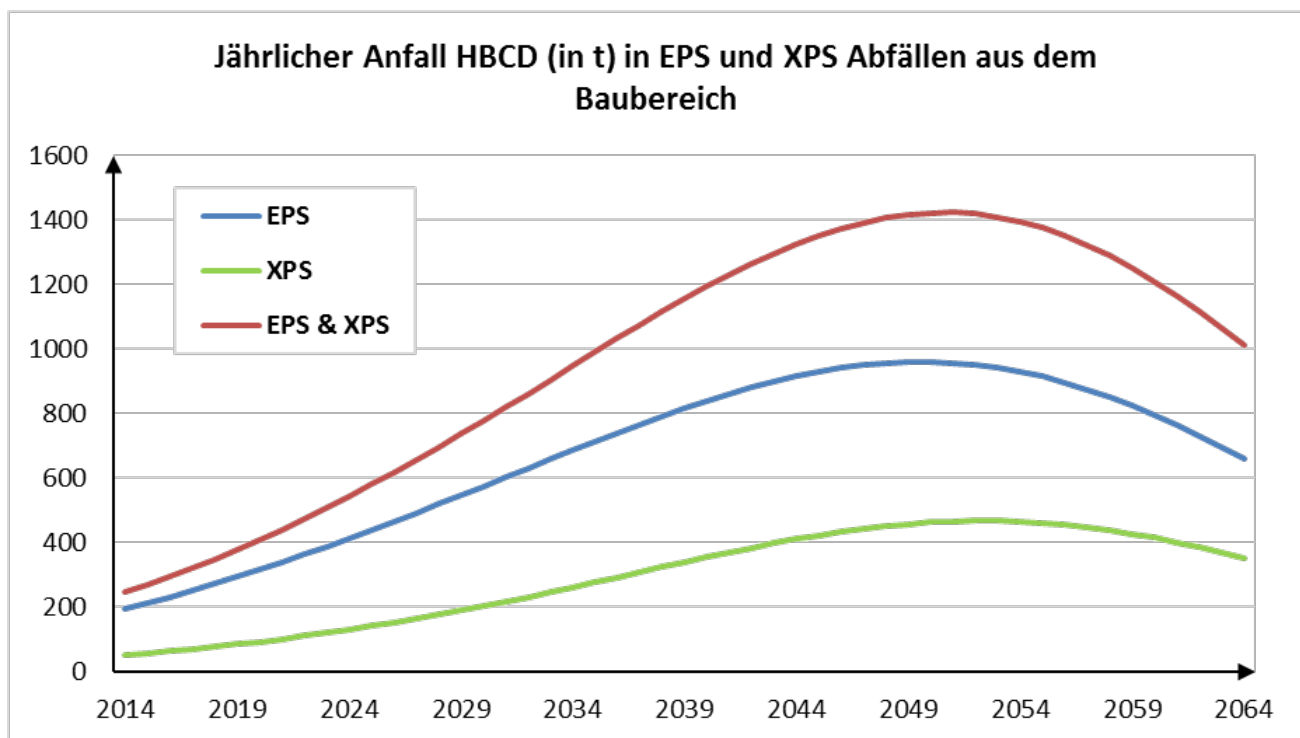
Abbildung 6: Abschätzung des künftigen jährlichen Anfalls von HBCDD in HIPS Abfällen aus dem Baubereich von 2010 bis 2026 (in Tonnen)



Quelle: (Potrykus et al. 2015)

XPS und EPS Dämmschutzplatten

Die größte Quelle an HBCDD belasteten Abfall stammt aus der Anwendung als Flammschutzmittel in EPS und XPS Dämmschutzplatten in Gebäuden. Aufgrund der vergleichsweise hohen Verwendungsmengen (insgesamt bis 2015 über 60.000 t) und sehr langen Produktlebenszeiten (50 ± 25 Jahre) wird geschätzt, dass die überwiegende Menge der Produkte sich noch im Umlauf befindet und in den kommenden Jahren als Abfall anfallen wird (siehe Abbildung 7).

Abbildung 7: Abschätzung des künftigen jährlichen Anfalls von HBCDD in EPS und XPS Abfällen aus dem Baubereich von 2014 bis 2064 (in Tonnen)

Quelle: (Potrykus et al. 2015)

5.3.4.3 Maßnahmen

EPS/XPS Verpackungsabfälle sind üblicherweise HBCDD-frei und können grundsätzlich recycelt werden. Für eine werkstoffliche Verwertung solcher Verpackungsabfälle sollte die Vermischung HBCDD-haltigen Materials (z.B. EPS/XPS-Dämmstoffe) mit HBCD-freiem Material (z.B. EPS/XPS Verpackungsmaterial) vermieden werden. Das erfordert die möglichst weitgehend getrennte Sammlung und Behandlung von EPS/XPS Dämmstoffen und EPS/XPS Verpackungsabfällen. Zur Unterscheidung zwischen HBCDD-freiem und HBCDD-haltigem Abfall existiert ein Schnelltest auf Basis der RFA.

Berechnungen und Abschätzungen für Deutschland zeigen, dass der weitaus größte Anteil HBCDD-haltigen Abfalls erst in den kommenden Jahrzehnten anfallen wird. Insbesondere sind hier die Anwendung im Baubereich, mit vergleichsweise hohen Verwendungsmengen (bis 2015 insgesamt über 60.000 t) und sehr langen Produktlebenszeiten (50 +/- 25 Jahre), entscheidend (siehe Potrykus et al. (2015)).

HBCDD-haltige Dämmstoffe können problemlos in nach dem Stand der Technik ausgerüsteten Müllverbrennungsanlagen, unter fachmännischer Mischung im Bunker der Anlagen, thermisch verwertet werden. Hierbei können HBCDD-belastete Abfälle bis zu 2% des Gesamtabfalls ausmachen und in geeigneter Weise zusammen mit anderen Abfällen behandelt werden. Dabei wird das HBCDD vollständig zerstört (Zerstörungsrate bei der Verbrennung in MVA > 99,99%) und das enthaltene Brom als Salz in der Abgasreinigung aufgefangen (Potrykus et al. 2015). Bau-EPS aus dem Rückbau von Gebäuden, muss bislang auch deshalb thermisch verwertet werden, da bautypische Anhaftungen das mechanische Recycling unmöglich machen.

Üblicherweise werden HBCDD-haltige EPS- und XPS-Dämmplatten nicht recycelt. Verfahren zur Abtrennung von Zusatzstoffen in EPS-Polystyrol-Kunststoffen, mit dem Ziel Verunreinigungen und HBCDD aus dem Material selektiv herauszulösen und auszuschleusen, sind in Erprobung (z.B. das CreaSolv®-Verfahren) und sollten weiterverfolgt werden.

HBCDD-haltige HIPS Produkte werden zum überwiegenden Teil energetisch verwertet (90%). Die restlichen 10% können dem werkstofflichen Recycling und dem Deponieren zugeordnet werden. Bei HBCDD-haltigen

HIPS in Elektrogeräten, sollte bei dem Export auf das Empfängerland geachtet werden. In den Empfängerländern ist die Zerstörung der enthaltenen POP bei der Abfallverwertung nicht immer sichergestellt, wodurch es zu Risiken für den Menschen und der Umwelt kommen kann. Es sollte daher darauf geachtet werden, dass die fachgerechte Verwertung und Beseitigung im Empfängerland sichergestellt werden kann (Potrykus et al. 2015).

Mit HBCDD behandelte Textilien fanden vor allem im Automobilbereich ihren Einsatz. In der Altautoverwertung werden Textilien meistens geschreddert und landen somit in der Schredderleichtfraktion. Diese wird in Deutschland zu 58% thermisch verwertet und zu 42% recycelt, wodurch HBCDD in Rezyklaten auftreten kann. In einer Messung in Norwegen in 2007 und 2008 wurde jedoch festgestellt das HBCDD aus Automobiltextilien in der Schredderleichtfraktion nicht relevant ist. Ob dies ebenfalls in Deutschland der Fall ist müsste durch chemische Analysen bestimmt werden, jedoch kann auf Grund der Lebensdauer und dem Ende des Einsatz von HBCDD in Textilien von einer ähnlichen Situation in Deutschland ausgegangen werden (Potrykus et al. 2015).

5.3.5 PCP-haltige Abfälle

5.3.5.1 Bisherige Entwicklung

Die historischen Anwendungen von PCP wurden bereits in dem betreffenden Kapitel beschrieben. PCP-haltige Holzabfälle sind aufgrund der langen Lebensdauer der Produkte, die in Gebäuden und Bauarbeiten verwendet wurden, als relevant zu betrachten. Relevante Abfallmengen aus anderen Verwendungen sind nicht zu erwarten (Textilien und Lederprodukte sowie Produkte der Zellstoff-, Papier- und Pappeherstellung), da diese durch ihre kurze Lebensdauer bereits behandelt wurden (Potrykus et al. 2015).

Anhang IV der EU-POP-VO legt bislang keinen Konzentrationsgrenzwert gemäß Artikel 7 Absatz 4 Buchstabe a fest.

In Deutschland gibt es verschiedene Verordnungen und Richtlinien, welche die Verwendung von PCP in Gebäuden umfassen. Hierzu gehört die AltholzV. Diese 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). Sie setzt einen Grenzwert von 3 mg PCP/kg Trockenmasse für Holzhackschnitzel und Holzspäne zur Herstellung von Holzwerkstoffen fest (AltholzV 2002). Die Betreiber von Altholzaufbereitungsanlagen sind verpflichtet, diesen Grenzwert einzuhalten. Ein wichtiger Einsatzbereich für Holzhackschnitzel und Holzspäne ist die Herstellung von Holzspanplatten. Die Deponierung von Altholz ist in Deutschland nicht gestattet.

Unter Berücksichtigung verschiedener Altholzkategorien und Beispiele für Holzsortimente der AltholzV, sollte PCP belastetes Altholz der Altholzkategorie A IV⁶² zugeordnet und entsprechend behandelt werden. Bauabfall aus PCP belastetem Holz sind der Abfallschlüsselnummer (ASN) 17 02 04⁶³ zuzuordnen (gemischte Bauabfälle 17 09 03*) (AVV 2001). PCP belastete Holzabfälle aus der mechanischen Behandlung von Abfällen sind der ASN 19 12 06* zuzuordnen (AVV 2001).

Zusätzlich gibt es die PCP-Richtlinie zur Bewertung und Sanierung PCP- belasteter Baustoffe und Bauteile in Gebäuden (PCP-Richtlinie). Diese enthält Regelungen und Hinweise, wie PCP-haltige Bauprodukte, 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.

⁶² mit Holzschutzmitteln behandeltes Altholz, wie Bahnschwellen, Leitungsmasten, Hopfenstangen, Rebpfähle, sowie sonstiges Altholz, das aufgrund seiner Schadstoffbelastung nicht den Altholzkategorien A I, A II oder A III zugeordnet werden kann, ausgenommen PCB-Altholz

⁶³ Bau- und Abbruchholz mit schädlichen Verunreinigungen

BiPRO et al. (2011) geht davon aus, dass während des gesamten Lebenszyklus imprägnierter Holzzeugnisse etwa 2% der ursprünglich verwendeten PCP-Menge entweichen und daher etwa 98% der angewandten PCP-Menge im Abfall verbleibt. Die durchschnittliche PCP-Konzentration in imprägnierten und luftgetrockneten Holzzeugnissen wird auf 625 mg/kg geschätzt (BiPRO et al. 2011). Dieser Wert wurde auch in anderen Forschungsvorhaben für die Abschätzung der betroffenen Abfallmengen in Deutschland herangezogen (Potrykus et al. 2015).

Anhand von Daten der Abfallanalysendatenbank des Landes Nordrhein-Westfalen (ABANDA 2013), bestätigten Potrykus et al. (2015), dass PCP Konzentrationen in unterschiedlichen Abfallarten, die in Verbindung mit der früheren Verwendung von PCP für die Holzimprägnierung stehen, mehrere 1.000 mg/kg überschreiten können, wie z. B. bei Abfall der Kategorien 03 01 05 (Sägemehl, Späne, Abschnitte, Holz, Spanplatten und Furniere ohne 03 01 04* (Sägemehl, Späne, Abschnitte, Holz, Spanplatten und Furniere, die gefährliche Stoffe enthalten)) und 19 12 11* (sonstige Abfälle aus der mechanischen Behandlung von Abfällen, die gefährliche Stoffe enthalten). Die Tatsache, dass im ersten Fall hohe PCP-Konzentrationen gemessen wurden, deutet auf eine unpassende Zuordnung der Abfallfraktionen zu einer Fraktion hin, die keine gefährlichen Stoffe enthält. In der gleichen Studie wurden Grobspanplatten mit Altholzanteil auf ihren PCP-Gehalt hin untersucht (Potrykus et al. 2015).

Die gemessenen PCP Konzentrationen in Althölzern lagen im Bereich von ~0,04 – 0,4 mg/kg. Bei einer untersuchten Holzspanplatte wurde eine PCP Konzentration von ~0,03 mg/kg gemessen. Die PCP Belastung liegt in allen Fällen deutlich unter der in der AltholzV festgelegten Konzentrationsschwelle für PCP (3 mg/kg) (siehe (Potrykus et al. 2015)).

2013 wurden rund 7,6 Millionen Tonnen Altholz verarbeitet, davon wurden etwa 6,1 Millionen Tonnen energetisch in Großfeuerungsanlagen und 1,5 Millionen Tonnen zur Herstellung von Spanplatten stofflich verwertet (BMU 2016). Kieper et al. (2004) nehmen an, dass der PCP-haltige Abfallstrom zusammen mit anderen gefährlichen Althölzern (~926.000 t) verwertet/entsorgt wurde.

Die Anteile dieser Abfallströme, welche PCP enthalten, sind nicht bekannt. Es wird jedoch angenommen, da es sich um hochkalorische Abfallfraktionen handelt, dass der Großteil der Althölzer einer thermischen Verwertung zugeführt wird und damit der PCP-Anteil zerstört wird.

5.3.5.2 Ist-Zustand

In Deutschland wurde PCP im Rahmen verschiedener Vorhaben in den letzten Jahren punktuell identifiziert. Das einzig relevante Vorkommen von PCP-haltigen Abfällen sind, auf Grund der langen Lebensdauer, Abfälle von Holzprodukten aus dem Baubereich, wobei geschätzt wird, dass diese noch bis 2030 anfallen werden (Potrykus et al. 2015). Die Altholzabfälle werden zu 95% verbrannt (mit und ohne Energiegewinnung) und nur zu ungefähr 5% verwertet (Gewinnung von Synthesegas u. Herstellung von Aktivkohle). Da die in Deutschland zugelassenen Verwertungsverfahren ähnlich hohe Prozesstemperaturen aufweisen wie die Verbrennung und energetische Verwertung, kann angenommen werden, dass der PCP Gehalt im Abfall weitestgehend zerstört wird (Potrykus et al. 2015).

Durch die Verwendung von Holzhackschnitzeln und Holzspänen als wichtigem Einsatzbereich für die Herstellung von Holzwerkstoffen kommt es zu unbeabsichtigten PCP-Spurenverunreinigungen in Holzzeugnissen.

5.3.5.3 Maßnahmen

Das Fehlen eines Grenzwertes in Anhang I der EU-POP-VO für PCP stellt ein Problem für die Vermarktung von Erzeugnissen aus Holzwerkstoffen dar. Laut AltholzV dürfen in Holzhackschnitzeln und Holzspänen zur Herstellung von Holzwerkstoffen Spurenverunreinigungen von PCP auftreten. Da bislang kein Konzentrationsgrenzwert für PCP in Anhang I der EU POP-VO festgelegt ist, dürfen nach Artikel 3 Absatz 1 i.V.m. Artikel

4 Absatz 1 weder Gemische noch Erzeugnisse die PCP enthalten hergestellt, in Verkehr gebracht oder verwendet werden. Die EU-Kommission wird hier einen Grenzwert für unbeabsichtigte Spurenkonzentrationen festlegen. Hierzu fand im September 2020 eine öffentliche Konsultation statt⁶⁴.

PCP ist noch nicht in Anhang IV der EU-POP-VO gelistet. Die Aufnahme von PCP in diesen Anhang und die Etablierung eines Konzentrationsgrenzwertes gemäß Artikel 7 Absatz 4 Buchstabe a sollte angestrebt werden. In einem Forschungsvorhaben des UBA von 2015 wird ein Grenzwert im Bereich von 1 bis 100 mg/kg PCP empfohlen (siehe (Potrykus et al. 2015)).

5.3.6 PCN-haltige Abfälle

5.3.6.1 Bisherige Entwicklung

Durch die historischen Anwendungen besteht potentiell die Möglichkeit, dass PCN-belastete Abfälle anfallen. Diese können Holzabfälle, mit PCN-haltigen Anstrichen beschichtete Metallkonstruktionen sowie Fugen- und Dichtungsmassen und Hydrauliköle sein. Aus den unerwünschten Nebenprodukten sind keine relevanten Abfälle zu erwarten.

Anhang IV der EU-POP-VO, legt einen Grenzwert von 10 mg/kg für PCN fest. Oberhalb dieser Konzentrationsgrenze muss der Abfall so beseitigt oder verwertet werden, dass die darin enthaltenen POP zerstört oder unumkehrbar umgewandelt werden.

Altholz

Aufgrund der ehemaligen Anwendungen ist nicht auszuschließen, dass mit PCN behandelte Althölzer als Abfälle anfallen. TNO (2005) nimmt eine durchschnittliche Lebensdauer von 15 Jahren für Hölzer im Außen- und Innenraum an. Konstruktionshölzer können jedoch eine deutlich höhere Produktlebensdauer von 30 Jahren und mehr aufweisen (z.B. Holzfenster, Dachstuhlholz) (Potrykus et al. 2015).

Die AltholzV legt keinen Grenzwert für PCN fest. PCN-haltiges Altholz sollte laut AltholzV der Altholzkategorie A IV⁶⁵ zugeordnet und entsprechend behandelt werden. Diese Altholzklasse darf nicht für die Aufbereitung von Altholz zu Holzhackschnitzeln und Holzspänen für die Herstellung von Holzwerkstoffen herangezogen werden. (Gefährliche) Holzabfälle werden primär thermisch behandelt. Es ist daher davon auszugehen, dass potentiell enthaltene PCN zerstört werden.

Da die Verwendung von PCN in Deutschland seit ca. 30 Jahren eingestellt wurde und aufgrund der durchschnittlichen Lebensdauer von Holzkonstruktionen (15 – 30 Jahre), ist nicht mehr mit relevanten PCN-haltigen Abfallholzmengen zu rechnen. Ein Recycling von belastetem Material kann nicht gänzlich ausgeschlossen werden.

Metallkonstruktionen

Informationen zur Abfallbehandlung von ehemals mit PCN-haltigen Anstrichen beschichteten Metallkonstruktionen sind nicht verfügbar.

Baustoffe – Fugendichtungen und Dichtstoffe

Dichtungen als Störstoffe im Bauabfall sind nicht primäres Ziel für eine werkstoffliche Verwertung von Bauabfällen. Störstoffe, darunter flammgeschützte Kunststoffe, Gummis, Kleber, Dichtungen und Anstriche, werden möglichst vom mineralischen Anteil abgetrennt und gesondert verwertet oder beseitigt. Die saubere Abtrennung dieser Störstoffe ist jedoch oft nur schwer umsetzbar (UBA Forschungsvorhaben 3717 35 343 0 –

⁶⁴ <https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/have-your-say/initiatives/12516-Chemische-Schadstoffe-neue-Grenzwerte-f-r-Pentachlorphenol>

⁶⁵ mit Holzschutzmitteln behandeltes Altholz, wie Bahnschwellen, Leitungsmasten, Hopfenstangen, Rebpfähle, sowie sonstiges Altholz, das aufgrund seiner Schadstoffbelastung nicht den Altholzkategorien A I, A II oder A III zugeordnet werden kann, ausgenommen PCB-Altholz

nicht veröffentlicht). Aktuelle Informationen zum Vorkommen von PCN in Fugendichtungen und Dichtstoffen sind nicht verfügbar. Es ist jedoch möglich, dass PCN z.B. in Fugen- und Dichtungsmassen noch heute als Altprodukte im älteren Gebäudebestand vorkommen (Hauptverwendung bis in die 1970er Jahre).

Hydrauliköle

Chlorierte Hydrauliköle, welche kein PCB enthalten, fallen unter die Abfallschlüssel 13 01 04* (chlorierte Emulsionen) und 13 01 09* (chlorierte Hydrauliköle auf Mineralölbasis). Die chlorierten Abfälle werden nicht verwertet, sondern unabhängig vom Basisöl verbrannt oder Untertage deponiert (LUBW 2012). Es wird nur in Einzelfällen mit gering verunreinigte Hydrauliköle zur Entsorgung gerechnet (LUBW 2012).

5.3.6.2 Ist-Zustand

In einem Forschungsvorhaben des UBA wurde festgestellt, dass der größte Teil der PCN-haltigen Produkte bereits entsorgt ist (Potrykus et al. 2015). Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass aufgrund der ehemaligen Anwendungen in Fugen- und Dichtungsmassen und in Anstrichen für Metallkonstruktion auch zukünftig noch Abfälle anfallen.

Weber (2018) bezeichnet die Datenlage zu PCN-haltigen Abfällen insgesamt als schlecht, da nur wenige Messungen von PCN in Anwendungen, Abfallfraktionen oder in Recyclaten vorliegen (Weber 2018). Aktuelle Informationen zum Vorkommen in Abfällen und PCN-Konzentrationen in diesen oder potentiellen Recyclaten sind nicht verfügbar.

5.3.6.3 Maßnahmen

Maßnahmen zu PCN sollten mit denen zu PCB und SCCP abgestimmt werden, da sich die historischen Anwendungsbereiche überschneiden, insbesondere in offenen Anwendungen wie Fugen- und Dichtungsmassen.

5.3.7 PFOS-haltige Abfälle

5.3.7.1 Bisherige Entwicklung

In Anhang IV der EU-POP-VO wurde ein unterer POP-Grenzwert für den Gehalt an PFOS in Abfall von 50 mg/kg festgelegt. Deutschland hatte für eine Übergangsphase bereits vor der Verabschiedung eines EU-weit einheitlichen Grenzwertes einen nationalen Grenzwert für den Vollzug (als Grenzwert für Anhang IV POP-VO) durch die Länder von 50 mg/kg für den Gehalt an PFOS im Abfall empfohlen (LAGA 2011).

