

اثر ترکیبهای PCB بر محیط زیست

PCBs in the Environment

By: K.C. Jones, V. Burnett, R. Duarte-Davidson and K.S. Waterhouse, Chemistry in Britain, May 1991

ترجمه: نوشین سجادی

مجله علوم و تکنولوژی پلیمر

واژه‌های کلیدی:

بی‌فیلهای چند کلردار، رفتار زیست محیطی، آگار دراز مدت، دور ریختن، تخریب

چکیده

علی‌رغم محدودیتهایی که در مصرف بی‌فیلهای چند کلردار (PCBها) در طول دهه اخیر وجود داشته است، این مواد در محیط زیست انگلستان همچنان وجود دارند. دستاوردهای تجزیه‌ای اخیر اطلاعاتی در مورد رفتار محیطی این گروه پیچیده از مواد شیمیایی را در اختیار می‌گذارد و نشان می‌دهد که این مواد می‌توانند در اکوسیستمهای آبی و خاکی برای چندین سال مؤثر باقی بمانند. بعضی از ترکیبهای PCB به طور انتخابی در محیط زیست تخریب می‌شوند، در حالی که سایرین در برابر تخریب مقاومت می‌کنند و چرخه زندگی خود را در ارگانیسمهای زنده ادامه می‌دهند. مدل‌های ساده‌ای برای توزیع PCBها در محیط ابداع شده‌اند و در پیش‌بینی آثار دراز مدت مفیدند.

ترکیبهای PCB گروهی از مواد شیمیایی آلی سنتزی در محیط زیست می‌باشند که احتمالاً بیشترین مطالعات در مورد آنها انجام گرفته است. این مواد به دلیل فراوانی و پایداری، و همچنین به واسطه اینکه موجب آثار پنهانی در حیات وحش در غلظتهای پایین می‌باشند، وجهه خوبی کسب نکرده‌اند.

هنوز بحث درباره رفتار و آثار آشکار زیست محیطی و قابل قبولترین روش برای دور ریختن نهایی این مواد ادامه دارد. با وجود این، برای دانشمندان علاقه‌مند به درک رفتار و اثرهای PCBها در محیط و نیز مدیران مسئول نگاهداری بی‌خطر و دور ریختن ایمن زباله‌های PCB، شک و تردیدهای زیادی باقی مانده است که بخشی به دلیل پیچیدگی زیاد و تنوع این گروه از مواد شیمیایی است، و پاره‌ای به علت مشکلات تجزیه‌ای آشکارسازی آثار بالقوه قرار گرفتن در معرض مقادیر کم است. ترکیبهای PCB نخستین بار در سال ۱۹۲۹ به روش صنعتی در آمریکا سنتز شدند. این مواد توسط واکنش بی‌فیل با کلرو تولید مخلوطی از ترکیبهای PCB ویژه، که ترکیب آنها بستگی به نسبت کلر به بی‌فیل دارد، سنتز شدند. از لحاظ نظری، بیش از ۲۰۰ ترکیب مختلف PCB یا

همگروه آن وجود دارد، که تفاوت آنها در تعداد و موقعیت اتمهای کلر روی مولکول بی‌فیل پایه است [1]. آرایشهای ممکن گوناگون اتمهای کلر، دامنه‌ای از ترکیبات مونو، دی، تری تا دکا - کلرو بی‌فیلها را به وجود می‌آورد (جدول ۱). در آمریکا نام تجاری برای ترکیبهای PCB که توسط تولیدکننده، مونساتو، پذیرفته شده آروکلر (Aroclor) است که به دنبال آن چهار عدد می‌آید و دو رقم آخر نشان دهنده درصد کلر در محصول است. برای مثال آروکلر ۱۲۴۸، ۴۸ درصد وزنی کلر دارد، ولی شامل چند ترکیب PCB متفاوت است.

پایداری شیمیایی و مقاومت الکتریکی بالای غیرعادی، به همراه فراریت پایین و مقاومت در برابر تخریب در دماهای بالا، دامنه‌ای از کاربردهای صنعتی را برای PCBها فراهم کرده است. موارد مصرف این مواد عبارت‌اند از: سیالات دی‌الکتریک در خازنها و ترانسفورماتورها، سیالات هیدرولیک در تجهیزات معدنکاری، سیالات انتقال گرما و پمپ خلاء (به اصطلاح کاربردهای "بسته") و همچنین تأخیر دهنده‌های اشتعال، نرم‌کننده‌ها و افزودنیهای سیمان، چسبها، عوامل ریخته‌گری، روغنهای روان‌کننده و برش‌دهی و در مرکب چاپ (کاربردهای "باز" یا پراکنده). احتمالاً تاکنون بیش از یک میلیون تن ترکیبهای PCB در سطح جهان تولید شده است.

