

Polychlorierte Biphenyle (PCB)

**Ein gemeinsamer Bericht
des Bundesgesundheitsamtes
und des Umweltbundesamtes**

**Herausgegeben von
Helmut Lorenz und Günther Neumeier**

MMV Medizin Verlag München

Summary

Polychlorinated Biphenyls – Profile of a Group of Substances

In this summary "Polychlorinated Biphenyls," based on the detailed joint report of the Federal Health Office (BGA) and the Federal Environmental Agency (UBA), the present state of knowledge of exposure and effect will be summarized, with regard to resulting destructive influences for people and the environment.

Motivation

The motivation for the presentation of this report is the increasing concern in the last few years about environmental and health problems caused by chlorinated hydrocarbons and an unsureness in regard to the effectiveness of measures used up till now for their reduction. Polychlorinated biphenyls occupy a special position within this class of substances. This goes for their presence in, and introduction into, the environment as well as for their toxic profile, particularly the long-term effect of PCB's on living organisms. While insecticides from the chlorinated hydrocarbon family (e.g., DDT, lindane, etc.) will be introduced into the environment in accordance with regulated use, PCB's, employed nearly exclusively in the technological sphere, because of their persistence, dispersive behavior and application standards (open; closed systems) spread themselves, first gradually, according to actual utilization. The following activities should clarify the efforts through which an attempt was made to reduce the environmental effects of PCB's in the Federal Republic of Germany:

- description and assessment of the environmental effects of PCB in the 1971 environmental program of the federal government;
- implementation of an inter-departmental research project during the years 1973 to 1976;
- decisive participation of the Federal Republic of Germany in activities of an international scope, particularly in the OECD and in the Common Market which, *inter alia*, led to a restriction in the use of closed systems;
- 10th Regulations to Implement the Federal Emissions Control Act (restriction of PCB's, PCT's and VC) from the year 1978;
- cooperation with the manufacturer to reduce the production of persistent highly chlorinated PCB's. As of January 1, 1981, only weakly chlorinated PCB's will still be manufactured.

In spite of these multiple efforts in the last decade to reduce the environmental impact, the situation has remained extensively unchanged up to the present. So, for example, there has been no success in decisively lowering PCB residues in the various food sources and ecosystems. However, in important spheres like the aquatic, this trend is little pronounced. In the Rhine from 1976 to 1981 for example, a rising trend was observed.

Goal

It is the goal of this report:

1. to summarize the scientific experience and to point out knowledge gaps;
2. to describe problems existing in spite of measures already implemented. Under this fall especially:
 - exposure
 - waste disposal
 - residue behaviour
 - contamination of mother's milk
 - difficulty of analytic proof and
 - estimation of risks.
3. Beyond this, the federal government will recommend measures which, on national and international levels, together with already introduced or implemented efforts, may check or eliminate over the long term PCB created dangers.

Substance Description

Technological polychlorinated biphenyls consist of a mixture of homologous and/or isomeric chlorinated biphenyls. Theoretically, 209 different compounds are possible. With each degree of chlorination in the production, different mixtures with varied degrees of chlorination are created. The chlorine content of the mixtures lies between 21% and 68%. The consistency alternates, depending on chlorine content, between liquid and viscous. PCB's are extraordinarily stable compounds. Complete oxidation is possible only above 1000°C. Solubility in water is slight and decreases with increasing degrees of chlorination. In contrast, PCB's are soluble in lubricants and hydrocarbons. They possess good thermal conductivity while their electrical conductivity, in contrast, is extremely slight.

In various technological products, classified according to their average chlorine content, over 60 separate substances can now be identified which, at times, differen-

uate themselves considerably in their chemical, physical and biological behavior. Even with the same chlorine content, the products, depending on the manufacturer, exhibit varying compositions. Technological PCB's could also contain slight amounts of polychlorinated dibenzofuranes (PCDF's) as an impurity.

PCB residues which appear in the environment result from differing mixtures of these technological products which, in their combinations however, through disintegration and metabolism are for the most part greatly changed. Particularly the residues which are detected in organisms exhibit a pattern of distribution of separate substances which differentiate themselves considerably from the technological products.

Utilization and Production

Since 1929, the beginning of their commercial use, over one million tons of PCB's have been produced worldwide. Until the beginning of the 1970's, they were utilized in open as well as closed systems. Until the self-imposed restriction by the only German manufacturer, Bayer, Inc., in 1972, PCB's in the Federal Republic of Germany were used in open systems for the following purposes: as lubricant, softener, laminating agent, impregnating agent and fire retardant, additive in cement, plaster and casting agents, sealing liquid in measuring instruments and heavy oil in ring scales.

Since their introduction, PCB use in the so-called "open systems" has been estimated at a total of 22,000 to 23,000 tons (mostly highly chlorinated PCB's) in West Germany. The areas of use of PCB's after 1973 in so-called "closed application" are regulated by the July 27, 1976 Council Directive of the European Economic Community (76/769/EEC) and, through the 10th Regulations to Implement Federal Immissions Control Act (10. BImSchV) of July 26, 1978, carried over into German law.

From those specified uses, only those for transformers, condensers and hydraulic oil in mining play a significant role in West Germany.

While PCB's have been used in these areas since the 1950's, exact production figures have been available, however, only since 1973, and a great many details about production and location can only be estimated. So, over the period in question from 1950 to 1980, approximately 30,000 tons of PCB's were produced for use in transformers or condensers. With an export share of about 30% an amount remaining nationally of from 40,000 to 45,000 tons for both areas of use must, therefore, still be reckoned with. Most significantly, middle and highly chlorinated PCB's are involved although after about 1976 increasingly greater amounts of weakly chlorinated PCB's are utilized in condensers.

The use of PCB's as hydraulic fluid in underground mining has been denoted, to be sure, a "closed" application.

Strictly speaking, however, it is not to be viewed as a use in a closed system since (according to statements from users, also) the hydraulic oil employed is "consumed" and, consequently, set free underground. The PCB's so set free can reach the environment through ventilation systems, mine output and pit water. This type of use, rather, must be equated with use in an "open" system. Up till now approximately 10,000 tons of PCB's have been "consumed" and thus set free in underground mining. This predominately involves highly chlorinated PCB's.

Although after the production figures were publicized, the amounts of PCB's manufactured in West Germany stayed relatively constant during the period from 1974 to 1980 (1974: 6300 tons; 1980: 7400 tons), the composition, pattern of use and export significantly changed.

Altogether, a shift in favor of weakly chlorinated PCB's (Primary share 1977 - PCB's with 54% w/w Cl; Primary share 1980 - PCB's with 42% w/w Cl) is identifiable. PCB use in condensers and transformers was dropping sharply, the use of PCB's in underground mining relatively, as well as absolutely, increased and, in 1980, made up over 70% of the PCB's remaining within the nation. Altogether, the national utilization from 1974 to 1980 decreased from approximately 3000 tons per annum to somewhat more than 2000 tons per annum, while the export during this period rose from approximately 300 tons per annum to approximately 5000 tons per annum.

Since after January 1, 1981 the firm Bayer AG, according to their own statements, produced only the so-called weakly chlorinated PCB's (essentially Clophen A30 with 42% w/w Cl), a further change since this point in time is to be expected. However, at least in mining, this production shift created no lessening, or shift, to less chlorinated PCB's, 1000 tons of which, according to information from Bayer AG, was imported in 1981 for this area of use, mainly from France.

In the OECD sphere, the rate of production of PCB's sank suddenly after Monsanto Industrial Chemicals Co. voluntarily discontinued production in the U.S.A. and Great Britain in 1977.

In 1980, PCB's were still being produced only in the Federal Republic of Germany (7300 tons), France (6500 tons), Italy (1500 tons) and Spain (1250 tons). In the Comecon countries, the USSR (Sovol) and CSSR (Chemko), at the very least, produce/produced PCB's. There is no information available about levels of production, composition and areas of utilization. The fact is, however, that the USSR procures PCB's from the Federal Republic of Germany, from Bayer AG.

Sources of Emissions

From the Use in "Open Systems"

The use of PCB's in open systems was allowed until 1972. Since PCB's could neither specifically be disposed

of nor collected and since, moreover, the areas of use were very dispersed, these PCB residues could no longer be recovered. With a product life in this area of 10 to 20 years, successive releases of PCB's (mainly highly chlorinated PCB's) are to be reckoned with through to the 1990's. Lastly, however, all PCB's employed in this area (22,000 to 23,000 tons) will enter the environment. Facilities for the incineration of residential garbage and garbage disposal sites are to be named as sources of further dissemination.

From the Use in "Closed Systems"

A quantification of the already emissions that have taken place or are still to be expected from this area is difficult, since information about use, particularly before 1975, is incomplete or does not exist.

It must be assumed, however, that PCB's used in small condensers extensively enter the environment, since it is neither collected nor recycled, but is usually disposed of with garbage. Since, on the basis of data from 1973 to 1980, at least 50 % of the PCB's used in condensers refer to small condensers, at least 10,000 tons of PCB's from small condensers are to be reckoned with through extrapolation of this share from the period of use running from 1950 to 1980. With a product life which, according to area of use, varies up to 30 years, an entry of PCB's into the environment will continue past the year 2000. As sources of further dissemination, facilities for the incineration of residential garbage, garbage dumps, business processing industrial waste; facilities for the incineration of used oil and secondary refinery products from used oil recycling, are to be named.

Just to what extent working heat exchangers containing liquids with PCB's contribute as a source to total emissions cannot be specified because data is unavailable. Since, from 1973, only about 800 tons of PCB's have been employed in this area, the total amount utilized is surely lower than in other "closed systems". As a rule, heat exchangers taken out of service are disposed of with industrial waste due to ignorance about the material with which they are filled. The employed PCB's can even find entry into used oil utilization although PCB-containing liquids must, according to the Used Oil Act, be specially disposed of.

The use of PCB-containing hydraulic fluids in underground mining is presently to be seen as a significant source of emission. Until 1980, approximately 10,000 tons of PCB's were set free below ground. The use of PCB's (mostly highly chlorinated PCB's) in this area exhibits a tendency to growth and, in 1980, reached 1600 tons per annum.

With that, about 70 % of the PCB's used nationally was released by this use. No data, however, is currently available on the extent of PCB entry into the environment via ventilation systems, mine output and pit water.

The narrow area of the so-called PCB "Altlasten"¹⁾, PCB's employed in large condensers and large transformers, represent the largest PCB reservoir (approximately 30,000 tons). Due to the long product life (20 to 50 years according to technical design and area of application) and the relatively high degree of technological safeguarding (4 breakdowns of industrial transformers in approximately the last 20 years are known), they presently play a minor role in comparison to the previously mentioned sources. However, from accidents, leakages and fires they represent a considerable source of danger from the local and regional point of view. From fires especially, significant amounts of polychlorinated dibenzodioxins and dibenzofuranes can be formed from PCB's.

In the near future and beyond the year 2000, the number of shut-downs of such machinery will increase. Inappropriate disposal methods resulting from insufficient labeling of equipment, the lack of awareness of those responsible for disposal of the dangers, a lack of control by the appropriate officials, etc., will play a quantitatively more important role under the present conditions and is to be seen as a significant source of PCB emissions.

Other Sources

Undesirable PCB formation and emissions, respectively, have been established by various technical processes.

That PCB's were found in the flue ash of facilities for garbage incineration was to be expected due to the PCB content of the garbage and the too-low incineration temperatures. However, in comparison to technical PCB's, the determined altered composition of the emitted PCB's gives reason to assume that additional PCB's are formed from the incineration of organo-chlorine compounds. At present, quantification is not possible.

The contamination of particular organic pigments, especially phthalocyanins, with PCB's in a magnitude of from 10 to 100 kg/year, truly plays a subordinate role as a PCB source, suggesting, however, another undesired source.

From chlorinated benzenes, which are used as solvents in chemical processes, PCB's could form at high temperatures and under conditions still to be researched more closely. Since the use of chlorinated benzenes involves quantities of an order of 100,000 tons, this is a not-to-be-overlooked PCB source.

Other PCB sources named in the literature, such as formation from DDT, through the influence of sunlight, and resulting from pentachlorophenol production as well as from the chlorine bleaching of cellulose are, according to the currently available information, quantitatively negligible.

¹⁾ Waste that has been collected over time and because of its environmental impact continues to be a problem.

The U.S. Environmental Protection Agency had commissioned theoretical studies involving 230 industrially used products or product classes in whose synthesis PCB's formed as an intermediate or by-product or which might contain PCB's as a consequence of contamination of the starting substances used. Substances and substance classes had been classified into several categories by the probability of PCB contamination or that of an unwanted synthesis of PCB's in the production process. Some 30% of the substances and substance classes considered were ascribed a high probability of the occurrence of PCB's as a contaminant of the starting materials or of its undesirable formation in the production process. Quantitative studies of the extent of the undesirable presence of PCB's in the environment as a consequence of these processes have not yet become available.

The resulting and, at the present time, already unavoidable entry (beyond the year 2000) of PCB's into the environment in West Germany constitutes between 30,000 and 40,000 tons assuming that no further emission sources will be created, the disposal of "Altlasten" will be carried out under completely controlled conditions in the future and that the emission from underground mining will be stopped within a reasonable time.