Sowohl aus der Anwendung in der Galvanik wie auch durch die Verwendung im Fotobereich können PFOS-haltige Abfälle auftreten. Bezüglich der Abfälle aus dem Fotobereich lässt sich zwischen privaten Abfällen und gewerblichen Abfällen unterscheiden. Fotomaterialien (private Abfälle), die über den Hausmüll (Abfallschlüsselnummer 20 03 01) entsorgt werden, gehören dadurch zu den Siedlungsabfällen, die thermisch entsorgt werden. Im gewerblichen Bereich werden die Fotomaterialien vor allem wegen des hohen Silberanteils und der Kunststofffraktionen recycelt.

Zusätzlich sind folgende Abfallströme aus den Galvanikprozessen, welche PFOS enthalten können, laut Blepp et al. (2016) vorstellbar, hängen jedoch von der eingesetzten Prozesstechnik ab:

- ▶ Regenerate der Kationenaustauscher im Chrom-VI-Kreislauf;
- ▶ Chromhydroxidschlämme aus der Abwasserbehandlung;
- ▶ Verbrauchte Ionenaustauscherharze, die zur Rückhaltung von PFOS genutzt wurden;
- ▶ Anionenaustauscher aus Spülwasserkreisläufen;
- ▶ Bleichromatschlämme, die sich im Chromelektrolyten bilden;
- ▶ Verbrauchte poröse Bleianoden;
- ▶ Galvanikgestellen (Austausch ca. 1x/a);
- ▶ Wannens, Rohrleitungen und Abluftkanälen (Austausch ca. alle 20 Jahre);

► Bariumsulfatschlämme aus Badpflegemaßnahmen des Chromelektolyten.

Für behandelte Produkte aus der Galvanotechnik wird angenommen, dass diese durch den Abspülprozess keine Spuren von PFOS enthalten (Buser & Morf 2009, zitiert nach Blepp et al. 2016).

Im Rahmen eines Forschungsprojekts in Sachsen-Anhalt wurden dort anfallende bzw. gehandhabte Abfallarten, u.a. auf PFOS untersucht. Hierbei wurden bei 10 Messungen aus zwei Kampagnen (Oktober/November 2018 sowie im März/April 2019) Werte oberhalb der Bestimmungsgrenze (2 µg/kg bzw. 4 µg/kg) nachgewiesen. Drei der Proben stammte aus Klärwerken, welche kommunale und industrielle Wässer klären (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt et al. 2019). Die Grenzwerte von 50 mg/kg für Recyclingprodukte bzw. 10 mg/kg für Neuprodukte wurden hierbei deutlich unterschritten.

Die ermittelten Konzentrationen in den Abfallströmen sind in folgender Tabelle aufgeführt.

Tabelle 21: Übersicht der PFOS-Konzentrationen in Abfallströmen

Abfall-schlüssel-nummer	Abfallbezeichnung	Entnommene Probe/Bezeichnung laut LfU Sachsen-Anhalt	PFOS in mg/kg
Kampagne 1			
19 10 03*	Schredderleichtfraktionen und Staub, die gefährliche Stoffe enthalten	Input (Schredderleichtfraktion)	0,012
19 12 12	sonstige Abfälle (einschließlich Materialmischungen) aus der mechanischen Behandlung von Abfällen mit Ausnahme derjenigen, die unter 19 12 11 fallen	Input (PVC, Holz, Metall, Stoff, Papier, Pappe, Alufolie, Teppich)	0,0071
19 08 05	Schlämme aus der Behandlung von kommunalem Abwasser	Output (Schlämme aus Behandlung von Abwasser)	0,015
		Klärschlamm (Schlämme aus Behandlung von Abwasser)	0,0059
19 12 10	brennbare Abfälle (Brennstoffe aus Abfällen)	Output (EAB mittelkalorisch) Kunststoff aller Art, Holz, Stoff, Papier, Alufolie, Styropor, Pappe	2
Kampagne 2			
19 10 03*	Schredderleichtfraktionen und Staub, die gefährliche Stoffe enthalten	Input Schredderleichtfraktion und Staub	0,0031
19 12 12	sonstige Abfälle (einschließlich Materialmischungen) aus der mechanischen Behandlung von Abfällen mit Ausnahme derjenigen, die unter 19 12 11 fallen	Output (EBS)	0,0037
16 01 19	Kunststoffe	Kunststoffe (Fahrzeug-Fenster- u. Türdichtung)	0,003
19 10 04	Schredderleichtfraktionen und Staub mit Ausnahme derjenigen, die unter 19 10 03 fallen	Input (Schredderfraktion)	0,012
19 12 10	brennbare Abfälle (Brennstoffe aus Abfällen)	Output	0,018

Quelle: (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt et al. 2019)

5.3.7.2 Ist-Zustand

Der genaue Anteil an PFOS in der Umwelt, der aus dem Bereich der Fotomaterialien oder Galvanik stammt, lässt sich nicht erfassen (z. B. über Restgehalte im Abwasser). Generell kann jedoch für Deutschland geschlossen werden, dass die Fotoindustrie unter den gültigen Abfallbewirtschaftungsregeln keine signifikante Quelle für PFOS-Emissionen in die Umwelt darstellt (UBA 2017g). Im Gegensatz hierzu werden Abwässer und Abfälle aus der Galvanik laut Blepp et al. (2016) nicht gezielt auf enthaltenes PFOS behandelt. In Anbetracht der Messergebnisse aus Sachsen-Anhalt können auch weitere Abfallströme eine potentielle Quelle für PFOS darstellen. Die Messwerte bewegen sich hierbei jedoch vermutlich unterhalb der geltenden Grenzwerte.

5.3.7.3 Maßnahmen

Der Technischen Abwasserbehandlungsverfahren kommt bei der Eliminierung von PFOS-Frachten eine besondere Rolle zu. Aktuell gibt es keinen Stand der Technik für die Abtrennung von PFOS aus Abwasser im Sinne der Abwasserverordnung (AbwV).

5.3.8 PCDD/PCDF-haltige Abfälle

5.3.8.1 Bisherige Entwicklung

PCDD/PCDF besaßen nie eine gezielte Anwendung, wodurch sie nicht beabsichtigt in Produkten eingesetzt worden sind.

5.3.8.2 Ist-Zustand

Da PCDD/PCDF keinerlei technische Verwendungen besitzen, ist die Anzahl an belasteten Produkten sehr gering. Aktuell können sie als Verunreinigung in Asphalt nachgewiesen werden, da bei der Herstellung PCDD/PCDF-belastete Asche verwendet wird. Weiterhin entstehen sie als Nebenprodukte bei der PCB-Herstellung und können somit in PCB-Dichtungsmassen und schließlich auch im Bauschutt gefunden werden (UBA 2017d).

5.3.8.3 Maßnahmen

PCDD/F-haltige Abfälle müssen nach Artikel 7 Abs. 2 in Verbindung mit Anhang IV der EU-POP-VO ab einer Konzentrationsgrenze von 15 µg/kg so beseitigt oder verwertet werden, dass PCDD/F zerstört oder unumkehrbar umgewandelt werden. In der Regel werden diese Abfälle der Hochtemperaturverbrennung zugeführt, da PCDD/PCDF ab 900 °C zerstört werden. Nach Artikel 6 i.V.m. Anhang III sind die Emissionen soweit dies technisch möglich ist, zu minimieren. PCDD/F-haltige Abfälle, die das Ergebnis von thermischen Prozessen sind, z. B. Flugaschen, werden entsprechend Artikel 7 Absatz 4 lit. b i.V.m. Anhang V der EU-POP-VO dauerhaft unterirdisch in einer Untertagedeponie abgelagert oder als Bergversatz im Salzgestein eingesetzt.

5.3.9 Entsorgung POP-haltiger Abfälle auf Deponien

Konkrete und wesentlich niedrigere Grenzwerte für BTEX⁶⁶, PCB, Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) und PAK wurden mit der Deponierichtlinie für die Inertstoffdeponien (Deponieklasse 0) festgelegt und in die DepV übernommen (Anhang 3 Nummer 2 Tabelle 2 DepV). Noch strengere Grenzwerte gelten zudem, wenn Abfälle auf Deponien zur Verbesserung der geologischen Barriere oder für die Rekultivierungsschicht verwendet werden.

Für die Klassen I und II (Deponien für nicht gefährliche Abfälle) wenden die Länder individuell dazwischen liegende Grenzwerte an. Auf der Grundlage eines Berichts der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) vom

⁶⁶ Summe BTEX (Benzol, Toluol, Ethylbenzol, o-, m-, p-Xylol, Styrol, Cumol)

21.06.2011 empfiehlt die Umweltministerkonferenz die Anwendung vorgeschlagener einheitlicher Grenzwerte. Die Konzentrationsgrenzen des Anhang IV der EU-POP-VO stellen in Deutschland praktisch die Grenzwerte der Deponieklasse III dar.

Nach Artikel 7 Absatz 4 Buchstabe b) EU-POP-VO kann die Behörde auch bei Überschreitung der Anhang-IV-Grenzwerte ein im Anhang V genanntes alternatives Verfahren genehmigen, wenn vom Abfallbesitzer nachgewiesen wird, dass die Dekontamination der Abfälle und die Zerstörung der POP unter Umweltsichtpunkten nicht die vorzuziehende Möglichkeit darstellt. Von den in Anhang V der EU-POP-VO genannten Alternativen wird in Deutschland mit der DepV nur die permanente Ablagerung in Untertagedeponien im Salzgestein zugelassen. Der von der zuständigen Behörde genehmigte Nachweis ist dem Betreiber der Untertagedeponie rechtzeitig vor der ersten Anlieferung der Abfälle vorzulegen.

Mit der Ersten Änderungsverordnung zur DepV wurde der Verweis auf die EU-POP-VO gleitend gestaltet („in der jeweils geltenden Fassung“), so dass die DepV auch bei Änderungen der Anhänge der EU-POP-VO stets die aktuelle Fassung berücksichtigt.

5.3.10 Verwertung POP-haltiger Abfälle im Bergversatz

Entsprechend § 4 Absatz 1 der Versatzverordnung (VersatzV) sind beim Versatz von Abfällen unter Tage Grenzwerte für bestimmte Parameter einzuhalten. Diese Grenzwerte sind in Anlage 2 sowohl für die Feststoffgehalte als auch für die Eluatkonzentrationen dieser Parameter beziffert. POP-Grenzwerte sind in dieser Verordnung für MKW, BTEX, Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe (LHKW) PAK und PCB festgelegt. Nach § 4 Abs. 2 ist eine Überschreitung der Grenzwerte nur in den folgenden Ausnahmen zulässig:

- ▶ bei Einhaltung der geogenen Grundgehalte des Gesteins (nicht einschlägig für POP),
- ▶ beim Versatz von „Verbrennungsrückständen aus der Kohleverfeuerung“ in Kohlegestein und im Nebengestein sowie
- ▶ beim Versatz im Salzgestein, wenn ein Langzeitsicherheitsnachweis nach Anlage 4 der VersatzV geführt wurde.

5.3.11 Bioabfälle

In der Bioabfallverordnung (BioAbfV) und der Düngemittelverordnung (DüMV) ist die bodenbezogene Verwertung von Komposten und Gärresten aus Bioabfällen geregelt. Für die Herstellung von Komposten und Gärresten geeignete Bioabfälle aus Haushalten, Gewerbe und Produktion sind in beiden Verordnungen in einer abschließenden Liste zusammengestellt. Diese umfasst pflanzliche und tierische Abfallstoffe wie Abfälle aus der Lebensmittelverarbeitung, Speiseabfälle, Garten und Parkabfälle etc. Grenzwerte sind in der Bioabfallverordnung nur für Schwermetalle festgelegt, die regelmäßig überwacht werden. In der Düngemittelverordnung sind zusätzlich Grenzwerte für Dioxine und PFAS (Summe aus PFOA und PFOS) festgelegt, deren Einhaltung vom Inverkehrbringer garantiert werden muss. Grenzwerte für weitere organische Schadstoffe existieren nicht.

„Die BioAbfV enthält aber die Verpflichtung für den Abfallbehandler, bei den unvermischten Einsatzmaterialien oder den behandelten Bioabfällen Untersuchungen auf weitere Schadstoffe durchzuführen zu lassen, wenn insbesondere nach Art, Beschaffenheit oder Herkunft der Einsatzmaterialien Anhaltspunkte für erhöhte Gehalte bestehen (§ 4 Abs. 8). Die Verpflichtung zur Untersuchung zusätzlicher Schadstoffe erfasst bei entsprechenden Anhaltspunkten auch POP“ (LAGA 2010).

5.3.12 Klärschlamm

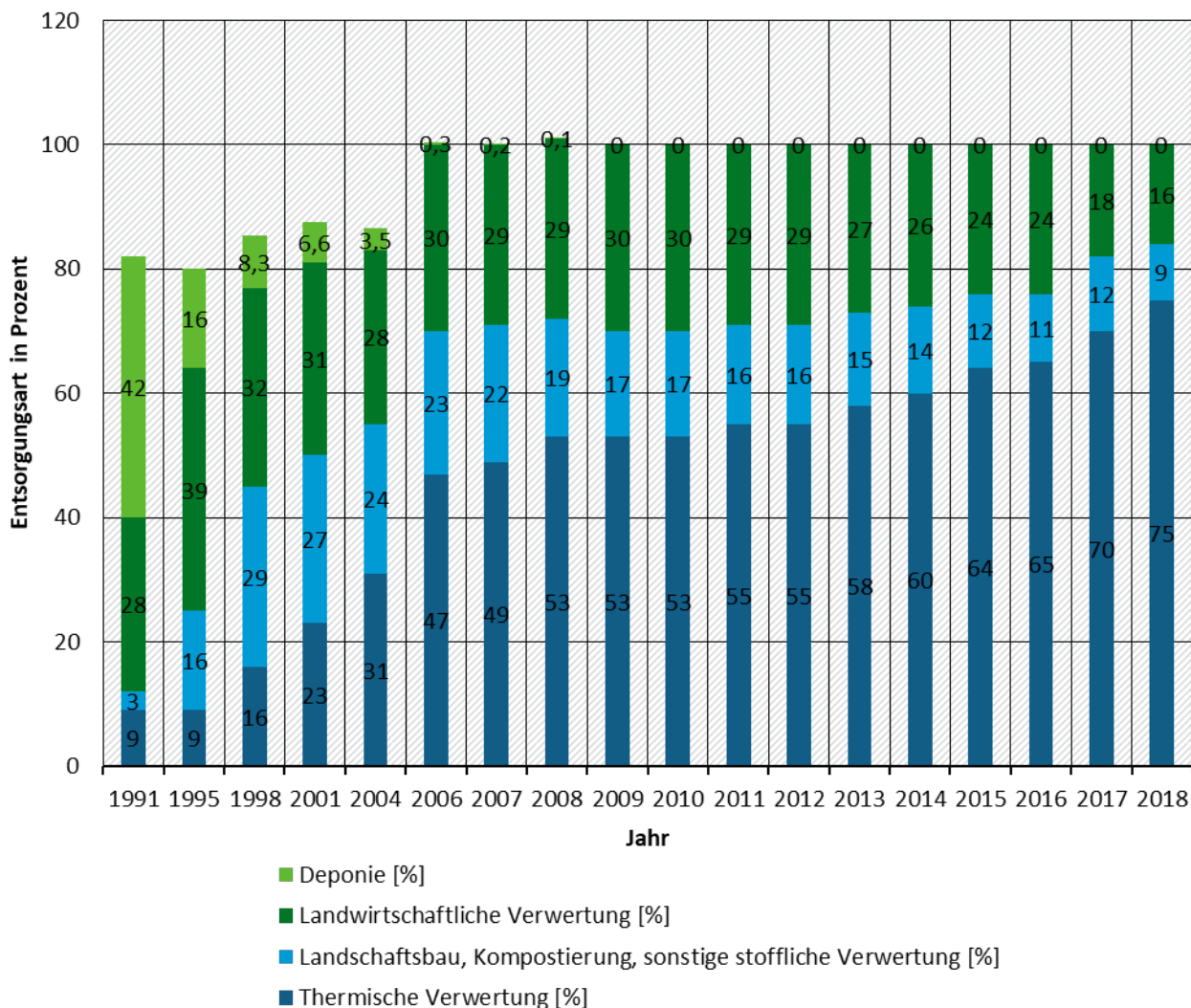
Die bisher geltende Klärschlammverordnung vom 15. April 1992 regelt ergänzend zu den Vorgaben der Düngemittelverordnung insbesondere schadstoffseitige Anforderungen an die Verwertung von Klärschlämmen zu Düngezwecken auf landwirtschaftlich genutzten Böden. Zudem gibt die Verordnung vor, dass eine Klärschlammaufbringung mengenmäßig zu begrenzen und insbesondere auf Anbauflächen für Gemüse und

Obst, auf Dauergrünland und in bestimmten Wasserschutzgebieten gänzlich unzulässig ist. Zur Gewährleistung der uneingeschränkten Nutzbarkeit der für eine Klärschlammaufbringung vorgesehenen Böden sieht die Verordnung regelmäßige Schadstoffuntersuchungen dieser Böden vor und normiert diesbezügliche Schadstoffgrenzwerte, die bei einer Klärschlammaufbringung nicht überschritten werden dürfen.

Um den Zielen eines nachhaltigen Umwelt- und Ressourcenschutzes stärker gerecht zu werden, wurden mit der Verordnung zur Neuordnung der Klärschlammverwertung die Anforderungen an die bodenbezogene Klärschlammverwertung im Jahre 2017 verschärft sowie der Anwendungsbereich der Verordnung auch auf Maßnahmen des Landschaftsbaus ausgedehnt.

Der Anteil des Klärschlammes, der in der Landwirtschaft, der landbaulichen Verwertung oder zur Kompostierung eingesetzt wurde, ist nach wie vor rückläufig. Gegenüber dem Jahr 2004, in dem der Anteil noch etwa 52 % betrug, hat er sich in 2018 mit 1 747 200 t auf 25 % verringert (siehe Abbildung 8).

Abbildung 8: Entsorgungswege von Klärschlamm im Zeitverlauf, Stand 2018



Quelle: (UBA 2018c, Destatis 2019c)

Um das Risiko einer Akkumulation von Schadstoffen im Boden durch die Aufbringung von Klärschlamm auszuschließen, sind die Anforderungen an Klärschlämme, die landwirtschaftlich verwertet werden dürfen, durch die 2017 novellierte Klärschlammverordnung weiter erhöht worden. Dabei ist das Zusammenspiel von Abfall- und Düngemittelrecht zu berücksichtigen. Nach dem Kreislaufwirtschaftsgesetz können stoffliche Anforderungen zur Verwendung von Klärschlämmen auf landwirtschaftlichen Flächen nur dann im Abfallrecht geregelt werden, soweit eine ordnungsgemäße und schadlose Verwendung von Klärschlämmen nicht

schon durch Regelungen des Düngerechts gewährleistet ist (§ 11, Absatz 2, Satz 3, KrWG). Die Düngemittelverordnung enthält bereits jetzt einen Kennzeichnungswert für PFAS in Düngemitteln in Höhe von 0,05 mg/kg Trockenmasse als Summe aus PFOA und PFOS sowie einen Grenzwert für das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln in Höhe von 0,1 mg PFT je kg Trockenmasse.

Gleichzeitig zu den oben beschriebenen Entwicklungen stieg der Anteil der thermisch entsorgten oder in der Mitverbrennung verwerteten Klärschlämme von 31 % in 2004 auf 75 % im Jahre 2018 an. Der deutliche Anstieg der thermischen Behandlung von Klärschlämmen ist auf die Vorgaben der Abfallablagereungsverordnung zurückzuführen, wonach die Ablagerung unbehandelter Klärschlämme auf Deponien seit 2005 untersagt ist. Ein weiterer Grund sind strengere schadstoffliche Regelungen des Düngerechts, außerdem ist die Ausbringung an Nährstoffen reguliert. Somit werden immer weniger Klärschlämme landwirtschaftlich verwertet. Die Verbrennung von Klärschlämmen in dafür geeigneten Mono- und Mitverbrennungsanlagen stellt künftig den Hauptweg der Klärschlamm Entsorgung (UBA 2018c). Über eine thermische Verwertung in Monoverbrennungsanlagen kann der im Klärschlamm enthaltene Phosphor zurückgewonnen und einer ressourcenschonenden Wiederverwertung zugeführt werden (BMUB 2016). Alternativ kann der Phosphor bereits vor der thermischen Behandlung auf der Kläranlage zurückgewonnen werden. Für phosphorarme Klärschlämme (unter 2 % Phosphor) soll weiterhin die Mitverbrennung möglich sein.

5.3.13 Altlasten/schädliche Bodenverunreinigungen

Zurzeit sind in Deutschland mehr als 271.000 Flächen als altlastverdächtig erfasst (BMUB 2016). Details zur aktuellen Anzahl der erfassten Flächen sind in den jeweiligen Ländern in den entsprechenden Altlastenkatastern oder beim UBA (LABO 2019, UBA 2019a) zu finden. Diese geben in der Regel Auskunft über alle bisherigen Nutzungen, deren technologische Ausrichtung und branchentypische Kontaminationen.

Bei der Herstellung von Lindan (γ -HCH) fielen große Mengen von α - und β -HCH als „Nebenprodukte“ an, die früher auch in Deutschland oberirdisch abgelagert worden sind. Mit der Aufnahme der Verbindungen als POP sind diese Deponien als POP-Altlasten anzusehen (UBA/Friedrich pers. Komm. 2011). Vijgen (2006) geht von 390.000 bis 450.000 Tonnen HCH Rückständen in Deutschland aus. Zusätzlich wurde das Vorkommen von DDT-Abfall-Schlamm, PCN, Endosulfan und andere POP auf sogenannten „Problem-Deponien“ in Deutschland berichtet (Weber 2019). In Europa wurde ebenfalls die Freisetzung von HCBd und HCB aus früheren Mülldeponien dokumentiert (Weber 2019).

Weitere Altlasten, welche potentiell zu einem Eintrag von POP in die Umwelt führen können, sind kontaminierte Böden aus der früheren Metallbearbeitung (SCCP).