رفتار زیست محیطی

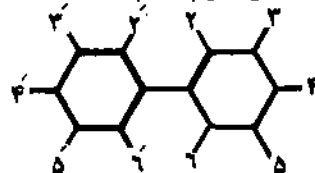
ترکیبهای PCB بسیار مقاوم‌اند. این مواد نخستین بار در سال ۱۹۶۶ توسط دانشمندان سوئدی، که در مورد آفت‌کشهای آلی کلردار در حیات وحش مطالعه می‌کردند، اندازه‌گیری شدند. گزارشهای بیشتری به دنبال آمد که حاکی از وجود مقادیر ناچیز PCBها در تقریباً هر نمونه مورد آزمایش، از امریکای شمالی و اروپا تا مناطق دور افتاده قطب شمال و جنوب بود. در دهه ۱۹۷۰ نگرانیها در مورد وجود این مواد محدود کردن آزاد سازی آنها را در محیط زیست به دنبال داشت. در ۱۹۷۳ کاربرد PCBها در انگلستان محدود به سیستمهای "بسته" شد و در اواخر این دهه، تولید این مواد در بیشتر کشورهای متوقف گردید. از آن زمان به بعد راههای جلوگیری

Key Words: PCBs, environmental behaviour, long term effects, disposal, degradation

محفظه	غلظت نوعی
هوا (حومه)	0.05 ngm^{-3}
(شهر)	$1 - 5 \text{ ngm}^{-3}$
خاک سطحی	$2 - 50 \mu\text{gKg}^{-1}$
سبزیجات	$10 \mu\text{gKg}^{-1}$
آب	2 ngl^{-1}
انسان (بافت چربی)	1 mgKg^{-1} (وزن تر)
(شیر مادر)	$10 \mu\text{gl}^{-1}$ (وزن تر)
پستانداران دریایی (چربی بین پوست و ماهیچه)	$5 - 50 \text{ mgKg}^{-1}$ (وزن تر)
سمور آبی (چربی)	$5 - 200 \text{ mgKg}^{-1}$ (وزن تر)

از آزاد شدن PCBها در محیط و تخریب یا دور ریختن بی خطر آنها مورد توجه قرار گرفت.

مولکول بی فنیل پایه و پیکر بندیهای ممکن



در طول دهها سال مقادیر زیادی از PCBها در محل‌های دفن زباله تخلیه شده‌اند، و متأسفانه این مواد لزوماً در محل‌هایی که انباشته می‌شوند، باقی نمی‌ماند. تخریب در سطح زمین و دریاها بسیار آهسته صورت می‌گیرد و فرآیند جزئی این مواد در دماهای محیط مکانیسمی است که PCBها را دوباره به جریان می‌اندازد و آن را از خاک و آب به هوا آزاد می‌سازد [2]. آن‌گاه، این مواد قبل از اینکه دوباره در آب باران وارد شوند

جدول ۱ - توزیع PCBها برحسب میزان کلر آنها

همرده	فرمول مولکولی	تعداد ایزومرها
مونوکلروبی فنیل	$\text{C}_{12}\text{H}_9\text{Cl}$	۳
دی کلروبی فنیل	$\text{C}_{12}\text{H}_8\text{Cl}_2$	۱۲
تری کلروبی فنیل	$\text{C}_{12}\text{H}_7\text{Cl}_3$	۲۴
تراکلروبی فنیل	$\text{C}_{12}\text{H}_6\text{Cl}_4$	۴۲
پنتاکلروبی فنیل	$\text{C}_{12}\text{H}_5\text{Cl}_5$	۴۶
هگزاکلروبی فنیل	$\text{C}_{12}\text{H}_4\text{Cl}_6$	۴۲
هپتاکلروبی فنیل	$\text{C}_{12}\text{H}_3\text{Cl}_7$	۲۴
اکتاکلروبی فنیل	$\text{C}_{12}\text{H}_2\text{Cl}_8$	۱۲
نناکلروبی فنیل	$\text{C}_{12}\text{HCl}_9$	۳
دکاکلروبی فنیل	$\text{C}_{12}\text{Cl}_{10}$	۱