Risk Potential

Preliminary Remarks

The determination of environmental risk in the present report rests on analytically proven PCB concentrations in air, water and soil, as well as on quantified residues in organisms in the food chains, which have been connected with the ascertained effect in controlled laboratory experiments or, when possible, with observed environmental effects. As reference criteria, whenever possible results of technological PCB's with an average content of 42 to 54% w/w chlorine were employed since these play the largest role in production and use. Residues found in both animals and humans exhibit an altered composition. From the abundance of current data and research those remarks have been chosen, which appear significant to the portrayal of a possible environmental risk.

The attempt has been made to weigh the resulting risk brought about by PCB's and to associate it with areas (of a regional and biological sort).

Environmental spheres with already observed damage were distinguished from spheres in which, because of the concentrations used in laboratory experiments, damage could be expected. Beyond that, environmental zones were attributed a risk potential when identified PCB concentrations were lower by a factor of 10 than the effect threshold identified in lab experiments as one of the parameters viewed as important.

A justification for this gradation derives from the biological variability of individual types as well as the mostly

unknown interaction among themselves. As presently not endangered, areas will be denoted in which the identified PCB concentrations are under the identified effect threshold by a factor of 100 and in which no indication of a risk from environmental concentrations currently appears.

Exposure

Preliminary Remarks: The data on contents communicated in the literature has been partly established by analytic methods which, due to inadequate separation and identification of the individual components, led to mistaken quantifications and, thereby, permitted only a rough estimation of the actually existing PCB effects on the environment. More exact methods of determination have been available for a number of years.

Worldwide, a drop in concentrations from industrial to agricultural regions may be found. PCB concentrations in air are in the nanogram range/m³ (worldwide from approximately 0.03 ng/m³ over the open sea to 100 ng/m³ in areas of industrial concentration). In the Federal Republic of Germany, concentrations range from 5 to 30 ng/m³²¹.

With the exception of drinking water with a PCB content of approximately 10 ng/l, in the Federal Republic of Germany the contents of flowing waters, inland lakes and seas, or portions of seas, are regionally different and vary, in part considerably, depending on their distance from sources of contamination.

So up to 10 ng PCB's/l is found in weakly affected rivers (Inn, Iller), 10 to 100 ng/l in rivers moderately affected (the middle Rhine, Moselle, Main), and 100 ng/l in the lower courses of the Elbe, Weser, Ems and in the lower Rhine. Peak values up to 300 ng/l have been measured in the Ruhr. These concentrations exhibit considerable fluctuations.

In inland lakes, the PCB concentrations are generally between 10 and 20 ng/l. In Lake Constance, peak values of 36 to 75 ng/l have been measured.

PCB concentrations measured in water samples from different marine areas are between 1 and 10 ng/l. In coastal waters as well as in zones of low water exchange, higher PCB concentrations have been recorded. The tidelands have to be seen as especially affected, where influenced by estuaries (Schelde, Ems, Weser, Elbe), since these rivers carry considerable PCB freights (e.g., the Rhine, 5 to 10 tons per year).

It is difficult to give ranges of concentrations for soils of different regions since only a few surveys of mostly small scale have been carried out. The portion of positive findings fluctuates between .1% of samples analysed (agricultural areas, U.S.A.) to over .5 to 5.6% (urban areas,

²¹ 1 nanogram (ng) = 10⁻³ micrograms (µg) = 10⁻⁶ milligrams (mg) = 10⁻⁹ grams (g).

U.S.A.) to up to 60% positive findings in rice fields (Japan). The slight share of positive findings to some extent probably is to be attributed to the low sensitivity of the methods employed (detection limit .01 to .1 mg/kg). In the Federal Republic of Germany up to now, two sets of experimental results from garden soil (in the mg/kg range) have been published. PCB contents in the positive tests fluctuate, aside from contaminated locations near corresponding emitters, between .01 and .1 mg/kg. In urban locations values up to approximately 1 mg/kg have been recorded.

In sediment from rivers and lakes the PCB contents, with the exception of highly contaminated waters, lie between .1 and 1 mg/kg dry weight. Residential garbage and sewage sludge exhibit values of .5 to 10 mg PCB's/kg dry weight.

Residues in organisms mirror the effect of their respective habitats. The amount of residue depends upon the type of absorption of pollutants (bio-accumulation; bio-magnification), the position of the organism in question within the food chain and the special accumulation-readiness of the substances in question. Due to the high persistence in water and soil, the low metabolic rate and the high affinity for lipid-rich compartments, PCB's accumulate in organisms. Highly chlorinated PCB's accumulate to a greater degree in the food chain than weakly chlorinated ones.

By direct absorption from the surrounding medium (bio-accumulation) and accumulation factors of 10^4 to 10^6 , PCB residues for plankton, invertebrates and, with limitations for fish (bio-magnification plays a certain role here, too), in the marine environment are in ppb to lower ppm-range (referring to wet weight)³⁾. Corresponding to generally higher concentrations in their medium, fresh water organisms exhibit PCB residues up to 10 times higher than marine organisms.

For marine mammals which are at the end of the food chain, like for marine birds as well as for predatory birds, intake through the food chain (bio-magnification) causes the PCB residues observed. From residue values of approximately 50 to 1000 ppm (fat basis), a bio-magnification factor of about 10^2 results.

An evaluation of residue data collected by the ZEBS data bank until the end of 1981 revealed that some 50% of food samples of animal origin contained measurable PCB levels. In foods of vegetal origin, levels were mostly below the detection limit. For cereals, representative surveys resulted in a mean value of 0.007 mg/kg. ZEBS data on marine fish showed a mean PCB level of ca. 0.04 mg/kg fresh weight. In 1978 a mean level of 0.2 mg/kg fresh weight was given by the Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG). PCB residue levels in freshwater fish were mostly higher. Thus, average levels of 0.5–1.4 mg/kg fresh weight were measured in fish from the middle Rhine in 1979–1981. Except for milk

and cereals, no reduction of PCB levels has been established in the Federal Republic of Germany at present.

Toxic Effects

When in 1968 in Japan because of an accident in a rice oil processing facility PCB's were incorporated into rice oil, additional attention was drawn to the toxic profile of PCB's.

This technical failure caused a contamination of edible oil with Kanechlor 400 (2500 mg/kg); it contained, moreover, up to 5 mg/kg dibenzofurans. Despite the original assumption of an absorption of 2 g Kanechlor 400, after more recent research an average Kanechlor 400 absorption of approximately 1.2 g within 5 to 6 months has been calculated. For those affected, this led to the following symptoms:

Tiredness, general ill feeling (e.g. headaches, abdominal pain, numbness and pain in the extremities), changes in the menstrual cycle, symptoms of bronchitis, neuropathy, changes of the biochemical parameters, cystic swelling of the Meibomian glands with emergence of a cheesy secretion, edema of the eyelids. Aside from these symptoms, low birth weights and growth retardations in children as well as hyperpigmentation and hyperlipidemia have been found. Acne was unchanged more than two years after the onset of illness.

The acute toxicity of PCB's is rated as slight. Oral LD_{50} fluctuates for mice and rats, according to the degree of chlorination, between 2 g/kg and 11 g/kg body weight. For poultry, oral toxicity is in the same order of magnitude. For trout, the LC_{50} value ranges from 8 to 240 μ g/l depending on the different degree of chlorination of various Aroclors. Generally, it may be established that acute oral toxicity for most animals runs to more than 1 g/kg body weight.

Experiments conducted on mammals demonstrate, besides a relatively slight acute toxicity, multiple effects connected with a low effect threshold in the case of chronic application as well as strong differences in sensitivity between animal species. In addition to the frequent effect of PCB's on organs like, above all, the liver, but also spleen, thymus, skin as well as secondary effects on blood, serum enzyme activities and immune status. Impairment of reproductivity in Rhesus monkeys has been observed at concentrations beginning at 2.5 mg/kg feeding stuff. The chronic administration of PCB to mammals (rats, mice, rabbits, monkeys) leads to accumulations in the liver, fatty tissue, spleen and thymus as well as nerve tissue, depending on the dose. The organ that is the primary target in all animals is the liver, where generally with increasing degree of chlorination of PCB's the capacity for induction of mixed function oxidases increases. Mixed function oxidases detoxify foreign substances but may also activate reactive metabolites. Beyond that, the result can be a porphyria due to a dis-

³⁾ 1 ppb = 10^{-3} ppm and corresponding, to 1 μ g/kg.

turbance of hemoglobin synthesis. Moreover, PCB's influence the physiologic processes via the corresponding enzymes, above all, the metabolism of steroid hormones. In addition, an estrogenic effect of PCB could be proven. With chronic exposure, PCB concentrations above 0.1 µg/l in mixed cultures of plankton and invertebrates lead to population shifts and a reduction in the species diversity. Likewise, the survival rate of young fish declines, if parents and spawn had been exposed to 0.1 µg/l PCB and more. Elevated rates of malformation as well as reduced survival rates could be correlated with PCB residues of 0.5 to 3 ppm (wet weight basis) in spawn. Reproductive disturbances connected with pathological uterine changes in marine mammals (seals in the Baltic Sea) were found to be associated with elevated PCB and DDT residues.

Chronic feeding tests with differing bird species likewise produced reproductive disturbances (declining egg production rate, reduced hatching rate, teratogenous damages like edema, skeletal anomalies, eye malformations) beginning at a concentration of 10 mg PCB's/kg feeding stuff. Similar findings, with PCB residues of 3 mg/kg, have been observed in whole egg.

Although PCB in laboratory animals as well as in humans enters the placenta, the question of the teratogenic consequences of PCB's has not yet been clearly answered. While embryotoxic effects in various laboratory animals could be repeatedly demonstrated, results about the teratogenic potential are contradictory. The spectrum of effects ranges from lacking skeletal malformations to a moderate elevation in the rate of malformations (e.g., cleft palates and lips, syndactylism, changes in the kidneys). After extended feedings of Aroclor 1248 to monkeys, an increase in the rate of spontaneous abortions and stillbirths can be established. Female minks lost their reproductive ability after they were given 5 mg/kg Aroclor 1254, probably due to disturbance of the metabolism of steroid hormones. From the studies presented up to now, it follows that the influence on the ability to reproduce obviously is to be seen as a particularly sensitive parameter. An important role in reproductive toxicology is obviously played by the steroid receptors. Since PCB's can bind to estrogen receptors, they can also display synergistic or antagonistic effects here.

The question of the carcinogenic effect of PCB's has been intensively discussed for a long time. In some animal studies, hepatomas and carcinomas of the liver could be observed at higher concentrations of technical PCB's. Indications of a possible carcinogenic effect result from the study of fatalities of the Yusho patients five and a half years after the accident in Japan. It is to be taken into account that these PCB's contained high amounts of polychlorinated dibenzofuranes. In retrospective epidemiological studies, the suspicion of carcinogenic effects on humans could not sufficiently be proven. The "International Agency for Research on Cancer," of the

World Health Organization reaches the conclusion that certain individual PCB components could be carcinogens. The epidemiological data indicates that a relationship between PCB exposure and the formation of tumors cannot entirely be excluded. More recent experiments on some commercial PCB products have further proven that these have a dosage-dependent tumor-promoting effect. It is to be concluded from the findings presented up to now that the question of the carcinogenic potentials of PCB has not yet been completely clarified. This problem, therefore, deserves intensified attention.

The metabolism of PCB, like most toxicological parameters, depends on the degree of chlorination and the position of the chlorine atoms. As a rule, with increasing chlorine content metabolism as well as excretion decrease.

Health Assessment

Because of the not yet completely clarified toxicological basis indications of a possible damage to reproductive ability including teratogenic potential as well as the not yet excluded carcinogenic effect, PCB's have to be considered a danger to the health of certain groups at risk. Because of the similarity of general symptoms with long-term ingestion of PCB's and the phylogenetic relatedness to humans, experiments obtained with Rhesus monkeys are viewed as especially meaningful for health evaluations. On the basis of available results of research on adult female rhesus monkeys, a "no-effect level" of 16 µg/kg body weight can be established.

The evaluation of health-related dangers has been carried out on the basis of experiments on rhesus monkeys. According to the procedure of the DFG-Commission for the Testing of Residues in Food one gets an ATD (Acceptable daily dose, corresponding to the ADI value) of 1 µg/kg body weight if one uses a safety factor of 20. This value must be viewed as a temporary upper limit since risks from:

- additive or potentiation effects via the unavoidable absorption of other organo-chlorine compounds (HCH, Dieldrin, DDT, etc.);
- a possible carcinogenic potential of PCB's (threshold doses with exclusive effect as promoter?);
- long-term impacts on the immune system and their consequences;
- long-term impacts on the nervous system; and
- the possible higher sensitivity of fetuses and infants

presently can not yet be estimated and therefore cannot be taken into consideration when choosing a safety factor. These experiments do not take into consideration that the PCB residues ingested with food differ from the technological mixture in their composition.

