



Zanieczyszczenia w naszym otoczeniu

Nieznane oblicze kurzu

Leszek Ruchomski*

Szacuje się, że dorosły człowiek w pomieszczeniach zamkniętych spędza od 75% do 85% czasu, co oczywiście zależy od modelu życia. W tym czasie jest narażony na kontakt ze związkami znajdującymi się w danym pomieszczeniu. Kurz stanowi obfite siedlisko związków chemicznych, w tym Trwałych Zanieczyszczeń Organicznych (TZO). Zagadnienia związane z zanieczyszczeniami w pomieszczeniach zamkniętych wydają się być marginalizowane, co przekłada się na brak odpowiednich badań dotyczących tej problematyki. W artykule zostaną omówione polibromowane etery difenyłowe oraz monoterpény występujące w kurzu oraz zagrożenia jakie ze sobą niosą.

Wstęp

Wyniki analiz mikroskopowych próbek kurzu zebranych w różnego typu pomieszczeniach wewnętrznych potwierdzają, że kurz jest zróżnicowany morfologicznie (skład oraz rozmiar cząstek), ponadto charakter użytkowy pomieszczenia w dużej mierze determinuje skład kurzu. Uważa się, że w skład kurzu domowego może wchodzić wszystko, co przedostało się do pomieszczenia wewnętrznego: piasek, sadza, pyłki, fragmenty wysuszonego materiału biologicznego (tkanki zwierzęce, zarodniki grzybów), jak również ślady pozostawione przez użytkowników pomieszczeń, m. in. włosy, fragmenty naskórka, włókna tekstylne, okruszki chleba oraz pleśń i roztocza [1]. Zgodnie z definicją podaną przez Światową Organizację Zdrowia (WHO): kurz domowy stanowi złożoną mieszaninę cząstek sta-

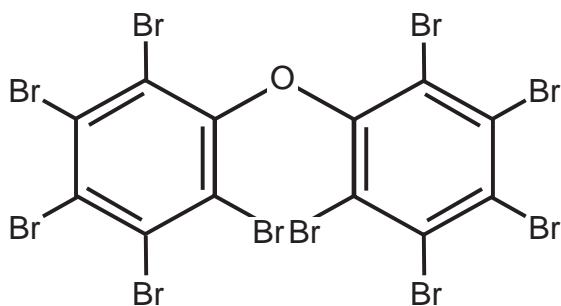
łych o średnicy do 100 μm [2]. Kurz charakteryzuje się rozwiniętą powierzchnią, ma zdolność do pochłaniania związków organicznych (adsorpcja). Wyniki analizy składu próbek kurzu domowego zebranego z mieszkań, biur oraz innych budynków użyteczności publicznej wskazały w nim ponad 80 związków organicznych, takich jak: polichlorowane bifenyly (PCB) [3], polichlorowane dibenzodiodoksyny (PCDD) i dibenzofurany (PCDF) [4], polibromowane bifenyly (PBB), polibromowane etery difenyłowe (PBDE) [5], związki fosforoorganiczne [6], benzen, styren oraz wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) [7]. Uważa się, że węglowodory aromatyczne znajdujące w pomieszczeniach wewnętrznych pochodzą z zewnątrz, a migrują do pomieszczeń podczas wentylacji pomieszczeń [8].

Polibromowane etery difenyłowe

W pomieszczeniach zamkniętych znajduje się wiele urządzeń, takich jak: komputery, telewizory oraz elementów wykończeniowych: pianki w kanapie, dywany, farby i emalie, które zawierają polibromowane etery difenyłowe (PBDE). Związki te mogą być uwalniane z produktów w trakcie ich użytkowania. Sądzi się, że PBDE są emitowane w pomieszczeniu, a następnie wynoszone na zewnątrz [9,10]. Komercyjne mieszanki PBDE zawierały na ogół poniżej dziesięciu kongenerów, natomiast w komercyjnych mieszankach PCB znajdowało się około 80 różnych kongenerów (mieszanki *Aroclor 1254* lub *Aroclor 1260*) [11]. Temperatura jest głównym czynnikiem zwiększającym emisję PBDE z tworzyw sztucznych. Zawartości PBDE w pomieszczeniach zależą od stopnia

rozwoju danego kraju oraz liczby materiałów emitujących dane związki [12]. Największe stężenia PBDE stwierdzono w tkance tłuszczowej mieszkańców Ameryki Północnej, znacznie mniejsze u mieszkańców Azji i Europy. Wśród krajów europejskich największe stężenie występuje wśród Brytyjczyków. Przedstawione wyniki są statystyczne i zależą od trybu życia, spędzania czasu w pomieszczeniach zamkniętych oraz środkach transportu (samochód, samolot, pociąg) [13].