تا اینجا، PCBها را به صورت یک کل، یعنی به عنوان گروهی از مواد شیمیایی که رفتارهای عمومی معینی در محیط زیست دارند، در نظر گرفته ایم. ولی، در حقیقت این مواد مجموعه پیچیده‌ای از ترکیبات ویژه (همگروه) می‌باشند و هر یک ساختار و خواص منحصر به فردی دارند که رفتار آنها را در محیط کنترل می‌کند. برای مثال، همگروه‌ها دامنه وسیعی از انحلال پذیری در آب، گرایش‌های متفاوتی به تبخیر از خاک و آب و نیز وارد شدن به جانوران و گیاهان در محیط را دارند. بدین معنی که هر چه PCBها کلر بیشتری داشته باشند، انحلال پذیری کمتری دارند و سنگین‌ترند و در نتیجه، گرایش کمتری دارند تا از سطح خاک تبخیر شوند. برای مثال، انحلال پذیری یک مونوکلروبی فنیل ممکن است در مرتبه میلی گرم در لیتر باشد، در حالی که انحلال پذیری برای دکا کلروبی فنیل حدود ۵ برابر کمتر است [1]. معمولاً PCBهای با کلر بیشتر در برابر تخریب توسط میکرو ارگانیسمها مقاوم‌ترند و بیشتر چربی دوست می‌باشند و به این دلیل در چربیهای حیوانی غلظت بیشتری دارند. آروکلرها و سایر محصولات PCB تجارتي از تعداد زیادی ترکیبات تشکیل شده‌اند که در محیط آزاد می‌شوند (شکل ۱). قابل توجه اینکه، ساختار مولکولی نیز می‌تواند تعیین کننده میزان سمیت باشد که به طور بحرانی به موقعیتهای استخلاف کلر در حلقه بی فنیل بستگی دارد. PCBهای به اصطلاح هم سطح حداقل در موقعیتهای ۲، ۳، ۴، و ۴' استخلاف شده‌اند که پیکر بندیهای مولکولی دیوکسین مانند بسیار سمی را تولید می‌کنند.

پیشرفت‌ها در زمینه تجزیه

برای درک کامل رفتار PCBها در محیط زیست و نظارت بر

یا به صورت جامد در محلی رسوب کنند، به صورت بخار یا همراه با آئروسولها توسط هوا انتقال می‌یابند. اینک این مواد به دلیل فرایندهای انتقالی یاد شده، در مقادیر جزئی، قسمت در بیلیون، در تمام سطح خاکها و رسوبات وجود دارند و همراه با رسوبات سطحی روی سبزیکارها یافت می‌شوند [3,4].

ترکیبهای PCB در آب بسیار انحلال ناپذیرند، ولی این مواد چربی دوست‌اند و معمولاً در چربیها و روغن‌ها انباشته می‌شوند. در نتیجه PCBها می‌توانند از غلظتهای پایین در موادی چون خاک، رسوبات، آب و زنجیره غذایی تا غلظتهای چند برابر بیشتر در سیستمهای زنده، به ویژه پرندگان و پستانداران شکاری در بالای شبکه‌های غذایی خاکی و دریایی، افزایش یابند (جدول ۲) [5-8].

همگروههای سمی باید بتوان تک تک ترکیبات را تجزیه و به طور جداگانه میزان سمیت هر یک را تعیین کرد [7]. تا اوایل سالهای ۱۹۸۰ تجزیه PCB با استفاده از ستون پر شده کروماتوگرافی گازی (GC) انجام می شد. در این روش مخلوطهای آروکلر و تجاری به عنوان استاندارد و نمونه های زیست محیطی نسبت به این مواد اندازه گیری شدند تا مقداری برای "PCB کل" موجود در نمونه به دست آید. در این تکنیک تفکیک پایین، تک تک PCBها جدا نمی شدند، و استانداردهای تجزیه ای خالص قطعی در آن زمان در دسترس نبودند.

روشن است که در این شرایط اندازه گیری دقیق مشکل است و از آنجا که مخلوط همگروهها بعد از مدتی که در محیط قرار می گیرند نسبت به منبع آروکلر اصلی تغییر می یابد، مسئله پیچیده تر می شود. شکل ۱ این موضوع را با مقایسه کروماتوگرام GC موین برای یک نمونه زیست شناختی (شیر مادر) و کروماتوگرامهای مخلوط آروکلر تجاری، به روشنی نشان می دهد. همچنین مخلوط یا الگوی همگروهها نیز عموماً بین محیطهای هوا، آب، خاک و غیره و نیز گونه های متفاوت ترازهای خوراکی* مختلف، تغییر می کند. از GC موین تفکیک بالای (high resolution) جدید برای به دست آوردن این ارقام استفاده شد، که به شیمی دانان محیط زیست امکان اندازه گیری جداگانه همگروهها را داده است. البته، انجام این روش از نظر فنی بسیار مشکل است. تجزیه تمام ۲۰۹ همگروه بسیار وقتگیر است که دلیل آن نیاز به داده گردانی (data handling) زیاد و هزینه خریداری استانداردهای هر همگروه است که خارج از توان مالی بیشتر آزمایشگاههاست [9,10].

روش جانشینی که مؤلفان در لنکستر ابداع کرده اند حد وسط است که به وسیله آن ۴۰ تا ۵۰ همگروه مهمتر از نظر زیست محیطی اندازه گیری می شود. این مواد بر اساس سمیت، فراوانی، پایداری و دامنه خواص فیزیکی شیمیایی انتخاب شده اند. از آنجا که کروماتوگرامها بسیار پیچیده اند، برای جلوگیری از خطا در شناسایی، نیاز به بررسی متقابل (cross-check) تجزیه ای داریم. روش آشکار سازی الکترون گیراندازی (electron capture detection) حساسیت بالایی دارد، در حالی که آشکار سازی جرم گزینشی (mass selective detection)، برای عمل در مدیون گزینش شده برنامه ریزی شده است، برای نظارت بر سطح کلردار شدن به کار می رود.