Persons Not Occupationally Exposed

From the total uptakes of 34.5 µg/week for male persons and 34.9 µg/week for female persons determined according to ZEBS, appr. 64% were from foods of animal origin. Since PCB intake is highly dependent upon fish consumption, population groups with a high fish consumption are expected to present values far above the average. This is true above all for populations with a frequent consumption of fish from relatively contaminated rivers. According to a study commissioned by the Federal Minister for Youth, Family Affairs and Health (BMJFG), the total intake amounted to approximately 35 µg/day per person and thus lay also under both the ADI and the computed ATD values (60 to 70 µg/day per person). According to the current knowledge of toxicology, no hazard for these people is expected here.

Persons Occupationally Exposed

Using currently valid MAK (Maximum Workplace Concentrations) values of 0.5, i.e., 1 mg/m³, the possibility of health injuries in the workplace is no longer to be excluded according to recent experiments and thus a review of these currently valid MAK values is desirable. As risk groups, not only persons in establishments, manufacturing, processing and removing PCB's are to be so viewed, but also miners involved in bituminous coal mining. There is no data relative to PCB effects available about the latter occupational group and surveillance is accordingly required.

Mother's Milk

Infants can take up PCB's through mother's milk. From a large number of experiments, it follows that PCB content in mother's milk varies considerably.

The values found in the fat of mother's milk range, in 98% of the samples from 0.001 to 7.2 mg/kg, with an arithmetic mean of 2.1 mg/kg. This value reflects approximately the average content of mother's milk. Only in 2% of the samples, residues of 7.2 mg/kg to 15.7 mg/kg have been discovered. These residue values can be viewed as reliable survey data for the Federal Republic of Germany although various uncertainties, especially with the sampling and the residue analysis, cannot be dismissed.

In the fat of the milk of rhesus monkeys who were exposed to 2.5 mg PCB/kg food (Aroclor 1248) for one year, 16.4 mg PCB/kg could be demonstrated. A portion of the monkey infants who were nourished with this milk died within a few months from typical PCB poisoning (acne, swelling of the eyelids, hyperpigmentation of the skin). The young animals who survived up to four months after their birth were weaned from their mothers

and thereafter fed a synthetic milk diet whereupon their health improved. On the basis of these findings it follows that the death of the young animal has been caused by the intrauterine PCB exposure on the one hand and on the PCB-contaminated milk on the other hand. In this connection, it is to be assumed, in the view of the Federal Health Office, that in this study a relatively high intrauterine PCB level from Aroclor 1248 was already present which was probably different from the composition of PCB residues taken up with food. Such a pre-birth exposure, however, is not existent for humans. Therefore these research results cannot be transferred to the situation of humans. Despite the fact that injuries have not been observed in breast-fed infants when exposed to PCB residue concentrations referred to above, reduction of PCB residues in mother's milk has to be attempted as far as possible in order to further reduce the possibility of health injuries.

A comparison of PCB concentrations in mother's milk with the ADI value undertaken in many situations is, in the opinion of the Federal Health Office, invalid because the ADI value relates to daily and lifelong uptake by adults, while the breast-feeding period as a rule amounts to only a few months and the special status of infants has not been considered. Based on a benefit-risk estimate made in 1982, the "Commission for the Evaluation of Residues in Food" of „Deutsche Forschungsgemeinschaft" has recommended breast-feeding over a period of 3-4 months only since only during the first three months of life the advantages of breast-feeding fully outweigh the disadvantages; they are losing in importance in the course of the following months. After having weighed all scientific arguments, the Commission concluded also in 1982 that its recommendation made in 1976 was still valid, i.e. that the benefits of breast-feeding had to be rated higher than possible health risks from residues found in mother's milk.

Assessment of Environmental Exposure

The following assessment is most significantly based upon laboratory findings, although some observed adverse environmental influences were attributed to PCB's. This procedure is at present the only one with a basis since there is scarcely information available with regard to synergisms with other contaminants and hazards resulting therefrom at least with regard to quantitative aspects. Otherwise the assessment follows the provisions of the Chemicals Act.

The assessment which neglects the interaction with other pollutants surely does not reflect, consequently, the real environmental danger, but reproduces at most the contribution involving PCB's.

According to the criteria specified in the section "Preliminary Remarks," the aquatic sphere has to be viewed

as the critical one with regard to environmental protection.

Above a PCB concentration of 0.1 µg/l, the effect threshold for a range of planktonic organisms, invertebrates and young fish, i.e., important links in the aquatic food chain, a risk is to be expected. According to our current information, this applies especially to the following habitats of these organisms:

Estuary areas of the Schelde, Rhine, Ems, Weser and Elbe as well as adjacent tide-water areas.

With observed accumulation factors of about 10^5 for an entire fish, the residue concentrations affecting offspring in the spawn (> 1 mg/kg) is already to be expected with PCB concentrations above 0.01 µg/l. This increases the regions of expected risk for particular species of fish, to include in addition to the above mentioned regions, the middle courses of large rivers and on most of the inland lakes of the Federal Republic of Germany. Areas which must be viewed as "possibly endangered" for species diversity of fish are, according to the chosen criteria, all other waters of the Federal Republic of Germany with the exception of some rivers' upper courses.

Sea mammals are to be viewed as especially endangered because of their position at the end of an aquatic food chain, with bio-magnification factors of 10^1 to 10^2 (with reference to fat) and the above mentioned accumulation factors for fish, residues of 10 mg/kg even with PCB concentrations of 1 ng/l can still, under unfavorable conditions, be found.

In spite of the multiplicity of experiments on various types of birds, relevant studies which correlate the impact on food absorption with residue concentrations in organs and tissues, in eggs and eventually with damage to the offspring, are not known to us. From experiments which consider individual aspects, however, a danger to offspring is to be expected above a PCB concentration of 3 to 5 mg/kg in the whole egg. Since such PCB concentrations in the eggs of sea birds of the German coasts, like those in the eggs of birds of prey of the inland, are no rarity, a long term danger for species with high PCB-burden like sea gulls, great crested grebes, cormorants, sea eagles and falcons, is to be expected.

Species of terrestrial mammals as well as herbivorous and insectivorous birds are viewed as "presently not endangered" on the basis of data on PCB residues.

From an ecotoxicological viewpoint, a decrease in PCB concentrations in water to 1 ng/l would be necessary. Since this is not possible from a technological point of view, further PCB entry into the environment must at least be minimized.

Technological Possibilities for Reducing Environmental Risk Caused by PCBs

PCB's are no longer retrievable once brought into the environment and continuing PCB exposure can only be

reduced over the long term by prevention of any further PCB entry (national and international) since then the slow natural decomposition and sedimentation will become effective.

The currently permitted areas of use of PCB are thus to be examined with the goal of strict avoidance of any further PCB entry into the environment. So-called "closed systems" are only to be considered as such in a technical regard, since through accidents, improper handling and improper removal operations leaks can occur which can lead to further entry into the environment.

The substitution of phthalic acid esters like, e.g., diethylphthalate, for PCB as dielectrics in condensers can be viewed as resolved for nearly all areas of application. Solely with heavily impacted high voltage condensers for reactive current compensators in mining are PCB's not yet replaceable for fire safety reasons, according to the users.

For many applications, PCB in transformers can be replaced by silicon oil. This is also true for transformers used in high-rise buildings. According to a statement from the transformer manufacturing industry, performance and voltage areas, seen as problem areas from other sides, from 10 MVA, i.e., 20 KV, could be replaced by silicon oil-filled transformers. As further alternatives, cast resin transformers as well as transformers equipped with specially refined mineral oils are to be cited.

For PCB-containing hydraulic oils used in specialized mining machinery there are still no sufficiently good substitutes available at present in the opinion of the mining concerns.

In order to diminish the use of hydraulic oil, modified coupling systems are presently being tested.

According to information from British Petroleum, a complete PCB-free substitute for mining is to be expected by 1983.

The relatively safe disposal of PCB 'Altlasten' through incineration can, from a technical viewpoint, be considered resolved, via incineration with temperatures over 1200°C and lasting more than two seconds. Although the existing incineration capacities (Bayer AG, 1000 tons/year; HIM Biebesheim, 3000 to 5000 tons/year) are not currently fully used, they still are not sufficient to make a short term exchange of less dangerous substitute products for PCB in the existing technical machinery possible. The main problem lies with the identification of ca. 30,000 t of 'Altlasten' and their conveyance to controlled incineration.

The possibility of disposal of PCB by chemical means is currently not to be viewed as an alternative to incineration. The possibility, however, may find application with the decontamination of transformer and condenser housings, since their removal via final storage in underground depots is partly impossible on technical grounds and, beyond that, uneconomic.

Legal Possibilities for Reducing Environmental Risk

It must be the goal of measures to prevent the further emission of PCB's into the environment in order to exclude the further contamination of air, water and soil and thereby to reduce the existing environmental hazard. Three areas of regulation must be differentiated:

- disposal of PCB (Altlasten) found in commerce;
- use of PCB's; and
- production and import of PCB's.

Disposal of PCB-Containing Waste

Used oil (and thereby also PCB's) is excepted from the regulations of the Waste Disposal Act (AbfG) insofar as it, corresponding to the regulations of the Used Oil Act, will be picked up and disposed of. These regulations are, however, ineffective since the separated collection and disposal of PCB-containing liquids produces high costs which cannot be covered through the usual subsidies in the framework of the Used Oil Act. Pursuant to the Waste Disposal Act, PCB's are then only subject to the limited rules of the Regulations for the classification of waste according to §2, paragraph 2 of the Waste Disposal Act (so-called special waste) when it derives from industrial manufacturing and processing. The regulations therefore, do not include waste which falls to the regulation-conforming use or consumption of PCB's. In order to close these legal loopholes, it is urgent that PCB's from such use be included in the third amendment of the Waste Disposal Act and thus in the regulation according to §2, paragraph 2.

In order to guarantee a comprehensive disposal, the federal Länder are additionally asked to erect and implement an appropriate surveillance concept for PCB condensers and transformers in the framework of the execution of the Waste Disposal Act.

Use Restrictions

Through an amendment of the 10th Federal Immissions Control Act with the goal of use restriction, e.g. prohibition of PCB-containing small condensers, prohibition of PCB-containing hydraulic oil for hydraulic installations in below ground mining facilities, further emissions could be restricted. At the least, the irreplaceable removal of the exemption of §1, paragraph 2 should be called for and, moreover, the implementation of a labeling duty pursuant to §13 of the Chemicals Act.

Production and Import

Doubtlessly the most effective and, at the same time, legally permissible measure is to be seen in a ban on the

manufacture, marketing and the use of PCB with simultaneous stricter application of surveillance concepts for PCB Altlasten. Since both highly and weakly chlorinated PCB's are classified as environmentally dangerous, such a ban could rely on §17, paragraph 1, number 1 of the Chemicals Act.

A total ban pursuant to §35, paragraph 1 of the Federal Immissions Control Act appears to be inappropriate as a legal basis since this covers only harmful environmental impact through air pollution use in accordance with the intended purpose while the risk potential significantly depends on improper use and disposal. Below a total ban, the following measure are alternatively/cumulatively possible:

- a) Prohibition with phasing-out periods on the use of PCB's in underground hydraulic facilities in mining on the basis of §66, paragraph 1, number 1b of the Federal Mining Act of August 13, 1980 (BGBl. I 1310) because of the increased risk with external causes of fire.
- b) Stopping the export of PCB's into non-common market countries via appropriate manufacturing ban, based on §17, paragraph 1, number 1 of the Chemicals Act.
- c) Prohibition of the manufacture, marketing and the use of the remaining PCB's and, thus, an effective import ban pursuant to §17, paragraph 1, number 1 of the Chemicals Act with phasing-out periods.
- d) Agreement on a quantitative delivery limitation for defined uses with temporary phasing-out periods.
- e) In pursuit of the cooperation principle of environmental policy, the offering of an opportunity for voluntary self-limitation by the manufacturer with respect to production and marketing of PCB (e.g., Monsanto in Great Britain).

According to a statement from the firm Bayer, such a self-imposed restriction is, indeed, envisaged by the end of 1983.

Economic Consequences of PCB Substitution

As shown, in principle substitutions can be made for PCB's through suitable alternative products, depending on area of application. A comprehensive substitution could have economic consequences on the PCB manufacturer, the processing industry and the user of PCB-containing equipment.

These consequences as well as the total economic aspects will be discussed below.

Consequences for the PCB Manufacturer

According to information from the firm Bayer, the sole manufacturer, an output of 4500 to 5000 tons of PCB

was calculated for 1982. With a price per ton of 4000 DM according to output, sales of PCB's are approximately 20 million DM/year, i.e., under the 1/1000 of total sales limit in relation to total Bayer AG (world) sales. With a forced production ban the drop in sales thereby produced would be compensated for by the sales increase expected from the Bayer-manufactured substitute product (silicone oil). Serious economic disadvantages for the producers are, hence, not expected, in accordance with statements from Bayer representatives.