Kongenery PBDE są zaliczane do związków endokrynnie czynnych (EDC) ze względu na możliwość zaburzenia równowagi gospodarki hormonalnej [14]. Potwierdzeniem aktywności hormonalnej PBDE były badania *in vitro* przeprowadzone na wyhodowanej tkance tarczycy człowieka. Zastosowano w nich znakowane etery PBDE izotopem



Rys. 1. BDE-209

węgla ^{13}C , które ulegały wbudowaniu w tkankę tarczycy [15]. PBDE ulegając bioakumulacji mogą powodować raka tarczycy oraz wykazywać toksyczność neurologiczną. Stabilność i liofilowość tej klasy związków powoduje ich biomagnifikację w łańcuchu pokarmowym, zwiększając stężenie przy każdym kolejno wyższym poziomie troficznym. Związki te mają zdolność do wiązania z receptorem węglowodorów aromatycznych (AhR) [16]. Podczas dyskusji narażenia na PBDE należy szczególnie podkreślić zawody związane z: produkcją, sprzedażą i utylizacją urządzeń elektronicznych, tekstyliów oraz samochodów, jak również załogę samolotów [12].

PBDE mogą być bardziej podatne na dehalogenację w środowisku niż PCB, ponieważ brom stanowi lepszą grupę opuszczającą od chloru, ponadto wiązanie węgiel-brom jest słabsze względem wiązania węgiel-chloru. W kilku badaniach, w których analizowano zawartość całkowite podstawionego atomami bromu eteru dekabromodifenyloвого, BDE-209 (rys.1), w próbkach środowiskowych okazało się, że jest mniej roz-

powszechniony niż niżej bromowane związki z tej rodziny [11]. Wyniki tych badań przemawiają za dehalogenacją BDE-209 do niżej bromowanych eterów difenyloowych, które są bardziej toksyczne dla organizmu człowieka. Światło słoneczne jest czynnikiem abiotycznym powodującym jego fotokatalityczną reakcję debromowania, reakcja ta może zachodzić również w kurzu domowym [17].

Cząstki kurzu zawierają składniki czynne biologicznie i chemicznie, które w trakcie ekspozycji organizmu mogą przenikać do jego wnętrza poprzez błony śluzowe oczu i dróg oddechowych. Zagrożenie dla zdrowia jest zdeteminowane składem kurzu, stężeniem ksenobiotyków, jak również średnicą ziaren cząstek kurzu [2]:

- cząstki kurzu o średnicy ziaren poniżej 10 μm przenikają wraz z wdychanym powietrzem do dróg oddechowych, powodując reakcje alergiczne i stany zapalne;
- cząstki kurzu o średnicy poniżej 2,5 μm mogą przenikać bezpośrednio do pęcherzyków płucnych, powodując uszkodzenia mechaniczne i utrudniając w ten sposób wymianę gazową;

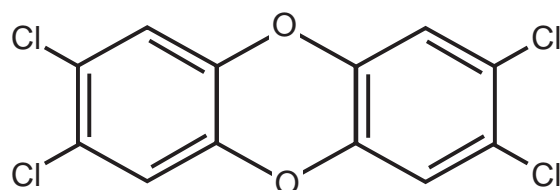
- cząstki kurzu o średnicy poniżej 0,1 μm , mogą przenikać z pęcherzyków płucnych do naczyń krwionośnych i wraz z krwią przedostawać się do narządów i tkanek organizmu, ponadto są w stanie przenikać poprzez barierę łożyskowo-naczyniową, powodując zagrożenie dla płodu w okresie ciąży.