پیشرفتهای تجزیه ای مهمی که در دهه گذشته انجام گرفته است، به طور آشکار داده های کیفی بهتر و مفصلتری درباره PCBهای موجود در محیط زیست به دست می دهند. با وجود این، مسئله ای که توسط چنین

* یک تراز خوراکی، طبقه وسیعی از ارگانیکهای موجود در یک اکوسیستم است که توسط شکل منبع غذایی شناسایی می شوند. نخستین تراز خوراکی شامل گیاهان سبز است، دومین تراز علفخواران را در بر می گیرد و سومین تراز شامل گوشته خواران است که علفخواران را می خورند.

تغییرات بنیادی ایجاد می شود این است که ارزیابی روندهای دراز مدت مشکل است. خوشبختانه، برخی از نمایندگیهای تنظیمی که مسئول تولید داده های آگاه ساز زیست محیطی هستند در مورد پذیرش روشهای تجزیه ای جدید محتاطانه عمل کرده اند تا همخوانی (consistency) لازم برای ارزیابی روندهای زمانی را فراهم آورند. پایگاه داده ها (data base) در انگلستان بسیار محدود است، ولی اطلاعات موجود نشان می دهد که علی رغم محدودیت در مصرف و کنترل شدید تخلیه PCBهای مصرف شده، هیچ نقصانی در بار محیطی آنها در طول دهه گذشته ایجاد نشده است. برای مثال، نظارت زیست شناختی بر پرندگان شکاری نشان می دهد در حالی که باقیمانده های سایر ترکیبات آلی کلردار - به ویژه DDT، آلدترین و دی آلدترین - در سالهای ۱۹۷۰ تا ۱۹۸۰ تنزل پیدا کرده، چنین کاهشی در سطوح PCB ایجاد نشده است [11] (مصرف این آفت کشهای آلی کلردار برای دوره زمانی مشابهی محدود شده است). با تهای انسانی که از دهه ۱۹۶۰ در فاصله های زمانی معین در انگلستان تجزیه شده اند نیز آشکارا روندهای مشابهی نشان می دهند [12,13].

مطالعات نظام دار بیشتر در امریکای شمالی، به ویژه در دریاچه های بزرگ و راه دریایی سنت لورنس انجام گرفته است که تاریخچه ای از مسائل آلودگی PCB ناشی از تخلیه های صنعتی در دریاچه انتاریو دارد. از ۱۹۶۸-۱۹۶۹ نظارت بر PCBها در انواع پرندگانی که از محیطهای دریاچه ای، خلیجی و دریایی انتخاب شده اند، صورت گرفته است. علی رغم تفاوتهای زیاد در محیط زیستها و تاریخچه آلودگیها، مقادیر PCBها عموماً بین سالهای ۱۹۸۰-۱۹۷۲ کاهش یافته و سپس هم تراز شده است [5,14]. طی این سالها حتی نرخ کاهش در هرگونه، مشابه و در حدود ۱۵ درصد در سال بوده است. محدودیتهای اختیار شده در مصرف PCB و کاهش انتشار آن در کانادا و امریکا در اوایل دهه ۱۹۷۰ به کاهش قابل توجه و نسبتاً سریع آلودگی PCB در محیطهای بسیار آلوده و دور افتاده منجر شد. شواهد دیگری در تایید این کاهش از مطالعات امریکا به دست آمده که در زمینه مقاطع تورب و مغزه های رسوبات تاریخدار دریاچه هامست و می تواند رکوردی پیوسته از مواد ورودی ته نشین شده فراهم سازد. این اطلاعات نشان می دهند که مواد ورودی از اتمسفر در حدود ۱۹۶۵ و ۱۹۸۰ بالا بوده، و از آن به بعد عموماً رو به تنزل نهاده است [15,16]. ولی برعکس، سطوح موجود در ارگانیکهای زنده هیچ نشانه ای از کاهش در دهه ۱۹۸۰ نشان نداده است.

ماجرای بفرنج است، ولی PCBها آشکارا در دسترس سیستمهای زیست شناختی باقی مانده اند. در مقیاس جهانی چرخه PCBها بین اتمسفر، سطح زمین و آب احتمالاً به تعادل می رسد، و حتی بدون ورود بیشتر آنها به محیط نمی توان انتظار تداوم بهبود سریع سالهای ۱۹۷۰ را داشت. PCBها در سالهای آینده نیز با ما خواهند بود، گرچه شاهد جابه جایی تدریجی اجزای جداگانه با ترکیبات دارای کلر بیشتر خواهیم بود [5].