Für die Verwaltung von (Alt-)Deponien und anderen relevanten Altlasten, spielt die Überwachung und Kontrolle von (Deponie)sickerwasser eine zentrale Rolle. Mögliche Maßnahmen zur Kontrolle von Freisetzungen aus Altbeständen umfassen zum Beispiel die Einführung eines Inventars der relevanten Altlasten sowie die Kontrolle und einen angemessenen Umgang von Sickerwasser oder die Instandsetzung/Dekontaminierung dieser Altlasten. Bautechnische Standards von Deponien sowie der Umgang mit Deponiesickerwasser und weitere Informationen zu nachhaltigem Abfallmanagement werden in der technischen Richtlinie „Specially engineered landfill“ des Baseler Übereinkommens Konvention beschrieben (UNEP 2013b).

Die DepV legt für Betreiber einer Deponie der Klasse 0, I, II oder III in der Stilllegungsphase fest, dass dieser unverzüglich alle erforderlichen Maßnahmen zur Errichtung des Oberflächenabdichtungssystems nach Anhang 1 Nummer 2 durchzuführen hat, um eine Beeinträchtigung des Wohles der Allgemeinheit zu verhindern. Anhang 1 Nummer 2.1.1. fordert bei Einsatz von Deponieersatzbaustoffen in Deponieabdichtungssystemen die Einhaltung der zusätzlichen Anforderungen der §§ 14 DepV.

Durch den Verweis von §§ 14 Absatz 1 auf § 7 Absatz 1 Nummer 7 der DepV werden die Konzentrationsgrenzen des Anhangs IV der EU-POP-VO in Grenzwerten für Deponieersatzbaustoffen in Deponieabdichtungssystemen umgewandelt.

6 Maßnahmen zum Informationsaustausch (Artikel 9)

Wie in Artikel 9 des Stockholmer Übereinkommens verankert, soll jede Vertragspartei den Austausch von Informationen übernehmen, welche

- ▶ für die Verringerung oder Verhinderung der Produktion, Verwendung und Freisetzung der POP sowie
- ▶ für Alternativen zu POP, einschließlich über deren Risiken sowie deren wirtschaftlichen und sozialen Kosten

maßgeblich sind.

Als zentrale Anlaufstellen sind in Deutschland der National Focal Point im UBA und der Official Contact Point im BMU angesiedelt.

Ein wesentliches Element des Informationsaustauschs ist der NIP.

Das UBA organisiert regelmäßig nationale Konferenzen und Workshops unter Beteiligung der SAICM-Interessenvertreter, außerdem auch Fachgespräche zu ausgewählten spezifischen Themen des internationalen Chemikalien- und Abfallmanagements von globalem Belang.

7 Maßnahmen zur Information, Bewusstseinsbildung und Aufklärung (Artikel 10)

Die Information, Bewusstseinsbildung und Aufklärung über POP-relevante Themen erfolgt zurzeit durch das UBA und die Länder.

UBA, BMU und BAuA informieren die Öffentlichkeit in Printmedien, Presseveröffentlichungen oder über das Internet (UBA 2019, UBA 2017, POP-Dioxin-Informationsportal 2020) über Hintergrund, Entwicklungen und den Stand zu POP unter dem Stockholmer Übereinkommen.

7.1 Bisherige Entwicklung & Ist-Zustand

7.1.1 Veröffentlichungen zu allgemeinen Informationen auf der Homepage des UBA

Das UBA hat in den vergangenen Jahren einige allgemeine Information zu POP auf seiner Homepage⁶⁷ veröffentlicht:

7.1.2 Daten zur Umwelt

Auf der Internetseite „Daten zur Umwelt – Umweltzustand in Deutschland“, können sich Interessierte über die Ursache von Umweltbelastungen, Veränderungen des Umweltzustandes, Wirkungen auf Mensch und Umwelt und umweltpolitische Ziele, Strategien und Maßnahmen informieren. Zu diesen Themenbereichen liegen aktuelle Indikatoren in Deutsch und Englisch, Tabellen, und z.T. interaktive Diagramme, Grafiken und Infografiken, sowie Hintergrundinformationen zu Datenquellen, Methodiken, Rechtsgrundlagen und umweltpolitischen Qualitäts- und Handlungszielen vor. Außerdem werden Hinweise auf weiterführende Literatur und vertiefende Internetseiten anderer deutscher und internationaler Institutionen gegeben, angeboten und ebenfalls jährlich, nicht anlassbezogen, aktualisiert. Mit Hilfe der Datensuche wird es den Nutzerinnen und Nutzern zudem ermöglicht, die gesamte Internetseite des Umweltbundesamtes nach spezifischen Informationen mit Datenbezug zu durchsuchen und nach Datenarten zu filtern.

Hier auf den „Daten zur Umwelt“-Seiten werden auch umfassende Informationen zu den POP, z. B. zu Emissionen, Immission, Belastung der Böden etc. bereitgestellt.⁶⁸ Die Beiträge entstehen in Zusammenarbeit mit anderen Bundesbehörden, vor allem dem BMU und dem Statistischen Bundesamt (UBA 2017b).

⁶⁷ Generelle Informationen zu dem Stockholmer Übereinkommen (2019):

<https://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/chemikalien-management/das-stockholmer-uebereinkommen>

Informationen zu POP- und PCB-haltige Abfälle (2017):

<https://www.umweltbundesamt.de/themen/abfall-ressourcen/abfallwirtschaft/abfallarten/gefaehrliche-abfaelle/pop-pcb-haltige-abfaelle>

Emissionen von persistenten organischen Schadstoffen (2019):

<https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/luftschadstoff-emissionen-in-deutschland/emissionen-persistenter-organischer-schadstoffe#umweltwirksamkeit-von-persistenten-organischen-schadstoffen>

<https://www.thru.de> (2020) – Schadstofffreisetzung- und -verbringungsregister

Informationen zu POP in Fließgewässern:

<https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/fluesse/zustand/persistente-organische-schadstoffe-pop-bzw>.

<https://www.umweltbundesamt.de/en/topics/water/rivers/persistent-organic-pollutants-pops>

Nationaler Durchführungsplan der Bundesrepublik Deutschland zum Stockholmer Übereinkommen (2017):

<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/nationaler-durchfuehrungsplan-der-bundesrepublik>

Häufig gestellte Frage und Antworten zu Hexabromcyclododekan (HBCDD) auf Deutsch und Englisch (2017):

<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/haeufig-gestellte-fragen-antworten-zu>

<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/answers-to-frequently-asked-questions-to>

Dioxine und Polychlorierte Biphenyle (PCB) in Lebensmitteln und der Umwelt (2018):

<https://www.umweltbundesamt.de/daten/chemikalien/dioxine-polychlorierte-biphenyle-pcb-in>

<https://www.umweltbundesamt.de/daten/chemikalien/dioxine-polychlorierte-biphenyle-pcb-in-der-umwelt>

<https://www.umweltbundesamt.de/themen/wirtschaft-konsum/produkte/schadstoffe-in-produkten/rechtliche-regelungen>

⁶⁸ Unter <https://www.umweltbundesamt.de/indikatorenexport> können bestimmte Indikatoren abgefragt werden und eine individuelle Broschüre digital erstellt werden.

7.1.3 Kleinf Feuerungsanlagen

Kleinf Feuerungsanlagen sind eine relevante Quelle für POP. Eine Minderung der Emissionen ist in erster Linie durch die Vermeidung des Einsatzes unzulässiger Brennstoffe (z. B. behandeltes Holz, sonstige Abfälle) möglich. UBA sowie viele Länder liefern zum richtigen Umgang mit kleinen Festbrennstofffeuerungen umfangreiches Informationsmaterial für Betreibende und Schornsteinfeger zur Beratung nach der 1. BImSchV.

7.1.4 Experten/innendiskussionen

Für die Vermittlung des Wissens über POP an die deutschen Bundesländer werden Treffen organisiert, um die Umsetzung der POP-Vorschriften zu diskutieren und Leitlinien zu entwickeln und kommunizieren. Zielgruppen dieser Treffen sind:

- ▶ Behördenmitarbeitende
- ▶ Mitarbeitende von Forschungs- und wissenschaftlichen Einrichtungen
- ▶ Andere Zielgruppen aus Unternehmen

Folgende Experten/innendiskussionen wurden in den letzten Jahren u. a. durchgeführt:

- ▶ Experten/innendiskussion über Dioxine und PCB: Bessere Daten – Schnellere Aufklärung (2013)
<https://www.umweltbundesamt.de/service/termine/fachgesprach-dioxine-pcb-bessere-daten-schnellere>
- ▶ Experten/innendiskussion zu den Eintragungspfaden von PCB in Rindfleisch (2013)
<https://www.umweltbundesamt.de/service/termine/eintragspfade-von-pcb-in-rindfleisch>
- ▶ Workshop POP-Implement - Die Umsetzung der Stockholm-Konvention in Deutschland - Wie geht es weiter mit HBCD, PBDE, PFOS und Co?, im Rahmen des UFOPLAN-Vorhabens POP-Implement (2018)
<https://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/chemikalien-management/stockholm-konvention/workshop-die-umsetzung-der-stockholm-konvention-in>
- ▶ Workshop zum Forschungsprojekt „Evaluierung von Monitoringdaten zu POP, POP-Kandidaten und Ersatzstoffen zur Aufklärung von Ursachen, Pfaden und Trends der Umweltbelastung“, im Rahmen des gleichnamigen UFOPLAN-Vorhabens (2016)
<https://www.umweltbundesamt.de/service/termine/abschluss-ws-zu-ursachen-pfaden-trends-von-pops-in>
- ▶ Abschlussworkshop zum Forschungsprojekt „Untersuchung von Abfällen auf das Vorkommen nicht-technischer PCB-Kongenere und DecaBDE“ (2019)
- ▶ Dreigeteilter Online Workshop im Rahmen des nationalen Durchführungsplan zum Thema „Wie werden wir unserer Verantwortung zu POP gerecht? – Ein ambitionierter Nationaler Durchführungsplan 2020 zum Stockholmer Übereinkommen“. Die Themen der drei Workshops sind „POP in der Kreislaufwirtschaft und in Abfällen“, „Die neue POP-Verordnung 2019/1021 - Verpflichtungen, Umsetzung und Kontrolle“ und „PFAS-Substitution – nachhaltige und nicht-nachhaltige Alternativen“.

7.1.5 Datenbanken und Register zur Information von POP

Informationen zu POP sind in mehreren Datenbanken bzw. -Registern enthalten, die in den letzten Jahrzehnten für den Zweck der Information über POP oder auch im Rahmen anderer Projekte und Berichtspflichten aufgebaut wurden.

POP-Dioxin-Datenbank des Bundes und der Länder

Mit einem Beschluss der 37. UMK im Jahre 1991 wurde die Bund/Länder-Arbeitsgruppe DIOXINE beauftragt eine zentrale Datenbank DIOXINE einzurichten. In Kooperation mit Bundesbehörden und den Ländern (AG DIOXINE) wurde seit 1997 der Datenbestand für die verschiedenen Umweltkompartimente kontinuierlich ausgebaut. Der Lebensmittel- und Futtermittelbereich liegt in der fachlichen Federführung des BVL, der Gesundheitsbereich wird fachlich vom BfR betreut.

Die Datenbank dient als zentrales Instrument zur Dokumentation und Auswertung von Ergebnissen aus Untersuchungsprogrammen zur Dioxinbelastung der Umwelt, von Lebens- und Futtermitteln sowie des Menschen. Darüber hinaus werden Daten zu Abfall, Wertstoffen und Reststoffen, Klärschlamm und weiteren technischen Produkten aufgenommen und ausgewertet. Neben den Programmen und Untersuchungen in Verantwortung von Bundesbehörden und der Länder finden zunehmend Daten aus Forschungs- und Sonderprojekten sowie aus bekannt gewordenen Verunreinigungen in Lebensmitteln Eingang in das Datenbanksystem (POP-Dioxin-Datenbank 2020).

Der Datenbestand in der POP-Dioxin-Datenbank des Bundes und der Länder wird ständig um Kongenerenspezifische Messergebnisse aus Untersuchungen der Technosphäre erweitert. Im Rahmen einer kürzlich abgeschlossenen Evaluation (Quass et al. 2016) wurden dem Datenbestand der POP-Dioxin-Datenbank des Bundes und der Länder für PCDD/F- und für PCB-Quellen aus der Technosphäre mehr als 800 Kongenerenspezifische Datensätze hinzugefügt.

Insbesondere Quellen der Belastung durch Dioxine und PCB aus der Technosphäre wurden identifiziert und typische Kongenerenmuster verschiedener Schadstofftypen erstellt. Kongenerenprofil-Vergleiche wurden mittels statistischer Verfahren wissenschaftlich bewertet, um den Transfer über verschiedene Pfade in die Umwelt und letztendlich in die Lebensmittelkette besser qualifizieren und quantifizieren zu können.

Neben Dioxinen und PCB werden Daten zu weiteren Umweltschadstoffen (u.a. auch anderen POP) erfasst. Diese sind:

- ▶ Chlorbenzole
- ▶ Chlorphenole
- ▶ Polychlorierte Biphenyle
- ▶ Organochlorpestizide
- ▶ Polybromierte Diphenylether
- ▶ Perfluorocyanverbindungen
- ▶ Moschusverbindungen
- ▶ Nitromoschusverbindungen
- ▶ Polycyclische Moschusverbindungen
- ▶ Polyhalogenierte Dibenzodioxine/furane
- ▶ Polybromierte Flammschutzmittel
- ▶ Polychlorierte Naphthaline (PCN)
- ▶ Tenside
- ▶ Zinnorganische Verbindungen

Schadstofffreisetzungs- und Verbringungsregister (Thru.de)

PRTR steht für **P**ollutant **R**elease and **T**ransfer **R**egister (Schadstofffreisetzungs- und -Verbringungsregister).

Das PRTR-Deutschland informiert online z. B. über Schadstoffe und Abfallmengen, die von großen Industriebetrieben deutschlandweit freigesetzt bzw. entsorgt werden. Es leistet damit einen Beitrag für mehr Transparenz bei Umweltinformationen und soll Unternehmen motivieren, ihre Umwelleistungen zu steigern (Thru.de 2020).

Auf Grundlage der Europäischen PRTR-Verordnung (Verordnung (EG) Nr. 166/2006, E-PRTR-VO, Artikel 5) und des deutschen PRTR-Gesetzes (Gesetz zur Ausführung des Protokolls über Schadstofffreisetzung- und -Verbringungsregister – SchadRegProtAG §3, resp. SchadRegProtAG Änderungsgesetz⁶⁹) berichten Industriebetriebe in Deutschland an das UBA (§ 5) in elektronischer Form über

- ▶ die Verbringung von Schadstoffen mit Abwasser, das in externe Kläranlagen eingeleitet wird, wenn bestimmte Emissionsschwellenwerte oder Abfallmengen überschritten werden.
- ▶ die Verbringung von Abfallmengen,
- ▶ die Freisetzung von Schadstoffen in Luft, Wasser und Boden.

Außerdem enthält PRTR-Deutschland Informationen zu Emissionen aus diffusen Quellen bspw. aus Verkehr und Landwirtschaft.

Die Berichterstattung für das PRTR erfolgt jährlich. Das erste Berichtsjahr war 2007.

Auf Basis des neuen Durchführungsbeschlusses (EU) 2019/1741⁷⁰ der Kommission und dem Ersten Gesetz zur Änderung des Gesetzes zur Ausführung des Protokolls über Schadstofffreisetzung- und -verbringungsregister vom 21. Mai 2003 sowie zur Durchführung der (EG) Nr. 166/2006' sind die Daten ab Berichtsjahr 2018 11 Monate nach Ende des jeweiligen Berichtsjahres (d. h. zum 30. November des Folgejahres) an die EU zu berichten.

Insgesamt sind 91 Schadstoffe laut Anhang II der E-PRTR-VO für Freisetzungen in Luft, Wasser und Boden sowie für Verbringungen von Schadstoffen im Abwasser relevant. Eine Betriebseinrichtung, die eine PRTR-Tätigkeit ausübt, ist berichtspflichtig, wenn sie aus einer bestimmten Branche stammt (z. B. die Chemische Industrie oder die Mineralölindustrie) oder in anderen Branchen bestimmte Tätigkeiten oberhalb eines Kapazitätsschwellenwerts ausübt (vgl. E-PRTR-Verordnung Anhang I) und wenn sie mindestens einen der in Anhang II der E-PRTR-VO genannten Schadstoffe in Mengen **oberhalb** des jeweiligen dort aufgeführten **Schwellenwertes** emittieren bzw. in Abwasser verbringen.

Im PRTR werden gefährliche und nicht-gefährliche Abfälle unterschieden. Diese müssen nach Art. 5 Abs. 1 E-PRTR-VO dem PRTR berichtet werden, wenn

- ▶ gefährliche Abfälle in Mengen größer 2 Tonnen pro Jahr,
- ▶ nicht gefährliche Abfälle in Mengen größer 2.000 Tonnen pro Jahr

außerhalb des Betriebes verbracht werden. Hierbei ist jeweils nach Abfällen zur Verwertung und Beseitigung zu unterscheiden.

Bei der Verbringung von gefährlichen Abfällen ins Ausland ist der Betreiber verpflichtet, den Namen und die Anschrift des verwertenden bzw. beseitigenden Unternehmens und den tatsächlichen Verwertungs- oder

⁶⁹ „Erstes Gesetz zur Änderung des Gesetzes zur Ausführung des Protokolls über Schadstofffreisetzung- und -verbringungsregister vom 21. Mai 2003 sowie zur Durchführung der (EG) Nr. 166/2006“ vom 09. Dezember 2020 (SchadRegProtAG)

⁷⁰ DURCHFÜHRUNGSBESCHLUSS (EU) 2019/1741 DER KOMMISSION vom 23. September 2019 zur Festlegung, in welcher Form und mit welcher Häufigkeit die Mitgliedstaaten Daten für die Berichterstattung gemäß der Verordnung (EG) Nr. 166/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates über die Schaffung eines Europäischen Schadstofffreisetzung- und -verbringungsregisters und zur Änderung der Richtlinien 91/689/EWG und 96/61/EG des Rates zu übermitteln haben

Beseitigungsort an das PRTR zu melden. Die Forderungen der E-PRTR-Verordnung gehen somit über die in der Verordnung über Verbringung von Abfällen (EG) Nr. 1013/2006 genannten Bestimmungen hinaus.

Das PRTR enthält Informationen zu allen POP des Stockholmer Übereinkommens mit Ausnahme von PFOS. Die vollständige Stoffliste zum PRTR ist im Anhang II der PRTR Verordnung festgelegt.

Die Daten fließen ebenfalls in die europäische Datenbank ein (E-PRTR 2020). Daneben informieren einzelne Behörden über landesspezifische POP-Daten wie z. B. LANUV NRW (2020).

Umweltprobenbank des Bundes (UPB)

Seit 1994 werden Proben von Menschen und aus der Umwelt, wie zum Beispiel von Vögeln, Pflanzen, Fischen, Muscheln und Rehen, von Wissenschaftlern und Wissenschaftlerinnen für die Umweltprobenbank des Bundes routinemäßig nach einheitlichen Standards gesammelt, analysiert und unter tiefkalten Bedingungen archiviert. Entstanden ist die Idee einer Umweltprobenbank in den 1970er Jahren, als die Bundesregierung gemeinsam mit hochrangigen Wissenschaftlern und Wissenschaftlerinnen erstmals rechtliche Regelungen zum Schutz des Menschen und der Umwelt vor Schadstoffen erarbeitet hat. Es wurde beschlossen, ein Konzept einer Umweltprobenbank zu entwickeln, welches Mitte der 1980er Jahre durch die Bundesregierung als Dauereinrichtung bestätigt wurde. Seitdem wurden mehr als 500.000 Proben gewonnen und archiviert, die ältesten davon aus dem Jahr 1981. Die Umweltproben werden von Fachleuten aus verschiedenen Ökosystemen in ganz Deutschland gesammelt und direkt nach der Entnahme mittels flüssigem Stickstoffs auf minus 150 °C gekühlt, damit ihre chemische und biologische Information auch über lange Zeiträume hinweg nicht verloren geht. So verlassen die Proben nach der Probenahme und dem Einfrieren vor Ort die Kältekette nicht mehr, weshalb sie danach in einer speziellen Kryomühle vermahlen, portioniert und anschließend eingelagert werden. Damit diese Proben den Stand der Umwelt möglichst genau repräsentieren können, werden aus 14 verschiedenen Probenahmegebieten der Hauptökosystemtypen derzeit 13 verschiedene Probenarten entnommen. Zu diesen typisch deutschen Ökosystemen gehören neben der Nord- und Ostseeküste auch verschiedene Flüsse und Seen, landwirtschaftliche Regionen, bewirtschaftete und weniger genutzte Wälder, sowie Städte. Für Humanproben werden jährlich 480 Studierende im Alter von 20 bis 29 Jahren an vier unterschiedlichen deutschen Universitäten beprobt. Aus diesen Daten kann nun ermittelt werden, welche Stoffe sich im Menschen und in der Umwelt befinden und welche Trends sie aufweisen. Hieraus können politische Maßnahmen ermittelt und die Wirksamkeit dieser geprüft werden. Die Umweltprobenbank unterstützt mit ihrer Tätigkeit ebenfalls das globale Chemikalienmonitoring, wodurch in Zusammenarbeit mit den 20 anderen Probenbanken anderer Länder globale Trends von Schadstoffen identifiziert werden können.

Zu finden ist die Umweltprobenbank des Bundes im Internet unter <https://www.umweltprobenbank.de/de>

8 Maßnahmen zur Forschung, Entwicklung und Überwachung (Artikel 11)

- ▶ Artikel 11 des Stockholmer Übereinkommens fordert die Vertragsstaaten auf, im Rahmen ihrer Möglichkeiten auf nationaler und internationaler Ebene geeignete Forschung, Entwicklung und Überwachung zu fördern oder zu übernehmen.

Neben den Quellen und Freisetzung in die Umwelt (Abs. 1 lit. a) betrifft dies auch das Vorhandensein, die Konzentrationen und die Entwicklung der Konzentration in Menschen und in der Umwelt (Abs. 1 lit. b) oder die Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit (Abs. 1 lit. d).

8.1 Bisherige Entwicklung und Ist-Zustand

8.1.1 Forschung

Forschungsaktivitäten werden in Deutschland in verschiedenen Institutionen durchgeführt. Dazu zählen Aktivitäten des Bundes, die z. B. im Rahmen des REFOPLANS⁷¹ und Forschungsprojekte der Länder.

