



LEARNING TOXICOLOGY
THROUGH OPEN EDUCATIONAL

POLICLORO BIFENILOS (PCBs)

Ileana MANCIULEA, Lucia DUMITRESCU

Transilvania University of Braşov

i.manciulea@unitbv.ro, lucia.d@unitbv.ro



Erasmus+

This work is licensed under a Creative
commons attribution – non commercial 4.0
international license



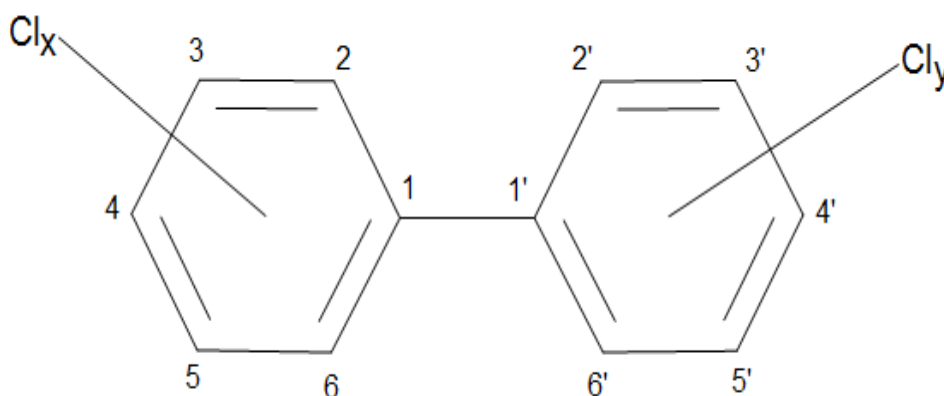
INTRODUCCIÓN

Los bifenilos policlorados (PCBs) son un grupo de compuestos orgánicos xenobióticos, mezclas de hidrocarburos aromáticos clorados, consisten en las estructuras bifenilo con dos anillos bencénicos unidos, en los cuales algunos o todos los átomos de hidrógeno han sido sustituidos por átomos de cloro. Existen 209 congéneres de PCBs posibles, basados en diversas combinaciones de los números y posiciones de los átomos de cloro en la molécula de bifenilo. Los PCBs se fabricaron/comercializaron principalmente en los Estados Unidos entre 1930 y 1977 bajo el nombre comercial Aroclor (por ejemplo, Aroclors 1016, 1242, 1248, 1254, 1260, etc.). Más de 600 millones de kg de PCBs se producían comercialmente en los Estados Unidos y la producción mundial de PCBs era aproximadamente el doble de esa cantidad. Debido a su estabilidad química, propiedades de aislamiento eléctrico e inflamabilidad relativa, los PCBs se usaron en muchas aplicaciones industriales como fluidos de intercambio de calor y dieléctricos en transformadores y condensadores; fluidos hidráulicos y lubricantes; aceites para bombas de difusión; retardantes de fuego; plastificantes; extendedores para pesticidas, y como aditivos en compuestos de calafateo, revestimientos, pinturas, adhesivos, tintas, papel carbón sin carbono y plásticos (EPA, ATSDR, 2004). Debido a la evidencia de que los PCBs persisten y se acumulan en el medio ambiente y pueden causar efectos tóxicos, en 1979, la EPA emitió reglamentos finales que prohibían la fabricación y usos de PCBs. En 1985 se restringió la utilización y comercialización de los PCBs en la Comunidad Europea y, en 2004, la producción, comercialización y utilización de los PCBs quedó totalmente prohibida por el Reglamento (CE) n° 850. (Stockholm Comisión, 2004). A pesar de la reglamentación final que prohíbe la fabricación/utilización de PCBs, en 1979, los PCBs siguen estando presentes en el aire, el suelo, los sedimentos, los alimentos y son redistribuidos de un compartimento medioambiental a otro. Los PCBs también pueden liberarse a través del uso continuo y la eliminación

de PCBs que contienen productos (esmaltes de ventana, balastos de luz fluorescentes, revestimientos de azulejos de techo, pinturas y acabados de suelos y fuentes potenciales de PCB en el ambiente interior) (Lehmann et al. 2015).