Przypadkowe połknięcie kurzu domowego, np. znajdującego się na powierzchni żywności lub przeniesienie go na drodze ręka-usta stanowi ważną drogę ekspozycji ludzi na PBDE, szczególnie dla małych dzieci, ponieważ są one często w bliskim kontakcie z podłogą i zakurzonymi powierzchniami oraz mają większą skłonność do umieszczania rąk i przedmiotów w ustach [18]. Z tego powodu małe dzieci są bardziej narażone na związki chemiczne występujące w kurzu domowym, przykładem może być 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioksyna (rys.2), której codzienne spożycie, jest zwykle 50 razy większe u dzieci niż w przypadku osób dorosłych, w stosunku do masy ciała. Kongenery PBDE mogą być przenoszone również na niemowlęta wraz z mlekiem matki [11].

W ciągu ostatnich 20-30 lat w Szwecji, Niemczech, Holandii i Nowej Zelandii realizowano programy monitorowania

mleka z piersi kobiet karmiących (ang. *Breast – Milk Monitoring Programs* – BMMPs). Badania stanowiły wygodny i nieinwazyjny sposób oceny obciążeń względem polichlorowanych i polibromowanych związków organicznych w ciele matki, płodu i niemowląt karmionych piersią. Dane pochodzące z BMMPs są uzupełnieniem monitoringu powietrza, wody, gleby i żywności, które pozwoliły zidentyfikować m. in, PCB i PBDE jako zanieczyszczenia w otoczeniu człowieka. W czasie monitorowania związków w mleku kobiet przez wymienione kraje Stany Zjednoczone nie podjęły równoległych badań [11]. Na przestrzeni 25 lat szwedzkie badania wykazały spadek narażenia organizmu człowieka o 70% względem PCDD, PCDF oraz PCB (dane z roku 1998), co jest prawdopodobnie spowodowane podjętymi działaniami prawnymi, które regulowały dopuszczalne poziomy stężeń związków w tworzywach sztucznych [19].

W Szanghaju przeprowadzono analizę poszczególnych kongenerów PBDE w próbce kurzu domowego w zależności od pory roku (tabela 1). W próbkach kurzu ilościowo oznaczono trzynaście kongenerów: BDE-17, BDE-28, BDE-47, BDE-66, BDE-85,



Rys. 3. BDE-47



Tabela 1. Zawartość kongenerów PBDE w Szanghaju w zależności od pory roku [20]

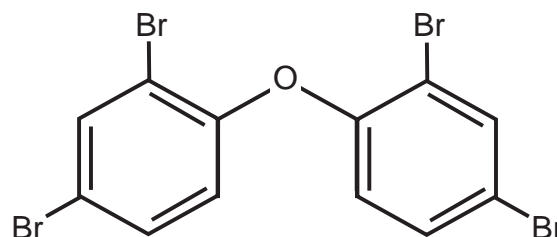
Lp.	Zawartość PBDE w kurzu w pomieszczeniach [ng/g]				
	Kongener	Wiosna	Lato	Jesień	Zima
1.	BDE-17	0,6	0,8	0,4	0,6
2.	BDE-28	2,2	2,6	1,4	2,9
3.	BDE-47	16,3	13,4	7,2	15,7
4.	BDE-66	2,4	3,1	1,5	2,5
5.	BDE-85	0,3	1,8	0,3	0,7
6.	BDE-99	15,9	14,6	7,6	14
7.	BDE-100	2,8	2,4	0,9	2,1
8.	BDE-138	0,7	1,3	0,4	0,7
9.	BDE-153	5,7	8,4	3,6	5,9
10.	BDE-154	2,1	4,2	1,0	1,7
11.	BDE-183	13,9	13,1	7,7	12,6
12.	BDE-190	1,9	4,6	1,1	9,4
13.	BDE-209	884,9	1086,8	470,8	1098,6
Suma PBDE		949,7	1157,1	503,9	1167,4

Tabela 2. Zawartość kongenerów PBDE w Szanghaju w zależności od pory roku [20]

Lp.	Zawartość PBDE w kurzu na zewnątrz [ng/g]				
	Kongener	Wiosna	Lato	Jesień	Zima
1.	BDE-17	0,1	0,2	0,1	0,2
2.	BDE-28	0,4	0,4	0,3	0,8
3.	BDE-47	6,9	7,4	1,4	3,0
4.	BDE-66	0,6	0,6	0,2	0,7
5.	BDE-85	1,4	1,4	0,2	0,4
6.	BDE-99	8,2	8,9	1,6	2,9
7.	BDE-100	0,3	0,4	0,1	0,1
8.	BDE-138	1,1	0,9	0,4	0,8
9.	BDE-153	3,1	2,2	0,9	2,6
10.	BDE-154	0,5	0,3	0,2	1,0
11.	BDE-183	11,5	6,3	2,9	2,7
12.	BDE-190	2,5	1,8	0	3,9
13.	BDE-209	371,1	203,3	37,4	178,5
Suma PBDE		407,7	234,1	45,7	197,6