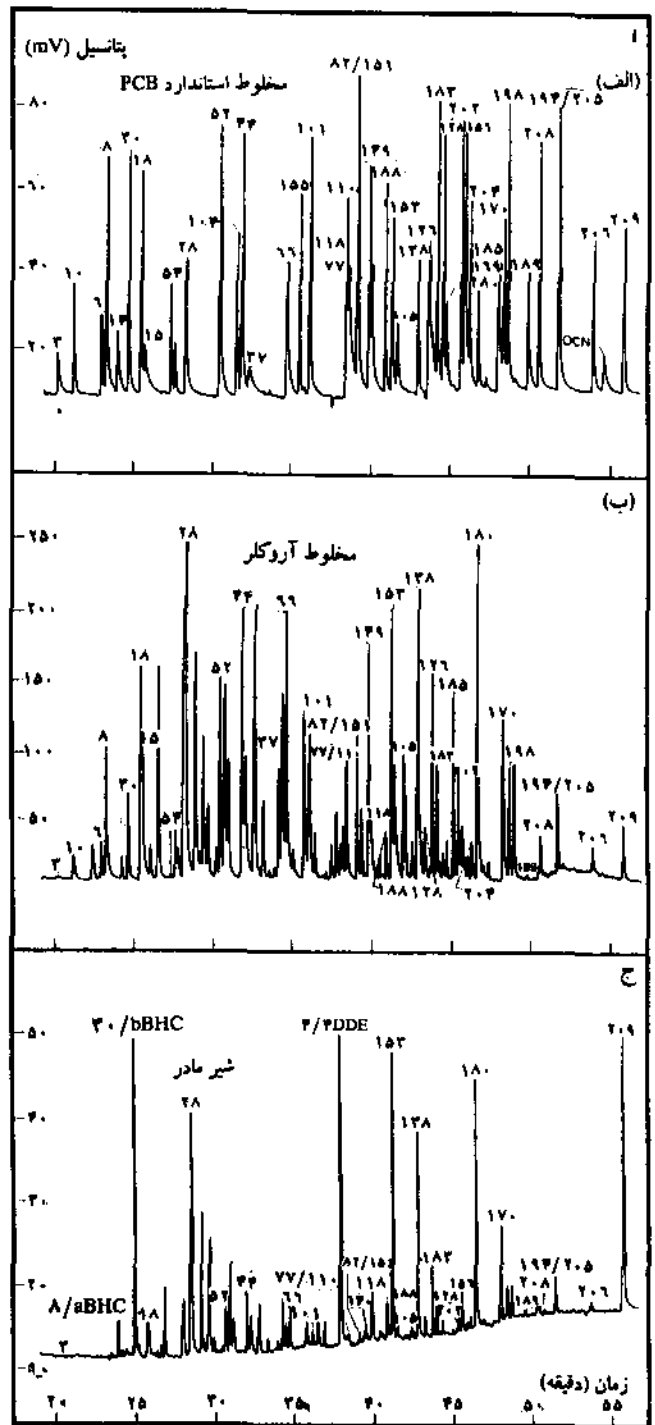
با به دست آمدن اطلاعات بیشتر در مورد فرایندهای کنترل کننده رفتار PCBها در محیط، شیمیدانان توانسته‌اند مدل‌های توزیع ساده‌ای برای پیش بینی بسازند. استاد دونالد مکی از دانشگاه تورنتو مفهوم یک جهان مدل، مانند سیستم دریاچه‌ای شامل حجم معینی آب، ذرات معلق، رسوبات عمقی، جانداران آن پهنه (ارگانیسمهای زنده) و توده هوای بالای آن را بسط داده است. مدل‌های وی براساس تمایل مواد شیمیایی برای انتقال بین فازها، و با در نظر گرفتن تمایل مواد شیمیایی برای محیط‌های متفاوت مانند خاک یا هوا، آب یا چربی و غیره بنا شده است [17].

ماده شیمیایی مورد آزمایش وارد سیستم مدل می‌شود و توزیع آن بین محفظه‌های مجزا در شرایط تعادل، مورد بررسی دقیق قرار می‌گیرد. توزیع به وسیله خواص فیزیکی و شیمیایی جهان مدل که تعریف شده است و خواص فیزیکی و شیمیایی ماده مورد آزمایش کنترل می‌شود. وقتی این موارد به خوبی درک شدند سازنده مدل می‌تواند با اصلاحاتی در سیستم آزمایشی، به تجربیات خود ادامه دهد. برای مثال، اصلاح دما می‌تواند موجب تغییراتی در رفتار محیطی PCBها شود. کاهش دما در یک سیستم دریاچه، شاید به منظور تقلید تفاوت‌های بین توده آبی در عرض میانه و در منطقه قطبی / نیمه قطبی، می‌تواند سبب جذب سطحی بیشتر روی ذرات ریز ماده در ستون آب، تبخیر کمتر PCBها از دریاچه، نسبت بیشتر PCB موجود در هوا همراه با آئروسولها به جای فاز گازی، ورود بیشتر رسوبات خشک و تر به دریاچه، و تخریب شیمیایی آهسته‌تر شود.