8.1.1.1 Aktivitäten des Bundes

Identifizierung von Substanzen mit POP-Eigenschaften

Zur Entwicklung der Kriterien und Identifizierung von Chemikalien mit POP-Eigenschaften werden die existierenden Methoden zur vorausschauenden Abschätzung des Potentials halbflüchtiger organischer Verbindungen zum Langstreckentransport weiterentwickelt. Dies betrifft Instrumente, um Stoffe mit Eigenschaften des Anhangs D des Stockholmer Übereinkommens zu identifizieren und auf POP-Eigenschaften zu bewerten.

Hierfür wurden aus Mitteln des Forschungsetats des BMU die Fortentwicklung der POP-Kriterien, hier mit Schwerpunkt bei den PBT-Stoffen und die Identifizierung neuer potentieller POP vorangetrieben.

Daneben gibt es Forschungsprojekte zum Vorhandensein von POP in der Umwelt und Erzeugnissen, um so den Status Quo Deutschlands zu ermitteln.

Zur Ermittlung des Vorkommens der damals neuen, für die Aufnahme in das Stockholmer Übereinkommen vorgeschlagenen POP-Stoffe (HBCDD, HCB, PCP, PCN und SCCP) in Abfällen und Recyclingmaterialien, wurde 2012-2015 ein Forschungsvorhaben durchgeführt, in dem auch Grenzwerte für die Zerstörung der POP-Gehalte in Abfällen abgeleitet worden sind. Auf der Grundlage der Daten wurden Vorschläge für die Grenzwerte des Anhangs IV der EU-POP-VO sowie für bestimmte Entsorgungswege abgeleitet, die eine möglichst weitgehende Ausschleusung von Schadstoffen und umweltgerechte Recyclingprozesse ermöglichen (Potrykus et al. 2015).

Im Projekt „Verwendung von PFOS in der Galvanik - Kennzeichen eines geschlossenen Kreislaufs, Verwendung von Ersatzstoffen“ wurde die Verwendung von PFOS in geschlossenen Kreislaufsystemen beschrieben. Für PFOS ist aktuell nur eine Anwendung für „nicht dekoratives Hartverchromen in geschlossenen Kreislaufsystemen“ erlaubt. Das Forschungsvorhaben hatte das Ziel, die Kennzeichen eines geschlossenen Kreislaufsystems, sowie mögliche Maßnahmen zu beschreiben, welche zur Minimierung der Emissionen von PFOS in die Umwelt beitragen können (Blepp et al. 2016).

Im POP-Monitoring Bericht wurden Monitoringdaten zu den einzelnen POP erarbeitet, damit die Belastungssituation in Deutschland besser identifiziert werden kann. Ziel war es eine Wissensgrundlage zu erarbeiten

⁷¹ Das Bundesumweltministerium benötigt für die Umsetzung seiner umweltpolitischen Ziele wissenschaftlich fundierte Entscheidungsgrundlagen und -hilfen. Dazu leistet die Ressortforschung des BMU einen wesentlichen Beitrag. Diese richtet sich an den Prioritäten und Zielsetzungen der Umweltpolitik aus. Der dazu erforderliche, mittelfristige Forschungsbedarf des BMU wird in einem Forschungsrahmen beschrieben. Die sich aus dem Forschungsrahmen ergebenden Forschungsvorhaben werden jährlich im Ressortforschungsplan (REFOPLAN) des BMU niedergelegt.

und detailliert die Pfade der Ausbreitung zu beschreiben. Im Fokus standen dioxin-ähnliche PCB, SCCP, PBDE und HBCDD (Potrykus et al. 2017b).

Im Projekt „POP-Implement“ wurden verschiedene nationale Durchführungspläne der Vertragsstaaten des Stockholmer Übereinkommens überprüft und bewertet um die zukünftige Erstellung der nationalen Durchführungsplänen zu unterstützen. Ein Recherche-Tool soll zur Identifizierung potentieller POP im Rahmen von Genehmigungsverfahren beitragen (Bänsch-Baltruschat et al. 2019).

Um Grenzwerte für die Zerstörung der POP-Gehalte in Abfällen für DecaBDE abzuleiten wurden nicht-technischer PCB Kongenere bzw. von DecaBDE in Erzeugnissen und Abfällen zwischen 2017 bis 2020 untersucht (Potrykus et al. 2020).

Dioxine und PCB sind ein Schwerpunkt im umweltpolitischen Bereich „Stoffliche Risiken“ im REFOPLAN mit dem Ziel, Risiken von chemischen Stoffen und Zubereitungen durch deren Erkennung und Kontrolle zu verringern.

UBA untersuchte in Zusammenarbeit mit dem BMU u.a. ein Forschungsprojekt, um die pfadbezogene Ursachenaufklärung insbesondere zu Kontaminationspfaden zu Lebensmitteln: „Analyse und Trendabschätzung der Belastung der Umwelt und von Lebensmitteln mit ausgewählten POP und Erweiterung des Datenbestandes der POP-Dioxin-Datenbank des Bundes und der Länder mit dem Ziel pfadbezogener Ursachenaufklärung“ (Weber et al. 2015) und Teilvorhaben 2 „Zuordnung und Quantifizierung der Dioxineinträge auf dem Luftpfad mittels Betrachtung der emissionsseitigen und immissionsseitigen Kongenerenmuster“ (Quass et al. 2016). Darin wird die Gesamtproblematik der Belastung der Umwelt durch polychlorierte Dioxine/Furane (PCDD/F) und polychlorierte Biphenyle (PCB) strukturiert dargestellt, insbesondere wird der Pfad, wie Lebensmittel aus der Umwelt zum Konsumenten kommen, betrachtet.

Das Hauptaugenmerk liegt dabei auf der Analyse der vordringlichen Problemfelder Luft, Boden, Biota und Belastungen aus/in der Technosphäre. Resultierender Handlungsbedarf wird ermittelt und bereits bestätigte Teilaspekte der Belastungssituation von PCDD/F und PCB in Umwelt und Lebensmitteln werden benannt. Untersuchungsergebnisse zu PCDD/F, PCB sowie weiteren chlororganischen Verbindungen, die in Monitoring- und Überwachungsprogrammen von Bund, Ländern und wissenschaftlichen Einrichtungen sowie durch anlassbezogene Projekte gewonnen wurden, werden zusammengefasst. Quellen und Senken der PCDD/F und PCB sowie mögliche Eintragspfade in die Umwelt werden identifiziert. Eintragspfade in die Lebensmittelkette und die Belastung von Nutztieren stehen dabei im Mittelpunkt.

Des Weiteren wurde 2017 ein Bericht (UBA 2018a) zu Dioxinen und dioxinähnlichen PCB in Umwelt und Nahrungskette veröffentlicht (UBA 2017d). Ebenfalls wurde die POP-Dioxindatenbank mit Kompartimenten aus der Technosphäre erweitert und bereits bestehende Daten angepasst, um die Qualität der Datenbank zu verbessern (Fiedler 2019).

Ein weiterer Schwerpunkt ist die Analyse und Bewertung der Belastung von Gebäuden mit PCB. In den 1960er und 1970er Jahren wurden beim Bau von Gebäuden und Häusern PCB-haltige Stoffe wie Fugendichtungsmassen, Farben und Beschichtungsmaterialien verwendet. Aufgrund der Langlebigkeit (Persistenz) der PCB stellen diese Gebäude möglicherweise immer noch ein Risiko für Umwelt, Mensch und Tier dar.

Mit dem globalen Vorhaben sollen die bei Bund, Ländern und wissenschaftlichen Institutionen vorhandenen Monitoringdaten zu POP, deren Ersatzstoffe sowie der POP-Kandidaten aus Programmen und anlassbezogenen Projekten aufbereitet werden.

Ein Team internationaler Expertinnen und Experten unter der Leitung des UBA erforscht seit dem Jahr 2005 die Belastung entlegener Alpenregionen mit persistenten organischen Schadstoffen und entwickelte dafür weltweit neue Methoden. Die Ergebnisse ermöglichen erstmals eine Analyse von Herkunftsregionen, saisonalen Unterschieden und langfristigen Trends. Im internationalen Forschungsprojekt MONARPOP (Monitoring Network in the Alpine Region for Persistent Organic Pollutants) wird in internationaler Zusammenarbeit das Vorkommen von POP in den Alpen untersucht. Im Mittelpunkt stehen vor allem PCDD/F und PCB. Die Messergebnisse aus den Jahren 2005-2013 belegen, dass POP über weite Strecken in der Luft transportiert

werden und die Alpen als Barriere dienen. Die Kälte hochgelegener Alpengebiete verstärkt Persistenz und die lokale Anreicherung.

In Rahmen des Forschungsberichts „Analyse der novellierten NEC-Richtlinie bezüglich der erweiterten Anforderungen an die Berichterstattung von Schadstoffemissionen in die Luft“ wurde der Wissenstand zu PCB-Emissionen in Deutschland erweitert. Hierbei wurde ein jährlicher Emissionsfaktor von 0,07% ermittelt, wodurch sich eine PCB-Emission von 5,4 – 15,7 t für das Jahr 2017 ergibt. Diese Werte wurden auf Basis des aktuellen Standes der Wissenschaft zu Emissionsfaktoren und Sekundärquellen, sowie der Verwendung und des Verbleibs von PCB erarbeitet (Zimmermann et al. 2019).

8.1.2 Monitoringaktivitäten des Bundes

In diesem Abschnitt werden die Monitoringaktivitäten dargestellt, die neben anderen Stoffen auch das Monitoring von POP umfassen. Zum einen werden Messprogramme des Bundes genannt, die der Bewertung der Belastung der Umwelt – einschließlich des Menschen – dienen (8.1.2.2-8.1.2.4), zum anderen werden Messprogramme des Bundes genannt, die der Bewertung der Belastung der Umwelt im engeren Sinne dienen und im Kontext bestimmter gesetzlicher Regelungen stehen. Zusätzlich zu den hier genannten Monitoringaktivitäten besteht die Berichtspflicht durch die E-PRTR-VO.

Das Umweltbundesamt betreibt ein deutschlandweites Luftmessnetz zur Untersuchung der weiträumigen grenzüberschreitenden Luftverunreinigungen im Rahmen internationaler Messprogramme (des Programms EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme)⁷² sowie zur Durchführung von Messungen im ländlichen Hintergrund gemäß EU-Luftqualitätsrichtlinie. Im Rahmen des EMEP berichtet das Umweltbundesamt als nationale Koordinierungsstelle über jährliche Emissionen von ausgewählten POP, die unbeabsichtigt in verschiedenen Sektoren entstehen und in die Umwelt gelangen. Innerhalb des EMEP-Programms misst das Umweltbundesamt an 5 Stationen auch POP und stellt diese Daten dem Programm zur Verfügung. Außerdem verfasst das UBA den Informative Inventory Report (IIR) und ist für die Qualitätskontrolle und Qualitätssicherung bei allen relevanten Prozessschritten verantwortlich. Gleichzeitig ist die nationale Koordinierungsstelle die zentrale Anlaufstelle aller beteiligten Institutionen.

8.1.2.1 Deutsche Umweltstudie zur Gesundheit (ehemals Umwelt-Survey genannt)

Seit 1985 untersucht das Umweltbundesamt in enger Kooperation mit dem Robert Koch Institut (RKI) wiederholt in großen Querschnittsstudien die Belastung der Bevölkerung in Deutschland mit Umweltschadstoffen. Während in den ersten drei Erhebungszyklen der Deutschen Umweltstudie zur Gesundheit (GerES = German Environmental Survey; ehemals Umwelt-Survey) GerES I bis III überwiegend Erwachsene untersucht wurden, widmete sich der GerES IV ausschließlich der Kinder von 3 bis 14 Jahre. In GerES V, der zwischen 2014 und 2017 durchgeführt wurde, standen wieder Kinder und Jugendliche im Fokus. Hierzu wurden bundesweit Daten zur körperlichen Schadstoffbelastung von Kindern und Jugendlichen sowie zu deren möglicher Exposition in ihrem häuslichen Bereich erhoben. Es nahmen Kinder und Jugendliche im Alter von 3 bis 17 Jahren aus 167 Untersuchungsorten in Deutschland an der Studie teil. Sie wurden so ausgewählt, dass sie repräsentativ für die Bevölkerung der genannten Altersgruppe in Deutschland sind (Schwedler et al. 2019).

Im Rahmen des Human-Biomonitoring (HBM) wurden Blut- und Urinproben der teilnehmenden Kinder und Jugendlichen untersucht (siehe Tabelle 22). Zur Charakterisierung des Wohnumfeldes werden u.a. das Trinkwasser, der Hausstaub und die Innenraumluft auf Schadstoffe hin untersucht.

⁷² <https://www.emep.int/>

Tabelle 22: Übersicht über die in GerES V in Urin oder Blut gemessenen Stoffe

Stoffgruppen	Stoffe (Metaboliten)	Anzahl Stoffe
Schwermetalle und weitere Elemente	Blei, Cadmium, Quecksilber, Antimon, Chrom, Selen Arsen	7
Polychlorierte Biphenyle (PCB)	PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180	7
Organochlorpestizide	Hexachlorbenzol, α -, β -, γ -Hexachlorhexan, DDT DDE, DDD	7
Per- und polyfluorierte Alkylverbindungen (PFAS)	PFBA, PFPeA, PFBS, PFHxA, PFHpA, PFHxS, PFOA, PFOS, PFNA, PFDA, PFUnA, PFDODA	12
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	Pyren (1-Hydroxypyren) Phenantren(1-, 2-, 3-, 4-, 9-Hydroxyphenantren), Naphthalin (1-, 2-Hydroxynaphthalin), Fluoren (2-Hydroxyfluoren)	4
Chlorphenole	2-, 4-Monochlorphenol, 2,4-, 2,5-, 2,6-Dichlorphenol, 2,3,4-, 2,4,5-, 2,4,6-Trichlorphenol, 2,3,4,6-Tetrachlorphenol, Pentachlorphenol	10
Phthalate	DMP (MMP), DEP (MEP), DBzP (BBzP), DiBP (MiBP, OH-MiBP), DnPB (MnBP, OH-MnBP, MCPP), DCHP (MCHP), DnPeP (MnPeP), DEHP (MEHP, OH-MEHP, oxo-MEHP, cx-MEHP), DiNP (OH-MiNP, oxo-MiNP, cx-MiNP), DiDP (OH-MiDP, oxo-MiDP, cx-MiDP), DnOP (MnOP), DPHP (OH-MPHP, oxo-MPHP, cx-MPHxP)	12
Ersatzstoffe für Phthalate	DINCH (OH-MINCH, oxo-MINCH, cx-MINCH), DEHTP (OH-MEHTP, oxo-MEHTP, cx-MEPTP, cx-MMHTP)	2
Benzophenone	Benzophenon 1, 3, 8	3
Pyrrolidone	NMP (HNMP, HMSI), NEP (HNEP, HESI)	2
Parabene	Methyl-, Ethyl-, n-Propyl-, iso-Propyl-, n-Butyl-, iso-Butyl-, Pentyl-, Benzyl-, Heptylparaben	9
Weitere Stoffe	Creatinin, Cotinin, Glyphosat (AMPA), Acrylamid (AAMA, GAMA), Triclosan, Triclocarban, Bisphenol A, ortho-Phenylphenol, Benzol (SPMA), 2-Mercaptobenzothiazol, 4-Methylbenzylidenampher (cx-MBC, cx-MBC-OH), Lysmeral (TBBA, Lysmerol, Lysmerylsäure, OH-Lysmerylsäure), Chlormethyl-/Methylisothiazolinon (NMMA), Butylhydroxytoluol (BHT-Säure)	14
Summe		89

Mit den Teilnehmenden und ihren Eltern wurden außerdem standardisierte Interviews geführt, um wesentliche Faktoren, die das Ausmaß der individuellen Schadstoffbelastung beeinflussen, zu ermitteln, wie z.B. Wohnumfeld, Ausstattung der Wohnung, Ernährungsgewohnheiten, Produktanwendungen und umweltrelevante Verhaltensweisen.

Die aktuellen Daten dienen unter anderem der Ableitung der Referenzwerte, die das Ausmaß der Belastung von Kindern und Jugendlichen mit Umweltschadstoffen in Deutschland zum Zeitpunkt der Untersuchung beschreiben (sog. Hintergrundbelastung). Diese Referenzwerte können als Beurteilungsmaßstab herangezogen werden, wenn es darum geht, festzustellen, ob eine vergleichsweise erhöhte Belastung bei Probanden vorliegt oder nicht. Ggf. sollte dann die Ursache für die erhöhte Belastung geklärt werden. Die Referenzwerte sind rein statistisch definierte Werte, denen per se keine gesundheitliche Bedeutung zukommt. Für eine gesundheitliche Einschätzung von Messwerten müssen die sog. HBM-Werte der HBM Kommission beim Umweltbundesamt herangezogen werden. Der GerES Internetauftritt liefert eine aktuelle Übersicht über bereits veröffentlichte Ergebnisse⁷³.

In der 6. Deutschen Umweltstudie zur Gesundheit von Erwachsenen (GerES VI) werden erneut aktuelle, repräsentative Daten zur Umweltbelastung der erwachsenen Bevölkerung in Deutschland erhoben. In Kooperation mit dem RKI und zum ersten Mal mit dem Max-Rubner-Institut (MRI), wurde vorab im Dezember 2018 - Januar 2019 die GerES VI-Pilotstudie mit einer Bruttostichprobe von 121 Teilnehmenden durchgeführt. Die Feldarbeit der Hauptphase ist derzeit aufgrund der COVID 19-Infektionslage ausgesetzt.

8.1.2.2 POP-Dioxin-Datenbank des Bundes und der Länder

Die POP-Dioxin-Datenbank des Bundes und der Länder ist ein gutes Beispiel für die Zusammenarbeit zwischen Bund und Ländern. Sie ist ein medienübergreifendes Instrument, in dem in Deutschland erhobene Daten aus der Umwelt sowie Lebensmittel- und Humandaten, einschließlich der zu ihrer Bewertung notwendigen Metadaten, dokumentiert sind.

Die Datenbank enthält derzeit Expositionsdaten von etwa 950 kompartimentspezifischen Messprogrammen mit über 68.000 Einzelproben für die Umweltkompartimente Boden, Wasser, Luft, Biota (Pflanze, Tier), für Abfall, Wertstoffe, Reststoffe, Zubereitungen und Erzeugnisse, für Haus- und Dachbodenstäube, für Futter- und Lebensmittel sowie Humanproben (Gewebe, Körperflüssigkeiten). Darüber hinaus sind umfangreiche Informationen zu Probenahme, Analytik und Standortbeschreibung enthalten.

Bund und Länderbehörden sind gemeinsam für die Pflege der Datensätze verantwortlich. Grundlage für den Datenaustausch stellt die Verwaltungsvereinbarung zwischen Bund und Ländern über den Datenaustausch im Umweltbereich in der Fassung vom März 1996 dar, mit dem Anhang II.3. „Austausch von Daten zu polyhalogenierten Dibenzodioxinen und Dibenzofuranen sowie weitere chlororganische Stoffe“.

Der Zugang zu diesen Daten und Informationen ist seit 2003 über ein Web-Portal möglich. Diese Applikation vereinfacht den Datenaustausch zwischen den Beteiligten, die Qualitätssicherung durch den Datenlieferanten und den Zugang zu den aggregierten Daten (z.B. Trendauswertung) aber auch der zugrunde liegenden Einzeldaten. Durch ein Rechte- und Rollenkonzept kann der Zugang gesteuert werden. Derzeit haben mehr als 400 Fachnutzer einen Online-Zugang zu dem Datenbanksystem. Sie können damit selbst Abfragen generieren und Auswertungen durchführen. Über ein Online-Erfassungsformular können Nutzer des Datenbanksystems Metadaten zu Messergebnissen bzw. -programmen übermitteln. Eine Webservice-Schnittstelle erlaubt auch das Herunterladen von qualitätsgesicherten Daten.

Des Weiteren finden bzw. fanden regelmäßig Fachgespräche mit Vertretern von Bundes- und Länderbehörden, von Laboren sowie von Verbänden der Ökolandbauern statt.

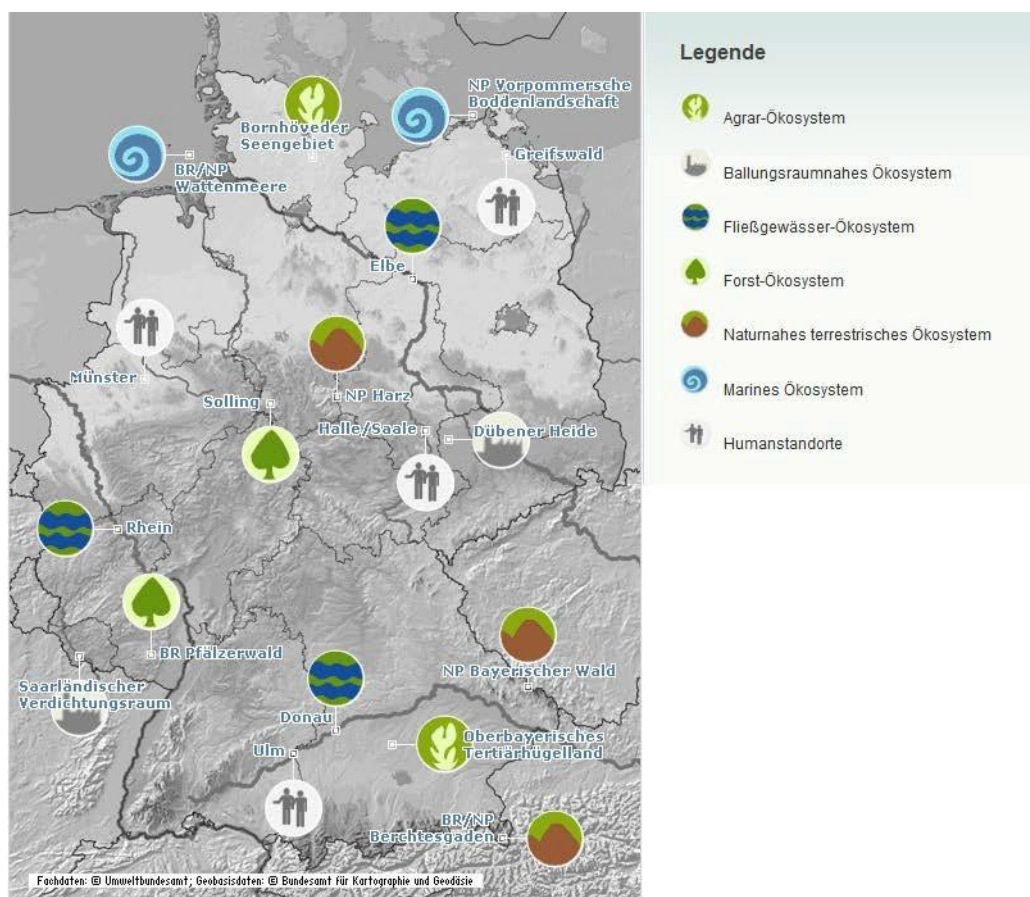
⁷³ <https://www.umweltbundesamt.de/themen/gesundheit/belastung-des-menschen-ermitteln/umwelt-survey/5-umwelt-survey-von-2013-bis-2016#>

8.1.2.3 Umweltprobenbank des Bundes

Seit Anfang der 80er Jahre koordiniert das Umweltbundesamt im Auftrag des BMU die Umweltprobenbank des Bundes (UPB). Mit der Sammlung und Langzeitlagerung definierter Umwelt- und Humanproben verfolgt die Umweltprobenbank das Ziel, Verhalten und Verbleib insbesondere langlebiger und sich in der Umwelt anreichernder Stoffe in der Umwelt nachzuvollziehen und die Belastung des Menschen mit diesen Stoffen zu erfassen.