Consequences for the Industry Using PCB in Manufacture

The share of transformers and condensers equipped with PCB's comes to about 5%. Already for this reason, and because of the fact that still only 580 tons of PCB in 1980 in West Germany were used for this purpose, no serious economic consequences are to be expected with a ban on PCB use. Even more, a rise in inquiries regarding successive replacement of PCB-filled equipment before the end of its product life is calculated. Equipment for replacement installation is now already on the market so that additional development costs may not be of great importance. Altogether, a ban on use in this area should have a positive effect on innovation, inquiry and even on the ability to compete internationally.

Consequences for the Users of Equipment Containing PCB's

Additional expenses for the acquisition of new transformers and condensers, required for complete PCB replacement lie between 12 and 28% over the cost of procuring PCB-filled equipment. These additional costs will be more than compensated for, however, through the resulting costs of controlled disposal via taking equipment out of service, since already about 40% of the new price must be estimated for this today. Seriously disadvantageous consequences of an economic sort will, hence, also not be expected in this area.

In mining the prices for substitute products are 10 to 75% over the PCB prices. By an assumed use based on 1600 tons (1980) in West Germany, the additional expenses for all below ground mining come to between 960,000 and 4.8 million DM. These additional expenditures, not compensable from a business-economic point of view, are, in comparison to the system costs and total mining sales, however, rated as relatively slight. Serious disadvantages of an economic sort are, hence, not expected.

Total Economic Aspects

In total, positive economic consequences from PCB replacement are calculated.

The most important total economic consequences are summarized below:

- Reduction of dangers for health and the environment which depend on PCB replacement and, thereby, reduction of public expenses for avoidance or restoration from damage still to be expected. In this connection, the expenses incurred up till now by the federal and Länder governments for research projects for clarification of the PCB issue, up to 30 million DM since 1972, must be considered. Additional expenses are to be expected.
- Through the forced development of environmental and health-friendly products, the economy of the Federal Republic of Germany follows other OECD countries in this area, i.e., increases its competitive chances.
- A loss of jobs is hardly to be expected since the slight amount of manpower set free will be compensated for anyway by the new jobs created by the expansion of the production of replacement substances.

Recommendations; Measures

On the basis of the foregoing portrayal of the dangers to health and the environment caused by PCB's, the technical possibility of PCB replacements, the legal situation as well as the economic consequences of a PCB substitution, a range of measures becomes necessary. According to the extent of the danger, the technical practicability and the legal possibilities, these should be taken over the short-, middle-, or long-term.

Necessary Short Term Measures

1. In order to guarantee the safe disposal of PCB 'Altlasten' according to the Waste Disposal Act, PCB's still in use have to be accommodated within the framework of the third amendment of the Waste Disposal Act i.e. in the Regulations per §2, paragraph 1 of the Waste Disposal Act. Beyond that, the Länder should be urged to create surveillance concepts with the goal of complete inclusion, labeling, supervision and disposal of PCB 'Altlasten'. This can take place in the framework of the Conference of Environmental Ministers of the Länder.

Because of the special fire risk, the fire departments are to be kept particularly informed about the location of equipment containing PCB's and the potential hazards.

Note:

According to information from the State Trade Supervisory Commission (Landesgewerbeamt) of Bavaria, such a concept is presently being worked out for the Free State of Bavaria.

Fixed Goals:

- a) surveillance and identification of equipment installed;
- b) control over whereabouts (location change, removal); and
- c) assistance with the removal (e.g. referrals to authorized firms, information about incineration facilities, etc.)

Implementation:

- a) Setting-up and continuous updating of a data file with a specified reporting system.
- b) The data files referred to above could be kept by the public utility companies supplying electricity, the state offices for environmental protection or the insurance boards.
- c) The implementation control could be looked after by the trade inspection offices.

2. With the goal direction of a total PCB prohibition, a ban on the manufacture, marketing and use of condensers containing PCB's with phasing-out periods for large condensers should be considered on the basis of §17, paragraph 1, number 1 of the Chemicals Act. The appropriate demand is also to be placed within an international framework (Common Market, OECD).
3. The inclusion of PCB's in the planned environmental contamination regulation with the goal of a long term reduction in residue quantities in food and, especially, in mother's milk, should be initiated.
4. A verification of the presently valid MAK (maximum workplace concentration) values for PCB's is desirable.
5. An investigation into the exposure of miners as well as a specific health control for exposed miners is appropriate due to the high PCB losses in coal mining.
6. The possibility of a new evaluation for the approval of PCB use in underground mining should be examined in the light of the policy of the 5th Luxembourg Report, Part IV.
7. The policy in Part IV of the above mentioned report (Examination with Regard to Health Risks) should be adapted to the state of scientific knowledge.

Middle and Long Term Measures Necessary

1. In the framework of a total PCB ban, a production and import ban on transformers containing PCB's as well as a prohibition of PCB application in hydraulic oil and heat exchangers with phasing-out periods for application in the named areas is necessary based on

§17, paragraph 1, number 1 of the Chemicals Act in connection with an amendment to the 10th Federal Emissions Control Act.

2. Parallel to the suggested measures under No. 2 of short term measures and No. 1 of this section based on §17, paragraph 1, number 1 of the Chemicals Act, a production stop throughout the Common Market is necessary to avoid undesirable trade advantages for other member countries.
3. The possibility of the establishment of central decontamination facilities for transformers and condensers taken out of service and those slated for a filling replacement, should be examined. As decontamination facilities, immobile, highly technological ones are just as conceivable as mobile ones in closed circuits.
4. The continuation of measures under 'Necessary Short-term Measures' No. 1 should be guaranteed for as long as necessary.

Note:

For 'Necessary Short-term Measures', as well as Nos. 1 and 2 under 'Middle and Long-term Measures Necessary' the question of PCB replacement is the central point.

As PCB replacement material, products presently available are made on the basis of

- silicone oil (transformers);
- phthalic acid esters (condensers);
- substituted benzenes (transformers, condensers);
- substituted diphenyl esters (transformers, condensers);

and some other substances (like, e.g., highly refined mineral oil and synthetic hydrocarbons).

From a technical viewpoint the replacement products are not all equivalent and are to be used, rather, according to necessity.

From a toxicological or ecotoxicological viewpoint, the offered substitution products have to be viewed differently and cannot all yet be finally evaluated. Before their introduction as substitution products their environmentally dangerous characteristics are to be compared to those of PCB:

- For the main replacement product in transformers, polydimethyl siloxans, technical as well as toxicological characteristics are such that it must be preferred to PCB's.
- The main replacement product in condensers, long chain dialkylphthalic acid esters, has already been employed in Japan since 1974 and then later also in the U.S.A. as a PCB replacement and has proven its value from a technical point of view.

From an ecotoxicological point of view, phthalates are not to be designated as unobjectionable in the same way

as silicon oil, but preferable to PCB's since they are far less persistent than PCB's. In spite of this, when use of phthalates is recommended already in the substitution phase one has to work toward the least possible input into the environment. The main problem in this connection is the emission of phthalates at a level of approximately 28,000 tons/year through production of plastics. Substituted benzenes, especially chlorinated ones, are viewed from a toxicological/ecotoxicological perspective as unsuitable as a PCB substitute since the problems thereby appearing are similar to those of chlorinated hydrocarbons.

There is still too little information available about substituted diphenyl ethers as a replacement product in transformers and condensers in order to take a well-founded position.

The replacement of PCB in coal mining proves more difficult. There are two paths to follow here:

- a) Technical modification of hydraulic and coupling systems leading to reduced PCB use, or better, allowing use of less objectionable replacement materials like, e.g., polyglycol/water mixtures.
- b) The use of phosphoric acid esters as a component in hydraulic oil containing PCB's, although from a toxicological viewpoint not unobjectionable, is practiced in Great Britain but also in the Federal Republic of Germany.

Presently no statement can yet be made about a PCB-free "complete replacement product" announced by the firm British Petroleum. It is hoped, however, that with this product an environmentally compatible alternative will be available after 1983.

II. Allgemeine Betrachtungen zum PCB-Problem

1. Begriffsbestimmung und Ursachen des Vorkommens von PCB (in Nahrungsketten und Lebensmitteln)

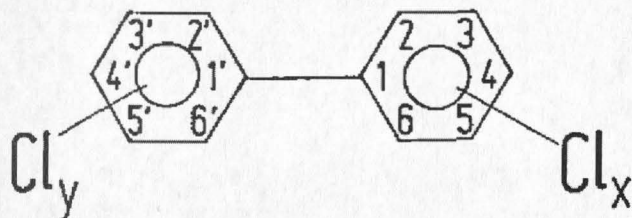
H. Lorenz und P. Claus

Eigenschaften, Produktion und Verwendungsspektrum

Die ersten chlorierten Biphenyle wurden 1864 synthetisiert. In der Regel wird Biphenyl unter der katalytischen Einwirkung von Eisen bzw. Eisenchlorid mit elementarem Chlor behandelt. Je nach Chlorierungsstufen (Einwirkungsdauer und Temperatur) fallen verschiedene Gemische mit unterschiedlichem Chlorierungsgrad an. Die Chlorgehalte der Gemische bewegen sich zwischen 21 und 68 %. Clophen A 30 (ein Produkt der Bayer AG) mit einem Chlorgehalt von 42 % weist 46 Einzelverbindungen auf, was die unterschiedlichen Eigenschaften der Gemische erklärt. In den Gemischen können bis zu 209 Chlorierungsisomere vorkommen. Darüber hinaus wurden als Verunreinigungen polychlorierte Dibenzofurane und polychlorierte Naphtaline nachgewiesen, z. B. Albron und Parker, 1979 (Zusammenfassende Darstellung hierzu IARC 1978).

Tab. 1 gibt die Zusammensetzung verschiedener PCB-Handelsprodukte wieder. Die Produktion der höchstchlorierten PCB (Clophen A 60) wurde 1977 eingestellt, die der hoch- und mittelchlorierten PCB am 1. 1. 1981. Die Einstellung der gesamten PCB-Produktion der Bayer AG wurde für 1983 angekündigt.

Abb. 1: Strukturformel der polychlorierten Biphenyle (PCB)



Erwa ab 1929/30 werden chlorierte Biphenyle als Isolier- und Kühlflüssigkeit, als Weichmacher für Lacke, Harze und Kunststoffe sowie als Hydraulikflüssigkeit eingesetzt.

Im Jahre 1968 wurden die ersten Umweltschäden durch PCB bekannt. In Japan erkrankten über 1000 Personen zum Teil schwer nach dem Genuß von PCB-haltigem Reisöl (Yusho-Krankheit).

Im Jahre 1971 führte in den USA PCB-haltiges Geflügelfutter bei Puten und Hühnern zu einer großen Notchlachtungsaktion. Im gleichen Jahr wurde ein großes Lungensterben in der Nordsee auf extrem hohe PCB-

Tab. 1: Zusammensetzung von PCB-Handelsprodukten nach der Anzahl der C-Atome (Arbeitsausschuß Abwasserfragen 1981)

Isomere	Chlorierungsstufen			
	niederchlorierte PCB	mittelchlorierte PCB	hochchlorierte PCB	höchstchlorierte PCB
	Clophen A30	A40	A50	A60
	%	%	%	%
Monochlorbiphenyl	2	N.N (1)	—	—
Dichlorbiphenyl	20	2	1	1
Trichlorbiphenyl	56	23	9	2
Tetrachlorbiphenyl	20	50	28	3
Pentachlorbiphenyl	2	19	44	20
Hexachlorbiphenyl	N.N (1)	4	16	43
Heptachlorbiphenyl		1	2	25
Oktachlorbiphenyl		N.N (1)	N.N (1)	5
Nonachlorbiphenyl				N.N (1)

Gehalte zurückgeführt. Diese Schäden führten zum Teil zur Einstellung der Produktion von PCB (Japan).

Man kam international überein, PCB für offene Anwendungen nicht mehr zu verwenden. Die Bundesrepublik Deutschland beschränkte 1978 durch Rechtsverordnung (Erlaß zur 10. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes – 10. BImSchV – vom 26. 7. 1978) die PCB-Anwendung ausschließlich auf geschlossene Systeme. Hierzu gehören.

1. Zusatzdielektrikum für Kondensatoren
2. Isolier- und Kühlflüssigkeit für Transformatoren
3. Hydraulische Flüssigkeit für Hubwerkzeuge, Hochdruckpumpen und automatische Getriebe im Untertagebau.

Die „offene“ Anwendung von PCB war bis 1971/772 üblich in:

- Schmiermitteln in Form von Getriebeölen, Hochdruckpumpenölen oder Schraubfetten
- Weichmachern in Kunststoffen
- Papierbeschichtungsmitteln
- Klebstoffen
- Imprägnierungsmitteln und Flammenschutzmitteln
- Zusatz in Kitt, Spachtelungsdichtungs- und Vergußmassen
- Trägersubstanz für Insecticide
- Schweröl in Ringwaagen

- Sperrflüssigkeit in Meßgeräten für chemisch aggressive Gase

In Deutschland wurden PCB zur Anwendung in den o. a. offenen Verwendungen ab 1971/72 nicht mehr verkauft (Rauhut 1978).

