



## **Berücksichtigen die bestehenden PCB-Richtlinien in ausreichendem Maße den Schutz von Kindern und Jugendlichen?**

Verfasser: <sup>2</sup>Herbert Oberland, <sup>1</sup>Markus Binder, <sup>2</sup>Wigbert Maraun; im September 2001

<sup>1</sup>IfAU Institut für Angewandte Umweltforschung e.V., Oberursel

<sup>2</sup>ARGUK-Umweltlabor GmbH, Oberursel

Korrespondenzautor: Herbert Oberland, Krebsmühle 1, 61440 Oberursel, 06171 / 71817

### **Zusammenfassung**

Das ehemalige Bundesgesundheitsamt und das Umweltbundesamt legten sich 1988 auf einen Wert für die tolerierbare tägliche Aufnahme (TDI-Wert) an PCB von 1 bis max. 3 µg PCB-Gesamt pro kg Körpergewicht (KG) fest. Darauf basierend wurden PCB-Richtlinien der Länder erstellt, in denen unter ausschließlicher Berücksichtigung des Luftpfades eine Konzentration von 300 ng/m<sup>3</sup> als langfristig tolerabel angesehen wird, während bei 3000 ng/m<sup>3</sup> eine Sanierung einzuleiten ist. In diesem Papier werden zwei Thesen aufgestellt und diskutiert:

1. Die den bestehenden PCB-Richtlinien zugrunde liegenden Annahmen über die täglich duldbare Aufnahme von PCB sind zu hoch.
2. Der Hausstaub ist ein PCB-Expositionspfad und kann bedeutende Beiträge zur objektbezogenen Zusatzbelastung liefern.

Die aktuelle Datenlage zeigt, dass die Toxizität von PCB Gemischen insgesamt und im Hinblick auf die meist darin vorkommenden dioxinähnlichen koplanaren PCBs unterschätzt wurde. Das belagen eigene Laborergebnisse und eine Literaturübersicht, zusammengestellt von Hassauer und Kalberlah (2000). Die in Deutschland derzeit bestehenden TDI Werte für PCBs sollten daher circa um den Faktor 50 gesenkt werden.

Bei Hausstaubuntersuchungen wurden detaillierte Kongenerenmuster inklusive der koplanaren PCB erstellt und in mehreren Objekten der PCB Gehalt in Luft, Hausstaub und mutmaßlichen Quellen bestimmt. Der Hausstaub kann demnach nicht nur deutliche Mengen an PCB aus der Luft aufnehmen, sondern in besonderen Belastungssituationen sogar den überwiegenden Anteil an einer objektbezogenen PCB Aufnahme ausmachen. Bei der Überarbeitung der PCB-Richtlinien sollte dies Berücksichtigung finden.

### **Einleitung**

Als unabhängiges Umweltlabor haben wir langjährige Erfahrung in der Analyse und Bewertung von Schadstoffen in Innenräumen. Alleine in Frankfurt am Main haben wir in mehr als 100 Schulen und Kindertagesstätten gemäß der Hessischen Richtlinie "Bewertung und Sanierung PCB-belasteter Baustoffe und Bauteile in Gebäuden" auf ihre PCB-Belastung untersucht. Hierbei sind wir - wie auch bei der Untersuchung ehemaliger alliierter Wohnungen auf PCB und anderen Innenraum-Schadstoffen - auf Mängel und Fehlannahmen in den bestehenden PCB-Richtlinien gestoßen, die wir für dringend korrekturbedürftig halten. In diesem Papier werden wir zwei kritische Thesen zur Höhe der derzeitigen Richtwerte sowie den berücksichtigten Expositionspfaden aufstellen und diskutieren.

Zum besseren Verständnis sollen zunächst einige Grundlagen zu PCBs zusammengefasst werden.

### **Stoffeigenschaften**

Polychlorierte Biphenyle (PCB) beschreiben eine Stoffgruppe von 209 Einzelsubstanzen (Kongenere), die eine gemeinsame chemische Struktur aufweisen. Wie in Abb. 1 dargestellt, können die mit Ziffern versehenen freien Bindungsstellen des Biphenyl-Moleküls mit Chloratomen besetzt sein. Die Eigenschaften der Kongenere werden durch die Anzahl der Chloratome und deren Stellung bestimmt. Zur Unterscheidung werden gemäß Ballschmitter und Zell (1980) die Kongenere von 1 bis 209 durchnummeriert. Als Faustregel mag gelten: Je höher der Chlorierungsgrad,

desto höher die Ziffer. Zur Bestimmung des PCB-Gesamtgehaltes eines Gemisches werden nach DIN 6 "Leit-PCB" (Nr. 28, 52, 101, 138, 153 und 180) aufgrund ihres dominierenden Vorkommens in Umweltproben analysiert und die Summe dieser PCB mit einem Faktor (meist 5) multipliziert.