Die Umweltproben umfassen Proben aus terrestrischen, limnischen und marinen Lebensräumen. Daneben werden auch verschiedene Humanproben erfasst (Blutplasma, Vollblut, 24 Stunden Sammelurin). Dabei werden die Proben wiederkehrend den selben Probenahmegebieten bzw. gleichen Populationen entnommen, um sie vergleichen und so langfristige Trends beschreiben zu können. Abbildung 9 gibt eine Übersicht der einzelnen Probenahmegebiete/Populationen.

Abbildung 9: Probenahmegebiete der Umweltprobenbank des Bundes



Quelle: Umweltprobenbank des Bundes

Im Monitoringprogramm der Umweltprobenbank werden regelmäßig eine Reihe von Stoffen/Stoffgruppen des Stockholmer Übereinkommens analysiert. Für viele dieser Stoffe liegen 20-30 jährige Zeitreihen in Proben verschiedener Arten und Kompartimente vor. Beispielsweise gibt es für Mönchsee Ergebnisse für Dioxine/Furane/dl-PCB, Aldrin, Dieldrin, Heptachlor, Octachlorstyrol (OCS), Pentachlorphenol (PCP), HCB, PCB, DDT, PeCB, HCH, PFOS sowie weitere PFAS, PBDE, HBCDD. In Fischen aus Ost- und Nordsee sowie den Binnengewässern liegen Trends für PBDE, HBCDD, HCB, PFAS (10) sowie Dioxine/Furane, dl-PCB vor. Ein Teil dieser Verbindungen wird auch in terrestrischen Proben untersucht, beispielsweise in Rehlebern. Die Humanbelastung mit POPs wird regelmäßig in retrospektiven Untersuchungen bestimmt. Die Daten stehen auf der Webseite der Umweltprobenbank zum Download und/oder in Berichtsform zur Verfügung. Neben Studien zur Überprüfung der Wirksamkeit von Stoffbeschränkungen untersucht

die Umweltprobenbank die Trends und Niveaus von Ersatzstoffen, die anstelle der regulierten Stoffe vermarktet werden. Aktuelle Beispiele sind kurz- und langkettige PFAS sowie Dechloran Plus und andere Flammschutzmittel.

8.1.2.4 " UNEP/WHO human milk survey"

Das Sekretariat des Stockholmer Übereinkommens hat die Vertragsstaaten aufgefordert, sich an dem von UNEP und WHO organisierten Muttermilchmonitoring im Rahmen des Globalen Monitoring Plans zu beteiligen. Dieser Aufforderung ist Deutschland nachgekommen und hat Proben zur Verfügung gestellt. Aktuell wird, innerhalb des Forschungsvorhaben zum NIP, der aktuelle Beitrag zum UNEP/WHO Muttermilchsurvey Deutschlands analysiert.

8.1.2.5 Umweltmonitoringaktivitäten im Kontext europäischer Regelwerke

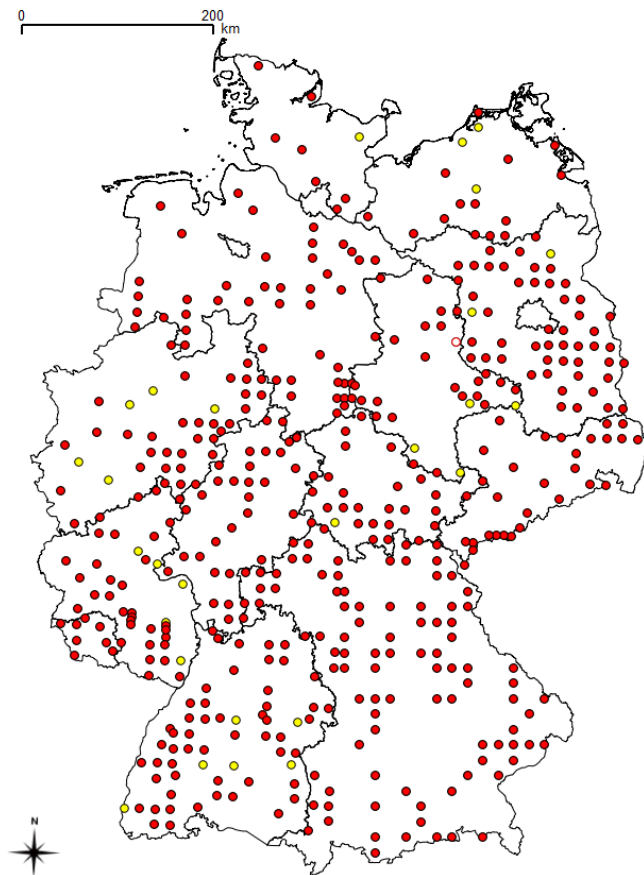
In Deutschland existieren keine spezifischen Messprogramme die ausschließlich POP der EU-POP-VO zum Gegenstand haben. Die im Rahmen von Umweltmonitoringaktivitäten gemessenen Stoffe folgen in der Regel den Vorgaben europäischer Regelwerke (z. B. prioritäre Stoffe der WRRL) oder anderer internationaler Messprogramme (HELCOM, OSPAR). Die in den Programmen jeweils gemessenen Stoffe schließen auch einzelne Stoffe der Anhänge des Stockholmer Übereinkommens und/oder des POP-Protokolls der CLRTAP ein.

Bodenzustandserhebung im Wald – Hintergrundbelastung mit persistenten organischen Stoffen

Bei Planung der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald hatte die Bund-Länder-Arbeitsgruppe „BZE II“ die Erhebung der persistenten organischen Stoffe (Organika) als notwendig erachtet und in das Konzeptpapier der BZE II aufgenommen. Ziel der Bund-Länder-Arbeitsgruppe „BZE II“ war dabei, angesichts der Gefährlichkeit und allgemeinen Verbreitung der POP die Datengrundlage über die Verbreitung und die Belastung der Waldökosysteme zu verbessern. Die Erhebung erfolgte arbeitsteilig zwischen der Forst- und Umweltseite. Die Ermittlung der typischen Gehalte organischer Schadstoffe in Waldböden ist ein eigenständiges Vorhaben der Umweltseite. Die dazu erforderlichen Bodenproben wurden im Rahmen der BZE II von den Ländern gewonnen. Für folgende Stoffe wurden flächenrepräsentativ die Hintergrundgehalte für die Bundesrepublik ermittelt: DDT und Metabolite, HCB, HCH, PCB6, Aldrin/Dieldrin sowie PAK16.

Bei der Erhebung wurde das Stichprobenkonzept der BZE II zugrunde gelegt, wobei aus dem Raster der ca. 2.000 BZE-Probenahmepunkte (8 km x 8 km-Raster) die Punkte des ICP-Forest bzw. des EU-BioSoil-Programmes (16 km x 16 km-Raster, ca. 450 Punkte) ausgewählt werden (BMEL 2016). Damit ist die Vergleichbarkeit der Ergebnisse auf europäischer Ebene sichergestellt. Zusätzlich wurde eine vereinzelt Verdichtung des Rasters vorgenommen. Der Stichprobenumfang beläuft sich damit auf insgesamt rund 475 Punkte. Die untersuchten Probenahmehorizonte sind Auflage und die Tiefenstufen 0 – 5 cm und 5 – 10 cm des Oberbodens. Die Ergebnisse wurden 2016 veröffentlicht (Thünen 2016). Der nächste Waldbodenzustandsbericht (BZE III) ist für die Jahre 2022 – 2024 geplant.

Abbildung 10: Probenahmepunkte der BZE II – Zusatzprogramm Organika



Rot: ICP-Forest bzw. EU-BioSoil-Programm (16kmx16km Netz; ca. 450 Punkte); Grün: Verdichtungspunkte (26 Punkte)

MONARPOP

Das internationale Programm **M**onitoring **N**etwork in the **A**lpine **R**egion for **P**ersistent **O**rganic **P**ollutants (MONARPOP) erhob Daten von 2003 bis 2013 POP im Alpenraum. Aufgrund der höheren Niederschläge und tieferen Temperaturen verstärken die Deposition von POP in dieser Region. Bis zum Start des Projekts ist die Bedeutung der Verschmutzung jedoch kaum erfasst worden. MONARPOP untersuchte die POP und andere organische Schadstoffe insbesondere in Bezug auf deren:

- ▶ Langstreckenverfrachtung in entlegene alpine Regionen,
- ▶ vorrangige Quellgebiete
- ▶ Belastungsausmaß im Alpenraum, einschließlich regionaler Unterschiede,
- ▶ Änderung mit der Seehöhe,
- ▶ in Bergwäldern des Alpenraums gespeicherte Vorräte,
- ▶ mögliche biologische Wirkungen der gemessenen Belastungen.

Außerdem sollten Entscheidungsträger mit Informationen versorgt werden und so ein Instrument zur Erfolgskontrolle für das Stockholmer Übereinkommen zu etablieren (MONARPOP 2020). Fast alle analysierten POP wurden auch in den Umweltproben gefunden. Besonders erstaunlich ist, dass sowohl Mirex, das nie in Zentraleuropa zum Einsatz gekommen ist, als auch DDT, das schon in den 1970er Jahren verboten wurde, in Proben gefunden wurden, die auf eine aktuelle Verschmutzung hindeuten. Zum Beispiel wurden sie in der Luft, Ablagerungen oder in Nadelproben gefunden (MONARPOP 2009).

EMEP

Bei der europäischen Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen gibt es das Europäische Monitoring und Bewertungsprogramm (*European Monitoring and Evaluation Programme* - EMEP 2020).

EMEP liefert Informationen über Emissionen, Konzentrationen, Depositionen und den weiträumigen grenzüberschreitenden Transport von Luftverunreinigungen und erstellt Emissionsszenarien. Auf der Basis der von den Staaten zur Verfügung gestellten Emissionsdaten sowie meteorologischen Daten modelliert EMEP Transport und Transformation von Luftverunreinigungen in der Atmosphäre sowie Konzentrationen und Depositionen von Luftverunreinigungen. EMEP ermittelt auch den grenzüberschreitenden Transport der Schadstoffe als Schadstoffimport- und Exportbilanzen. Im Rahmen von EMEP erbringt das UBA den deutschen Beitrag zu einem europaweiten Luftmessnetz, welches Messdaten zum Ferntransport von Luftverunreinigungen bereitstellt. Zum Messprogramm gehörten schon in den 1990er Jahren auch POP. Die Messungen für den deutschen Anteil an dem Projekt führt das UBA an fünf Stationen des Luftmessnetzes (Küsten-, Flachland- und Mittelgebirgsstationen) durch. Zu den im UBA-Luftmessnetz bestimmten POP gehörten PAK, Organochlorpestizide (z. B. γ -HCH) und PCB.

Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

Die WRRL enthält Festlegungen für die Überwachung der prioritären Stoffe und sonstiger Stoffe. Diese Festlegungen wurden in der Oberflächengewässerverordnung in nationales Recht umgesetzt. Die Überwachung wird durch die Länder durchgeführt. Deren Ergebnisse werden in den Bewirtschaftungsplänen dokumentiert und an die EU-Kommission berichtet.

8.1.3 Monitoringaktivitäten der Länder

Auch von Länderbehörden der Bundesrepublik Deutschland werden im Rahmen ihrer Vollzugstätigkeiten Untersuchungsprogramme durchgeführt, die der Beobachtung des Umweltzustandes dienen. Die Ergebnisse der Untersuchungsprogramme werden als Grundlage für die Konzeption und Gestaltung regionaler Maßnahmen gebraucht und verwendet.

Gewässerüberwachung

In Umsetzung der WRRL werden nach OGewV 2016 (Anlage 6 und 8) Untersuchungen auf die sogenannten prioritäre Stoffe, sonstige Schadstoffe sowie flussgebietsspezifische Schadstoffe durchgeführt. Darunter sind viele POP. Für die PBDE, Heptachlor, HBCDD, HCB, Hexachlorbutadien und PFOS sind in der OGewV 2016 Umweltqualitätsnormen (UQN) für die Konzentrationen im Schwebstoff/Sediment (polychlorierte Biphenyle (PCB)), in Biota und in Gesamtwasser festgelegt. Die Untersuchungen der Länder in Oberflächengewässern erfolgen in den entsprechenden Kompartimenten.

In einigen Ländern reicht das Untersuchungsprogramm über die Verpflichtungen der WRRL hinaus. Dies betrifft das Spektrum der untersuchten Stoffe sowie die Durchführung von Sediment- und Schwebstoffuntersuchungen. Zudem wurde in den letzten Jahren in einigen Ländern das Vorkommen von PFOS (BW, RP, TH) und des POP-Kandidaten PFOA (RP, BW) im Grundwasser ermittelt.

Des Weiteren werden auch im Rahmen der abgestimmten Messprogramme der internationalen Flussgebietskommissionen für Donau, Elbe, Oder und Rhein spezifische Stoffe untersucht. Die Auswahl der Stoffe wird von Kommissionen aus Vertretern der Anrainerstaaten festgelegt und die Ergebnisse veröffentlicht. Die Messprogramme werden laufend angepasst und orientieren sich zunehmend an den Stoffen der WRRL. So dokumentiert beispielsweise ein im Auftrag der Hamburger Behörde für Umwelt und Energie erstellter Bericht Stoffeigenschaften, die Herstellung und Verwendung sowie rechtliche Regelungen polychlorierter Biphenyle im Elbe-Einzugsgebiet. Darüber hinaus wird genauer auf ihre räumliche Verteilung sowie deren zeitliche Entwicklung eingegangen sowie wesentliche Schadstoffquellregionen und -typen benannt (ELSA 2016).

Das Bund/Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee (BLMP) arbeitet mit anderen inner- und zwischenstaatlichen Einrichtungen und Programmen wie z. B. den Flussmessprogrammen

- ▶ ARGE Elbe (FGG Elbe 2020),
- ▶ ARGE Weser (FGG Weser 2020)

- ▶ und dem Trilateralen Wattenmeer-Monitoring- und Assessment-Programm (TMAP) mit Sitzten in Tönning und Wilhelmshaven (Nationalpark Wattenmeer 2020)

zusammen.

Bodenüberwachung

In fast allen Ländern wurde das Bodendauerbeobachtungsprogramm fortgesetzt, in dessen Rahmen auch POP untersucht werden. Hintergrundwerte u.a. für POP wurden ermittelt, wobei die Auswahl der untersuchten Substanzen von Land zu Land variierte.

Faunaüberwachung

Im Projekt "Untersuchungen zur Akkumulation verschiedener persistenter Schadstoffe in terrestrischen Wildtieren" führte das bayrische Landesamt für Umwelt (BLfU 2016) ein Forschungsprojekt zur Belastung von bayrischen Wildtieren mit verschiedenen polybromierten Flammschutzmitteln, polychlorierten Biphenylen (PCB), polyfluorierten Tensiden (PFAS), polychlorierten Dibenzo-p-Dioxinen und Dibenzofuranen (PCDD/F), verschiedenen endokrin wirksamen Substanzen und Schwermetallen durch. Der nun vorliegende Abschlussbericht stellt die Ergebnisse vor. Es wurden Proben aus Lebern und teilweise Fleisch von verschiedenen Wildtieren aus fünf unterschiedlich stark belasteten Waldgebieten in Bayern untersucht. Für die Stoffgruppen PCB und PCDD/F wurde in allen untersuchten Spezies erhöhte Gehalte in den Leberproben gefunden. Im Gegensatz dazu wurden für die meisten auf endokrin wirksame Substanzen analysierten Proben Werte unterhalb der jeweiligen Bestimmungs- bzw. Nachweisgrenze gemessen. Auch für niederfluorierte Flammschutzmittel wurden vergleichsweise niedrige Gehalte in den Leberproben gefunden.

Andere Monitoringprogramme

Weiterhin werden von einzelnen Ländern spezifische Monitoringprogramme zur Umweltbelastung durch POP betrieben. Beispielsweise hat Baden-Württemberg ein langjähriges Programm zur Untersuchung von Wanderfalkeneiern im Rahmen der medienübergreifenden Umweltbeobachtung aufgelegt. Nach derzeitigem Stand wurden bislang alle bis 2013 gelisteten POP berücksichtigt. Wanderfalkeneier haben sich als guter Bioindikator für das gemäß Stockholmer Übereinkommen benötigte POP-Monitoring erwiesen. Es ist beabsichtigt, das Programm künftig fort zu setzen.

8.1.4 Überwachung

Überwachungsaktivitäten beinhalten in Abgrenzung zum Monitoring den Vollzug gesetzlicher Bestimmungen. Dabei kann es auch zu Überschneidungen mit dem Monitoring kommen. Die Monitoring- bzw. Überwachungsaktivitäten der Länder sind in Tabelle 19 gelistet.

8.1.4.1 Aktivitäten des Bundes und der Länder

Die zuständigen Ressorts des Bundes und der Länder Bremen, Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Schleswig-Holstein arbeiten seit 1997 bei der Überwachung der Meeresumwelt von Nord- und Ostsee im Rahmen des BLMP zusammen.

Zur Unterstützung der Umsetzung der EU Meeresstrategie-Richtlinie (2008/56/EG) wurde das BLMP mit Wirkung zum 30. März 2012, aktualisiert am 15.6.2018, durch das Verwaltungsabkommen Meeresschutz der Länder und des Bundes und den Bund/Länder-Ausschuss für Nord- und Ostsee (BLANO) abgelöst (VerwAbk Meeresschutz 2018). Die bisherige Kooperation bei der Überwachung der Meeresumwelt wird unter Berücksichtigung der vorhandenen Kompetenzverteilung zwischen Bund und Küstenländern und den zusätzlichen Anforderungen der MSRL fortgeführt. Für die gemeinsame Überwachung und Bewertung der Meeresumwelt von Nord- und Ostsee durch Bund und Küstenländer im Rahmen des Verwaltungsabkommens Meeresschutz wird das Kürzel „BLMP“ als „Bund/Länder Messprogramm“ weiterhin genutzt.

Die Zusammenarbeit hat das Ziel einer effizienten und vollständigen Erfüllung der nationalen, europäischen und internationalen Verpflichtungen. Eine Zusammenarbeit von Bund und Küstenländern zum Zwecke des Meeresschutzes erfolgt insbesondere

- ▶ „bei der Umsetzung und Durchführung der EU-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie;
- ▶ zur gemeinsamen Überwachung und Bewertung der Meeresumwelt von Nord- und Ostsee;
- ▶ im Rahmen des Übereinkommens über den Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebiets (Helsinki-Übereinkommen);
- ▶ im Rahmen des Übereinkommens zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks (OSPAR-Übereinkommen);
- ▶ bei der Koordination des Meeresschutzes mit der Trilateralen Regierungskooperation zum Schutz des Wattenmeeres;
- ▶ bei der Einbeziehung relevanter EU-Richtlinien soweit bei der Umsetzung der MSRL sinnvoll und notwendig (u.a. Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und Vogelschutzrichtlinie (VRL)) sowie
- ▶ bei der Ableitung von Anforderungen des Meeresschutzes in Verbindung mit den Zielen der EU- Wasser-rahmenrichtlinie (WRRL).“ (VerwAbk Meeresschutz 2018).

Bund und Länder arbeiten zusammen, *„um die Erfüllung nationaler, europäischer und internationaler Verpflichtungen zu koordinieren und zu verbessern, Synergien zu schaffen, die Qualität der Daten sicherzustellen, die Überwachungsprogramme zur Untersuchung des Zustandes von Nord- und Ostsee abzustimmen und zu harmonisieren, die Untersuchungsergebnisse zu dokumentieren, die Bewertung des Zustands der nationalen Küsten- und Meeresgewässer gemeinsam durchzuführen und sich durch gegenseitige Unterrichtung über alle für den Umweltzustand von Nord- und Ostsee bedeutsamen Erkenntnisse zu informieren. Die Vorhaltung der Daten und Informationen und ihre Bereitstellung zur Erfüllung nationaler, europäischer und internationaler Verpflichtungen obliegen dem Bund. Die Unterzeichner [des Verwaltungsabkommens] gewährleisten die effektive und zeitgerechte Bereitstellung von erforderlichen qualitätsgesicherten Daten, Informationen und Dokumenten zur Erfüllung der vereinbarten Zwecke.“* (VerwAbk Meeresschutz 2018). Die Bund/Länder Partner gewähren sich für die nach dem Verwaltungsabkommen entstehenden Kosten gegenseitig alle Befreiungen und Ermäßigungen, die ihnen ihre Vorschriften ermöglichen.

Der Bund vertritt die deutschen Interessen in den vorgenannten internationalen Übereinkommen und übernimmt im Außenverhältnis zu den Nachbarstaaten die Abstimmung und Koordinierung in den Meeresregionen. Der Bund sorgt für die Koordination der Überwachungsprogramme, für die Zusammenstellung, Darstellung und Meldung der Ergebnisse an die internationalen Kommissionen.

Die Daten aus den verschiedenen Überwachungsprogrammen werden u.a. in der Meeresumwelt Datenbank (MUDAB) gesammelt. Die MUDAB wird von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) im Auftrag des Umweltbundesamtes betrieben.

Im Rahmen der umfangreichen Messprogramme des BMLP und der Nachfolgekooperation werden auch organische Spurenstoffe in Wasser, Sediment und Biota von Nord- und Ostsee untersucht. Eine Übersicht über die einzelnen rechtlichen Quellen, (inkl. WRRL) in denen Stoffe verzeichnet sind, die gemessen werden, ist im BLMP Monitoring-Handbuch, Kennblatt Schadstoffe, zu finden. Das Monitoring-Handbuch befindet sich in Überarbeitung, um den Anforderungen der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie an ein Überwachungsprogramm nachzukommen. Dies fordert neben der Überwachung der Meeresumwelt auch Datenerhebungen für Belastungs- und Maßnahmenbezogene Indikatoren.