ESTRUCTURA QUÍMICA Y PCBs

Hay 209 isómeros de PCBs posibles, de tres isómeros monoclorados al isómero de decaclorobifenilo completamente clorado. Las propiedades y la toxicidad de los isómeros de los PCBs se determinan por el número y la posición de los átomos de cloro. El grado de toxicidad es también función del grado de cloración. Generalmente, la solubilidad en agua y la presión de vapor disminuyen con el aumento del grado de sustitución y la solubilidad de lípidos aumenta con el aumento de la sustitución de cloro. Las impurezas, como los policloro dibenzofuranos (PCDF), los naftalenos (PCN) y los cuartos fenilos (PCQ), también se han identificado en los productos comerciales de PCBs.



X = 1 a 5, Y = 1 a 5

Figura 1. Estructura Química de los PCBs

Para estimar las propiedades y el comportamiento de los 209 PCBs, puede utilizarse como referencia el compuesto PCB-153, porque es un componente de la mezcla de calibración utilizada para la identificación y estimación

cuantitativa de todos los 209 congéneres de PCBs. El PCB-153 es un hexasómero (2,2', 4,4', 5,5'-hexaclorobifenilo) que es un constituyente de bifenilos policlorados. Hay 42 hexaclorobifenilos. Aunque el PCB-153 no es tóxico, puede ser un modulador de los impactos tóxicos de otros congéneres de PCBs. Lo más importante es que el PCB-153 está presente prácticamente en todas las mezclas técnicas en cantidades suficientemente grandes - del 5 al 17% (en promedio al 10%). Por lo tanto, el PCB-153 también puede ser un indicador de la entrada de PCB al medio ambiente y su eliminación (Alcock et al., Joint WHO, 2003).

PROPIEDADES QUÍMICAS DE PCBs

Nombres comerciales para diferentes mezclas (lista parcial): Aroclor, Pyranol, Pyroclor, Phenochlor, Pyralene, Clophen, Elaol, Kanechlor, Santotherm, Fenchlor, Apirolio, Sovol.

Nº CAS: 1336-36-3

Algunas propiedades químicas de los PCB se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Propiedades químicas de los PCBs.

Grupo de congéneres	Peso Molecular	Presión de Vapor (Pa)	Solubilidad en agua (mg/m ³)	Log Kow
Monoclorobifenil	188.7	0.9-2.5	1.21-5.5	4.3-4.6
Diclorobifenil	223.1	0.008-0.60	0.06-2.0	4.9-5.3
Triclorobifenil	257.5	0.003-0.22	0.015-0.4	5.5-5.9
Tetraclorobifenil	292.0	0.002	0.0043-0.010	5.6-6.5
Pentaclorobifenil	326.4	0.0023-0.051	0.004-0.02	6.2-6.5
Hexaclorobifenil	360.9	0.0007-0.012	0.0004-0.0007	6.7-7.3
Heptaclorobifenil	395.3	0.00025	0.000045-0.00	6.7-7
Octaclorobifenil	429.8	0.0006	0.0002-0.0003	7.1
Nonaclorobifenil	464.2	-	0.00018-0.0012	7.2-8.16
Decaclorobifenil	498.7	0.00003	0.000001-0.00	8.26

Fuente: adaptad de Ritter et al.1996

Los PCB son insolubles en agua y solubles en la mayoría de los disolventes orgánicos y tienen tendencia a dividirse en la atmósfera. Los PCBs forman vapores más pesados que el aire y por lo tanto sus residuos han sido detectados en la región del Ártico, agua y organismos vivos. La solubilidad acuosa oscila entre 11.08×10^{-5} a 9.69×10^{-10} moles/litro y generalmente disminuye con la masa molecular. Las constantes de la ley de Henry oscilan entre 0.3×10^{-4} a 8.97×10^{-4} atm x m³/mol y aumenta con el grado de sustitución de cloro. La presión de vapor generalmente disminuye con la masa molecular y aumenta con el aumento del grado de sustitución de cloro. Los valores de Log Kow oscilan entre 4.46 y 8.18 para todos los congéneres. Los PCBs en el medio ambiente pueden estar asociados con los componentes orgánicos de suelos, sedimentos y tejidos biológicos, con carbono orgánico disuelto en sistemas acuáticos, en lugar de ser solubilizados en agua. Los PCBs se volatilizan de las superficies de agua a pesar de su baja presión de vapor, y en parte como resultado de su hidrofobicidad. Como consecuencia, el transporte atmosférico puede ser una vía importante para la distribución de PCBs en el medio ambiente (Ritter et al., 1996).