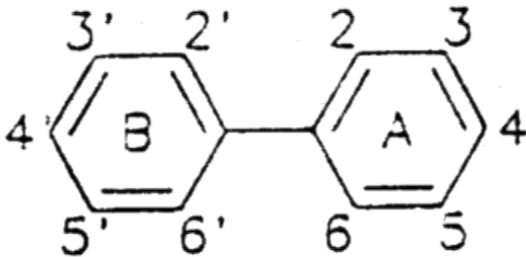


Abbildung 1. Chemische Struktur der PCB.

Unter Normalbedingungen sind PCB kristallin, in Form ihrer technischen Gemische ölige Flüssigkeiten. Der Dampfdruck der PCB fällt mit steigendem Chlorierungsgrad, der Siedepunkt nimmt mit ihrem Chlorierungsgrad zu. PCB-Gemische sind nicht brennbar, haben hohe Siedepunkte, eine hohe Viskosität sowie eine sehr hohe chemische Beständigkeit.

### Verwendung

Aufgrund ihrer für den technischen Einsatz günstigen chemischen und physikalischen Eigenschaften wurden PCB-Gemische seit den 50er Jahren in einer Vielzahl von Produkten genutzt. Im Handel waren technische PCB-Gemische in verschiedenen Chlorierungsgraden erhältlich. Beispiele für in Europa gebräuchliche Handelsnamen sind Clophen (BRD: Bayer) oder Aroclor (GB, USA: Monsanto).

Geschlossene Anwendungen - kein regulärer Luftkontakt

- Kühl- und Isolierflüssigkeiten in Transformatoren und Kondensatoren
- Hydrauliköl

Offene Anwendungen - Einsatz hauptsächlich als Weichmacher und Flammschutzmittel, Belastung der Umgebungsluft durch Ausgasen

- Dauerelastische Fugendichtungsmassen
- Anstrichstoffe und Beschichtungen
- Klebstoffe
- Kunststoffe
- Wachse
- Kitte
- Kabelummantelungen

### Verbreitung

Die chemische Beständigkeit der PCB hat zur Folge, dass sie auch nach Übergang in die Umweltmedien Wasser, Boden und Luft nur sehr schwer abbaubar sind. Diese Persistenz führt dazu, dass sie heute überall nachweisbar sind.

- Außenluft (Städte): ca. 0,5 - 30 ng/m<sup>3</sup>
- Ackerboden/Flußsedimente: 30 - 500 µg/kg
- Nahrungs- /Futtermittel: 1 - 100 µg/kg

## Toxikologie

Da nur PCB-Gemische technische Anwendung fanden, erfolgt die Belastung immer durch ein PCB-Gemisch. Die Anteile der einzelnen Kongenere in einem Gemisch (Kongenerenmuster) bestimmen seine Gesamtoxizität.

Die akute Toxizität der technischen PCB-Gemische ist relativ gering. Die LD<sub>50</sub> liegen zwischen 1 und 11 mg/g. Dagegen liegt die Schwelle für die chronische Toxizität sehr niedrig. Der LOAEL (Lowest observed adverse effect level) bei Rhesusaffen beträgt 5 µg/kg\*d (Hassauer und Kalberlah 2000).

Bei einer chronischen Belastung durch PCB stehen Enzyminduktion, reproduktions-, neuro- und immuntoxische Effekte im Vordergrund. Die WHO hält die Humankarzinogenität der PCB für begrenzt bewiesen und sieht die Karzinogenität in Tieren als belegt an.

Hinsichtlich der Enzyminduktion spielen die koplanaren PCB (koPCB, insgesamt 39 Kongenere) eine besondere Rolle. Bei diesen PCB liegen die beiden Phenyl-Ringe in einer Ebene, da ihre ortho-Positionen (Nr. 2, 2', 6, 6' in Abb. 1) entweder nicht oder nur durch ein Chloratom besetzt sind. Ihre Moleküle besitzen damit ähnliche Abmessungen wie das 2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin (TCDD) (Abb. 2). Substanzen dieses Typs können an das Zytosol-Rezeptorprotein einer Zelle binden, die Enzymproduktion und damit den Stoffwechsel der Zelle aus dem Gleichgewicht bringen. Besonders hoch ist die Induktion des Enzyms Arylhydrocarbon-hydroxylase (Ah-Rezeptor) in der Leber und anderen Organen. Durch die koPCB werden also toxische Wirkungen ausgelöst, die auch den Dioxinen und Furanen zugeschrieben werden.

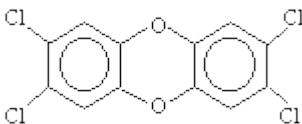


Abbildung 2. Chemische Struktur des 2,3,7,8-TCDD ("Seveso-Dioxin")

Die verschiedenen koPCB-Kongenere binden jedoch unterschiedlich gut an den Ah-Rezeptor. Um die daraus resultierende unterschiedliche Toxizität vergleichen zu können, wurden den wichtigsten Vertretern sogenannte 2,3,7,8-TCDD-Toxizitätsäquivalenzfaktoren (TEF) zugewiesen. Damit lassen sich für jedes koPCB sogenannte 2,3,7,8-TCDD-Toxizitätsäquivalente (TEQ) berechnen. Das 2,3,7,8-TCDD hat den Faktor 1 und dient als Referenz, das giftigste koPCB (Nr. 126) hat den Faktor 0,1. Die Faktoren für die meisten der anderen koPCB liegen zwischen 0,0005 und 0,00001. Mit dieser Methode kann über die Summe der TEQ eines PCB-Gemisches dessen "Dioxin-Giftigkeit" ausgedrückt werden.