اثر نهایی این تغییرات ممکن است تلفات بیشتر PCBها از آب و خاک به هوا در نواحی گرم‌تر عرض میانه و انتقال به سمت مناطق قطبی باشد که دارای توده‌های هوای متحرک قابل توجه‌اند. در اینجا این مواد دوباره ته نشین می‌شوند و آن گاه به علت اینکه تبخیر و تخریب مجدد کند است پایدار می‌مانند. نتیجه این مکانیسمها انتقال نهایی PCBهای مصرفی و آزاد شده در آمریکای شمالی و اروپا به نواحی قطب شمال است، که در نهایت این مواد در چربی‌های جانداران پهنه نواحی قطب شمال انباشته می‌شوند [18]. مسئله دیگر این است که نیازهای انرژی جانوران نواحی قطب شمال بالاست که مستلزم افزایش مصرف چربی‌ها و آلاینده‌های همراه آن است که می‌تواند پاسخ این مسئله باشد که در جانوران نواحی قطب شمال چرا به طور ثابت غلظت‌های بیشتر از حد انتظار PCB وجود دارد، در حالی که آنها بسیار دور از منابع انتشارند و در جانداران پهنه قطب شمال چرا شواهدی دال بر افزایش سطوح PCB دیده شده است [14].

آثار پنهانی

در حالی که شواهد پراکنده‌ای مبنی بر قرار گرفتن در معرض مقادیر زیاد و



شکل ۱- کروماتوگرام‌های GC موین برای الف) مجموعه‌ای از استانداردهای ایزومر PCB ویژه که در آزمایشگاه مؤلفان تجزیه شده است، ب) مخلوطی از آروکلرهای تجاری (ج) نمونه‌ای از شیر مادر. OCN (اکتاکلرونتالین) که به عنوان نشانه گذار زمان بازداری به نمونه الف) اضافه شد، همگروه ۲۰۹ به عنوان یک نشانه گذار به نمونه ج) اضافه شد. DDE (دی کلرودی فنیل دی کلرواتیلن) که محصول تخریب DDT است، aBHC و bBHC عبارت‌اند از: α - و β - بنزن هگزاکلرید.

حاد PCBها در اثر آزاد شدن تصادفی آنها در محیط وجود داشته است، ولی نسبت به در معرض بودن مقادیر کم این مواد در مدت طولانی در حیات وحش و زندگی بشر اهمیت کمتری دارد. به طور سنتی نگرانیها متوجه امکان سرطاناتزا بودن PCBها می باشد، ولی شواهد سرطاناتزایی به طور نسبی ضعیف است. با وجود این، بعضی اطلاعات حاکی از این است که PCBها می توانند آثار تحت حاد و پنهانی روی قوه تولید مثل بعضی گونه ها داشته باشند. این زمینه مشکلی برای پژوهش است و شواهد قاطعی از علت و معلول به دست می دهد. ولی، شواهد چندی در مورد آثار این ماده در پستانداران دریایی، پرندگان و انسانها دیده شده است.

PCBها، در زنجیره های غذایی آبی مؤثرتر از خاکی مستقل می شوند. در نتیجه، بیشترین غلظت گزارش شده PCBها در محیطهای طبیعی، به طور ثابت در شکارگران ماهیخوار عالیتر، پستانداران دریایی شکاری (خوک آبی، گراز آبی، دلفین و نهنگ) سمور دریایی و پرندگان ماهیخوار یافت می شود و بنابراین تعجبی ندارد که در این گونه ها آثار زیان آور گزارش شده است.

دو اثر نگرانی بیشتری به بار آورده است که اولی صدمه زدن به سیستم تولید مثل جانور ماده است. این موضوع در خوکهای آبی دریای بالتیک و دوج وادن، نهنگهای سفید خلیج سنت لورنس کانادا و سمورهای انگلستان گزارش شده است [19-23]. داده های تجربی و همه گیر شناختی رابطه بین سطوح PCBها و سرعت پایین تولید مثل این گونه ها را تأیید می کند. اثر دوم مربوط به ارتباطی تجربی تر بین بودن در معرض PCBها و زیان دیدن سیستم ایمنی در پستانداران دریایی است. این مطالعات پیچیده اند، زیرا فرایندهایی که به غلظتهای بالای PCBها در جانداران یک پهنه می انجامد، سطوح بالایی از سایر مواد شیمیایی آلی را نیز تولید می کند. بنابراین، آثار ناشی از یک ماده شیمیایی را به سختی می توان مشخص کرد، یا در واقع این آثار می تواند به علت بودن در معرض ترکیبی از مواد شیمیایی باشد.