PERSISTENCIA DE PCBs

A pesar de la prohibición de la fabricación, los PCBs siguen estando presentes en los medios ambientales (por ejemplo, aire, suelo, sedimentos, alimentos) y se redistribuyen de un compartimento medioambiental a otro. La naturaleza persistente de los PCBs y su distribución a través de la cadena alimentaria ha dado como resultado una continua exposición humana. También pueden liberarse mediante el uso continuo y la eliminación de productos que contienen PCBs. Los materiales de construcción que contienen PCBs, tales como esmaltes para ventanas, balastos fluorescentes (FLB), revestimientos, masillas, pinturas y acabados de suelos son fuentes potenciales de PCBs en el ambiente interior (EPA, ATSDR, 2012). Se adsorben fácilmente a materiales orgánicos como sedimentos y suelos, aumentando la adsorción con el contenido de cloro

de la mezcla y el contenido orgánico de los medios ambientales. Los PCBs tienen poca o ninguna movilidad en el suelo y son relativamente insolubles en agua. La volatilización de las superficies húmedas del suelo y del agua puede ser atenuada por adsorción a sólidos. En el aire, los PCBs existen tanto en fase de vapor como de partículas, y los mecanismos de transporte atmosférico tienen PCBs dispersos a nivel mundial. Los PCBs en fase de vapor se degradan fotolíticamente con vidas medias que van desde 3-490 días. Los PCBs en fase particulada se eliminan de la atmósfera por deposición húmeda o seca. En general, la biodegradación de los PCBs es lenta, siendo los congéneres clorados superiores los más resistentes a la biodegradación ambiental (EPA, HSDB, 2011). Como resultado, los PCBs se han detectado en una variedad de medios ambientales que pueden ser fuentes de exposición humana. Se ha demostrado que los PCBs pueden ser transportados por aire, viento y difusión atmosférica a largas distancias de las áreas de origen, incluyendo regiones árticas y antárticas (AMAP, 2014). En la atmósfera, el agua y el suelo, los PCBs adsorbidos principalmente en las partículas y la tendencia a la adsorción aumenta con el grado de cloración. En la atmósfera, el proceso de transformación dominante es la reacción de los PCBs en fase de vapor con radicales hidroxilo. Las semividas estimadas para esta reacción son de 10 días para el monoclorobifenilo a 1,5 años para el heptaclorobifenilo. En los ambientes acuáticos, los PCBs no se degradan significativamente por hidrólisis y oxidación.

BIOACUMULACIÓN DE PCBs

Los PCBs son persistentes y bioacumulables. Son muy solubles en lípidos biológicos, se acumulan en animales acuáticos y terrestres y en seres humanos, y se biomagnifican en la cadena alimentaria. Las propiedades fisicoquímicas de los PCBs permiten su fácil absorción en organismos. La alta solubilidad lipídica y la baja solubilidad en agua conducen a la retención de PCBs y sus metabolitos en tejido graso y en combinación con proteínas. Las

tasas de acumulación en los organismos varían con la especie, la concentración, la duración de la exposición y las condiciones ambientales. La alta retención de PCBs y sus metabolitos determinan los efectos tóxicos en el organismo en el tiempo. La persistencia de los PCBs, combinada con los altos coeficientes de partición de varios isómeros (log KOW entre 4,3 y 8,26) proporcionan las condiciones para que los PCBs se bioacumulen en los organismos. Se han reportado factores de bioconcentración de 120.000 y 270.000 en peces (*Pimephales promelas*). Los factores de concentración en los peces expuestos a la dieta de PCBs fueron inferiores a los de los peces expuestos a PCBs en agua, lo que sugiere que los PCBs son bioconcentrados (absorbidos directamente del agua) en lugar de ser bioacumulados. El factor de bioconcentración (BCF) para Aroclor 1254 en organismos acuáticos oscila entre 0,24 y 165, en plantas de 0,001 a 0,041, y en aves y mamíferos de 5,15 a 28,5 (EPA, 2011). La degradación de los PCBs en el medio ambiente depende del grado de cloración, con la persistencia aumentando con el aumento del grado de cloración. Las vidas medias para la fotodegradación de los PCBs oscilan entre 10 días para el monoclorobifenilo y 1,5 años para el heptaclorobifenilo. La vida media de degradación en suelos para hexaclorobifenilos es de 6 años. Los valores de la vida media de degradación en agua para la fracción disuelta de PCB-153 son 480 para agua dulce y 1600 días para agua de mar costera y mar abierto. En la atmósfera, la vida media de degradación de la PCB-153 (debido a la reacción con el radical hidroxilo fue de 13 días en verano, 34 días en primavera / otoño, 300 días en invierno (EPA, 2012) Hoy en día, después de 40 años de la primera identificación de los PCBs en los organismos vivos (tejidos humanos y animales silvestres), el coste real de la contaminación del ecosistema por los PCBs sigue siendo desconocido y la comunidad científica sigue tratando de dilucidar los efectos en la salud de la exposición de los antecedentes en todo el mundo.