Die Brauchbarkeit der TEF ist insbesondere für TEF-Werte < 0,001 stark umstritten. Der TEF für das PCB 126, das in allen uns bekannten Untersuchungen einen Anteil >50% an den TEQ stellt, ist jedoch am besten gesichert (Beck *et al.* 1996).

## Regulation und Vorsorge

Seit 1989 ist das Inverkehrbringen und Verwenden von PCB in der BRD verboten. Im Jahr 1988 legte das damalige Bundesgesundheitsamt (BGA) auf Grundlage eines gemeinsamen Berichtes des Umweltbundesamtes (UBA) mit dem BGA (bga-Schrift 4/83) sowie eines Berichtes der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG-Bericht "Polychlorierte Biphenyle") einen Wert für die tolerierbare tägliche Aufnahme (TDI-Wert) von 1 (bis maximal 3) µg PCB-Gesamt pro kg Körpergewicht und Tag (µg/kg KG\*d) fest. In den danach erstellten Länderrichtlinien zur Bewertung und Sanierung PCB-belasteter Baustoffe und Bauteile in Gebäuden (PCB-Richtlinien) wurden auf dieser Grundlage zwei Richtwerte, die sich beide nur auf den Luftpfad beziehen, zur Beurteilung der Sanierungsdringlichkeit von mit PCB belasteten Räumen festgelegt. Die Betrachtung anderer Expositionspfade wie etwa des Hausstaubes erfolgte nicht. Eine Raumluftkonzentration unter 300 ng PCB/m<sup>3</sup> Luft ist demgemäß als langfristig tolerabel anzusehen (Vorsorgewert). Werte zwischen 300 und 3000 ng PCB/m<sup>3</sup> Luft signalisieren die Notwendigkeit, PCB-Quellen zu identifizieren. Bei Werten über 3000 ng PCB/m<sup>3</sup> Luft muss saniert werden.

In einem Fachgespräch (Beck *et al.* 1996) wurde der TDI-Wert, auf dem die Länderrichtlinien basieren, ausdrücklich bestätigt und gegen die aufkommende Forderung verteidigt, die Toxizität von PCB-Gemischen auch anhand ihrer Dioxin-Giftigkeit zu beurteilen. Hauptargumente dabei waren:

- Dieser TDI umfasse außer der Ah-Rezeptor-vermittelten Toxizität (Enzyminduktion) auch alle anderen toxischen Wirkungen der PCB (neuro-, reproduktions- und immuntoxische Effekte).
- Die Analytik der koPCB sei enorm aufwendig.
- Die Anwendung des TEQ-Konzeptes führe zu keiner wesentlich anderen Risikobewertung.

Bezüglich des letzten Punktes sind wir entschieden anderer Ansicht. Aber auch hinsichtlich der nicht explizit Ah-Rezeptor-vermittelten Toxizität, insbesondere der Neurotoxizität, liegen mittlerweile Daten vor, die den bislang angewendeten TDI-Wert nachhaltig in Frage stellen. Unsere erste These lautet daher:

### **These 1:**

**Die den bestehenden PCB-Richtlinien zugrunde liegenden Annahmen über die täglich duldbare Aufnahme von PCB sind zu hoch.**

Im Juni 1998 hat die World Health Organization (WHO) eine neue Empfehlung für die tägliche tolerierbare Aufnahme (TDI) von Dioxin und dioxinähnlichen Substanzen veröffentlicht (WHO 1998). Koplanare PCB werden dabei zu den dioxinähnlichen Substanzen gerechnet. Der TDI beträgt nun 1 bis 4 pg/kg KG\*d. Es wird empfohlen, größtmögliche Anstrengungen zu unternehmen, die Exposition auf die geringstmöglichen Konzentrationen zu minimieren.

Es stellt sich die Frage, ob die bestehenden PCB-Richtlinien der Länder in der Lage sind, dieser Empfehlung gerecht zu werden. Ein erstes und einfaches Beispiel soll illustrieren, welches Ausmaß die Mängel der gegenwärtigen Richtlinien im Extremfall annehmen können. Die Rechnung stützt sich dabei auf das in Deutschland produzierte und verbreitete Clophen A50.

Clophen A50 enthält 14,5% koPCB. Nach Anwendung der TEF entspricht das 0,01% Dioxin. Der PCB-Gesamt-TDI nach UBA/ehem. BGA von 1 µg/kg KG\*d resultiert damit in einem TEQ von 100 pg/kg KG\*d und liegt somit *um den Faktor 25 - 100 höher als der von der WHO empfohlene TDI* für Dioxine und dioxinhaltige Substanzen!