BDE-99, BDE-100, BDE-138, BDE-154, BDE-153, BDE-183, BDE-190, BDE-209 techniką CG-MS [20]. Wzrost temperatury prowadzi do wyższych wartości emisji PBDE z produktów gospodarstwa domowego. Najwyższe wartości PBDE w kurzu domowym występowały w lecie. Wiosną i jesienią, mieszkańcy w Szanghaju zazwyczaj mają otwarte okna, celem wentylacji, co obniża stężenie PBDE w powietrzu wewnątrz pomieszczeń oraz w kurzu. Podczas zimy temperatura w pomieszczeniach może być niższa, ale wentylacja jest znacznie ograniczona, a pomieszczenia są ogrzewane, co prowadzi do wzrostu stężenia oznaczanych kongenerów w kurzu domowym. Obfite opady deszczu w okresie wiosenno-letnim w Szanghaju mogą powodować opadanie cząstek, co prowadzi do zwiększenia stężenia PBDE w kurzu. Równolegle prowadzono badania w celu określenia zawartości PBDE w kurzu znajdującym się na zewnątrz, wyniki zestawiono w tabeli 2.

W Polsce brak jest kompleksowych badań dotyczących polibromowanych eterów difenylowych. Jedną z pierwszych prac (2008 rok) dotyczyła ograniczonej liczby kongenerów, bez analizy BDE-209, który jest dominującym w kurzu. Stężenie BDE-47 wyniosło 43 ng/g kurzu, natomiast BDE-99 10 ng/g kurzu [21]. Bardziej obszerne zestawienie analiz PBDE można znaleźć w [22]. Tabela 3 zawiera wyniki analiz próbek kurzu zbieranych z pomieszczeń, w których ostatnie prace remontowe przeprowadzono, co najmniej 6 miesięcy przed wykonaniem badań (pomieszczenia 1 – 5) oraz przed upływem 6 miesięcy po wykonaniu



Rys. 3. BDE-47

prac remontowo-wykończeniowych (pomieszczenia 6 i 7) [22]. Oznaczany był również kongener BDE-153, ale wszystkie analizy znajdowały się poniżej granicy oznaczalności (z tego powodu nie uwzględniono go w zestawieniu). Jak wynika z danych zawartych w tabeli 3 najczęściej wykrywanym i oznaczanym

na najwyższym poziomie był kongener BDE-209. Szacuje się, że narażenie na dominujący w kurzu kongener BDE-209 wynosi 160 ng/dobę w przypadku osób dorosłych, natomiast dla dzieci 390 ng/dobę [23], co można tłumaczyć poprzez zachowania behawioralne podczas dorastania i poznawania świata przez dzieci.

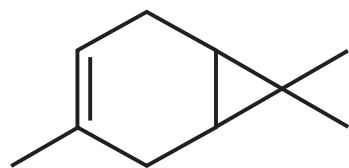
Tabela 3. Zawartość PBDE w kurzu domowym z terenu Polski [22]

Stężenie PBDE w kurzu [ng/g]							
Pomieszczenie po upływie 6 miesięcy od zakończenia prac remontowych							
Pomieszczenie	BDE-28	BDE-47	BDE-99	BDE-100	BDE-154	BDE-183	BDE-209
1.	68		9,5	43,5	-	-	1825
2.	-	58	-	-	-	-	922
3.	-	17	11	77	-	-	-
4.	18	45	-	-	-	-	382
6.	-	66	154	21	11	-	225
Pomieszczenie przed wpływem 6 miesięcy od zakończenia prac remontowych							
Pomieszczenie	BDE-28	BDE-47	BDE-99	BDE-100	BDE-154	BDE-183	BDE-209
7.	-	19	15	-	-	-	481
8.	-	-	-	-	-	-	63

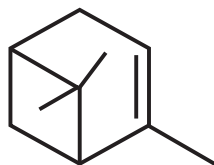
Terpeny

Związki zaliczane do grupy monoterpenów należą do najczęściej wykrywanych i oznaczanych zanieczyszczeń w powietrzu wewnętrznym. Do źródeł emisji terpenów należą przede wszystkim elementy wyposażenia pomieszczeń wykonane z drewna i materiałów drewnopochodnych oraz czynności związane z aktywnością człowieka, m.in. używanie odświeżaczy powietrza. Terpeny ulegają reakcjom w pomieszczeniach wewnętrznych, a produkty reakcji (zanieczyszczenia wtórne) są bardziej toksyczne [22].