EXPOSICIÓN HUMANA A PCBs



This work is licensed under a Creative Commons attribution – non commercial 4.0 international license

Los seres humanos pueden estar expuestos a los PCBs por ingestión, inhalación o contacto dérmico. El consumo de alimentos contaminados ha sido históricamente considerado la principal vía de exposición entre la población en general, los alimentos grasos (carne, carne, productos lácteos) son los principales contribuyentes a la exposición dietética.

La ingesta dietética de determinados contaminantes y exposiciones alimenticias a los PCBs ha disminuido en las últimas décadas desde 27 ng/kg/día en 1978 a 2 ng/kg/día en 1997. (ATSDR 2000, Lehmann et al., 2015). La principal fuente de exposición de los PCBs a la población en general es el consumo de peces contaminados, en particular las especies de alimentación de fondo de las aguas contaminadas con PCBs, lo que aumenta el nivel de exposición a los PCBs. Aunque los PCBs se absorben fácilmente en el cuerpo, sólo se metabolizan lentamente y se excretan. Los estudios en animales sugieren que los PCBs absorbidos se distribuyen entre el compartimento acuoso y lipídico del cuerpo, en un patrón bifásico. Después de distribuir preferentemente al hígado y al tejido muscular, los PCBs son posteriormente redistribuidos al tejido adiposo, la piel y otros órganos que contienen grasa. La velocidad del metabolismo de los congéneres individuales depende del número y posición de los átomos de cloro. En ratas, las vidas medias de los PCBs oscilan entre 1 y 460 días, dependiendo del grado de cloración. En general, los isómeros menos clorados se metabolizan más fácilmente que los congéneres altamente clorados. Como resultado del metabolismo preferencial, los congéneres altamente clorados tienden a permanecer en el cuerpo más tiempo que los congéneres menos clorados. Los congéneres altamente clorados Los PCBs se almacenan en los tejidos adiposos y el metabolismo lento de los PCBs conduce a la bioacumulación, que puede ocurrir incluso a niveles de exposición bajos (mariscos, niveles actuales de 760 y 1.400 ng/g de grasa). Las principales fuentes de PCBs en las dietas vietnamitas (arroz y hortalizas) y la ingesta diaria de 3,7 µg/persona/día es comparable a la de algunos países industrializados. Aunque la fabricación de PCBs fue prohibida en los Estados Unidos en 1979, muchos edificios construidos antes, todavía contienen fuentes

potenciales de contaminación de PCBs de aire en interiores. En algunos ambientes interiores y para algunos grupos de edad, la inhalación puede contribuir más a la exposición total a los PCBs que a cualquier otra vía de exposición. El calafateo y otros materiales de construcción que contienen PCBs fueron ampliamente utilizados durante los años 1950-1970. Incluso descontinuado en 1970, muchos edificios todavía tienen iluminación fluorescente que contiene PCBs y/o residuos de PCB. (EPA 2012). Por lo tanto, la exposición por inhalación humana a PCBs puede estar más extendida de lo que se suponía anteriormente.

TOXICIDAD DE LOS PCBs

Al ser altamente lipófilos, los PCBs se bioacumulan en tejidos grasos de animales, aves y seres vivos acuáticos. La toxicología de los PCBs se ve afectada por el número y posición de los átomos de cloro (Alcock et al., Joint WHO 2003). La sustitución en posición orto dificulta la rotación de los anillos aromáticos. Los PCBs sin sustitución orto se denominan generalmente coplanares y todos los demás como no coplanares. Los PCBs coplanares, como las dioxinas y los furanos, pueden presentar un efecto de tipo dioxina y pueden actuar como promotores de tumores. Sin embargo, la fabricación de PCBs ha sido prohibida desde 1977, hay pruebas que sugieren que la inhalación de PCBs puede representar un peligro para la salud humana (ATSDR, 2004). Las exposiciones humanas más altas a estos compuestos ocurren a través del consumo de pescado contaminado y en ciertos lugares ocupacionales, a través del contacto con equipos o materiales fabricados antes de 1977. Estudios recientes indican que el consumo materno de peces contaminados con PCBs puede causar alteraciones en los parámetros reproductivos y neurocomportamentales, déficit de desarrollo en recién nacidos y niños mayores. Los niveles de PCBs en la sangre generalmente aumentan con la edad, porque estos productos químicos son persistentes. Se han observado efectos adversos reproductivos y de desarrollo hepatotóxicos,