Das Beispiel ist deshalb extrem, weil Clophen A50 unter allen technischen Gemischen den höchsten koPCB-Anteil aufweist und in der Realität niemals die einzige PCB-Expositionsquelle darstellen wird. Unsere Routineuntersuchungen von Raumluft auf PCB zeigen jedoch, dass Kongenerenmuster wie das von Clophen A50 oder von noch höher chlorierten Gemischen in 20-30% aller Proben auftreten.

Dazu betrachten wir exemplarisch die PCB-Raumluftbelastung in einer von uns untersuchten Kindertagesstätte (Abb. 3). In zwei Räumen wurden PCB-Gehalte von 460 (Raum 1) bzw. 486 (Raum 2) ng/m<sup>3</sup> gefunden. Die Raumluftproben weisen ein Kongenerenmuster auf, das dem von Clophen A50 recht ähnlich ist. In den sehr vielfältigen Materialproben (vorrangig Fugenmassen) fanden sich Clophen A50 und A60 Muster.

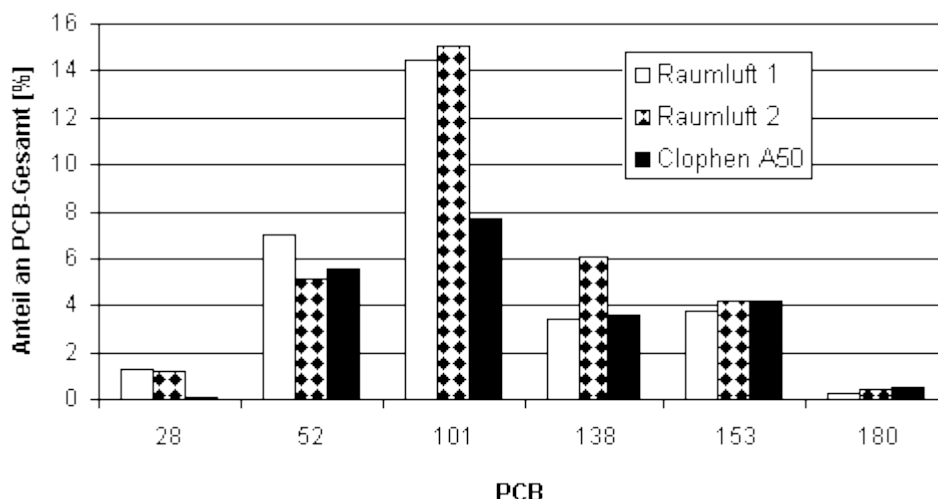


Abbildung 3. Kongenerenmuster zweier Raumluftproben aus einer Kindertagesstätte im Vergleich mit dem Muster des technischen PCB-Gemisches Clophen A50 (Schulz *et al.* 1989).

Gestützt auf diesen Analysenbefund lassen sich die Folgen der Umsetzung des TEQ-Konzeptes überschlagsweise aufzeigen. Der Einfachheit halber wird die Berechnung unter Verwendung des Vorsorgewertes von 300 ng/m<sup>3</sup> für PCB-Gesamt in der Raumluft durchgeführt. Das Clophen A50-Muster vorausgesetzt, entspricht dieser Wert einem Dioxin-TEQ von 30 pg/m<sup>3</sup>. Ein Kleinkind, das sich durchschnittlich 8 Stunden in einem so belasteten Raum einer Kindertagesstätte aufhält und dabei 3 m<sup>3</sup> Luft inhaliert, nimmt damit 90 pg TEQ auf. Betrachten wir nun den TDI der WHO (1 - 4 pg/kg KG\*d). Für ein Körpergewicht des Kindes von 15 kg beträgt die zulässige tägliche TEQ-Aufnahme 15 - 60 pg Dioxin. Geht man davon aus, dass nicht mehr als 10% eines TDI-Wertes auf einen einzigen Expositionspfad entfallen sollen, bleibt noch ein Kontingent von 1,5 - 6 pg Dioxin-TEQ. Die inhalative Aufnahme von 90 pg TEQ *übersteigt damit den von der WHO empfohlene TDI um das 15 - 60fache*.

In zwei Raumluftproben aus einer untersuchten Wohnung haben wir neben den 6 DIN-PCB-Kongeneren die koPCB direkt bestimmt (Abb. 4). Auch hier waren die Quellen Fugenmassen.