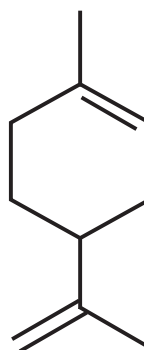
Ekspozycja organizmu na związki z grupy monoterpenów poprzez inhalację zanieczyszczonym powietrzem może powodować reakcje alergiczne, takie jak podrażnienie błon śluzowych nosa, oczu, skóry i górnych dróg oddechowych oraz prowadzić do uszkodzenia nerek i wątroby. Pomimo tej wiedzy, jak dotąd zagadnienia związane z problematyką obecności związków zaliczanych do grupy monoterpenów w powietrzu wewnętrznym były marginalizowane.



Rys. 4. 3-karen



Rys. 5. α -pinen



Rys. 6. d-limonen

W tabeli 4 przedstawiono wyniki pomiarów stężeń α -pinenu, 3-karenu i d-limonenu w powietrzu wewnętrznym. 3-karen (rys. 4) oraz α -pinenu (rys. 5) są bicyklami, natomiast d-limonenu (rys. 6) jest monocyklicznym terpenem, charakteryzując się przyjemnym zapachem owoców cytrusowych lub drzew iglastych. W celu oznaczenia tych związków próbki powietrza były pobierane z jednoczesnym wzbogaceniu poprzez zastosowanie próbników pasywnych ze złożem sorpcyjnym. Powietrze pobierane było w godzinach 6:00 – 18:00 (dzień) oraz w godzinach 18:00 – 6:00 (noc). Podobnie jak w przypadku PBDE

przedstawione wyniki dotyczą pomieszczeń, w których prace remontowe zostały zakończone co najmniej 6 miesięcy przed pomiarem zawartości monoterpenów (1 – 5) oraz pomieszczeń, w których prace remontowe zakończono przed upływem 6 miesięcy przed pomiarem (6 i 7) [22]. Z przedstawionych wyników można wywnioskować, że stężenia związków zaliczanych do grupy monoterpenów emitowane z powierzchni materiałów wyposażeniowych są największe w nowo wyremontowanych i nowo wyposażonych pomieszczeniach mieszkalnych i maleją wraz z wiekiem budynku [22].

Podsumowanie

Polichlorowane i polibromowane związki omówione w artykule znajdują się w wykazie Trwałych Zanieczyszczeń Organicznych Konwencji Sztokholmskiej. PCDD, PCDF oraz PCB zostały wpisane do Załącznika C jako jedne z pierwszych (*stare* TZO, *parazywa dwunastka*). Załącznik C dotyczy związków, których uwolnienie do środowiska w sposób niezamierzony powinno zostać ograniczone. W 2009 roku jako *nowe* TZO dopisano etery tetra-BDE, penta-BDE, heksa-BDE oraz hepta-BDE, które znajdują się w Załączniku A Konwencji Sztokholmskiej. Załącznik A dotyczy związków, które należy wyeliminować z przemysłu, brak możliwości produkcji oraz stosowania. Zakaz stosowania wymienionych kongenerów wszedł w życie w 2010 roku [24].