در انسان در معرض PCBها بودن از رحم آغاز می شود، که در آنجا PCBها از جفت منتقل می شوند و در طول زندگی، در اصل از راه خوردن غذاهای آلوده به مقادیر کم PCBها، ادامه می یابد. PCBها در مواد غذایی روغنی و چرب مثل ماهی، لبنیات و گوشت تغلیظ می شوند. بخشی که وارد بدن می شود، در بافت چربی ذخیره می گردد و بنابراین سطوح باقیمانده در چربی به عنوان شناساگرهای در معرض بودن دراز مدت در نظر گرفته می شوند [12,13]. امروزه بیشتر مطالعات برای یافتن رابطه ای بین این مواد و سرطان در کارگران، در اصل مردان، است که به دلایل شغلی خود در معرض قرار می گیرند. این مطالعات شواهد چندانی در ارتباط با این آثار به دست نداده اند. ولی، این مطلب می تواند گمراه کننده باشد، زیرا آسیب دیدگی تحت حاد یادگیری و تولید مثل و آثاری روی اطفال که در اثر جذب مقادیر زیاد PCBها از شیر مادر نتیجه می شود، اهمیت بیشتری دارد [24].

از آنجا که شیر مادر مقدار چربی بالایی دارد، PCBها از ذخیره چربی در بدن مادر به طور مؤثر حرکت می کنند و به صورت نسبتاً غلیظ به کودک منتقل می شوند. سازمان بهداشت جهانی (WHO)، که مسئول تعیین حدود مجاز برای مواجهه با مواد شیمیایی است، مقداری را برای دریافت غذایی در واحد زمان، یک روز یا یک هفته، در واحد وزن بدن برای افرادی که در معرض قرار می گیرند تعیین می کند. محاسبات با استفاده از گستره نوعی غلظتهای همزمان PCB در شیر مادر، همراه با سرعت نوعی جذب شیر برای اطفال دلالت بر این دارد که اغلب از حد توصیه شده WHO تجاوز می شود. باید به خاطر داشت که این حدود با منظور داشتن یک عامل ایمنی تعیین شده اند و اینکه هیچ شاهد مثبتی وجود ندارد که سطوح فعلی به اطفال آسیب می رساند. با وجود این، به دلیل فقدان بررسیهای همه گیر شناختی معتبر، امکان ایجاد آثار نامطلوب را نباید نادیده گرفت. شیر مادر باید برای نظارت بر کیفیت آن یا برای تعیین هرگونه تغییر در بار آلودگی محیط زیست، تحت مراقبتهای منظم قرار گیرد.

مطالعات مهم اخیر توجه را به دو رابطه بالقوه بین در معرض PCB بودن و آثار مزمن پنهانی جلب می کند: یکی بیانگر این است که قدرت حرکت اسپرماتوزوئید انسان با سطوح PCB رابطه عکس دارد، در حالی که دیگری آسیب دیدگی دراز مدت در فراگیری میمونهای ۴ تا ۶ ساله ای را نشان می دهد که در طول دوران بارداری و شیردهی مادر، در معرض PCBها بوده اند. چنین آثار پنهانی نیاز به بررسی دارند، و در این زمینه پژوهشی برای شیمیدانان محیط زیست و سم شناسان مبارزه ای واقعی به حساب می آید.

تخریب ترکیبهای PCB

در پژوهشهای اخیر سعی شده است تا از توانایی میکرو ارگانیسمها در تخریب PCBها در محیط زیست استفاده شود. گروهی از خانواده های باکتریها و قارچها جداسازی شده اند که توانایی تخریب برخی از PCBها را دارند، و سنهای بزرگی کشت داده شده اند که می توانند در شرایط آزمایشگاهی از همگروههای PCB برگزیده دارای کلر کمتر، در محیط کشت، تغذیه شوند. متأسفانه، مشکلات جدی وجود دارد - اول در زنده نگاه داشتن این میکروبها در خاک، که مجبورند به طور مؤثر با گیاهان ریز خاک معمولی رقابت کنند و دوم به دلیل اینکه PCBها پیوندهایی قوی با خاک و رسوبها ایجاد می کنند و در نتیجه برای حمله میکروبها غیر قابل دسترس می شوند. برای کاربرد مؤثر این زیست تکنولوژی در زمینه یاد شده، این مشکلات باید رفع شوند [25,26].