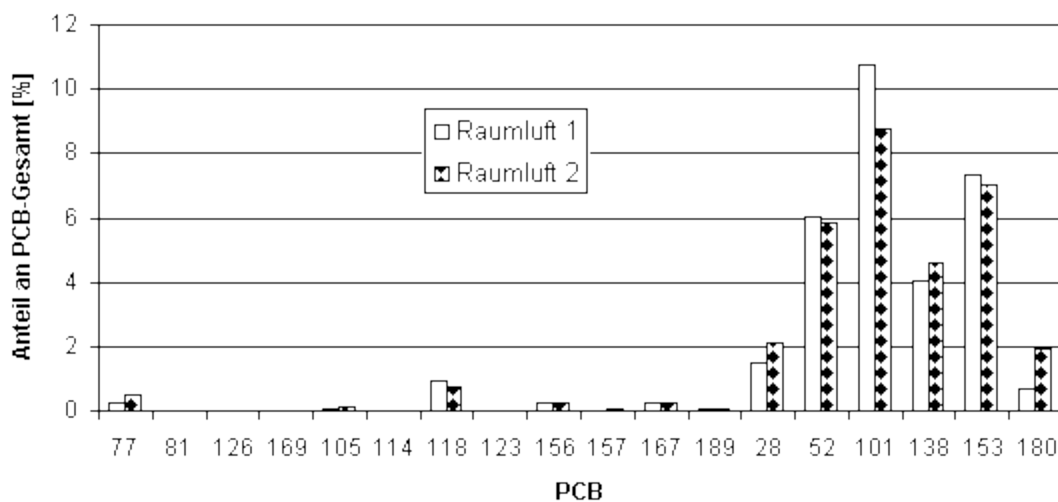


Abbildung 4. Kongenerenmuster von zwei Raumluftproben in einer Wohnung.

Die Beurteilung dieser Wohnung kann sehr unterschiedlich ausfallen, je nachdem ob man nach den geltenden Richtlinien oder unter Anwendung des TEQ-Konzeptes die Bewertung vornimmt. Mit PCB-Gehalten von 552 - 1028 ng/m<sup>3</sup> in der Raumluft wird der Richtwert der Länderrichtlinie von 300 ng/m<sup>3</sup> um das 2 bis 3fache überschritten und signalisiert damit mittelfristigen Sanierungsbedarf. Betrachtet man jedoch die PCB-Aufnahme gemäß der WHO-Empfehlung für dioxinähnliche Substanzen und berechnet die TEQ der bestimmten koPCB, liegt die tägliche Aufnahme *um das 6 - 24 bzw. 25 - 100fache über dem empfohlenen Toleranzbereich* (Tab. 1).

Tabelle 1. PCB-Gesamt und koPCB in der Raumluft einer Wohnung. Die tägliche Aufnahme wurde für ein Kleinkind mit 15 kg KG und 15 m<sup>3</sup> Atemvolumen berechnet.

	Raumluftkonzentration [ng/m <sup>3</sup> ]	2,3,7,8-TCDD-TEQ [pg/m <sup>3</sup> ]	Tägl. Aufnahme [Masse/kg KG*d]	Richtwert <sup>a)</sup> [Masse/kg KG*d]
<b>PCB-Gesamt</b>				
Raumluft 1	552	-	552 ng	300 ng
Raumluft 2	1028	-	1028 ng	
<b>koPCB</b>				
Raumluft 1	6,5	2,4	2,4 pg	0,1 - 0,4 pg
Raumluft 2	13	10	10 pg	

<sup>a)</sup> Die Richtwerte des UBA/ehem. BGA (TDI max. 3000 ng/kg KG\*d PCB-Gesamt) bzw. der WHO (TDI 1 - 4 pg/kg KG\*d dioxinähnliche Substanzen) wurden hier mit 0,1 multipliziert, da auf einen Expositionspfad nur 10% der duldbaren Gesamtbelastung entfallen sollen.



In der PCB-Richtlinie von Nordrhein-Westfalen wird richtigerweise auf das Auftreten hochchlorierter Raumluftmuster durch großflächige Primärquellen hingewiesen. Aufgrund der von diesen Mustern ausgehenden erhöhten Risiken ist besondere Aufmerksamkeit gefordert. Darüber hinaus sollte aber beachtet werden, dass für hochchlorierte Raumluftmuster auch Fugenmassen als Quelle in Frage kommen.

Aus den bisher angeführten drei Beispielen wird deutlich, dass die Richtwerte der gegenwärtigen PCB-Richtlinien unter Einbeziehung und Bewertung der koPCB als dioxinähnliche Substanzen gemäß WHO ca. um den Faktor 10 - 100 zu hoch liegen! Doch nicht nur die Anwendung des TEQ-Konzeptes macht die Senkung bestehender Richtwerte erforderlich. Auch Ergebnisse toxikologischer Studien der letzten 10 Jahre, die die Untersuchung des gesamten toxikologischen Wirkungsspektrums von PCB-Gemischen zum Gegenstand hatten legen nahe, die tägliche duldbare Aufnahme zu senken.