Physikalische und chemische Eigenschaften

Es handelt sich um eine wasserklare Flüssigkeit

- Der Chlorgehalt liegt zwischen 21 und 68 %
- Die Konsistenz bewegt sich zwischen flüssig und zähflüssig, je nach Chlorgehalt
- Die Dichte nimmt mit steigendem Chlorgehalt bei 20°C von 1,40 auf 1,63 zu
- Der Stockpunkt bei °C bewegt sich zwischen – 22 für 42–43 % Cl und + 18 für 59–60 % Cl
- Die Wärmeleitfähigkeit liegt niedriger als die des Mineralöls
- Bei einer hohen Dielektrizitätskonstante ist PCB feuersicher
- Die hohe Alterungsbeständigkeit macht PCB für den Elektrosektor besonders interessant.

Weitere Angaben über Stoffeigenschaften s. Hutzinger et al. (1974).

PCB sind außerordentlich beständige Verbindungen. Bis 170°C sind keine Veränderungen zu erwarten. Der Flammpunkt liegt zwischen 170 und 200°C. Eine vollständige Verbrennung von PCB ist erst über 1000°C möglich. PCB sind nicht explosionsgefährlich. Im Wasser sind PCB's wenig löslich; die Löslichkeit nimmt mit zunehmendem Chlorierungsgrad ab. Bei 25°C werden im Wasser folgende Löslichkeiten angegeben:

2,5,2'-Trichlorbiphenyl	0,64 mg/l
Pentachlorbiphenyl	0,02–0,012 mg/l
Decachlorbiphenyl	0,000016 mg/l

Dagegen ist PCB in Fetten und in Kohlenwasserstoffen löslich. Auch ein biologischer Abbau ist möglich. Der Abbau geht um so leichter vor sich, je weniger Chlor enthalten ist. Eine Akkumulation in der Natur ist vor

allem von den Penta- und Hexachlorbiphenylen zu erwarten.

Produktion, Export und Verbrauch in der Bundesrepublik in den Jahren 1973 bis 1980 wurden von Rauhut (1979 und 1982) ermittelt. Die neuesten Daten sind in Tabelle 2–4 wiedergegeben (aus Rauhut 1982, Tab. 1–3).

In der Bundesrepublik wurden seit den 50er Jahren insgesamt 30 000–33 000 t überwiegend H-PCB (hochchlorierte PCB) zur Füllung von Transformatoren verwendet; 10 % davon wurden bis 1960 eingesetzt, 50 % bis 1970, so daß 90 % der in Transformatoren eingesetzten Menge jünger als 20 Jahre ist. Die Lebensdauer der PCB-gefüllten Transformatoren wird auf 50 Jahre geschätzt. Im

Tab. 2: Produktion von PCB in der Bundesrepublik Deutschland nach Gew.-% Cl (t/Jahr)

Chlorierungsgrad Cl	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980
39,5	–	–	–	139	690	937	799
42/42,5	2449	1648	2170	2500	4061	3379	4180
47	463	292	454	–	–	–	–
48,5	–	–	–	525	666	865	1127
54	–	–	–	2516	2223	1963	1358
55	1619	1466	970	–	–	–	–
60	1810	2041	1436	–	–	–	–
	6338	5447	5030	5680	7640	7144	7464

Tab. 3: Export von PCB aus der Bundesrepublik Deutschland 1974–1980 nach Gew.-% Cl (t/Jahr)

Chlorierungsgrad Cl	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980
39,5	–	–	–	88	445	723	638
42/42,5	1131	563	1159	1532	3683	2728	3630
47	27	–	–	–	–	–	–
54	–	–	–	1150	1133	1247	749
55	967	437	322	–	–	–	–
60	1133	1047	760	–	–	–	–
	3258	2047	2241	2770	5261	4698	5017

Tab. 4: Verbrauch in der Bundesrepublik Deutschland 1974–1980

	1974		1975		1976		1977		1978		1979		1980		Summe 74–80
	t	%	t	%	t	%	t	%	t	%	t	%	t	%	
Kondensatoren % (1974 = 100)	1075	34,9	752	23,3	649	24,0	637	27,2	446	20,3	306	14,9	253	11,6	4 118
Transformatoren % (1974 = 100)	1130	36,7	1656	51,3	1125	41,6	740	31,6	41,5	28,5	28,5	14,9	23,5	11,6	5 967
Bergbau % (1974 = 100)	871	28,3	818	25,4	930	34,4	967	41,2	52,2	34,7	34,7	16,1	29,6	13,0	7 692
Gesamt % (1974 = 100)	3076	100	3226	100	2704	100	2344	100	132,9	156,3	156,3	182,2	182,2	182,2	17 777
	100		104		88		76		71		67		71		

Tab. 5: Die Produktionsmengen der bedeutendsten PCB-Hersteller der OECD (N.R. – Nicht berichtet)

Land	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980
Frankreich	9 674	9 541	7 182	7 190*	7 643	7 916*	N.R.	6 577*
Deutschland	6 949	8 374	7 328	6 610	5 680	7 640	7 280	7 309*
Italien	2 519	N.R.	1 868	1 933	2 343	1 767	1 414	1 479
Spanien	N.R.	1 935	N.R.	N.R.	1 504			
Großbritannien	4 067	4 818	3 274	3 013	283	0	0	0
USA	19 132	18 394	14 207	13 423	6 046	N.R.	N.R.	0

* Einschließlich T 60 mit 100 % Triphenyl

Jahre 1980 wurden noch etwa 600 t H-PCB für die Füllung von Transformatoren eingesetzt. Für Kondensatoren werden seit 4–5 Jahren keine H-PCB mehr verwendet. Für Kondensatoren im Hochspannungsbereich werden weiterhin N-PCB (niedrig chlorierte PCB) eingesetzt, im Jahre 1979 ca. 540 t (Arbeitsausschuß für Abwasserfragen, 1981).

In den USA sind zwischen 1929 und 1977 etwa 640 000 t PCB hergestellt worden. Die Produktion ist inzwischen eingestellt worden; jedoch sind derzeit noch 340 000 t PCB in Gebrauch, davon 73 600 t in Transformatoren und Kondensatoren. Weitere 118 000 t befinden sich in mit Mineralöl gefüllten Transformatoren, das mit PCB (50–500 mg PCB/kg) verunreinigt ist. Das Entsorgungsproblem in der Elektrizitätswirtschaft der USA wurde von S. Miller (1982) zusammenfassend dargestellt.

Nach Angaben der OECD (1981) sind die in der folgenden Tabelle (Tab. 5) zusammengestellten Mengen in den einzelnen Ländern von 1973–1980 hergestellt worden.

Nach Schätzung der National Academy of Sciences (1974) wurden bis 1978 insgesamt ca. 1 Million t PCB produziert. Davon sollen ca. 14 % (140 000 t) in die Umwelt gelangt sein.

Ein besonderes Problem stellt die Verwendung der PCB in hydraulisch betriebenen Maschinen und Geräten im Bergbau dar, wo Substitutionsprodukte mit gleichem Sicherheitsstandard nicht verfügbar sind. Über Art und Umfang des Einsatzes von PCB als Hydraulikflüssigkeit im Bergbau liegt uns eine Mitteilung des Gesamtverbandes des Deutschen Steinkohlenbergbaus (175) vor. Im folgenden werden Ausführungen aus dieser Stellungnahme gekürzt wiedergegeben:

Die bis vor ca. 5 Jahren in Verwendung befindlichen höherchlorierten Biphenyle, die biologisch schwerer abbaubar sind, werden heute im Bergbau nicht mehr eingesetzt.

Im deutschen Steinkohlenbergbau werden Produkte auf der Basis niedrig chlorierter Biphenyle (95 % tri- und tetrachlorierte Verbindungen) als wasserfreie, synthetische, schwerentflammbare Hydraulikflüssigkeit ausschließlich untertage eingesetzt (Gruppe HFD). Hydraulikflüssigkeiten der Gruppe HFD sind nicht wasser-mischbar und lösen sich nicht in Wasser.

Hydraulikflüssigkeiten sind nach der Bergverordnung zulassungspflichtig. Vor Zulassung und Aufnahme in eine Sammeliste durch das Landesoberbergamt sind auf Antrag des Herstellers bergbauhygienische, technologi-

sche und brandtechnische Prüfungen gemäß den „Luxemburger Richtlinien“ vorzunehmen und ein 6monatiger kontrollierter Betriebsversuch erfolgreich zu absolvieren. Der geforderte stringente Brandtest wird durch PCB-haltige Flüssigkeiten erfüllt. Zur Zeit ist keine wasserfreie Flüssigkeit bekannt, die den Brandtest erfüllt und gleichzeitig die entsprechenden hydraulischen und chemischen Eigenschaften besitzt; andere bergen die Gefahr einer zusätzlichen neurotoxischen Wirkung. Die zugelassenen Hydraulikflüssigkeiten der Gruppe HFD erfüllen vor allem die strengen brandtechnischen Anforderungen im deutschen Steinkohlenbergbau.

Für die Anwendung und die Beseitigung von Hydraulikflüssigkeiten gelten Schutzvorschriften, die dem Betreiber vom Landesoberbergamt auferlegt und jeder Lieferung beigelegt sind. Bei Verwendung der HFD-Flüssigkeiten müssen die Konstruktionen und Betriebsbedingungen der Hydraulikanlagen auf die Eigenschaften dieser Flüssigkeit abgestimmt sein.

Eingesetzt werden zwei Produkte

- a) HSD-16 Elaol Vi, Bayer AG, Leverkusen (heutige Bezeichnung: HFD 15)
- b) HSD-25 BP-Olex-SF-D 0204, Deutsche BP AG, Hamburg (heutige Bezeichnung: HFD 46)

Nach einer kürzlich abgeschlossenen Erhebung hat der deutsche Steinkohlenbergbau im Jahre 1979 1740 t HSD-Flüssigkeiten eingesetzt. Davon waren 495 t HSD-16 und 1245 t HSD-25-Flüssigkeiten. Die Verwendung der HSD-Flüssigkeiten erfolgt untertage in Walzenschrämladern, hydrostatischen Seilbahnbetrieben, hydrostatischen Getrieben von Gleislosfahrzeugen (HSD-25) und vornehmlich in hydrodynamischen Kupplungen (z.B. an Antrieben von Gurtförderern) (HSD-16).

Der Einsatz von Hydraulikflüssigkeiten bei zusätzlichen Neugeräten wird auf 30 t/a geschätzt. Die Beseitigung der Hydraulikflüssigkeiten durch Rückgabe an den Hersteller (weniger als 50 t) und Reparaturarbeiten gefüllter Maschinen durch Fremdfirmen ist gering im Vergleich zur Einsatzmenge. Der weitaus größte Teil der HSD-Flüssigkeiten verbleibt untertage. Er tritt bei nicht vorhersehbaren Schlauchbrüchen bzw. thermischen Überlastungen auf und muß in den Aggregaten ersetzt werden. Mit der Kohle nach übertage geförderte HSD-Flüssigkeiten werden bei den bei der Verbrennung oder Ver-

kokung auftretenden hohen Temperaturen sehr wahrscheinlich verbrannt. Auf PCB-Emissionen bei der Verbrennung von Kohle wird weiter unten noch einmal eingegangen.

Um die PCB-haltigen Hydraulikflüssigkeiten zu substituieren wird der Einsatz von Wasser in hydrodynamischen Kupplungen erprobt. Bislang treten noch Korrosionsprobleme auf. Es wird dennoch angenommen, daß in absehbarer Zeit mit der Substitution durch wäßrige Hydraulikflüssigkeiten auf PCB weitgehend verzichtet werden kann. Außerdem wird die Reduzierung der eingesetzten Volumina von Hydraulikflüssigkeiten in sog. Walzenschrämladern von 400 auf 50 l angestrebt. Die Umrüstung wird etwa 10 Jahre dauern.

Eintrag in die Umwelt

Die Beseitigung von PCB-Abfällen aus dem Bereich der Herstellung und Reparatur von Transformatoren ist rechtlich geregelt (s. Kapitel 4). Eine genaue Überwachung ist jedoch praktisch nicht möglich. Aus dem Bereich der PCB-Herstellung gelangten bislang ca. 0,2 t/a N-PCB in den Rhein. Nach der für Ende 1983 vorgesehenen Einstellung der Produktion wird die Gesamtfracht des Rheins (geschätzt auf 5–10 t/a, s. Kap. 5) um diesen Betrag vermindert. Durch die Verwendung von PCB im Bergbau können durch Leckagen und andere Verluste Emissionen bislang unbekannten Ausmaßes auftreten, die durch Kohleaufbereitung und -verbrennung wie auch durch Sumpfungswasser in die Umwelt übertage gelangen können (Arbeitsausschuß für Abwasserfragen, 1981).

In diesem Zusammenhang soll auf eine amerikanische Arbeit (Richard und Junk, 1981) hingewiesen werden, die zur Ermittlung der PCB-Emissionen bei Verbrennung von Kohle vermischt mit Abfällen durchgeführt worden war. Beim Einsatz von Kohle, die keine PCB enthielt, wurden dennoch PCB-Emissionen festgestellt. Unterschiede zwischen der Verbrennung von Kohle und von Kohle/Abfallmischungen konnten bei diesen Untersuchungen nicht nachgewiesen werden. An einem zweiten Kraftwerk, in dem nie Abfälle verbrannt worden waren, wurde das Ergebnis bestätigt, wie auch an anderen Feuerstellen, in denen Holz oder Holz und Papier verfeuert wurde.