W Polsce problem zanieczyszczeń powietrza wewnętrznego jest marginalizowany. Brak odpowiednich badań oraz zaniechania we wprowadzeniu odpowiednich regulacji prawnych nie pozostają bez wpływu na zdrowie ludzi. Problem ten niewątpliwie jest bardzo istotny ze względu na ilość związków występujących w kurzu i możliwość przedostawania się ich do organizmu. Ze względu na przyzwyczajenia behawioralne oraz zabawę na podłodze najbardziej narażone są dzieci. W tym miejscu należy zachęcić badaczy do zgłębienia zagadnienia, ponieważ bez wykonania odpowiednich badań i naukowego wykazania po-

Tabela 4. Zawartość monoterpenów w powietrzu w polskich mieszkaniach [22]

Pomieszczenie po upływie 6 miesięcy od zakończenia prac remontowych						
Pomieszczenie	α -pinen [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]		3-karen [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]		d-limonen [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	
	Dzień	Noc	Dzień	Noc	Dzień	Noc
1.	280	178	247	222	523	504
2.	-	-	85	64	486	467
3.	116	76	59	64	351	300
4.	65	113	75	72	388	396
5.	171	128	61	20	206	245
Pomieszczenie przed wpływem 6 miesięcy od zakończenia prac remontowych						
Pomieszczenie	α -pinen [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]		3-karen [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]		d-limonen [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	
	Dzień	Noc	Dzień	Noc	Dzień	Noc
6.	851	1080	270	441	395	244
7.	192	103	67	22	325	130



tencjalnych zagrożeń nie udało się stworzyć regulacji prawnych w tym zakresie.

Literatura

[1] Butte W., Heinzow B., *Pollutants in house dust as indicators of indoor contamination*, Rev. Environ. Contam. Toxicol., 2002, 175: 1–46

[2] *Hazard Prevention and Control in the Work Environment: Airborne Dust*, WHO/SDE/OEH/99.14, www.who.int/occupational_health/publications/en/oehairbornedust3.pdf, dostęp 10.03.2015

[3] Knobeloch L., Turyk M., Imm P., Anderson H., *Polychlorinated biphenyls in vacuum dust and blood of residents in 20 Wisconsin households*, Chemosphere, 2012, 86: 735–740

[4] Deziel N.C., Nuckols J.R., Colt J.S., de Roos A.J., Pronk A., Gourley C., Severson R.K., Cozen W., Cerhan J.R., Hartge P., Ward M.H., *Determinants of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in house dust samples from four areas of the United States*, Sci. Total Environ., 2012, 433: 516–522

[5] Król S., Zabiegała B., Namieśnik J., *Determination of polychlorinated biphenyl ethers in house dust using standard addition method and gas chromatography with electron capture and mass spectrometric detection*, J. Chromatogr. A., 2012, 1249: 201–214

[6] Marklund A., Andersson B., Haglund P., *Screening of organophosphorus compounds and their distribution in various indoor environments*, Chemosphere, 2003, 53: 1137–1146

[7] Rudel R.A., Camann D.E., Spengler J.D., Korn L.R., Brody J.G., *Phthalates, alkylphenols, pesticides, polybrominated diphenyl ethers, and other endocrine-disrupting compounds in indoor air and dust*, Environ. Sci. Technol., 2003, 37: 4543–4553

[8] de Blas M., Navazo M., Alonso L., Durana N., Gomez M.C., Iza J., *Simultaneous indoor and outdoor on-line hourly monitoring of atmospheric volatile organic compounds in an urban building. The role of inside and outside sources*, Sci. Total Environ., 2012, 426: 327–335

[9] Jones-Otazo H.A., Clarke J.P., Diamond M.L., Archbold J.A., Ferguson G., Harner T., Richardson G.M., Ryan J.J., Wilford B., *Is house dust the missing exposure pathway for PBDEs? An analysis of the urban fate and human exposure to PBDEs*, Environ. Sci. Technol., 2005, 39: 5121–5130

[10] Wilke O., Jann O., Brödner D., *VOC- and SVOC-emissions from adhesives, floor coverings and complete floor structures*, Indoor Air. 2004, 14: 98–107

[11] Patandin S., Dagnelie P.C., Mulder P.G.H., Op de Coul E., van der Veen J.E., Weisglas-Kuperus N., Sauer P.J.J., *Dietary exposure to polychlorinated biphenyls and dioxins from infancy until adulthood: a comparison between breastfeeding, toddler, and long-term exposure*, Environ. Health Perspect., 1999, 107: 45–51

[12] Góralczyk K., Struciński P., Hernik A., Czaja K., Korcz W., Minorczyk A., Ludwicki J.K., *Kurz źródłem narażenia człowieka na polibromowane difenyletery (PBDE)*, Roczn. Państw Zakł. Hig., 2012, 63: 1–8



najwyższa jakość sprzętu, obsługi i serwisu



Zapraszamy na konferencje i warsztaty szkoleniowe

WYPOSAŻAMY I OBSŁUGUJEMY LABORATORIA W BRANŻACH:

- Tworzywa sztuczne;
- Przemysł metalurgiczny;
- Przemysł petrochemiczny;
- Przemysł chemiczny;
- Farmacja i kosmetyka;
- Przemysł spożywczy;
- Przemysł paszowy;
- Badanie środowiska;
- Biologia/biotechnologia;
- Mikrobiologia;
- Jednostki naukowo-badawcze.