Hassauer und Kalberlah (2000) fassten im Auftrag des UBA die bisher durchgeführten Studien zu PCB an Versuchstieren und beruflich exponierten Personengruppen zusammen. Für die langfristige orale Exposition wurden zur Ableitung einer toxikologisch begründeten tolerierbaren resorbierten Körperdosis (TRD-Wert, entsprechen TDI-Werten wenn 100% Resorption unterstellt wird) Studien an Ratten und Rhesusaffen ausgewertet. Die am Affen beobachteten LOAEL und NOAEL (Lowest bzw. No observed adverse effect level) liegen unabhängig vom Chlorierungsgrad der eingesetzten PCB-Gemische zwischen 5 und 8 µg/kg KG\*d. In Übereinstimmung mit Stellungnahmen von Immuntoxikologen wurde daher ein LOAEL von 5 µg/kg KG\*d für weitere Ableitungen herangezogen. Nach Berücksichtigung verschiedener Sicherheitsfaktoren gelangen Hassauer und Kalberlah zu einem TRD-Wert von 15 ng/kg KG\*d. Dem steht der geltende TDI von 1000 ng/kg KG\*d gegenüber.

Wegen der spärlichen Datenbasis zur akuten und langfristigen inhalativen Exposition wurde keine Ableitung von TRD-Werten durchgeführt. Es wurde vorgeschlagen, eine vorläufige Pfad-zu-Pfad Übertragung auf Basis des TRD von 15 ng/kg KG\*d für orale Aufnahme vorzunehmen. Das entspräche nach der Berechnung von Hassauer und Kalberlah einer Raumluftkonzentration von ca. 50 ng/m<sup>3</sup>.

**Zusammenfassung:** Sowohl die Bewertung der Toxizität von PCB-Gemischen anhand ihrer Dioxin-Giftigkeit als auch ihre Bewertung anhand neuerer Gemischtoxizitätsdaten führt zu der Notwendigkeit, TDI und Richtwerte ca. um den Faktor 50 zu senken.

Die bestehenden Richtlinien beziehen sich zur Ermittlung des Sanierungsbedarfs eines Objektes exklusiv auf den Luftpfad. Andere Pfade, insbesondere der Hausstaub als ingestiver, nicht nahrungsbedingter Pfad, werden noch nicht einmal erwähnt. Nach unserer Datenlage ist das sehr fragwürdig. Unsere zweite These lautet daher:

## **These 2:**

**Der Hausstaub ist ein PCB-Expositionspfad und kann bedeutende Beiträge zur objektbezogenen Zusatzbelastung liefern.**

In unserem Labor werden seit ca. 10 Jahren Hausstaub-Proben auf ihren PCB-Gehalt untersucht. Dem Diskurs um die Inhomogenität dieses Mediums und um seine angemessene Beprobung begegnen wir mit folgender Praxis: Wir untersuchen Probenstaub, der sich innerhalb von 7 Tagen auf frei begehbaren Flächen sammelt. Wir beproben nach VDI 4300 Bl. 8 mit handelsüblichen Staubsaugern und sieben aus dem Staubsaugerbeutelinhalt die 2 mm-Fraktion heraus, die wir extrahieren und analysieren.

Zur Bestimmung der Größenklassenverteilung des PCB-Gesamtgehaltes des Hausstaubes wurde ein Zufallskollektiv von 44 Stäuben (Kollektiv A) untersucht, die im Labor-Routinebetrieb anfielen (Abb. 5). Von diesem Kollektiv wurden auch die DIN-PCB-Kongeneren bestimmt (Abb. 6). Der Anteil der koplanaren PCB wurde in einem weiteren Kollektiv von 14 Hausstäuben analysiert (Kollektiv B). Für Kollektiv B wurden die Stäube aufgrund ihrer hohen PCB-Belastung ausgewählt, um den Analysenaufwand in Grenzen zu halten (Abb. 7).

Beide Kollektive zeigen ein stabiles Kongeneren-Grundmuster, das dem von Clophen A60 ähnlich ist. An Kollektiv B ist zu erkennen, dass auch Hausstaub mit koplanaren PCB belastet ist.



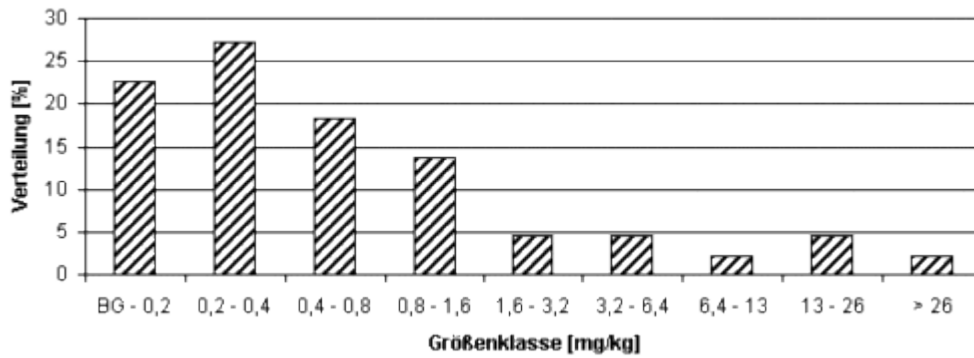


Abbildung 5. Größenklassenverteilung des Gehaltes an PCB-Gesamt im Hausstaub (Kollektiv A:  $n = 44$ , Zufallseingang)