Möglicherweise ist neben anderen Quellen, wie z. B. die aus Innenräumen, entnommene, teilweise stärker kontaminierte Luft auch eine Neubildung von PCB durch Chlorierung von Biphenyl in Betracht zu ziehen, die analog der Bildung von polyzyklischen Aromaten beim Verfeuern so einfacher Brennstoffe wie Methan verlaufen könnte. Der Chlorgehalt der eingesetzten Kohlen betrug 0,02–0,5%. Die PCB-Konzentration in den Abgasen bei Verbrennung von Kohle wie auch von Kohle mit 20% Abfall betrug 10–40 ng/m³; die Luft im Inneren des Kraftwerks enthielt 30–270 ng PCB/m³.

Neben der Möglichkeit der Neubildung von PCB beim Verbrennen von Holz, Kohle, Papier usw. wurde auch die Kontamination von Produkten der chemischen Industrie mit PCB in Erwägung gezogen, sei es, daß die PCB aus verunreinigten Ausgangsstoffen stammen, sei es, daß deren Bildung aufgrund der Umsetzungsbedingungen für möglich erachtet wurde. Die Prozesse wurden im Hinblick auf die Wahrscheinlichkeit der PCB-Kontamination (sehr hoch, hoch, mäßig, gering) klassifiziert (USEPA 1983). Bislang können jedoch in den meisten Fällen noch keine quantitativen Angaben über das Ausmaß der in Nebenreaktionen entstehenden PCB gemacht werden.

Aus ihrer langjährigen, bis etwa 1970 steigenden Anwendung (s. auch Nisbet und Sarofin 1972) sind in Bedarfsgegenständen, Industrieprodukten und Baumaterialien diffuse Emissionsquellen entstanden, die auf längere Zeit wirksam sein werden, sei es durch Verflüchtigung aus Gebäuden und Deponien oder auch durch Emission bei unsachgemäßer Abfallbeseitigung durch Verbrennen, wie auch bei Bränden (PCB dienen als Flammenschutzmittel). Aus einer Untersuchung in der Umgebung von Los Angeles, die nach der freiwilligen Beschränkung der PCB-Verwendung durch die Industrie durchgeführt wurde, ergaben sich Anhaltspunkte für die in Zukunft weiterhin wirksamen diffusen Kontaminationsquellen (McClure 1976). Danach ist im Ballungszentrum von Los Angeles mit einem Eintrag von 3 g PCB/km² · d zu rechnen. Bei Entfernung vom Ballungszentrum nimmt der Eintrag ab und beträgt in etwa 200–300 km Entfernung noch 0,075 g/km² · Tag. Die PCB-Konzentration 10 cm über dem Boden 60 km vom Ballungszentrum entfernt betrug in Abhängigkeit von der Witterung 0,45–14 ng/m³.

Murphy und Rzeszutko (1977) errechneten für den Eintrag mit den Niederschlägen in den Michigansee 88 g/km² · Jahr. Die trockene Deposition, die in Los Angeles den Eintrag mit den Niederschlägen weit übertraf (5 g gegenüber 180 g, McClure, 1976) wurde dabei nicht ermittelt. Bei der Erhebung im Michigansee wurden keine Unterschiede im PCB-Niederschlag in der Nähe von Chicago (Ballungszentrum) und 500 km nördlich von Chicago (Beaver Island) in einem ländlichen Gebiet gefunden.

Es bleibt unklar, ob das wesentlich humidere Klima (740 mm Jahresniederschläge am Michigansee gegenüber 500 mm in Los Angeles) zu derartig unterschiedlichen Immissionsraten mit den Niederschlägen und zu weiterer Verteilung im Gebiet des Michigansees führen. Eisenreich et al. (1981) schätzen die trockene Deposition von PCB im Bereich der Großen Seen auf etwa das 1,5–5fache der nassen Deposition.

Hier ist jedoch auch der Einfluß des Sees auf die Verbreitung der PCB möglicherweise durch wiederholten Übergang in Wasser gelöst oder an Partikel gebundene PCB in die Luft in Betracht zu ziehen (Reevaporation, Codestillation und „Bläschenejektion“ sowie erneute

Niederschlag auf dem See). Über das Ausmaß der Verflüchtigung und der Bläscheinjektion können bislang keine quantitativen Aussagen gemacht werden. Unterschiedliche Evaporation (als Folge entsprechend unterschiedlicher Temperaturen) und Niederschläge wurden von Harvey und Steinhauer (1976) als Ursachen für das beobachtete Verteilungsmuster der von ihnen erhobenen PCB-Gehalte im Atlantik angesehen.

Doskey und Andren (1981a) kamen auf einen Eintrag von 112 g PCB/km² · Jahr (= 1,12 g/ha · Jahr) (wovon 38% mit den Niederschlägen eingebracht wurden), wenn sie den von ihnen gemessenen Luft/Wasser-Verteilungskoeffizienten zur Berechnung des trockenen Eintrages benutzten (Eintrag mit Niederschlägen von Murphy und Rzeszutko 1977) und annahmen, daß der trockene Eintrag in das Wasser von der Konzentration in der Gasphase bestimmt ist. Setzten sie hingegen die von Mac Kay und Leinonen (1975) berechneten Größen der Proportionalitätskonstanten nach dem Henry-Dalton'schen Gesetz (II) und dem Gesamt Flüssigphasen-Massentransfer-Koeffizienten ein, so erhielten sie – unter der Annahme, daß die PCB-Konzentration des Wassers die der Gasphase bedingt – 4586 g/ha · Jahr.

Unterschiedliche Annahmen zur Richtung der Verlagerung Luft Wasser sind auf abweichende Rechenmodelle zurückzuführen, bei denen einmal ein höherer Diffusionswiderstand in Richtung Gasphase und zum anderen in Richtung wäßrige Phase resultiert (Eisenreich et al., 1980; Doskey und Andren, 1981a).

Die zuletzt angeführte Rechnung (– 4586 g PCB/ha · Jahr) läßt den See als Emissionsquelle erscheinen. Diese Berechnung führt, wie Doskey und Andren (1981a) ausführen, zu wenig plausiblen Ergebnissen, da bei einer Konzentration von 10 ng/l und einer Gesamtbelastung von 50 000 kg – 862 g/ha sowie 750 kg jährlichen Eintrag über die Flüsse die berechnete jährliche Emission die Gesamtbelastung weit übersteigen würde.

Bei der Verteilung zwischen Wasser und Luft ist zu berücksichtigen, daß nur ein Teil der gesamten PCB echt gelöst ist und weitere Anteile an gelöste und kolloide organische Bestandteile gebunden sowie an oder in organischen Partikeln adsorbiert sein können (Eisenreich et al. 1980).

Daher ist die Anwendung von H (Konstante nach dem Henry-Dalton'schen Gesetz) in wäßrigen Lösungen ermittelt, nicht statthaft, da H in Gewässern nach Doskey und Andren (1981a) etwa 3 Größenordnungen kleiner ist. Hier müßten zusätzlich Verteilungskoeffizienten partikuläre/wäßrige Phase in die Kalkulation eingeführt werden (Eisenreich et al. 1980).

Eine eingehende Darstellung des derzeitigen Wissens und der vorhandenen Wissenslücken zum Thema trockener und nasser Beaufschlagung und der sie bedingenden Faktoren und Mechanismen einschließlich Verteilung zwischen Gas-, wäßriger und partikulärer Phase ist in einer zusammenfassenden Arbeit von Eisenreich et al. (1980) gegeben worden.

Wrabetz ermittelte für den Raum Leverkusen einen monatlichen Eintrag von 186 g auf einer Fläche von 12,5 km²; das entspricht 0,5 g/km² · Tag und etwa der Größenordnung des für Los Angeles gemessenen Betrages. Hierbei ist zu bemerken, daß Wrabetz mit der Södergrenschen Methode arbeitete, die wie noch ausgeführt wird, den Eintrag möglicherweise unterschätzt. Murphy (1981) weist jedoch darauf hin, daß die von McClure und Lagrange (1977) wie auch von Heesen et al. verwendeten Mineralöl-beschichteten Glasplatten nicht nur die trockene Beaufschlagung erfassen, sondern darüber hinaus gasförmige Chlorkohlenwasserstoffe einschließlich PCB wegen deren Affinität zu der Kollektoroberfläche selektiv entziehen, so daß die trockene Beaufschlagung überschätzt würde, wenn die Oberfläche von denen des Mineralöls abweichende Eigenschaften aufweist. Das trifft für die meisten aquatischen und terrestrischen Oberflächen zu. Daher gibt es bislang keine allgemein akzeptierte Methode zur Messung der trockenen Beaufschlagung mit PCB. Im Raum Leverkusen nahm der PCB-Niederschlag ebenso wie in Los Angeles mit der Entfernung zur Quelle schnell ab.

Weiterhin liegen Angaben über den PCB-Gehalt wild wachsender Pflanzen vor, die eine Abhängigkeit von potentiellen Emissionsquellen erkennen lassen (Tab. 6, Tab. 5 aus Scheunert u. Klein, 1979).

Tab. 6: PCB-Gehalte in Pflanzenmaterial einer exponierten Lage (Verkehr) und einer weitgehend naturbelassenen Lage Süddeutschlands (Tab. 5 aus Scheunert und Klein 1979)

Probenahme in der Nähe der Autobahn Pfaffenhofen oder Irschenberg		Probenahme in einem entlegenen Gebiet der Alpen, Tegellberg oder Hüttensee	
Pflanzenmaterial	mg/kg TS	Pflanzenmaterial	mg/kg TS
Moos	0,13	Moos	0,06
Heide	0,28	Heide	0,08
Himbeerblätter	0,15 0,27	Himbeerblätter	0,11
Lärchennadeln	0,95	Lärchennadeln	0,17
Binsen	0,12	Binsen	0,07
Heu	0,13	Farn	0,08–0,15
Gras	0,20 0,46	Wacholder	0,07
Grassilage	0,40–0,42	Zwergkiefer	0,09–0,10
Klee	0,33	Erlenblätter	0,09
Minze	0,20		
Erdbeerblätter	0,16–0,46		
Brombeerblätter	0,49		
Spitze einer Fichte	0,31		
Eichenblätter	0,50		
Kiefernadeln	0,11		
Wasserschierling	0,23–0,57		

Desgleichen sind PCB in eine beim Institut für ökologische Chemie der GSF derzeit laufende Landschaftsökologische Modelluntersuchung einbezogen worden (Spitzauer, 1981). Schwedische Untersuchungen aus dem Jahre 1971 in der Nähe von Malmö ergaben mit Nylonnetzen, die bis zu 2–3 Monaten exponiert waren, einen

Eintrag von etwa $10 \text{ mg/km}^2 \cdot 30 \text{ Tage}$ (Södergren 1972; Södergren 1975). Durch die lange Exposition ist mit einer nicht unbeträchtlichen Reevaporation zu rechnen (McClure und Lagrange 1977, Heesen et al. 1979), darüber hinaus könnten durch Verwendung von Nylonnetzen PCB, die an kleine Partikel gebunden sind, bei der Erhebung unberücksichtigt bleiben (McClure und Lagrange 1977). Wie bereits weiter oben ausgeführt, überschätzt die Methode von McClure und Lagrange möglicherweise den trockenen Eintrag bei Oberflächen, die von der Beschaffenheit der lipophilen Mineralöl-beschichteten Glasplatten abweichen. Die von Heesen et al. (1979) beobachtete und mit der Zeit abnehmende Beaufschlagung, die auf eine Reevaporation schließen lassen könnte, wurde auf die Sättigung des verwendeten Mineralöls zurückgeführt, wodurch der zunächst vergleichsweise hohe Eintrag im Verlauf einiger Tage (bei Erreichen der Sättigungskonzentration) abnimmt (Murphy 1981). Beziehungen zwischen dem PCB-Eintrag in Ökosysteme, gemessen am Gehalt von *Hypnum cupressiforme* und der Industriebeschäftigtendichte gehen auch aus einer Erhebung von Thomas und Herrmann (1980) hervor. Diese Autoren untersuchten das o.g. epiphytische Moos auf einer Linie Niederlande-Alpen auf anthropogene Kontaminanten einschließlich PCB.

Der Eintrag von PCB in Agrarökosysteme, hauptsächlich in der Nähe von Ballungszentren, kann durch Verunreinigung von Nahrungs- und Futterpflanzen zum Einschleusen in die Nahrungskette führen. Die Kontamination ist jedoch überwiegend oberflächlich, so daß bei Lebensmitteln pflanzlicher Herkunft mit weitgehender Entfernung der Verunreinigungen zu rechnen ist. Bei betriebseigenen Futtermitteln wird eine Zubereitung, die zur Dekontamination führen könnte, nicht praktiziert, so daß höhere PCB-Gehalte beispielsweise in Milch aus der Nähe von Ballungsgebieten mit erhöhtem PCB-Eintrag denkbar wären.