9 Maßnahmen zur technischen und finanziellen Unterstützung (Artikel 12 und Artikel 13)

Artikel 12 und 13 des Stockholmer Übereinkommens fordert die Vertragsstaaten auf Entwicklungsländer und Länder mit im Übergang befindlichen Wirtschaftssystemen technische und finanzielle Unterstützung zur Verwirklichung der Ziele des Stockholmer Übereinkommens bereitzustellen.

Die Bundesregierung fördert den Aufbau von Kapazitäten für ein nachhaltiges Management von Abfällen und Chemikalien in Schwellen- und Entwicklungsländern und beabsichtigt, dies auch in Zukunft fortzusetzen. Hierfür wird insbesondere das bilaterale Instrumentarium der Technischen Zusammenarbeit in Projekten zu Kreislaufwirtschaft, Umweltpolitik und nachhaltigen Liefer- und Wertschöpfungsketten genutzt sowie auch Instrumente der Zusammenarbeit mit der Privatwirtschaft. Außerdem trägt die Bundesregierung zu internationalen Prozessen und Verhandlungen zu Regelungen zu Chemikalien und Abfall bei und bringt hier entwicklungspolitische Prioritäten ein. Ein genauer finanzieller Gesamtumfang des Engagements kann nicht spezifiziert werden, u. a. da insbesondere beim Instrumentarium der Zusammenarbeit mit der Privatwirtschaft das Interesse und die finanzielle Beteiligung privatwirtschaftlicher Unternehmen eine Voraussetzung für ein Engagement der Bundesregierung ist. Auf multilateraler Ebene trägt die Bundesregierung zur Finanzierung der Globalen Umweltfazilität (Global Environment Facility, GEF) bei, die als ein Hauptinstrument der multilateralen Zusammenarbeit zur Umsetzung der internationalen Chemikalienübereinkommen in Entwicklungs- und Schwellenländern dient.

Deutschland zahlt darüber hinaus seit 2015 jährlich 180.000 Euro in das „*Special Programme Trust Fund to strengthen implementation of the Basel, Rotterdam and Stockholm Conventions, the Minamata Convention on Mercury, and the Strategic Approach to International Chemicals Management*“. Ziel des Special Programms ist der nachhaltige Aufbau öffentlicher Institutionen und Kapazitäten in Entwicklungs- und Schwellenländern, um nationale Entwicklungsstrategien, Pläne und Prioritäten für ein nachhaltiges und solides Management von Chemikalien und Abfällen (Kompetenzbildung, erste Implementierungsschritte).

Es gibt darüber hinaus zahlreiche Projekte zu POPs unter der Federführung anderer Ressorts, u.a. des BMEL. Internationale Projekte auf dem Gebiet der Chemikaliensicherheit werden von der deutschen Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) und im Auftrag des Bundesministeriums für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (BMZ) koordiniert.

10 Quellenverzeichnis

- ABANDA (2013): Abfallanalysendatenbank des Landes Nordrhein-Westfalen. Schwankungsbreite eines Parameters in verschiedenen AVV-Abfallarten (Pentachlorphenol).
- ACEA (2010): Persönliche Mitteilung der ACEA - European Automobile Manufacturers Association.
- ACEA (2020): Persönliche Mitteilung der ACEA - European Automobile Manufacturers Association.
- Ahrens, A., Böhm, E., Heitmann, K. and Hillenbrand, T. (2003): Leitfaden zur Anwendung umweltverträglicher Stoffe, Teil 5: Hinweise zur Substitution gefährlicher Stoffe, 5.5. Hochdruckzusätze in Kühlschmierstoffen. Dessau-Roßlau. Umweltbundesamt.
- AltholzV (2002): Verordnung über Anforderungen an die Verwertung und Beseitigung von Altholz (Altholzverordnung - AltholzV). Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz. <https://www.gesetze-im-internet.de/altholzv/AltholzV.pdf>. (20.08.2020).
- Andersson, M., Oxfall, H. and Nilsson, C. (2019): Mapping and Evaluation of some Restricted Chemical Substances in Recycled Plastics Originating from ELV and WEEE Collected in Europe.
- AVV (2001): Verordnung über das Europäische Abfallverzeichnis (Abfallverzeichnis-Verordnung - AVV). <http://www.gesetze-im-internet.de/avv/BJNR337910001.html>. (20.08.2020).
- Bänsch-Baltruschat, B., Reifferscheid, G., Zettl, E., Schöpel, M., Milunov, M., et al. (2019): POP-Implement: Beiträge zur Umsetzung der Stockholm-Ziele (Beschränkung und Eliminierung) für relevante Anwendungen bestimmter POP – Umsetzung des Stockholmer Übereinkommens in Deutschland. Umweltbundesamt.
- BAuA (2011): Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin. Begründung zu Chlorierte Paraffine in TRGS 900, Ausgabe: Oktober 2011. https://www.baua.de/DE/Angebote/Rechtstexte-und-Technische-Regeln/Regelwerk/TRGS/pdf/900/900-chlorierte-paraffine.pdf?__blob=publicationFile&v=2. (01.02.2020).
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2005): Positivbeispiele zum Flächenrecycling bei Altlasten https://www.lfu.bayern.de/altlasten/flaechenrecycling/positivbeispiele/doc/toel_kaserne.pdf
- BfR (2018): Fragen und Antworten zu Dioxinen und PCB in Lebensmitteln
- FAQ des BfR vom 4. Dezember 2018. Bundesinstitut für Risikobewertung <https://www.bfr.bund.de/cm/343/fragen-und-antworten-zu-dioxinen-und-pcb-in-lebensmitteln.pdf>. (23.04.2020).
- BiPRO, Umweltbundesamt and Enviroplan (2011): Service request under the framework contract No ENV.G.4/FRA/2007/0066. Study on waste related issues of newly listed POPs and candidate POPs.
- Björklung, J. A., Thuresson, K., Cousins, A. P., Sellström, U., Emenius, G., et al. (2012): Indoor Air Is a Significant Source of Tri-decabrominated Diphenyl Ethers to Outdoor Air via Ventilation Systems. Environ. Sci. Technol.
- Blepp, M., Willand, W. and Weber, R. (2016): Verwendung von PFOS in der Galvanik - Kennzeichen eines geschlossenen Kreislaufs, Verwendung von Ersatzstoffen.
- BLfU (2003): Arbeitshilfe Kontrollierter Rückbau: Kontaminierte Bausubstanz Erkundung, Bewertung, Entsorgung. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz.
- BLfU (2004): Holzschutzmittel und Pestizide. https://www.lfu.bayern.de/abfall/schadstoffratgeber_gebaeuderueckbau/suchregister/doc/507.pdf. (13.08.2020).
- BLfU (2008): Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Umweltwissen, Pentachlorphenol (PCP), Dr. Katharina Stroh, Aktualisierung der Links.
- BLfU (2011): Analyse und Verteilungsverhalten von perfluorierten Chemikalien und anderen persistenten organischen Spurenstoffen in Klärschlamm und Boden; Teil 1: Klärschlammuntersuchungen. Augsburg. Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- BLfU (2013): Bayerisches Fisch- und Muschel-Schadstoffmonitoring. [https://www.bestellen.bayern.de/application/applstarter?APPL=eshop&DIR=eshop&ACTIONxSETVAL\(artdtl.htm,APGxNODENR:3774,AARTxNR:lfu_all_00114,AARTxNODENR:310860,USERxBODYURL:artdtl.htm,KATALOG:StMUG,AKATxNAME:StMUG,ALLE:x\)=X](https://www.bestellen.bayern.de/application/applstarter?APPL=eshop&DIR=eshop&ACTIONxSETVAL(artdtl.htm,APGxNODENR:3774,AARTxNR:lfu_all_00114,AARTxNODENR:310860,USERxBODYURL:artdtl.htm,KATALOG:StMUG,AKATxNAME:StMUG,ALLE:x)=X). (20.08.2020).
- BLfU (2016): Untersuchungen zur Akkumulation verschiedener persistenter Schadstoffe in terrestrischen Wildtieren. Augsburg. Bayerisches Landesamt für Umwelt.

[https://www.bestellen.bayern.de/application/eshop_app000003?SID=1595204083&ACTIONxSESSxSHOWPIC\(BILDxKEY:%27If_u_all_00136%27,BILDxCLASS:%27Artikel%27,BILDxTYPE:%27PDF%27\)](https://www.bestellen.bayern.de/application/eshop_app000003?SID=1595204083&ACTIONxSESSxSHOWPIC(BILDxKEY:%27If_u_all_00136%27,BILDxCLASS:%27Artikel%27,BILDxTYPE:%27PDF%27)). (20.08.2020).

BMEL (2016): Bodenzustandserhebung im Wald. Bonn.

<https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/Flyer-Poster/Flyer-BZE.html>. (20.08.2020).

BMU (2004a): Bericht der Bundesregierung zur Umsetzung des Protokolls zu dem Übereinkommen von 1979 über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung betreffend persistente organische Schadstoffe. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt (UBA).

BMU (2004b): PCB-Ausstieg in Deutschland fast abgeschlossen. Berlin. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit. <https://www.bmu.de/pressemitteilung/pcb-ausstieg-in-deutschland-fast-abgeschlossen/>. 13.08.2020.

BMU (2016): Altholz.

BMU (2017): Verordnung zur Einführung einer Ersatzbaustoffverordnung, zur Neufassung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung und zur Änderung der Deponieverordnung und der Gewerbeabfallverordnun.

<https://www.bmu.de/gesetz/verordnung-zur-einfuehrung-einer-ersatzbaustoffverordnung-zur-neufassung-der-bundes-bodenschutz-und/>. (28.08.2020).

BMU (o. J.): Bodenschutz und Altlasten. Berlin. <https://www.bmu.de/themen/wasser-abfall-boden/bodenschutz-und-altlasten/>. 13.08.2020.

BMUB (2016): Deutsches Ressourceneffizienz-programm II Programm zur nachhaltigen Nutzung und zum Schutz der natürlichen Ressourcen. Berlin. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB).

Böhm, E., Hillenbrand, T., Marscheider-Weidemann, F., Müller, B., Wiederhold, J., et al. (2002): Ermittlung der Quellen für die prioritären Stoffe nach Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie und Abschätzung ihrer Eintragsmengen in die Gewässer in Deutschland. Berlin. Umweltbundesamt.

Brack, W., Blaha, L., Giesy, J. P., Grotte, M. and Moeder, M. (2007): Polychlorinated Naphthalenes and other dioxin-link compounds in Elbe river sediments. Environmental Toxicology and Chemistry.

Brandschutzaufklärung (2015): Knaller, Böller und Raketen: Das heiße Spiel mit dem Feuer.

https://www.brandschutzaufklaerung.de/fileadmin/download/forum2015/stolt-brandschutzerziehung_knaller%20boeller%20und%20raketen.pdf. (20.08.2020).

Brevik, K., Sweetman, A., Pacyna, J. M. and Jones, K. C. (2007): Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners — A mass balance approach 3. An update. Science of the Total Environment 377, 296 -307.

Brinkman, U. A. T. and Reymer, H. G. M. (1976): Polychlorinated naphthalenes. Journal of Chromatography A 127(3), 203-243.

BSEF (2006): Fact Sheet - Applications of Deca-BDE.

BUA (1991): Hexachlorbutadien.

BUND (2019): Der Toxfox Lichterketten-Check.

https://www.bund.net/fileadmin/user_upload_bund/publikationen/chemie/chemie_toxflex_lichterketten_check_2019_factsheet.pdf. (20.08.2020).

Bundesgesetzblatt (2002)6

: Gesetz zu dem Stockholmer Übereinkommen vom 23. Mai 2001 über persistente organische Schadstoffe (POPs-Übereinkommen) und dem Protokoll vom 24. Juni 1998 zu dem Übereinkommen von 1979 über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung betreffend persistente organische Schadstoffe (POPs-Protokoll), Bundesgesetzblatt Jahrgang 2002 Teil II Nr. 14, ausgegeben zu Bonn am 16. April 2002, Seite 803

Bundesrat (2020): Verordnungsentwurf des Bundesrates vom 05.06.2020. Entwurf einer Verordnung zur Änderung der Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen (4. BImSchV). Köln. Bundesanzeiger Verlag GmbH.

[https://www.bundesrat.de/SharedDocs/drucksachen/2020/0201-0300/210-20\(B\).pdf?blob=publicationFile&v=1](https://www.bundesrat.de/SharedDocs/drucksachen/2020/0201-0300/210-20(B).pdf?blob=publicationFile&v=1). (20.08.2020).

Bundesregierung (2017): Verordnung zur Überwachung von nicht gefährlichen Abfällen mit persistenten organischen Schadstoffen und zur Änderung der Abfallverzeichnis-Verordnung.

BUWAL (2003): Kurzkettige Chlorierte Paraffine-Stoffflussanalyse. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.

BVL (2010a): Absatz an Pflanzenschutzmitteln in der Bundesrepublik Deutschland. Braunschweig. Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit.

- BVL (2010b): Wirkstoffe in Pflanzenschutzmitteln. Zulassungshistorie und Regelungen der Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung. Berichte zu Pflanzenschutzmitteln 2009. BVL-Report, Band 5, Heft 1. https://www.bvl.bund.de/SharedDocs/Downloads/04_Pflanzenschutzmittel/bericht_WirkstoffeInPSM_2009.pdf
- Csizar, S. A., Daggupaty, S. M., Verkoeyen, S., Giang, A. and Diamond, M. L. (2013): SO-MUM: A Coupled Atmospheric Transport and Multimedia Model Used to Predict Intraurban-Scale PCB and PBDE Emissions and Fate. Environ. Sci. Technol.
- Deering, K., Spiegel, E., Quaisser, C., Nowak, D. and Rakete, S. (2020): Exposure assessment of toxic metals and organochlorine pesticides among employees of a natural history museum. Environmental Research.
- Destatis (2019a): Abfallentsorgung 2017. Statistisches Bundesamt.
- Destatis (2019b): Bundesländer mit Hauptstädten nach Fläche, Bevölkerung und Bevölkerungsdichte am 31.12.2018. <https://www.destatis.de/DE/Themen/Laender-Regionen/Regionales/Gemeindeverzeichnis/Administrativ/02-bundeslaender.html>. (20.08.2020).
- Destatis (2019c): Jahrbuch Umwelt.
- Destatis (2020): Wichtige gesamtwirtschaftliche Größen in Milliarden Euro, Veränderungsrate des Bruttoinlandsprodukt (BIP). <https://www.destatis.de/DE/Themen/Wirtschaft/Volkswirtschaftliche-Gesamtrechnungen-Inlandsprodukt/Tabellen/inlandsprodukt-gesamtwirtschaft.html>. (20.08.2020).
- Diefenbacher, P. S., Bogdal, C., Gerecke, A. C., Glüge, J., Schmid, P., et al. (2015): Short-Chain Chlorinated Paraffins in Zurich, Switzerland Atmospheric Concentrations and Emissions. Environmental Science & Technology 49(16), 9778-9786.
- Dioxin-Datenbank (2020): Übersicht zu Mess- und Beobachtungsprogrammen des Bundes, der Länder und anderer Einrichtungen. <https://www.dioxindb.de/>. (10.01.2020).
- Dreyer, A., Neugebauer, F., Lohmann, N., Rüdell, H., Teubner, D., et al. (2019): Recent findings of halogenated flame retardants (HFR) in the German and Polar environment. Environmental Pollution.
- ECHA (2008): Data on Manufacture, Import, Export, Uses and Releases of Alkanes, C10-13, Chloro (SCCPs) as well as Information on Potential Alternatives to its Use. European Chemicals Agency.
- ECHA (2011): Registration Dossier Alkanes, C10-13, chloro. <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/11315/1>.
- ECHA (2015): Background document to the Opinion on the Annex XV dossier proposing restrictions on Bis(pentabromophenyl) ether. Helsinki. European Chemicals Agency.
- ECHA (2019): General Information on Registered Dossiers. <https://echa.europa.eu/de/registration-dossier/-/registered-dossier/11315>. (20.08.2020).
- EFSA (2015): New dioxins risk assessment planned, says EFSA. <https://www.efsa.europa.eu/en/press/news/150529>. (20.08.2020).
- Einigungsvertrag (1990): Vertrag zwischen der Bundesrepublik Deutschland und der Deutschen Demokratischen Republik über die Herstellung der Einheit Deutschlands (Einigungsvertrag). <https://www.gesetze-im-internet.de/einigvtr/EinigVtr.pdf>. (20.08.2020).
- Eljarrat, E. and Barceló, D. (2018): How do measured PBDE and HCBd levels in river fish compare to the European Environmental Quality Standards? Elsevier 160.
- ELSA (2016): PCB in der Elbe – Eigenschaften, Vorkommen und Trends sowie Ursachen und Folgen der erhöhten Freisetzung im Jahr 2015. Hamburg. Behörde für Umwelt und Energie. http://elsa-elbe.de/assets/download/fachstudien/ELSA_PCB_Bericht_2016.pdf.
- Environment Canada (2011): Ecological Screening Assessment. Chlorinated Naphthalenes. https://www.ec.gc.ca/ese-ees/835522FE-AE6C-405A-A729-7BC4B7C794BF/CNs_SAR_En.pdf.
- Environment Canada (2013): Consultation Document: Proposed Risk Management Measure for Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs).
- EPA (2020): Pentachlorophenol. <https://www.epa.gov/ingredients-used-pesticide-products/pentachlorophenol>. (20.08.2020).
- Euro Chlor Sub. (2018): Euro Chlor: Submission to the Questionnaire “Study to Support the Review of Waste-related issues in Annexes IV and V of Regulation (EC) 850/2004”.

Europäische Parlament and Rat der EU (2019): Verordnung (EU) 2019/1021 des Europäischen Parlaments und Rates vom 20. Juni 2019 über persistente organische Schadstoffe (Neufassung).

European Commission (2008): Risk assessment HBCDD.

European Commission (2017): Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Non-Ferrous Metals Industries.

European Commission (2018): First European Community Implementation Plan. European Commission.

European Commission (2019a): Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste Incineration.

European Commission (2019b): Draft Second European Union Implementation Plan (UIP) on Persistent Organic Pollutants (POPs). European Commission.

Eurostat (2020): Treatment of waste by waste category, Mineral waste from construction and demolition in Germany, 2016. <https://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/submitViewTableAction.do>. (20.08.2020).

Fent, K. (2013): Ökotoxikologie.

Fiedler, H. (2019): Expert Report on the Usability of Data from the POP Database in the Field of 'Technosphere'. Dessau-Roßlau. Umweltbundesamt. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-04-04_texte_39-2019_gutachten_oru.pdf.

Fliedner, A., Lohmann, N., Rüdell, H., Teubner, D., Wellmütz, J., et al. (2016): Current levels and trends of selected EU Water Framework Directive priority substances in freshwater fish from the German environmental specimen bank. Environmental Pollution 216.

Friedrichs, J. (2014). POP-Abfall - was nun? Konsequenzen für die Entsorgung. Die Problematik persistenter organischer Schadstoffe. SBB Sonderabfallgesellschaft Brandenburg/Berlin mbH Seminar, SBB Sonderabfallgesellschaft Brandenburg/Berlin mbH.

Fromme, H., Gries, W., Albrecht, M. and Leng, G. (2016): Occurrence of chlorinated and brominated dioxins/furans, PCBs, and brominated flame retardants in blood of German adults. International journal of hygiene and environmental health.

Fromme, H., Kim, J. B., Cequier, E. and Hanssen, L. (2015): Persistent and emerging pollutants in the blood of German adults: Occurrence of dechloranes, polychlorinated naphthalenes, and siloxanes. Environment International.

Geiß, S., Löffler, D., Körner, B., Engelke, M., Sawal, G., et al. (2014): Determination of the sum of short chain chlorinated n-alkanes with a chlorine content between 50% and 67% in sediment samples by GC-ECNI-MS and quantification by multiple linear regression. Microchemical Journal.

GESTIS (o. J.): GESTIS, Information system on hazardous substances of the German statutory accident insurance. <https://www.dguv.de/ifa/gestis/gestis-stoffdatenbank/index.jsp>. (12.11.2019).

Göckeritz, R., Grimm, S., Schüler, U. (2020): Schadstoffe im PRTR - Situation in Deutschland; Berichtsjahre 2007 - 2018

Grontmij (2013): Survey of PCB in materials and indoor air.

Grossman, E. (2013): Nonlegacy PCBs. Environmental Health Perspectives 121(3).

HDU (2007): Handbuch der Umweltgifte, 2007, Chlorparaffine. Verlagsgruppe Hüthig Jehle Rehm GmbH.

Hilger, B., Fromme, H., Völkel, W. and Coelhan, M. (2012): Occurrence of chlorinated paraffins in house dust samples from Bavaria, Germany. Environmental Pollution.

Hillenbrand, T., Marscheider-Weidemann, F. and Strauch, M. (2007): Emissionsminderung für prioritäre und gefährliche Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie-Stoffdatenblätter. Dessau-Roßlau. Umweltbundesamt.

I&P Europe (2011): Persönliche Mitteilung von Markus Sude, Direktor I&P Europe.

ICL-IP (2014): Template for third party submission of information on alternatives for Applications for Authorisation HBCD use in EPS for Building Applications.

IEP (2002): Preliminary Risk Profile Pentachlorophenol, Preliminary Risk Profile prepared for the POPs Expert Group under the Convention on Long range Transboundary Air Pollution. Warsaw. Institute of Environmental Protection.

Kemmlin, S., Hahn, O. and Jann, O. (2003): Emissions of organophosphate and brominated flame retardants from selected consumer products and building materials. Atmospheric Environment 37, 5485-5493.