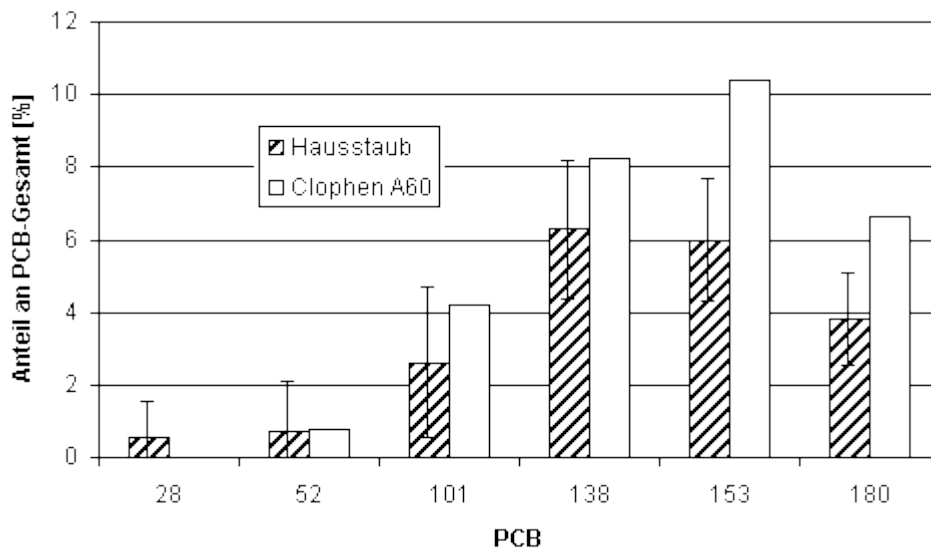


Abbildung 6. Kongenerenmuster des Hausstaubs (Kollektiv A:  $n = 44$ , Mittelwerte, 1s) im Vergleich mit Clophen A60 (ARGUK-Analyse)

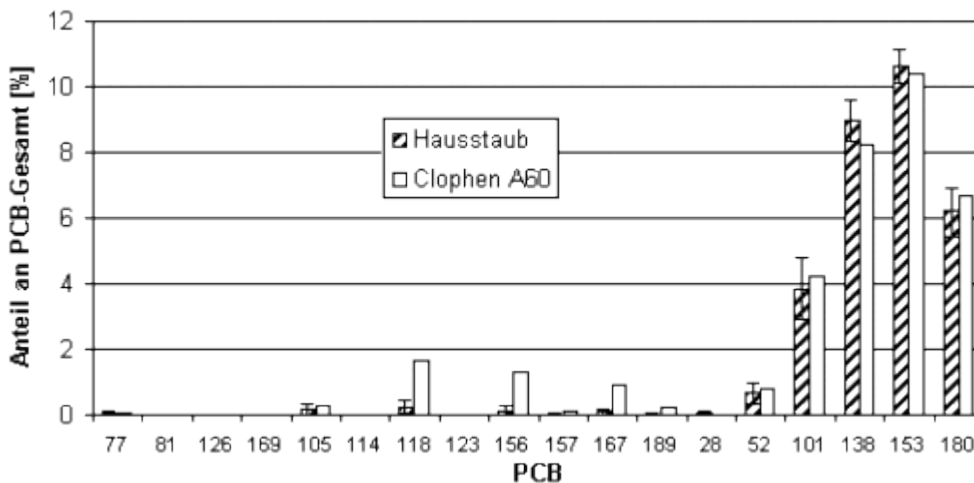


Abbildung 7. Kongenerenmuster des Hausstaubs (Kollektiv B:  $n = 14$ , Mittelwerte, 1s) im Vergleich mit Clophen A60 (ARGUK-Analyse)

In belasteten Objekten ist mit einer zusätzlichen PCB-Exposition neben dem Luftpfad über den Hausstaub zu rechnen. Es stellt sich die Frage, welchen Anteil beide Pfade an der Gesamtbelastung eines Kindes haben. Dazu haben wir in mehreren Wohnungen und einer Kindertagesstätte den Gehalt an PCB in beiden Medien untersucht und die tägliche Körperbelastung für ein Kleinkind (15 kg Körpergewicht; 15 m<sup>3</sup> Atemvolumen pro Tag; 0,1 g Staubaufnahme pro Tag) berechnet (Abb. 8). Es hat sich gezeigt, dass der Hausstaub einen Anteil von 6 - 96% an der objektbezogenen Belastung einnehmen kann.

In Wohnung 2 haben wir PCB-haltige Fugenmasse als PCB-Quelle identifizieren können. Dort stellte der Hausstaub mit 27% Expositionsanteil wahrscheinlich die Spitze dessen dar, was von der Raumluft in den Hausstaub übergehen und dort nachgewiesen werden kann.