Eine potentiell bedeutsame Quelle, die bisher zu wenig erforscht ist, ist in der sekundären Verunreinigung von Futtermitteln durch PCB-haltige Anstriche in Futtermittelsilos und Futtertrögen zu sehen, die in den USA festgestellt worden ist.

In der Bundesrepublik weisen relativ hohe PCB-Gehalte in der Milch, verglichen mit anderen persistenten Organochlorverbindungen, auf bisher nicht identifizierte Quellen hin (Brüne et al. 1979). Interessant sind in diesem Zusammenhang die jahreszeitlichen Veränderungen des PCB-Gehaltes der Milch eines Betriebes mit ausgeprägten Maxima während des Winters (Sommer $0,2 - 0,4 \text{ mg/kg}$ Milchfett; Winter $1 - 1,3 \text{ mg/kg}$ Milchfett). Hier ergeben sich deutliche Hinweise auf sekundäre Kontaminationsquellen, die bisher zu wenig untersucht sind. Handelt es sich hier um Verunreinigungen durch PCB-haltige Anstriche in Silos und Futtertrögen, so wäre eine Einschränkung des Übergangs in das Futter durch geeignete PCB-undurchlässige Schutzanstriche möglich (Willet 1976).

Weitere bisher nicht genügend quantifizierte PCB-Quellen: Klärschlämme und Müllkomposte, wie auch Bagger-schlämme aus kontaminierten Gewässern.

Über PCB-Gehalte in Klärschlamm und Müllkompost aus der Bundesrepublik berichteten Müller und Korte (1973) sowie Müller et al. (1974). Einige der Ergebnisse sind in Tab. 1 Kapitel 8, Böden, wiedergegeben (siehe Scheunert und Klein 1979). Die Werte schwankten von $0,4 - 9,7 \text{ mg/kg TS}$. Figgen (1978) teilte für 143 Klärschlämme aus Holland PCB-Gehalte von $0,6 - 6,6 \text{ mg/kg TS}$ und einen Mittelwert von $0,95 \text{ mg/kg}$ mit. Hoffmann (1980) ermittelte an Klärschlämmen aus dem badischen Raum PCB-Gehalte bis zu $1,0 \text{ mg/kg TS}$. In einem Drittel der Proben waren PCB nicht nachweisbar. Von der FDA (Food and Drug Administration, USA) wurde ein Richtwert (action level) von 10 mg/kg TS Klärschlamm empfohlen, um die festgesetzten Toleranzwerte in Lebensmitteln tierischer Herkunft (insbesondere Milch) einhalten zu können (Jelinek und Braude 1978). Nach den neueren Gehaltsangaben liegt die Belastung des Klärschlammes anscheinend kaum im Bereich des FDA-Richtwertes. Die Untersuchungsergebnisse sind jedoch als zu wenig repräsentativ anzusehen, um eine abschließende Bewertung vorzunehmen und ggf. eine Begrenzung nach § 15 Abfallbeseitigungsgesetz vorzusehen.

Aus der Bundesrepublik liegen einige Angaben über Gehalte in der wäßrigen Phase und in Sedimenten aus einigen Flüssen und Seen vor (Quentin 1978, Umweltqualitätsbericht Baden-Württemberg 1979, LUFA Darmstadt 1981, Malisch 1981 et al. 1981). Verglichen mit den PCB-Gehalten in Sedimenten aus dem Gebiet der Großen Seen sind die Gehalte in Rhein und Bodensee und auch im Neckar eher niedrig. Wie in Kapitel 9, Oberflächenwasser, dargelegt wird, führen die gemessenen PCB-Gehalte in wäßriger Phase und Sediment bereits zu erhöhten PCB-Gehalten in einigen Fischarten aus dem Rhein und anderen Gewässern.

Die bislang durchgeführten Erhebungen scheinen nicht ausreichend zu sein, um ein abschließendes Bild des PCB-Eintrages in der Nahrungskette auf diesem Weg zu ergeben. Demnach sind weitere planmäßige Erhebungen notwendig – auch im Hinblick auf die Ablagerung von Baggerschlamm auf landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Aus einer Reihe von Erhebungen in nordamerikanischen Gewässern ist eine beträchtliche Verunreinigung vor allem in der Nähe hochindustrialisierter Ballungszentren erkennbar (Dennis 1975, PLUARG 1978, Delfino 1979, Petermann et al. 1980, International Joint Commission 1981). Durch die hydrophoben Eigenschaften der PCB's erfolgt eine schnelle Ablagerung im Sediment, wo hohe Gehalte gemessen wurden.

Ein Weg des PCB-Eintrages in die menschliche Nahrungskette, der bisher unzureichend bekannt ist, sind Futtermittel. Insbesondere Fischmehl könnte zur PCB-Belastung der Lebensmittel tierischer Herkunft beiträ-

gen. Über die Kontamination anderer Futtermittel inländischer und ausländischer Herkunft liegen bisher keine eingehenden Untersuchungen vor. Aus einer schwedischen Erhebung geht hervor, daß Futtermittel, die einem technischen Prozeß entstammen (z. B. Nachprodukte der Ölgewinnung) meßbare Gehalte an PCB aufweisen können (Erne und Rutquist 1979). Um die Kontaminationsquelle Futtermittel im Hinblick auf die Belastung der Lebensmittel tierischer Herkunft quantifizieren zu können, sind entsprechende Erhebungen der PCB-Gehalte erforderlich und – ggf. – eine Höchstmengeanregulierung im Rahmen des Futtermittelgesetzes.

Daß auch nach der gesetzlichen Einschränkung der PCB-Anwendung unvorhergesehene Einträge in die Nahrungskette vorkommen können, geht aus einem Unfall hervor, der sich kürzlich in Montana (USA) ereignete: Als Folge der Leckage eines Transformators in einer Schlachtereie gelangten PCB in das Abwassersystem des Schlachthauses. Die Abfälle wurden nach Aufbereitung Futtermitteln zugemischt und in mindestens 9 Staaten verkauft, was hohe Rückstände in Eiern und Geflügel sowie daraus hergestellten Produkten zur Folge hatte. Bislang sind keine gesundheitlichen Schäden aufgrund dieses Unfalls bekannt geworden (Smith 1980).

Ein weiterer Vorfall, der erst vor kurzem mitgeteilt wurde, sei zur Illustration der vielfältigen Wege des Ein-

trages in die menschliche Nahrungskette angeführt: Auf einer Farm in Kansas (USA), auf der Jungbullenmast betrieben wurde, kam es zu Intoxikationen aufgrund der dermalen Applikation eines PCB-verseuchten Öles, das als Lösungsmittel bei der automatischen Verabreichung von Insektiziden (Lindan, Toxaphen) mit Hilfe eines Rückenkratzers diente. Bei Benutzung durch die Jungbullen wurde eine Pumpe in Gang gesetzt, die die oben beschriebene Lösung auf deren Rückseite förderte und einrieb. Das Öl, über die Abfallverwertung in den Besitz des Farmers gelangt, enthielt 57–69 % PCB. In Nieren wurde als Folge der Behandlung 40 mg PCB/kg, in Lebern 80 mg/kg gemessen. Der PCB-Gehalt des Fettgewebes (Biopsien) betrug 170–1100 ppm (Robens und Anthony 1980).

Schließlich sei auf Verpackungsmaterial, aus Altpapier hergestellt, hingewiesen, das bis vor kurzem mitunter Ursache für überhöhte PCB-Gehalte in Lebensmitteln war (Noren 1973, Becker 1976 und dort zitierte Literatur). Nach Bekanntgabe einer Empfehlung des Bundesgesundheitsamtes (Mitteilungen des Bundesgesundheitsamtes 1975), die Begrenzungen für Verpackungsmaterial vorsieht, sind neuerdings keine überhöhten PCB-Gehalte in Verpackungsmaterial mitgeteilt worden.

2. Möglichkeiten der Verminderung bzw. Vermeidung des Vorkommens von PCB durch rechtliche Maßnahmen

H. Klein, P. Claus und J. Knebel

Bereits getroffene Maßnahmen

10. Verordnung zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchV) (auch PCB-VO)

Auf seiner 315. Tagung am 19. Februar 1973 verabschiedete der Rat der OECD einen Beschluß über den Schutz der Umwelt durch die Kontrolle polychlorierter Biphenyle. In diesem Beschluß verpflichten sich die OECD-Mitgliedsstaaten, jede geeignete Maßnahme zu treffen, um die Verbreitung von PCB in der Umwelt auf ein Mindestmaß zu begrenzen.

Gestützt auf § 37 BImSchG (82) im Einklang mit der EG-Richtlinie vom 27. 07. 1976 (142) wurde der OECD-Beschluß mit der 10. BImSchV vom 26. Juli 1978 BGBl. I S. 1138 in nationales Recht umgesetzt.

Die 10. BImSchV vom 26. Juli 1978 (BGBl. I S. 1138, auch PCB-VO) beschränkt das Inverkehrbringen von PCB auf folgende Erzeugnisse bzw. Anwendungszwecke:

1. elektrische Vorrichtungen im geschlossenen System (Transformatoren, Widerstände und Drosselspulen),
2. große Kondensatoren mit einem Gesamtgewicht von wenigstens einem Kilogramm,
3. kleine Kondensatoren, die PCB mit höchstens 43 vom Hundert des Gewichts Chlor und mit mehr als 3,5 vom Hundert des Gewichts von pentachloriertem Biphenyl oder stärker chlorierten Biphenylen enthalten,
4. geschlossene Wärmeübertragungssysteme, soweit sie nicht für den Einsatz in Anlagen bestimmt sind, die der Behandlung von Erzeugnissen zur Ernährung von Menschen oder Tieren oder der Behandlung von pharmazeutischen oder Veterinärerzeugnissen dienen,
5. Hydraulikanlagen für untertägige Bergwerksanlagen,
6. Ausgangs- und Zwischenerzeugnisse für die Weiterverarbeitung zu anderen Erzeugnissen, die nicht unter das Verbot dieser Verordnung fallen.

Die Verordnung soll im wesentlichen erreichen, daß PCB nur noch in geschlossenen Systemen verwendet und dadurch die Möglichkeiten ihrer Verteilung in die Umwelt drastisch beschränkt werden. Im Prinzip können damit PCB nur durch Unfälle, Leckagen, unsachgemäßen Umgang mit diesen Substanzen und unsachgemäße Beseitigung von PCB-haltigen Abfällen in größeren Mengen in die Umwelt gelangen.

In diesem Zusammenhang ist auch folgender Beschluß der Umweltministerkonferenz vom 29./30. April 1982 anzuführen:

1. Die Umweltminister des Bundes und der Länder begrüßen es, daß die Innenministerkonferenz sich für die Verstärkung des Brandschutzes bei PCB-gefüllten Transformatoren eingesetzt hat. Sie ist mit der Innenministerkonferenz der Auffassung, daß die Freisetzung von hochtoxischen polychlorierten Verbindungen verstärkte Anforderungen an den Arbeits- und Umweltschutz erforderlich machen kann.
2. Die Umweltministerkonferenz ist der Auffassung, daß polychlorierte Biphenyle wegen ihrer toxischen Wirkung äußerst restriktiv Verwendung finden sollten. Die UMK bittet die Bundesregierung, die Anwendungsgebiete von PCB mit Mengenangaben zu erfassen und jeweils Substitutionsmöglichkeiten aufzuzeigen sowie zu prüfen, inwieweit im Rahmen einer Verordnung des Chemikaliengesetzes die weitere Verwendung und Installation neuer Transformatoren mit PCB-Kühlflüssigkeiten eingeschränkt werden können und bei bestehenden entsprechende Vorkehrungen getroffen werden, um die Freisetzung von hochtoxischen Stoffen im Brandfall zu unterbinden.
3. Im übrigen wird die LAGA gebeten, der UMK zu berichten, welche weiteren Maßnahmen zur unschädlichen Beseitigung der PCB zu treffen sind.

Beseitigung von PCB im Rahmen des Altölgesetzes (AltÖlG) und Abfallbeseitigungsgesetz (AbfG)

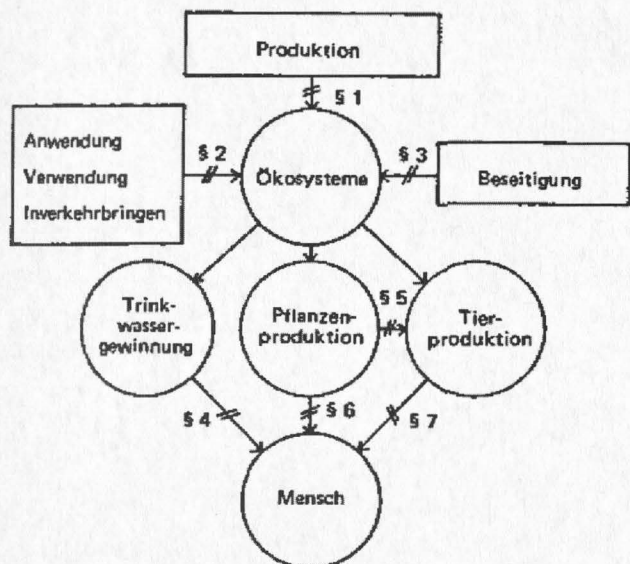
Im Rahmen der Darstellung des Problems „Abfallbeseitigung“ in Kap. 4 werden, neben anderen Regelungsmöglichkeiten, die o. g. Gesetze in den Abschnitten Altölgesetz und Abfallbeseitigungsgesetz eingehend behandelt.