DONSERV ul. Michała Spisaka 31, 02-495 Warszawa

☎ 22 863-19-30, fax: 22 863-19-33

@ info@donserv.pl

www.donserv.pl



- [13] Harrad S., Ibarra C., Diamond M., Melymuk L., Robson M., Douwes J., Roosens L., Dir-tu A.C., Covaci A., *Polybrominated diphenyl ethers in domestic indoor dust from Canada, New Zealand, United Kingdom and United States*, *Environ. Int.*, 2008, 34: 232–238
- [14] Talsness C.E., Kuriyama S.N., Sterner-Kock A., Schnit-ker P., Grande S.W., Shakibaei M., Andrade A., Grote K., Cha-houd I., *In utero and lactational exposures to low doses of poly-brominated diphenyl ether–47 alter the reproductive system and thyroid gland of female rat offspring*, *Environ. Health Perspect.*, 2008, 116: 308–314
- [15] Meerts I.A., van Zanden J.J., Luijks E.A., van Leeuwen-Bol I., Marsh G., Jakobsson E., Bergman A., Brouwer A., *Po-tent competitive interactions of some brominated flame re-tardants and related compo-unnds with human transthyretin in vitro*, *Toxicol. Sci.*, 2000, 56: 95–104
- [16] Hooper K., McDonald T.A., *The PBDEs: an emerging environmental challenge and another reason for breast–milk monitoring programs*, *Environ. Health Perspect.*, 2000, 108: 387–392
- [17] Allen J.G., McClean M.D., Stapleton H.M., Webster T.F., *Critical factors in assessing exposure to PBDEs via house dust*, *Environ. Int.* 2008, 34: 1085–1091
- [18] Stapleton H.M., Kelly S.M., Allen J.G., McClean M.D., We-bster T.F., *Measurement of poly-brominated diphenyl ethers on hand wipes: estimating exposu-re from handto–mouth contact*, *Environ. Sci. Technol.*, 2008, 42: 3329–3334
- [19] Norén K., Mieronyté D., *Contaminants in Swedish hu-man milk. Decreasing levels of organochlorine and increasing levels of organobromine com-pounds*, *Organohalogen Com-pounds*, 1998, 35: 1–4
- [20] Yu Y.X., Pang Y.P., Li C., Li J.L., Zhang X.Y., Yu Z.O., Feng J.L., Wu M.H., Sheng G.Y., Fu J.M., *Concentrations and se-asonal variations of polybromi-nated diphenyl ethers (PBDEs) in in– and out–house dust and human daily intake via dust ingestion corrected with bio-accessibility of PBDEs*, *Environ. Int.*, 2012, 42: 124–131
- [21] Staszowska A., Polednik B., Dudzińska M.R., Czerwiński J., *Commercial Penta–BDE mixtu-res In dust sample from indoor environments in Lublin, Poland – a case study*, *Archiv. Environ. Protection*, 2008, 34: 239–247
- [22] Król S., *Lotne i śred-niolotne związki organicz-ne jako istotny parametr w ocenie jakości powietrza wewnętrznego*, Rozpra-wa doktorska, Politechnika Gdańska, Wydział Chemicz-ny, Gdańsk, 2013
- [23] Harrad S., Abdallah M.A.E., *Brominated flame re-tardants in dust from UK cars – within–vehicle spatial va-riability, evidence for degra-dation and exposure implica-tions*, *Chemosphere*, 2011, 82: 1240–1245
- [24] *Listing of POPs in the Stockholm Convention*, chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/ListingofPOPs/tabid/2509/Default.aspx, do-stęp 15.03.2015

* inż. Leszek Ruchomski, leszekruchomski@gmail.com



Zostań członkiem

Klubu

Polskich Laboratoriów Badawczych

www.pollab.pl

POLLAB