Wohnung 3 stammt aus ehemals alliierter Bestand und repräsentiert Wohnungen mit Parkettfußboden aus der Bauzeit bis ca. 1970. Mit einem Befund von 153 mg/kg PCB-Gesamt im Hausstaub stellt dieser den fast ausschließlichen Anteil (96%) an der gesamten objektbezogenen täglichen PCB-Aufnahme eines Kleinkindes. Das PCB stammt hier vom Abrieb PCB-haltigen Fugenkittes vom Parkettboden. Die dadurch bedingte Tagesaufnahme beträgt alleine durch den Hausstaub 1020 ng/kg KG. Gemäß der Länderrichtlinien lag jedoch mit einer Raumluftkonzentration von 40 ng/m<sup>3</sup> weder ein Sanierungsbedarf noch Grund zur Besorgnis vor. Genauso argumentierten dann auch Gesundheitsbehörden und Wohnungsgesellschaften. Durch die Mißachtung des Hausstaub-Pfades sind also bei der Festlegung des Sanierungsbedarfs alliierter Wohnungen alle gleich gelagerten Fälle trotz einer signifikanten PCB-Belastung abgewiesen worden.

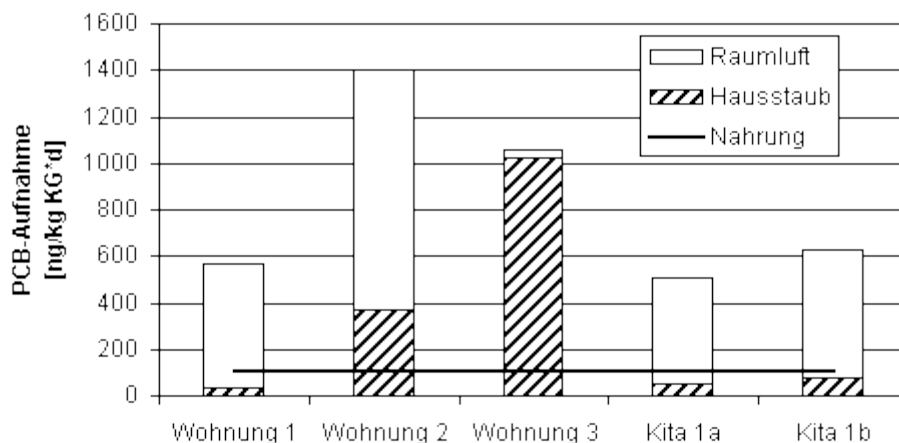


Abbildung 8. PCB-Gesamt Aufnahme durch Raumluft und Hausstaub für ein Kleinkind (15 kg Körpergewicht, 15 m<sup>3</sup> Atemvolumen/d, 0,1 g Staubaufnahme/d).

Die tägliche Aufnahme von PCB über die Nahrung wird auf etwa 100 ng/kg KG geschätzt. Im Vergleich mit dem Raumluft- und dem Hausstaubpfad stellt die Raumluft bei unserer Untersuchung in drei von vier Fällen den größten Anteil der PCB-Aufnahme (Abb. 8). In zwei Fällen liegt der Hausstaub mit seinem Anteil über dem Nahrungspfad, in einem Fall sogar an erster Stelle. Damit wird deutlich, dass der Hausstaub einen wichtigen Beitrag zur objektbezogenen Zusatzbelastung liefern kann.

**Zusammenfassung:** Der Hausstaub kann einen wichtigen Beitrag zur objektbezogenen Zusatzbelastung liefern.

In unbelasteten Objekten ist die Pfadhierarchie	Nahrung	>	Luft	>	<b>Staub.</b>
In belasteten Objekten ist die Hierarchie häufig	Luft	>	Nahrung	>	<b>Staub,</b>
wobei quellenabhängig eine Änderung nach	Luft	>	<b>Staub</b>	>	Nahrung
bis hin zu	<b>Staub</b>	>	Nahrung	>	Luft

möglich ist.

Bei der Überarbeitung der PCB-Richtlinien sollte dies Berücksichtigung finden.





### **Literaturnachweis**

Ballschmitter K, Zell M (1980) Analysis of polychlorinated biphenyls (PCBs) by glass capillary gas chromatography. Fresenius Zeitschrift für analytische Chemie 302:20

Beck H, Heinrich-Hirsch B, Koss G, Neubert D, Roßkamp E, Schrenk D, Schuster J, Wöfle D, Wuthe J (1996) Anwendbarkeit von 2,3,7,8-TCDD-TEF für PCB für Risikobewertungen. Bundesgesundheitsblatt 4:141-147

Hassauer M, Kalberlah F (2000) Polychlorierte Biphenyle. In: Eikmann T, Heinrich U, Heinzow B, Konietzka R (Hrsg.) Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen. Erich Schmidt Verlag, Berlin. D808 1-46

Schulz DE, Petrick G, Duinker JC (1989) Complete characterization of polychlorinated biphenyl congeners in commercial Aroclor and Clophen mixtures by multidimensional gas chromatography - electron capture detection. Environment, Science and Technology 23(7):852-859

WHO (1998) WHO Experts re-evaluate health risks from Dioxins. Press Release WHO/45, 3 June 1998