Noch nicht ausgeschöpfte Möglichkeiten

Rechtliche Eingriffsmöglichkeiten grundsätzlicher Art

Aus der Darstellung 1 wird schematisch ersichtlich, an welchen Stellen des Eintrages in die Nahrungskette bzw. innerhalb der Nahrungskette des Menschen durch rechtliche Maßnahmen ein Transport von Schadstoffen unterbunden werden kann.

Abb. 1: Rechtliche Eingriffsmöglichkeit zur Absicherung der Nahrungskette des Menschen vor PCB.



Legende:

- § 1: Produktionsverbot, Produktionsbeschränkung
- § 2: An-, Verwendungsverbot bzw. -beschränkung
- § 3: Auflagen für umweltfreundliche Beseitigung und Überwachung
- § 4: HMVO Trinkwasser
- § 5: HMVO Futtermittel
- § 6: HMVO Pflanzliche Lebensmittel
- § 7: HMVO Tierische Lebensmittel

Sicherlich sind Maßnahmen bzw. Kombinationen einzelner Maßnahmen im Hinblick auf ihre Effektivität unterschiedlich zu bewerten. Maßnahmen am oberen Ende der Nahrungskette, also im Wirkungsbereich von HöchstmengenVO für Nahrungsmittel und Futtermittel sind lediglich als flankierende Maßnahmen oder nur als „Notbremse“ anzusehen, wenn Maßnahmen im Bereich des Eintrags (Produktion, Verwendung, Beseitigung) nicht oder unzureichend getroffen werden bzw. infolge eines Vollzugsdefizites nicht „greifen“.

Rechtsgrundlagen für diese Eingriffe sind hinsichtlich der Beseitigung von PCB die VO zu § 2 Abs. 2 AbfG (BGBl. I S. 773) und § 3 Abs. 2 Altölg (BGBl. I S. 2113).

Aus § 13 Abs. 2 und 3 ChemG und aus § 35 Abs. 3 BImSchG ergibt sich eine Ermächtigung zum Erlass von Rechtsverordnungen zur Einführung von Kennzeichnungspflichten gefährlicher Stoffe.

Gemäß § 17 Abs. 1 Nr. 1 ChemG kann durch RechtsVO ein Herstellungs- und Verwendungsverbot von gefährlichen Stoffen festgelegt werden.

Die §§ 9 und 12 LMBG ermächtigen zum Erlass von entsprechenden Höchstmengenverordnungen.

Amerikanische PCB-Regelungen

Das amerikanische PCB-Verbot, veröffentlicht im Federal Register vom 31. 5. 1979 (Polychlorinated Biphenyls

(PCB's) Manufacturing, Processing, Distribution in Commerce and Use Prohibitions, FR 44, 31. Mai 1979, 31514 ff.), sieht im Einzelnen folgende Regelungen vor:

1. Produktionsverbot für PCB ab 2. Juli 1979 (der einzige PCB-Hersteller in den USA, die Firma Monsanto, hatte bereits im Oktober 1977 einen Produktionsstopp verfügt).
2. Verbot der Verarbeitung, des Inverkehrbringens und des Gebrauchs von PCB (mit gewissen Ausnahmen z. B. für wissenschaftliche Zwecke, in Kompressoren für Erdgasleitungen).
3. Regelung der Behandlung und Beseitigung von PCB bzw. PCB-haltigen Gerätschaften ab 2. Juli 1979

als PCB-haltige Gerätschaften (Artikel, Behältnisse, Einrichtungen) werden solche bezeichnet, die mehr als 50 ppm PCB enthalten.

Diese Regelung sieht für PCB-haltige Gerätschaften vor:

- Beseitigung nach bereits von der US-EPA erlassenen Richtlinien
- Registrierung, d. h. Erfassung des Eigentümers, Standortes und Ortes der Beseitigung
- Kennzeichnungspflicht für PCB-haltige Gerätschaften.

4. Für elektrische Ausrüstungen sind von der US-EPA als „Final Rule“ weitere Regelungen erlassen worden (Polychlorinated Biphenyls (PCB's) Manufacturing, Processing, Distribution in Commerce and Use Prohibitions; Use in Electrical Equipment, FR 47, 25. August 1982, 37342 ff.), die am 24. September 1982 in Kraft getreten sind. Diese Regelungen sehen u. a. vor:

- Verbot des Gebrauchs von PCB-Transformatoren und PCB-gefüllten Elektromagneten (mit einer Konzentration über 500 mg/kg) nach dem 1. Oktober 1985; bis zu diesem Datum wöchentliche Inspektion dieser Gerätschaften auf undichte Stellen hin
- vierteljährliche Inspektion aller anderen PCB-Transformatoren bei Weiterbenutzung
- Weitergebrauch von großen PCB-Kondensatoren in beschränkt zugänglichen Nebenverteilerstationen bzw. Hausinstallationen (electrical substations bzw. indoor installations)
- für alle anderen großen PCB-Kondensatoren Verbot nach dem 1. 10. 1988
- Weitergebrauch aller anderen PCB enthaltenden mineralölgefüllten elektrischen Einrichtungen (mineral oilfilled electrical equipment)
- Bestimmungen zur Lagerung und Anwendung nicht-leckender PCB-gefüllter, großer Kondensatoren (PCB Large High Voltage Capacitors) und PCB-verunreinigter elektrischer Ausrüstung

(PCB-Contaminated Electrical Equipment) außerhalb geeigneter Lagerungsvorrichtungen nach dem 1.1.1983.

Aufgrund der langjährigen und umfangreichen Anwendung und somit hohen „Altfracht“ von PCB im Ökosystem wird trotz dieser sehr umfassenden rechtlichen Maßnahmen wahrscheinlich sehr langsam das Vorkommen von PCB im Ökosystem und somit auch in Lebensmitteln abklingen. Die FDA (Food and Drug Administration) geht davon aus, daß das PCB-Problem für die nächsten 10 Jahre akut bleibt (Polychlorinated Biphenyls. Reduction of Tolerance, FR 44, 29. Juni 1979, 38330 ff.). Im Hinblick darauf wurden die Höchstmengen an PCB in Lebensmitteln herabgesetzt (vgl. PCB-HöchstmengenVO 1979, FR aaO).

PCB-HöchstmengenVO USA

	1973	1979	Bezugsbasis
	Angaben in mg/kg		
Milch und Milchprodukte	2,5	1,5	Fett
Geflügel	3,5	3,0	Fett
Eier	0,5	0,2	Frischgew.
Kindernahrung	0,2		Frischgew.
Fische und Muscheln	5,0	2,0	Frischgew.
Alleinfuttermittel	0,2		essbarer Anteil
Einzelfuttermittel			Frischgew.
tierischen Ursprungs			
incl. Fischmehl	2,0		Frischgew.
Papier für die Lebensmittelverpackung	10,0		

Um eine mögliche Sekundärkontamination von Lebensmitteln durch Packpapier weitgehend zu unterbinden, wurde auch Packpapier in die amerikanische VO aufgenommen. Dieser Wert wurde später in die Empfehlungen der Kunststoffkommission aufgenommen (s. dazu auch unter Bedarfsgegenstände Kapitel 18).

Noch nicht ausgeschöpfte rechtliche Möglichkeiten im nationalen Rahmen

Kurzfristig gebotene Maßnahmen

a) Entsorgung der im Verkehr befindlichen PCB

- Bei der Entsorgung ist weniger ein Mangel an gesetzlichen Bestimmungen (PCB wird sowohl von der VO zu § 2 Abs. 2 AbfG, als auch von § 3 Abs. 2 Altölg umfaßt), als vielmehr ein Vollzugsdefizit bestimmend.
- Um eine lückenlose Entsorgung zu gewährleisten, ist die Erstellung und Durchführung von Überwachungskonzepten für PCB-Transformatoren und PCB-Kondensatoren auf Länderebene erforderlich. Ziel dieser Konzepte soll die lückenlose Erfassung, Kennzeich-

nung, Überwachung und Beseitigung von PCB-Altlasten durch Erfassung und Identifizierung der eingesetzten Geräte, Kontrolle über den Verbleib und Hilfestellung bei der Beseitigung, z. B. durch Hinweise auf autorisierte Firmen sein.

Die Erstellung der Konzepte kann im Rahmen der UMK erfolgen. Die Maßnahmen selbst sollen durchgeführt werden durch die Aufstellung und dauernde Aktualisierung einer Datei über ein vorgeschriebenes Meldesystem. Diese Dateien sollten bei den EVU, den Landesämtern für Umweltschutz oder bei den Versicherungskammern geführt werden.

Die Durchführungskontrolle sollte von den Gewerbeaufsichtsämtern wahrgenommen werden.

- Die Möglichkeit der Errichtung zentraler Dekontaminierungsanlagen für außer Betrieb genommene und zur Umfüllung vorgesehene Transformatoren und Kondensatoren sollte geprüft werden.
- Die bestehenden Anlagen, Einrichtungen oder Unternehmen zur Beseitigung von PCB sollen benannt werden.
- Die Rücknahme durch den Hersteller von PCB (Bayer AG) ist sicherzustellen.
- Es sollen Mindestanforderungen für die schadlose Beseitigung der einschlägigen Abfallarten (über TA-Luft hinaus) erarbeitet werden.
- Das Abfallbeseitigungsgesetz sollte novelliert werden (s. dazu Kap. 4).

b) Verwendungsbeschränkungen

- Die 10. BImSchV sollte novelliert werden mit dem Ziel der Verwendungseinschränkung, z. B. Verbot PCB-haltiger Kondensatoren und Transformatoren, Verbot PCB-haltiger Hydrauliköle für Hydraulikanlagen in untertägigen Bergwerksanlagen, sobald Ersatzstoffe zugelassen sind.
 - Die Ausnahmeregelung des § 1 Abs. 2 10. BImSchV sollte ersatzlos gestrichen werden.
 - Gestützt auf § 13 ChemG oder § 35 Abs. 3 BImSchG müßte durch RechtsVO eine Kennzeichnungspflicht von PCB-haltigen Gerätschaften eingeführt werden.
 - PCB soll in die geplante Umweltkontaminantenverordnung mit dem Ziel der Senkung der Rückstandsmengen, insbesondere in der Muttermilch aufgenommen werden.
 - Es müßte eine HöchstmengenVO für PCB zumindest für bestimmte Lebensmittel und ggf. Futtermittel erlassen werden.
 - Eine Überprüfung der derzeit gültigen MAK-Werte für PCB ist anzustreben.
 - Eine Untersuchung über die Exposition von Bergleuten sowie eine gezielte Gesundheitsüberwachung ist aufgrund der hohen PCB-Verluste im Steinkohlenbergbau erforderlich.
- Eine erneute Zulassungsprüfung des PCB-Einsatzes im untertägigen Bergbau nach den Richtlinien des

5. Luxemburger Berichtes Teil IV (siehe Kap. 5) sollte erwogen werden, wobei diese Richtlinien dem neuesten Stand der wissenschaftlichen Erkenntnisse anzupassen sind.

Langfristig erforderliche Maßnahmen

Die wirksamste Maßnahme ist in einem Verbot der Herstellung, des Inverkehrbringens und der Verwendung von PCB bei gleichzeitiger strikter Anwendung von Überwachungskonzepten für PCB-Aklasten zu sehen. Da sowohl hoch- als auch niederchlorierte PCB als umweltgefährlich einzustufen sind, kann ein derartiges Verbot auf § 17 Abs. 1 Nr. 1 ChemG gestützt werden.

Im Rahmen eines PCB-Totalverbotes ist ein Produktions- und Importverbot PCB-haltiger Transformatoren sowie ein Anwendungsverbot von PCB in Hydraulikölen und Wärmeaustauschern mit Auslaufristen für die Anwendung in den genannten Bereichen auf der Grund-

lage des § 17 Abs. 1 Nr. 1 ChemG, in Verbindung mit der Novellierung der 10. BImSchV erforderlich. Wenn für den untertägigen Bergbau adäquate Ersatzstoffe bereit stehen, sollte ein generelles Verwendungsverbot bei PCB ausgesprochen werden.

Unterhalb des Totalverbotes müßten folgende Maßnahmen ergriffen werden:

- Verbot der Verwendung von PCB mit Auslaufristen in unterirdischen Hydraulikanlagen der Bergwerke auf Grundlage des § 66 Abs. 1 Nr. 1 b BBergG
- Unterbindung des Exports von PCB in Nicht-EG-Länder
- Verbot der Herstellung, des Inverkehrbringens und der Verwendung und damit ein faktisches Einfuhrverbot hochchlorierter PCB gemäß § 17 Abs. 1 Nr. 1 ChemG mit Auslaufristen für die übrigen PCB
- Festlegung einer mengenmäßigen Abgabebeschränkung für definierte Verwendungsbereiche mit zeitlichen Auslaufristen.