endocrinos, dérmicos, oculares, inmunológicos, neurológicos en humanos después de exposiciones ocupacionales a PCBs. Los PCBs se acumulan en los lípidos del cuerpo y pueden transferirse a los bebés a través de la leche materna. La exposición a la lactancia se produce a niveles más altos y en un período de tiempo más corto en comparación con la exposición materna, que ocurre a largo plazo antes o durante el embarazo y la lactancia. Sobre la base de evidencia suficiente de carcinogenicidad en humanos y animales de experimentación, el Organismo Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) clasificó a los PCBs como carcinógenos para los seres humanos (Grupo 1). Sin embargo, la disminución de los niveles de PCBs en el medio ambiente y los alimentos, en las últimas tres décadas, sugiere que los jóvenes de hoy están expuestos a niveles más bajos de PCBs que las generaciones anteriores. (EPA, 2016) y los niveles ambientales de PCBs descendieron, hay preocupaciones de que algunas emisiones de PCBs pasadas atrapadas en el hielo polar puedan ser liberadas al medio ambiente, en los próximos años, con el aumento del deshielo de los casquetes polares (AMAP, 2014). Además, los ambientes en los que se ha producido fuerte contaminación por PCBs siguen siendo remediados, pueden desalojar o exponer PCBs adicionales. El Convenio de Estocolmo sobre COPs (2016) exige a las Partes que eliminen el uso de PCBs en los equipos antes de 2025 y que aseguren el manejo de desechos ambientales de líquidos que contengan PCBs y equipos contaminados con PCBs para 2028.

REFERENCIAS

1. Alcock et al., Joint WHO 2003 / convention task force on the health aspects of air pollution. Health risks of persistent organic pollutants from LRTAP, 2003.
2. AMAP, 2014. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). Trends in Stockholm convention persistent organic pollutants (POPs) in Arctic air, human media and biota.

3. Community Implementation Plan for the Stockholm Convention on POPs 2007.
4. EPA, ATSDR. 2004. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
5. EPA. (2015). Scoping and Problem Formulation for the Toxicological Review of PCBs: Effects Other Than Cancer. (2015).
6. EPA. ATSDR. 2012. Thomas Kent, Xue, Jianping, Williams Ronald, Jones Paul, Whitaker Donald. PCB in School Buildings. Sources, Environmental Levels, Exposures. (2012).
7. EPA. ATSDR. 2016. Agency for toxic substances and disease registry - case studies in environmental medicine. PCBs toxicity. 2016.
8. EPA. HSDB. 2011. Biomonitoring PCBs. Hazardous Substances Data Bank (HSDB).
9. Lehmann, M., Geniece, Christensen, Krista, Maddaloni, Mark, Phillips, J., Linda Evaluating Health Risks from Inhaled PCBs: Research Needs for Addressing Uncertainty. Environmental Health Perspectives vol. 123, 2, (2015).
10. Ritter L., Solomon K. Forget J. (POPS). International Programme Chemical Safety (IPCS), 1996.
11. Stockholm Commission, 2004. Regulation EC) No 850.
12. The Stockholm Convention on POPs 2016.



**UNIVERSIDAD
DE SALAMANCA**

CAMPUS OF INTERNATIONAL EXCELLENCE



ALMA MATER STUDIORUM
UNIVERSITA DI BOLOGNA



South-Eastern Finland
University of Applied Sciences

U. PORTO



**Universitatea
TRANSILVANIA
din Braşov**



**UNIVERZITA
KARLOVA**



ИКИТ

<https://toxoeer.com>

Project coordinator: Ana I. Morales
Headquarters office in Salamanca.
Dept. Building, Campus Miguel de Unamuno, 37007.
Contact Phone: +34 663 056 665