ذخیره های اساسی PCBها در مواد منبع هنوز وجود دارند، به ویژه در کشورهای صنعتی که ذخیره و از بین بردن این مواد به عنوان مسائلی مهم شناخته شده اند. سوزاندن و خاکستر سازی در دماهای بالا روش شایع شده ای برای از بین بردن این مواد است، ولی باز هم

- [10] E.D. Pellizzari, M.A. Moseley and S.D. Cooper, J. Chromatogr., 1985, 334, 227.
- [11] I. Newton, M.B. Haas and P. Freestone, Environ. Pollut., 1990, 63, 1.
- [12] Report of the Working Party on Pesticide Residues, food surveillance paper no 13. London: HMSO, 1983.
- [13] Report of the Working Party on Pesticide Residues, food surveillance paper no 16. London: HMSO, 1986.
- [14] J.E. Elliot et al, presentation at the Society of Environmental Toxicology and Chemistry's 10th annual meeting, Toronto, Canada, 1989.
- [15] R.A. Rapaport and S.J. Eisenreich, Environ. Sci. Technol., 1988, 22, 931.
- [16] S.J. Eisenreich et al, Environ. Sci. Technol., 1989, 23, 1116.
- [17] T. Clark et al, Environ. Sci. Technol., 1988, 22, 120.
- [18] D. Mackay, W.Y. Shiu and M.L. Diamond, presentation at the Society for Environmental Toxicology and Chemistry's 10th annual meeting, Toronto, Canada, 1989.
- [19] P.J.H. Reijnders, Nature (London), 1986, 324, 458.
- [20] R. Masse et al, Arch. Environ. Contam. Toxicol., 1986, 15, 567.
- [21] A. Subramanian et al, Mar. Pollut. Bull., 1987, 18, 643.
- [22] C.F. Mason, T.C. Ford and N.I. Last. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 1986, 36, 656.
- [23] S. Tanabe, Environ. Pollut., 1988, 50, 5.
- [24] A.A. Jensen, Sci. Total Environ., 1987, 64, 259.
- [25] M. Boyle, J. Environ. Qual., 1989, 18, 395.
- [26] S.W. Hooper, C.A. Pettigrew and G.S. Sayler, Environ. Toxicol. Chem., 1990, 9, 655.
- [27] R.G. Lewis et al, Environ. Sci. Technol., 1985, 19, 986.

مشکلاتی وجود دارد. اگر چه کوره‌هایی بادمای بالا که بازده تخریب بیش از ۹۹ درصد دارند، برای انجام این عمل طراحی شده‌اند، ولی امکان انتشار مقادیر ناچیز PCBها یا دیوکسینها وجود دارد که در جریان سوخت ناقص، به علت ثابت نبودن دما به مدت کافی، می‌توانند تشکیل شوند. اغلب، بزرگترین مسئله برداشت عمومی در مورد سوزاندن و خاکسترسازی زباله‌های خطرناک است. این حالت در انگلستان به علت گزارشهایی از ناهنجاریهای کودکان و احشام در نزدیکی دو کوره خاکسترسازی در طی سالهای ۱۹۷۰ و ۱۹۸۰، ایجاد شده است. اگر چه علت و معلول ثابت نشده باقی مانده و توسط بررسیهای رسمی انکار شده است ولی گزارشها قابل توجه‌اند و جنبه منفی و آشکار سوزاندن و خاکستر سازی را در ذهن عموم جایگزین می‌کنند. این مسئله برای شرکتهای خصوصی که در زمینه سوزاندن و خاکسترسازی زباله‌های خطرناک انگلیس کار می‌کنند، مشکل آفرین است و به علاوه، مشکلی برای سازمانهای انتظامی عمومی است که باید در تثبیت نقش سوزاندن و خاکسترسازی در یک طرح ملی رسمی برای از بین بردن زباله‌های خطرناک انگلستان پیشقدم باشند. چنانچه تخریب ذخیره‌های موجود به صورتی ایمن مورد نظر باشد، تسهیلات مؤثر از بین بردن آنها اهمیتی حیاتی دارد. ذخیره سازی و تخلیه در محلهای دفن زباله برای اقدام مؤثر در مورد زباله‌های PCB هر دو بی نتیجه می‌ماند، زیرا PCBها آن قدر فرارند که در دراز مدت از محلهای دفن خارج می‌شوند و دوباره به محیط زیست برمی‌گردند [27].

مراجع

- [1] G.H. Eduljee, Chem. Br., 1988, 24, 241.
- [2] D.L. Swackhamer, B.D. McVeety and R.A. Hites, Environ. Sci. Technol., 1988, 22, 664.
- [3] Determination of polychlorinated biphenyls, polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in UK soils. London: HMSO, 1988.
- [4] K.C. Jones, Chemosphere, 1988, 18, 1665.
- [5] R.J. Norstrom in Hazards, decontamination, and replacement of PCB, J.P. Crine (ed), chap. 5, p. 85, New York; Plenum, 1988.
- [6] S. Tanabe et al, Environ. Pollut., 1987, 47, 147.
- [7] K.C. Jones, Sci. Total Environ., 1988, 68, 141.
- [8] S. Tanabe et al, Int. J. Environ. Anal. Chem., 1987, 29, 199.
- [9] M.D. Mullin et al, Environ. Sci. Technol., 1984, 18, 468.