- Kieper, H. and Hemminghaus, H.-J. (2004): PCB-Untersuchungen in Innenräumen: "Untersuchungen zur PCB-Belastung der Luft in Innenräumen unter Einschluss der Verbindungen, für die toxisch besonders bedeutsame TEQ-Werte ermittelt worden sind". Dessau-Roßlau. Umweltbundesamt.
- Kirchner, M., Jakobi, G., Körner, W., Levy, W., Moche, W., et al. (2016): Ambient Air Levels of Organochlorine Pesticides at Three High Alpine Monitoring Stations: Trends and Dependencies on Geographical Origin. *Aerosol and Air Quality Research*.
- Kohler, M., Tremp, J., Zennegg, M., Seiler, C., Minder-Johler, S., et al. (2005): Joint Sealants: An Overlooked Diffuse Source of Polychlorinated Biphenyls in Buildings. *American Chemical Society* 39(7).
- Kraftfahrt-Bundesamt (2019): Fahrzeugzulassungen (FZ) Bestand an Kraftfahrzeugen und Kraftfahrzeuganhängern nach Fahrzeualter. FZ 15. https://www.kba.de/DE/Statistik/Produktkatalog/produkte/Fahrzeuge/fz15_b_uebersicht.html.
- Kramer, O. (2014): Kurzkettige Chlorparaffine in Verbraucherprodukten mit Hautkontakt, Projekt Nr. 1/2014. Prüfinstitute Bureau Veritas CPS Germany GmbH, SGS Institut Fresenius GmbH, Prüfinstitut Hansecontrol.
- LABO (2019): Ständiger Ausschuss "Altlasten" - ALA. Bericht des ALA über „Bundesweite Kennzahlen zur Altlastenstatistik“. https://www.labo-deutschland.de/documents/Kennzahlen_Altlastenstatistik_2019.pdf.
- LABO (o.J.): Nationale Umsetzung der den Boden betreffenden Regelungen der Richtlinie 2010/75/EU (Industrieemissions-Richtlinie, IE-RL). <https://www.labo-deutschland.de/Veroeffentlichungen-Industrieemissions-RL.html>. (28.08.2020).
- LAGA (2010): Jahresbericht der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 2010.
- LAGA (2011): Jahresbericht der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 2011. https://www.laga-online.de/documents/laga_jaber_2011_1503990073.pdf. (20.08.2020).
- LAGA (2017): Mitteilung der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 31 A. „Umsetzung des Elektro- und Elektronikgerätegesetzes“. Anforderungen an die Entsorgung von Elektro- und Elektronikaltgeräten. Stand 23.01.2017.
- LAGA (2018): Mitteilung der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 31 B. „Umsetzung des Elektro- und Elektronikgerätegesetzes“. „Technische Anforderungen an die Behandlung und Verwertung von Elektro- und Elektronikaltgeräten“ Stand 18.04.2018.
- LAGuA-SH (2002): PCB in öffentlichen Gebäuden.
- LAGuS (2013): Merkblatt: Luftbelastungen in Innenräumen. <http://www.lagus.mv-regierung.de/serviceassistent/download?id=136061>. (20.08.2020).
- Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt and INTECUS GmbH (2019): Relevanz von neuen persistenten organischen Schadstoffen in Abfällen und deren Auswirkungen auf die Abfalleinstufung und die Entsorgungswege in Sachsen-Anhalt. Endbericht. Dresden. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt.
- LfU (1996): Texte und Berichte zur Altlastenbearbeitung 25/96, Stoffbericht Pentachlorphenol (PCP). Karlsruhe. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. **1**.
- Liu, G., Cai, Z. and Zheng, M. (2014): Sources of unintentionally produced polychlorinated naphthalenes. *Chemosphere* 94, 1-12.
- LUBW (1995): Stoffbericht Hexachlorbenzol (HCB). Landesanstalt für Umweltschutz.
- LUBW (2012): Abfallsteckbrief 1301 Hydrauliköle. https://www.abfallbewertung.org/ipa/reppen.php?report=ipa&char_id=1301_Hydoe&lang_id=de&avv=&synon=&kapitel=2>active=. (20.08.2020).
- MAGS (2020): Silikonherstellung: Landesregierung drängt auf Klärung bei PCB-Belastungen. Ministerium für Arbeit, Gesundheit und Soziales des Landes Nordrhein-Westfalen. <https://www.mags.nrw/pressemitteilung/silikonherstellung-landesregierung-draengt-auf-klaerung-bei-pcb-belastungen>. 24.07.2020.
- Mehlhart, G., Möck, A. and Goldmann, D. (2019). Auswirkungen neuer Anwendungsverbote für Flammschutzmittel auf das Altfahrzeurecycling. *Recycling und Rohstoffe*, Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH. **12**: 289-307.
- MKULNV & MAIS (2011): Der Fall ENVIO /PCB in Dortmund. Fachaufsichtliche Gesamtbewertung. https://www.dortmund.de/media/p/pcb_2/pcb/Der_Fall_ENVIO_PCB_in_Dortmund_-_Fachaufsichtliche_Gesamtbewertung_vom_07042011.pdf. 13.08.2020.
- MONARPOP (2009): Tehnical Report. Wien. Umweltbundesamt Österreich. http://www.monarpop.at/downloads/MONARPOP_Technical_Report.pdf. (20.08.2020).

MONARPOP (2020): Infobroschüre. Wien. Umweltbundesamt Österreich.
http://www.monarpop.at/downloads/Folder_DE.pdf. (20.08.2020).

Morf, L., Tremp, J., Gloor, R., Huber, Y., Stengele, M., et al. (2005): Brominated Flame Retardants in Waste Electrical and Electronic Equipment: Substance Flows in a Recycling Plant. *Environ. Sci. Technol.* 39, 8691-8699.

Morf, L. S., Buser, A. M., Taverna, R., Bader, H.-P. and Scheidegger, R. (2008): Dynamic Substance Flow Analysis as a Valuable Risk Evaluation Tool – A Case Study for Brominated Flame Retardants as an Example of Potential Endocrine Disrupters. Schweizerische Chemische Gesellschaft.

NICNAS (2002): Polychlorinated Naphthalenes. National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme.

Norwegian Environment Agency (2015): Consultancy service on collecting, summarizing and analyzing information on c-decaBDE in waste. Information on levels of c-decaBDE that has been detected in products/articles and waste as well as c-decaBDE concentrations typically used in different types of plastics.

o. V. (2019): Von chinesischen Betrügnern und deutschen Bauernopfern. *Digital Imaging*. 2.

Odeyingbo, O., Nnorom, I. and Otmar Deubzer (2017): Person in the Port Project. Assessing Import of Used Electrical and Electronic Equipment Into Nigeria. Bonn.

Öko-Institut (2018): Effects on ELV waste management as a consequence of the decisions from the Stockholm Convention on decaBDE. Darmstadt. Öko-Institut.

PCP-Richtlinie (1996): Richtlinie für die Bewertung und Sanierung Pentachlorphenol (PCP)-belasteter Baustoffe und Bauteile in Gebäuden (PCP-Richtlinie).

PCP-V (1993): Pentachlorphenol-Verbotsverordnung (PCP-V), bzw. Chemikalienverbotsverordnung (1993) Art.1 der Verordnung über die Neuordnung und Ergänzung der Verbote und Beschränkungen des Herstellens, Inverkehrbringens und Verwendens gefährlicher Stoffe, Zubereitungen und Erzeugnisse nach § 17 des Chemikaliengesetzes (Chemikalienverbotsverordnung - ChemVerbotsV). BGBl. I, 1996, S. 1151, ergänzt durch BGBl. I, 1996, S. 1498: 2235.

Potrykus, A., Milunov, M. and Weißenbacher, J. (2015): Ermittlung von potentiell POP-haltigen Abfällen und Recyclingstoffen - Ableitung von Grenzwerten. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/ermittlung-von-potentiell-pop-haltigen-abfaellen>. (20.08.2020).

Potrykus, A., Milunov, M., Zotz, F., Brujine, E. d., Weissenbacher, J., et al. (2019): Study to support the review of waste related issues in Annexes IV and V of Regulation (EC) 850/2004. European Commission, DG Environment.

Potrykus, A., Schöpel, M., Broneder, C., Kühnl, M., Burgstaller, M., et al. (2020): Untersuchung von Abfällen auf das Vorkommen nichttechnischer PCBKongenere und DecaBDE. Umweltbundesamt.

Potrykus, A., Zettl, E. and Bänisch-Baltruschat, B. (2017a): Dokumentation zum Workshop „Die Umsetzung der Stockholm-Konvention in Deutschland – Wie geht es weiter mit HBCD, PBDE, PFOS und Co?“ nicht veröffentlicht Umweltbundesamt.

Potrykus, A., Zettl, E., Milunov, M., Quass, U. and Filzmoser, P. (2017b): Evaluierung von Monitoringdaten zu POPs, POP-Kandidaten und Ersatzstoffen zur Aufklärung von Ursachen, Pfaden und Trends der Umweltbelastung. Umweltbundesamt.

Quass, U., Meyer, J. and Kuhlbusch, T. (2016): Zuordnung und Quantifizierung der Dioxineinträge auf dem Luftpfad mittels Betrachtung der emissionsseitigen und immissionsseitigen Kongenerelemente. Dessau-Roßlau. Umweltbundesamt.

RAPEX (2020): The Rapid Alert System for Non-Food Products (RAPEX).

https://ec.europa.eu/consumers/consumers_safety/safety_products/rapex/alerts/repository/content/pages/rapex/index_en.htm. (20.08.2020).

Rex, G. B. (2019): Inventory and clearance of PCBs in buildings and facilities. The Swedish Environmental Protection Agency.

Ricklund, N., Kierkegaard, A. and McLachlan, M. S. (2008): An international survey of decabromodiphenyl ethane (deBDethane) and decabromodiphenyl ether (decaBDE) in sewage sludge samples. *Chemosphere* 73, 1799-1804.

RPA (2004): Perfluorooctane Sulphonate - Risk reduction strategy and analysis of advantages and drawbacks, Final Report. The Netherlands. RPA, prepared for Department for Environment, Food and Rural Affairs and the Environment Agency for England and Wales. Risk & Policy Analysts Limited (RPA) in association with BRE Environment.
https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/183154/pfos-riskstrategy.pdf. (20.08.2020).

RPA (2010): Evaluation of Possible Restrictions on short chain chlorinated paraffins (SCCP), Final Report. The Netherlands. RPA, Prepared for the National Institute for Public Health and the Environment (RIBM).

- RPA (2014): Support to an Annex XV Dossier on Bis-(pentabromophenyl) ether (DecaBDE). London, Norfolk, UK. https://echa.europa.eu/documents/10162/13641/annex_xvi_consultant_report_decabde_en.pdf. (22.03.2020).
- SAICM (2006): Overarching Policy Strategy. http://www.saicm.org/Portals/12/Documents/Overarching_Policy_Strategy.pdf. (20.08.2020).
- Sander, K., Otto, S. J., Rödiger, L. and Wagner, L. (2018): Behandlung von Elektroaltgeräten (EAG) unter Ressourcen- und Schadstoffaspekten Umweltbundesamtes.
- Sander, K., Rödiger, L., Wagner, L., Jepsen, D., Holzhauer, R., et al. (2020): Evaluierung und Fortschreibung der Methodik zur Ermittlung der Altfahrzeugverwertungsquoten durch Schredderversuche unter der EG-Altfahrzeugrichtlinie 2000/53/EG. Dessau-Roßlau. Umweltbundesamt.
- Santillo, D. and Johnston, P. (2004): An overview of potential ongoing sources of polychlorinated naphthalenes (PCNs) to the marine environment of the North East Atlantic (OSPAR) area. Greenpeace Research Laboratories.
- Schlummer, M., Gruber, L., Mäurer, A., Wolz, G. and Eldik, R. v. (2007): Characterisation of polymer fractions from waste electrical and electronic equipment (WEEE) and implications for waste management. Chemosphere 67, 1866-1876.
- Schmid, P., Bogdal, C., Wang, Z., Azara, V., Haag, R., et al. (2014): Releases of chlorobenzenes, chlorophenols and dioxins during fireworks.
- Schwedler, G., Conrad, A., Ruci, E., Murawski, A., Schmied-Tobies, M., et al. (2019): Die Deutsche Umweltstudie zur Gesundheit von Kindern und Jugendlichen, GerES V 2014–2017: Erste Ergebnisse des Human-Biomonitorings. German Environmental Survey on Children and Adolescents, GerES V 2014–2017: First human biomonitoring results. Berlin. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/4031/publikationen/umid-02-19-deutsche-umweltstudie-zur-gesundheit-von-kindern_0.pdf. (20.08.2020).
- Sprengel, J., Wieselmann, S., Kröpfl, A. and Vetter, W. (2019): High amounts of chlorinated paraffins in oil-based vitamin E dietary supplements on the German market. Environment International.
- Stadt Köln (o. J.): Innenraumschadstoffe. <https://www.stadt-koeln.de/mediaasset/content/pdf53/10.pdf>.
- Stöcklein, F., Gass, H. and Suritsch, N. (2016): POP- und Hg-Emissionen aus abfallwirtschaftlichen Anlagen. Teilvorhaben zum Globalvorhaben „Überprüfung des Standes der Technik der Emissionen prioritärer Schadstoffe für einzelne Industriebranchen (Kleinf Feuerungsanlagen und abfallwirtschaftliche Anlagen)“. Dessau-Roßlau. Umweltbundesamt.
- Strååt, M. and Nilsson, C. (2018): Decabromodiphenyl ether and other flame retardants in plastic waste destined for recycling. Swerea IVF AB.
- Straková, J., DiGangi, J. and Jensen, G. K. (2018): Toxic Loophole. Recycling Hazardous Waste into New Products. Arnika.
- Suehring, R., Moeller, A., Freese, M., Pohlmann, J.-D., Wolschke, H., et al. (2012): Brominated flame retardants and dechloranes in eels from German Rivers. Chemosphere.
- Sundahl, M., Sikander, E., Ek-Olousson, B., Hjorthage, A., Rosell, L., et al. (1999): Determinations of PCB within a project to develop cleanup methods for PCB-containing elastic sealant used in outdoor joints between concrete blocks in buildings. J. Environ. Monit.
- Takasuga, T., Takemori, H., Yamamoto, T., Higashino, K., Sasaki, Y., et al. (2020): Comprehensive monitoring of chlorinated aromatic and heteroaromatic pollutants at sites contaminated by chlorine production processes to inform policy making. Emerging Contaminants.
- Taverna, R., Gloor, R., Maier, U., Zennegg, M., Figi, R., et al. (2017): Stoffflüsse im Schweizer Elektronikschrott. Metalle, Nichtmetalle, Flammschutzmittel und polychlorierte Biphenyle in elektrischen und elektronischen Kleingeräten. Bern.
- Thünen (2016): Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland. Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. Thünen Report 43. Braunschweig. Johan Heinrich von Thünen-Institut. https://www.thuenen.de/media/institute/wo/Waldmonitoring/bze/Thuenen_Report_43_Druck_2016.11.08_mitVerzeichnis.pdf. (20.08.2020).
- TNO (2005): 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.

Toxics Link (2015): Factsheet Number 50. New POPs: Pentachlorophenol, Chlorinated Naphthalenes, Hexachlorobutadiene. <http://toxicslink.org/?q=content/factsheet-50-new-pops-pentachlorophenolchlorinated-naphthaleneshexachlorobutadiene>. (05.03.2020).

UBA (1997): Stoffmonographie Pentachlorophenol-Referenz- und Human-Biomonitoring-Werte (HBM). Bundesgesundheitsblatt 40(6), 212-222.

UBA (2007): Bromierte Flammschutzmittel in Elektro- und Elektronikgeräten: Das Flammschutzmittel Decabromdiphenylether (DecaBDE) ist durch umweltverträglichere Alternativen ersetzbar. Dessau-Roßlau. Umweltbundesamt.

https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/419/dokumente/fachpapier_flammschutzmittel.pdf. (20.08.2020).

UBA (2008): Aktualisierung der Referenzwerte für HCB, β -HCH, DDT und PCB in Frauenmilch. Springer Medizin Verlag. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/377/dokumente/referenzwerte-frauenmilch_2008.pdf. (20.08.2020).

UBA (2016a): Annex A- Annual Report on Control on Production, Placing On The Market (Article 12(2)) - 2015. Format for the submission of data and information under Article 12 of Regulation (EC) No 850/2004 on persistent organic pollutants. Dessau-Roßlau. Umweltbundesamt.

UBA (2016b): Schwerpunkte 2016. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/schwerpunkte-2016>. (20.08.2020).

UBA (2017a): Annex A- Annual Report on Control on Production, Placing On The Market (Article 12(2)) - 2016. Format for the submission of data and information under Article 12 of Regulation (EC) No 850/2004 on persistent organic pollutants. Dessau-Roßlau. Umweltbundesamt.

UBA (2017b): Daten zur Umwelt 2017. Dessau-Roßlau. Umweltbundesamt.

UBA (2017c): Dioxine. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/dioxine#was-sind-dioxine-und-dioxinahnliche-pcb>. (13.05.2020).

UBA (2017d): Dioxine und dioxinähnliche PCB in Umwelt und Nahrungsketten. Dessau-Roßlau. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/dioxine-dioxinahnliche-pcb-in-umwelt-nahrungsketten>.

UBA (2017e): Gewässer in Deutschland. Dessau-Roßlau. Umweltbundesamt.

UBA (2017f): Hexabromcyclododekan (HBCD) Antworten auf häufig gestellte Fragen. Dessau-Roßlau. Umweltbundesamt.

UBA (2017g): Nationaler Durchführungsplan der Bundesrepublik Deutschland zum Stockholmer Übereinkommen. Dessau-Roßlau. Umweltbundesamt.

UBA (2017h): POP- und PCB-haltige Abfälle. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/abfall-ressourcen/abfallwirtschaft/abfallarten/gefaehrliche-abfaelle/pop-pcb-haltige-abfaelle#pop-haltige-abfaelle>. (17.06.2020).

UBA (2018a): Annex A- Annual Report on Control on Production, Placing On The Market (Article 12(2)) - 2017. Format for the submission of data and information under Article 12 of Regulation (EC) No 850/2004 on persistent organic pollutants.

UBA (2018b): Dioxine und dioxinähnliche PCB in Umwelt und Nahrungsketten. Dessau-Roßlau. Umweltbundesamt. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2018_10_uba_hg_dioxine_bf_neu.pdf. (17.04.2020).

UBA (2018c): Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland. Dessau-Roßlau. Umweltbundesamt. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/2018_10_08_uba_fb_klaerschlam_bf_lo_w.pdf.

UBA (2018d): Luftqualität 2018. Dessau-Roßlau. Umweltbundesamt.

UBA (2018e): Neuer Umgang mit Abfall in Europa. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/neuer-umgang-abfall-in-europa>. (20.08.2020).

UBA (2019a): Altlasten und ihre Sanierung. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/flaechen-boden-land-oekosysteme/boden/altlasten-ihre-sanierung>. (20.08.2020).

UBA (2020): Berichterstattung der Genfer Luftreinhaltkonvention 2020, Emissionsentwicklung 1990 - 2018 für Persistente organische Schadstoffe. Dessau-Roßlau. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/emissionen-von-luftschadstoffen>

- UBA (2020a): Grenzüberschreitende Abfallstatistik. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/abfall-ressourcen/grenzueberschreitende-abfallverbringung/grenzueberschreitende-abfallstatistik>. (20.08.2020).
- UBA (2020b): Umweltprobenbank des Bundes. <https://www.umweltprobenbank.de/de>. (20.08.2020).
- UBA (2020c): Beste verfügbare Techniken für die PFOS-Substitution in der Oberflächenbehandlung von Metallen und Kunststoffen sowie Analyse der alternativen Substanzen zu PFOS beim Einsatz in Anlagen zur Verchromung und Kunststoffbeize. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/beste-verfuegbare-techniken-fuer-die-pfos>
- UBA and BMU (2019): Jahresbericht über die Altfahrzeug-Verwertungsquoten in Deutschland im Jahr 2017 nach Art. 7 Abs. 2 der Altfahrzeug-Richtlinie 2000/53/EG.
- UBA/Friedrich pers. Komm. (2011): Information von Jörg Friedrich. Umweltbundesamt. Email vom 08.02.2011.
- UNECE (2007): Exploration of management options for Polychlorinated Naphthalenes (PCN).
- 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. UNECE.
- UNECE (2011): GHS Informationen. http://www.unece.org/trans/danger/publi/ghs/ghs_welcome_e.html. (13.08. 2020).
- UNEP (2006a): Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its second meeting. Addendum. Risk profile on hexabromobiphenyl. <http://chm.pops.int/Portals/0/download.aspx?d=UNEP-POPS-POPRC.2-17-Add.3.English.pdf>. (16.04.2020).
- UNEP (2006b): Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its second meeting. Addendum. Risk profile on perfluorooctane sulfonate. <http://chm.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/Reports/tabid/2301/ctl/Download/mid/7538/Default.aspx?id=221&ObjID=4891>. (11.03.2020).
- UNEP (2007): Guidelines on Best Available techniques and Provisional Guidance on Best Environmental Practices relevant to Article 5 and Annex C of the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants.
- UNEP (2008): Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its fourth meeting, Addendum: Risk management evaluation for commercial octabromodiphenyl ether. <http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/POPRCMeetings/POPRC4/POPRC4ReportandDecisions/tabid/450/Default.aspx>.
- UNEP (2009a): Listing of hexabromodiphenyl ether and heptabromodiphenyl ether.
- UNEP (2009b): Listing of tetrabromodiphenyl ether and pentabromodiphenyl ether.
- UNEP (2010a): Persistent Organic Pollutants Review Committee, Sixth meeting: Revised draft risk profile: short-chained chlorinated paraffins, Note by the Secretariat. United Nations Environment Programme.
- UNEP (2010b): Risk profile on hexabromocyclododecane. Persistent Organic Pollutants Review Committee. <http://chm.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/Meetings/POPRC6/POPRC6Documents/tabid/783/Default.aspx>. (20.08.2020).
- UNEP (2011a): Addendum to the risk management evaluation on hexabromocyclododecane. United Nations Environmental Programme.
- UNEP (2011b): Proposal to list pentachlorophenol and its salts and esters in Annexes A, B and/or C to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. United Nations Environment Programme.
- UNEP (2011c): Risk management evaluation on hexabromocyclododecane. United Nations Environmental Programme.
- UNEP (2012a): Risk profile on chlorinated naphthalenes.
- UNEP (2012b): Risk profile on hexachlorobutadiene.
- UNEP (2013a): Risk management evaluation on chlorinated naphthalenes.
- UNEP (2013b): Risk management evaluation on hexachlorobutadiene.
- UNEP (2013c): Toolkit for Identification and Quantification of Releases of Dioxins, Furans and Other Unintentional POPs.
- UNEP (2014): POPRC.10/10/Add.2: Risk profile on decabromodiphenyl ether (commercial mixture, c-decaBDE). Persistent Organic Pollutants Review Committee. <http://chm.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/Meetings/POPRC10/Overview/tabid/3779/mctl/ViewDetails/EventModID/871/EventID/514/xmid/11873/Default.aspx>. (20.08.2020).

UNEP (2015a): Draft risk profile: short-chained chlorinated paraffins.

UNEP (2015b): Guidance for the inventory, identification and substitution of Hexabromocyclododecane (HBCD). UN Environment Programme.

UNEP (2015c): Revised draft guidance on best available techniques and best environmental practices for the recycling and waste disposal of articles containing polybrominated diphenyl ethers listed under the Stockholm Convention.

UNEP (2015d): Risk management evaluation on decabromodiphenyl ether (commercial mixture, c-decaBDE).

UNEP (2016a): Evaluation of new information in relation to listing of hexachlorobutadiene in Annex C to the Stockholm Convention.

UNEP (2016b): New information in relation to the listing of hexachlorobutadiene in Annex C to the Stockholm Convention.

UNEP (2017a): The 16 New POPs. An introduction to the chemicals added to the Stockholm Convention as Persistent Organic Pollutants by the Conference of the Parties.

UNEP (2017b): Analysis on waste-related information on decabromodiphenylether.

<http://www.brsmeas.org/2017COPs/MeetingDocuments/tabid/5385/language/en-US/Default.aspx>. (20.08.2020).

UNEP (2017c): POPS/COP.8/INF/19: Draft guidance on preparing inventories of polychlorinated naphthalenes.

UNEP (2017d): SC-8/10: Listing of decabromodiphenyl ether. <http://chm.pops.int/Convention/COP/COPDecisions/tabid/208/Default.aspx>. (20.08.2020).

UNEP (2017e): Technical guidelines on the environmentally sound management of wastes containing or contaminated with unintentionally produced polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans, hexachlorobenzene, polychlorinated biphenyls, pentachlorobenzene or polychlorinated naphthalenes.

UNEP (2018): United Nations Environment Program (UNEP), Conference of the Parties to the Basel Convention on the Control of Transboundary Movements of Hazardous Wastes and Their Disposal, Eleventh meeting: Draft technical guidelines on the environmentally sound management of wastes consisting of, containing or contaminated with short-chain chlorinated paraffins. United Nations Environment Programme.

UNEP (2019): Global Chemicals Outlook II. From Legacies to Innovative Solutions: Implementing the 2030 Agenda for Sustainable Development.

<https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/28113/GCOII.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.

Varel, U. L.-v., Machala, M., Ciganek, M., Neca, J. and Pencikova, K. (2011): Polar Compounds Dominate in Vitro Effects of Sediment Extracts. Environmental Science & Technology.

VerwAbk Meeresschutz (2018): Verwaltungsabkommen Meeresschutz. Bonn. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit.

https://www.meeresschutz.info/files/meeresschutz/allgemein/VerwAbk_Meeresschutz_15Jun18.pdf. (20.08.2020).

Vijgen, J. (2006): The Legacy of Lindane HCH Isomer Production. International HCH & Pesticides Association.

Weber, R. (2018). POP-Abfälle in der Praxis. Wo mit POP-haltigen Abfällen gerechnet werden muss. Abfälle aus der früheren Verwendung von Polychlorierten Naphthalinen (PCN). SBB Sonderabfallgesellschaft Brandenburg/Berlin mbH Seminar, Kleinmachnow, SBB Sonderabfallgesellschaft Brandenburg/Berlin mbH.

Weber, R. (2019). POP-Abfälle in der Praxis. Wo mit POP-haltigen Abfällen gerechnet werden muss. Die frühere Produktion und Verwendung von POP-haltigen Pestiziden und die heute daraus entstehenden Abfälle. SBB Sonderabfallgesellschaft Brandenburg/Berlin mbH Seminar, Teltow, SBB Sonderabfallgesellschaft Brandenburg/Berlin mbH.

Weber, R., Bell, L., Watson, A., Petrlik, J., Paun, M. C., et al. (2019): Assessment of pops contaminated sites and the need for stringent soil standards for food safety for the protection of human health. Environmental Pollution 249, 703-715.

Weber, R. and Herold, C. (2018a): Belastung von Umwelt und Lebensmittel durch PCB-Emissionen aus Gebäuden, Bedeutung und Handlungsbedarf, Gebäudeschadstoffe und Innenraumluft, Band 3: PCB, Chlorparaffine, Radon, Quarz, Asbest.

Weber, R., Herold, C., Hollert, H., Kamphues, J., Blepp, M., et al. (2018b): Reviewing the relevance of dioxin and PCB sources for food from animal origin and the need for their inventory, control and management. Environ Sci Eur(30:42).

Weber, R., Herold, C., Hollert, H., Ungemach, J. K., Blepp, M., et al. (2018c): Life cycle of PCBs and contamination of the environment and of food products from animal origin. Environmental Science and Pollution Research.

Weber, R., Hollert, H., Kamphues, J., Ballschmiter, K., Blepp, M., et al. (2015): Analyse und Trendabschätzung der Belastung der Umwelt und von Lebensmitteln mit ausgewählten POPs und Erweiterung des Datenbestandes der POP-Dioxin-Datenbank des Bundes und der Länder mit dem Ziel pfadbezogener Ursachenaufklärung. Dessau-Roßlau. Umweltbundesamt.

Weppner, W. (2000): Phase-out Plan for PFOS-Based Products. St. Paul, MN. 3M. <http://www.fluoridealert.org/wp-content/pesticides/pfos.fr.final.docket.0009.pdf>. (20.08.2020).

WHO-TEF (2005): The 2005 World Health Organization Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-Like Compounds. Toxicological Sciences 93.

WHO (2007): Fourth WHO-Coordinated Survey of Human Milk for Persistent Organic Pollutants in Cooperation with UNEP. Geneva, Switzerland. World Health Organization. <https://www.who.int/foodsafety/chem/POPprotocol.pdf>. (20.08.2020).

Wilts, H., Gries, N. v., Dehne, I., Oetjen-Dehne, R., Buschow, N., et al. (2016): Entwicklung von Instrumenten und Maßnahmen zur Steigerung des Einsatzes von Sekundärrohstoffen – mit Schwerpunkt Sekundärkunststoffe. Umweltbundesamt.

Wolf, J. and Nellesen, L. (2017): Anforderungen an die Behandlung spezifischer Elektroaltgeräte unter Ressourcen- und Schadstoffaspekten. Umweltbundesamt.

Zangl, S., Blepp, M., Marquardt, M., Moch, K., Wirth, O., et al. (2012): Nationale Umsetzung des Stockholmer Übereinkommens zu persistenten organischen Schadstoffen (POPs) – PBDE und PFOS in Erzeugnissen und im Recyclingkreislauf. Dessau-Roßlau. Umweltbundesamt.

Zhang, H., Shen, Y., Liu, W., He, Z., Fu, J., et al. (2019): A review of sources, environmental occurrences and human exposure risks of hexachlorobutadiene and its association with some other chlorinated organics. Environmental Pollution.

Zimmermann, T., Tebert, C., Weber, R. and Herold, C. (2019): Analyse der novellierten NEC-Richtlinie bezüglich der erweiterten Anforderungen an die Berichterstattung von Schadstoffemissionen in die Luft. Dessau-Roßlau. Umweltbundesamt.

Zotz, F., Weißenbacher, J., Dollhofer, M. and Großmann, A. (2016): Evaluation der ökologischen und ökonomischen Auswirkungen des Wegfalls der Heizwertregelung des § 8 Abs. 3 Satz 1 KrWG. Umweltbundesamt.

A Anhang:

A.1 Informationsportale für die Öffentlichkeit

Tabelle 23: Informationsportale für die Öffentlichkeit

Bundesland	Beschreibung	Informationsportal für die Öffentlichkeit
Bayern	Bayerisches Landesamt für Umwelt Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit	www.lfu.bayern.de www.lgl.bayern.de
Baden-Württemberg	Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg	www.lubw.baden-wuerttemberg.de
Hamburg	Institut für Hygiene und Umwelt	https://www.hamburg.de/hu/
Thüringen	Thüringer Landesamt für Umwelt, Bergbau und Naturschutz	https://tlubn.thueringen.de/
Niedersachsen	Bewertung von Risiken durch feststoffgebundene Schadstoffe im Elbeinzugsgebiet	http://www.fgg-elbe.de
Hessen	Allgemeine Übersicht zu Messprogrammen und Ergebnissen	www.hlnug.de
Rheinland-Pfalz	Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten Rheinland-Pfalz Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz	www.geoportal-wasser.rlp.de www.lfu.rlp.de
Sachsen	Umweltportal für das Land Sachsen	https://www.umwelt.sachsen.de/

Bundesland	Beschreibung	Informationsportal für die Öffentlichkeit
Sachsen-Anhalt	<p>Ergebnisse der Gewässerüberwachung Ergebnisse der Bodendauerbeobachtung</p> <p>Ergebnisse der Luftqualitätsüberwachung und Depositionsmessung</p>	<p>http://www.lhw.sachsen-anhalt.de/untersuchen-bewerten/monitoringergebnisse/</p> <p>http://www.lau.sachsen-anhalt.de/boden-wasser-abfall/bodenschutz/bodenbeobachtung/boden-dauerbeobachtung/</p> <p>http://www.lau.sachsen-anhalt.de/luft-klima-laerm/fachberichte/</p>
Schleswig-Holstein	<p>Bodenzustandserfassung und Bodenuntersuchung</p> <p>Landwirtschafts- und Umweltatlas Schleswig-Holstein</p>	<p>http://www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/B/boden/bodenzustandserfassungUntersuchung.html</p> <p>http://www.umweltdaten.landsh.de/atlas/script/index.php</p>

Abkürzungsverzeichnis

AbfKlärV	Klärschlammverordnung
AbfRRL	Abfallrahmenrichtlinie; Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien
AbfVerbrG	Gesetz zur Ausführung der Verordnung (EG) Nr. 1013/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 14. Juni 2006 über die Verbringung von Abfällen 1) und des Basler Übereinkommens vom 22. März 1989 über die Kontrolle der grenzüberschreitenden Verbringung gefährlicher Abfälle und ihrer Entsorgung 2) (Abfallverbringungsgesetz)
ABS	Acrylnitril-Butadien-Styrol
Abs.	Absatz
AbwV	Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer, auch Abwasserverordnung
ACEA	Association des Constructeurs Européens d'Automobiles
AltholzV	Verordnung über Anforderungen an die Verwertung und Beseitigung von Altholz (Altholzverordnung)
AltöIV	Altölverordnung
AOX	Adsorbierbare organisch gebundene Halogene (X in der organischen Chemie allgemein als Abkürzung für ein beliebiges Halogen)
ARGE	Arbeitsgemeinschaft
Art.	Artikel
ASN	Abfallschlüsselnummer
AVV	Abfallverzeichnis-Verordnung
AZB	Ausgangszustand von Boden und Grundwasser

BAM	Bundesanstalt für Materialforschung und-prüfung
BAMBI	Bayerisches Muttermilchmonitoring
BASF	Badische Anilin und Soda Fabrik
BAuA	Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin
BBodSchG	Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz)
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung
BfC	Bundesstelle für Chemikalien
BfR	Bundesinstitut für Risikobewertung
BImSchG	Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz)
BioAbfV	Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (Bioabfallverordnung)
BIP	Bruttoinlandsprodukt
BLAC	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Chemikaliensicherheit
BLfU	Bayrisches Landesamt für Umwelt
BLMP	Bund/Länder-Messprogramm
BMEL	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, ehemals Bundeministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB)
BMUB	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, ehemals Bundeministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

BMZ	Bundesministeriums für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
BTEX	Benzol, Toluol, Ethylbenzol und die Xylole
BUND	Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland
BVL	Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit
BVT	Beste Verfügbare Technik
CAD	Chemical Agents Directive
CEIP	Centre on Emission Inventories and Projections
ChemBiozidMeldeV	Verordnung über die Meldung von Biozid-Produkten nach dem Chemikaliengesetz (Biozid-Meldeverordnung)
ChemBiozidZulV	Verordnung über die Zulassung von Biozid-Produkten und sonstige chemikalienrechtliche Verfahren zu Biozid-Produkten und Biozid-Wirkstoffen (Biozid-Zulassungsverordnung)
ChemG	Gesetz zum Schutz vor gefährlichen Stoffen (Chemikaliengesetz)
ChemVerbotsV	Verordnung über Verbote und Beschränkungen des Inverkehrbringens gefährlicher Stoffe, Zubereitungen und Erzeugnisse nach dem Chemikaliengesetz (Chemikalien-Verbotsverordnung)
CLP	Classification, Labelling and Packaging of Substances and Mixtures; Verordnung (EG) 1272/2008 zur Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen
CLRTAP	Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (deutsch: Übereinkommen über weiträumige, grenzüberschreitende Luftverschmutzung)
CMD	Carcinogens and Mutagens Directive
CMR	Cancerogen Mutagen Reproduktionstoxisch (engl. carcinogenic, mutagenic, toxic for reproduction)

COP	Conference of the Parties (Vertragsstaatenkonferenzen)
DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan
DecaBDE	Decabromdiphenylether
DepV	Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung)
dl-PCB	Dioxinähnliche-PCB (engl.: dioxin-like)
EAG	Elektro- und Elektronikaltgeräte
ECHA	Europäische Chemikalienagentur
EEA	Europäische Umweltagentur (engl.: European Environment Agency)
EG	Europäische Gemeinschaft
ElektroG	Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Elektro- und Elektronikgeräten (Elektro- und Elektronikgerätegesetz)
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme (deutsch: Europäisches Monitoring und Bewertungsprogramm)
E-PRTR-VO	Europäische PRTR-Verordnung (Verordnung (EG) Nr. 166/2006)
EPS	Expandiertes Polystyrol
EQS	Environmental quality standards (deutsch: Umweltsqualitätsnormen)
EU	EU
EU-POP-VO	Verordnung (EU) 2019/1021 vom 20. Juni 2019 über persistente organische Schadstoffe
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations (deutsch: Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen)

Fg	Fettgewicht
FGG	Flussgebietsgemeinschaft
FuttMV	Futtermittelverordnung
GADSL	Global Automotive Declarable Substance List
GefStoffV	Verordnung zum Schutz vor Gefahrstoffen (Gefahrstoffverordnung)
GEMS/Food	Global Environment Monitoring System - Food Contamination Monitoring and Assessment Programme
GerES	German Environmental Survey; ehemals Umwelt-Survey
GHS	Globally Harmonised System (deutsch: globalisiertes, harmonisiertes System)
GIZ	Deutsche Gesellschaft zur Internationalen Zusammenarbeit
GrwV	Verordnung zum Schutz des Grundwassers (Grundwasserverordnung)
HBB	Hexabrombiphenyl
HBCDD	Hexabromcyclododekan
HBM	Human-Biomonitoring
HCB	Hexachlorbenzol
HCBD	Hexachlorbutadien
HCH	Hexachlorcyclohexan
HELCOM	Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebiets (Helsinki Convention)
HeptaBDE	Heptabromdiphenylether
HexaBDE	Hexabromdiphenyl ether

HIPS	High Impact Polystyrene (hochschlagzähes Polystyrol)
i.V.m.	in Verbindung mit
ICCM	International Committee on Composite Materials (deutsch: Internationale Konferenz zum Chemikalienmanagement)
IE	Industrieemissionen
IIR	Informative Inventory Report
ILO	International Labour Organization (deutsch: Internationale Arbeitsorganisation)
IMDS	International Material Data System (deutsch: Internationale Material- und Stoffdatenbanken)
IOMC	Inter-Organization Programme for the Sound Management of Chemicals
JKI	Julius Kühn-Institut
KmV	Verordnung zur Begrenzung von Kontaminanten in Lebensmitteln (Kontaminanten-Verordnung – KmV)
KrWG	Kreislaufwirtschaftsgesetz
KSS	Kühlschmierstoffe
LABO	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz
LAGA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall
LAI	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Immissionsschutz
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LFGB	Lebensmittel-, Bedarfsgegenstände- und Futtermittelgesetzbuch (Lebensmittel- und Futtermittelgesetzbuch)
LHKW	Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe

MCCP	Medium chain chlorinated paraffins (deutsch: Mittelkettige Chlorparaffine)
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
MONARPOP	Monitoring Network in the Alpine Region for Persistent Organic Pollutants
MRI	Max Rubner-Institut
MUDAB	Meeresumwelt Datenbank
NachwV	Verordnung über die Nachweisführung bei der Entsorgung von Abfällen - Nachweisverordnung
NFP	National Focal Point (deutsch: Nationale Anlaufstelle des Stockholmer Übereinkommens)
NIP	National Implementation Plan (deutsch: Nationaler Implementierungsplan oder Nationaler Durchführungsplan)
NonaBDE	Nonabromdiphenylether
o. J.	Ohne Jahr
OCP	Official Contact Point (deutsch: Nationale Kontaktstelle des Stockholmer Übereinkommens)
OCS	Octachlorstyrol
OctaBDE	Octabromdiphenylether
OECD	Organisation for Economic Cooperation and Development (deutsch: Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung)
OGewV	Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer
OSPAR	Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordost-Atlantiks (OSPAR Convention)
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PBB	Polybromierte Biphenyle

PBDE	Polybromierte Diphenylether
PBT	Stoffe mit persistenten, bioakkumulierenden und toxischen Eigenschaften
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCB6	6 PCB-Kongeneren nach Ballschmiter: Nr. 28: 2,4,4'-Trichlorbiphenyl, Nr. 52: 2,2',5,5'-Tetrachlorbiphenyl, Nr. 101: 2,2',4,5,5'-Pentachlorbiphenyl, Nr. 138: 2,2',3,4,4',5'-Hexachlorbiphenyl, Nr. 153: 2,2',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl, Nr. 180: 2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorbiphenyl
PCBAbfallV	Verordnung über die Entsorgung polychlorierter Biphenyle, polychlorierter Terphenyle und halogenerter Monomethyldiphenylmethane (Artikel 1 der Verordnung über die Entsorgung polychlorierter Biphenyle, polychlorierter Terphenyle sowie halogenerter Monomethyldiphenylmethane und zur Änderung chemikalienrechtlicher Vorschriften) (PCB/PCT-Abfallverordnung)
PCDD/F	Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane
PCN	Polychlorierte Naphthaline
PCP	Pentachlorphenol
PCP-V	Pentachlorphenol-Verbotsverordnung
PCT	Polychlorierte Terphenyle
PeCB	Pentachlorbenzol
PentaBDE	Pentabromdiphenylether
pers. Komm.	persönliche Kommunikation/Mitteilung
PflSchG	Gesetz zum Schutz der Kulturpflanzen (Pflanzenschutzgesetz)
PFOA	Perfluoroktansäure
PFOS	Perfluoroktansulfonsäure

PFOSF	Perfluoroktansulfonylfluorid
PFAS	Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen
PIC	Prior Informed Consent, Rotterdamer Übereinkommen
POP	Persistent Organic Pollutant (deutsch: Persistente organische Schadstoffe)
POP-PBDE	Tetra-, Penta-, Hexa-, Hepta- und DecaBDE
POPRC	Persistent Organic Pollutants Review Committee (deutsch: Überprüfungsausschuss für persistente organische Schadstoffe; ein Nebenorgan unter dem Stockholmer Übereinkommen)
PRTR	Pollutant Release and Transfer Register (deutsch: Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister)
PTMT	Polybutylenterephthalat
PU	Polyurethan
RAPEX	Rapid Exchange of Information System
REACH	Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (deutsch: Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung von Chemikalien)
REFOPLAN	Ressortforschungsplan des Bundesumweltministeriums
RFA	Röntgenfluoreszenzanalyse
rgS	relevante gefährliche Stoffe
RKI	Robert Koch Institute
RL	Richtlinie
RoHS	Restriction of the use of certain hazardous substances, Richtlinie 2002/95/EG zur Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten

SAICM	Strategic Approach to International Chemicals Management (deutsch: Strategische Ansatz zum Internationalen Chemikalienmanagement)
SCCP	Short-chained chlorinated paraffins (deutsch: Kurzkettige Chlorparaffine)
SchadRegProtAG	Gesetz zur Ausführung des Protokolls über Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister vom 21. Mai 2003 sowie zur Durchführung der Verordnung (EG) Nr. 166/2006
SchadRegProtAG Änderungs-gesetz	PRTR-Änderungsgesetz: <u>„Erstes Gesetz zur Änderung des Gesetzes zur Ausführung des Protokolls über Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister vom 21.Mai 2003 sowie zur Durchführung der (EG) Nr. 166/2006“</u> vom 09. Dezember 2020 (SchadRegProtAG)
SH	Schleswig-Holstein
SVHC	Substance of Very High Concern (deutsch: besonders besorgniserregender Stoff)
TA	Technische Anleitung
TEF	Toxizitätsäquivalenzfaktor
TEQ	Toxizitätsäquivalent
TetraBDE	Tetrabromdiphenylether
TM	Trockenmasse
TMAP	Trilateral Monitoring and Assessment Programm (deutsch: Trilaterales Überwachungs- und Bewertungsprogramm)
UBA	Umweltbundesamt
UMK	Umweltministerkonferenz
UNDP	United Nations Development Programme (deutsch: Entwicklungsprogramm der Vereinten Nationen)
UNECE	United Nations Economic Commission for Europe (deutsch: Wirtschaftskommission für Europa der Vereinten Nationen)

UNEP	United Nations Environment Programme (deutsch: Umweltprogramm der Vereinten Nationen)
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change (deutsch: Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen)
UNIDO	United Nations Industrial Development Organization (deutsch: Organisation der Vereinten Nationen für industrielle Entwicklung)
UNITAR	United Nations Institute for Training and Research (deutsch: Ausbildungs- und Forschungsinstitut der Vereinten Nationen)
UPB	Umweltprobenbank des Bundes
UPE	Ungesättigte Polyester
VersatzV	Verordnung über den Versatz von Abfällen unter Tage (Versatzverordnung)
VO	Verordnung
vPvB	Very persistent and very bioaccumulative (deutsch: sehr persistente und sehr bioakkumulierende Stoffe)
WEEE	Waste Electrical and Electronic Equipment (deutsch: Elektro- und Elektronikaltgeräte, EAG)
WHG	Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz)
WHO	World Health Organization (deutsch: Weltgesundheitsorganisation)
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
XPS	Extrudiertes Polystyrol
ZSE	Zentrales System Emissionen

Anmerkung:

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

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

1 ppb = 1 μg /kg = 0,0000001%