

JERZY FALANDYSZ

WIELKOŚĆ SPOŻYCIA CHLORDANU Z ŻYWNOŚCIĄ POCHODZENIA
MORSKIEGO W POLSCE*

CHLORDANE INTAKE WITH SEAFOOD IN POLAND

Zakład Chemii Środowiska i Ekotoksykologii
 Uniwersytet Gdański
 80-952 Gdańsk, ul. Sobieskiego 18
 Kierownik: prof. dr hab. J. Falandysz

Przedstawiono i omówiono wyniki oznaczeń pozostałości chlordanu (CHLs) w rybach bałtyckich i w produktach spożywczych z nich otrzymany, opublikowane dla materiału zebranego na przestrzeni lat 1970-1998. Oszacowano wielkość spożycia chlordanu zawartego w rybach i produktach rybnych w kraju.

WSTĘP

Trwałe i toksyczne ksenobiotyki halogenoorganiczne migrujące z zanieczyszczonego środowiska do żywności tworzą ważną grupę wśród substancji, którym udowodniono albo które są podejrzewane o to, że zakłócają wpływy wywierane przez wydzielinę gruczołów wydzielania wewnętrznego (ang.: *endocrine disrupters*) u ludzi i dziko żyjących zwierząt. Związki chemiczne zaburzające wymienione wpływy nazywane są egzoestrogenami. Naśladują one lub hamują wpływ estrogenów endogennych takich jak 17 β -estradiol, a niektóre z nich przypuszczalnie mogą także być aktywne jako egzoandrogeny. Do grupy egzoestrogenów zaliczany jest m.in. 1,1,1-trichloro-2-(*p*-chlorofenylo)-2-(*o*-chlorofenylo)etan, czyli *o,p'*-DDT, a przypuszczalnie są nimi także polichlorowane bifenyle (PCBs), hydroksychlorobifenyle (HO-PCBs), endosulfan oraz 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioksyna (TCDD) i jej analogi przestrzenne [12, 28]. Wśród badaczy istnieją kontrowersje odnośnie tego czy występuje synergizm w działaniu pomiędzy tymi syntetycznymi związkami chloroorganicznymi zanieczyszczających środowisko naturalne, które, podane osobno, działają jako bardzo słabe egzoestrogeny [2, 12, 29].

Chlordan (CHLs) jest pestycydem trwałym w środowisku, a spośród ~150 składników tego preparatu w tkankach i narządach organizmów żywych oraz żywności zidentyfikowano pozostałości kilkanastu (*cis*-i *trans*-chlordan, *cis*- i *trans*-nonachlor, MC4, MC5, MC6, MC7, U81, U82 i U83). Jeżeli w analizie pozostałości CHLs jest stosowana jedynie technika kapilarnej chromatografii gazowej z detektorem wychwyty elektronów (ECD), to na ogół jest możliwe oznaczenie tylko pozostałości *cis*- i *trans*-

* Finansowane przez Komitet Badań Naukowych (DS nr 8250-4-0092-9).

chlordanu, *cis-i trans*-nonachloru oraz oksychlordanu i epoksydu heptachloru. Jakkolwiek, jak to wynika z dostępnego piśmiennictwa naukowego, często liczba oznaczonych składników CHLs bywa jeszcze mniejsza. Zastosowanie w analizie CHLs kapilarnej chromatografii gazowej w połączeniu ze spektrometrią mas umożliwia identyfikację i rzetelny pomiar praktycznie wszystkich trwałych składników CHLs i ich metabolitów występujących jako pozostałości w matrycach środowiskowych i żywności [30]. Rzadziej oznaczane związki chlordanu takie jak MC5 i MC6 są ilościowo także ważnymi składnikami pozostałości tego pestycydu w rybach [11].

Chlordan jest współcześnie stałym składnikiem powietrza atmosferycznego, słodkich wód powierzchniowych, wód morskich i oceanicznych oraz innych składowych ekosystemów morskich na obu półkulach [15, 20]. Na przykład w tkance mięśniowej ryb z rejonów subtropikalnych (Australia) i tropikalnych (Indie) wykrywano, odpowiednio, 51 ng CHLs/g masy mokrej (0,06–720) i 2,4 ng/g (<0,01–30) [19]. Z kolei w wątrobie dorszy w trzech różnych rejonach Morza Północnego wykrywano 82 ng CHLs/g m.m. (72–96), 90 ng/g (8,4–140) i 61 ng/g (13–150) [3].

Celem pracy jest przedstawienie dostępnych danych o stopniu skażenia i składzie pozostałości tego pestycydu i jego metabolitów w częściach jadalnych ryb bałtyckich oraz wielkości spożycia CHLs z żywnością pochodzenia morskiego w Polsce.

METODYKA

Ryby bałtyckie i ich przetwory w latach 1945–1982 były główną grupą żywności pochodzenia morskiego w pożywieniu Polaków [4]. W zmienionej sytuacji politycznej i gospodarczej po 1989 roku na rynku krajowym oprócz ryb bałtyckich i ich przetworów w większym stopniu niż było to w latach 1945–1989 dostępna jest także importowana żywność pochodzenia morskiego pozyskiwana poza Morzem Bałtyckim. Niemniej, w piśmiennictwie naukowym brak jest dostatecznie dokładnych danych o strukturze spożycia wszelkiej żywności pochodzenia morskiego w Polsce – uwzględniającej wielkość spożycia poszczególnych gatunków organizmów morskich i słodkowodnych oraz ich pochodzenie (miejsce złowienia). Poza strukturą spożycia ryb i przetworów rybnych na przestrzeni lat 1970–1997 nieco zmieniała się także wielkość spożycia tej grupy żywności ogółem w kraju. Na przykład, spożycie ryb i przetworów rybnych wyniosło 6,3 kg w roku 1970; 7,2 kg w 1975; 8,1 kg w 1980; 7,8 kg w 1985; 6,1 kg w 1989; 5,4 kg w 1990; 6,2 kg w 1991; 6,4 kg w 1992; 6,7 kg w 1993; 6,7 kg w 1994; 6,5 kg w 1995 i 6,6 kg w 1996 r. [27]. Wielkość spożycia chlordanu zawartego w rybach i przetworach rybnych w Polsce oceniono w oparciu o średnią arytmetyczną ważoną stężenia pozostałości tego pestycydu w rybach bałtyckich ogółem (tab. I) oraz wymienione dane o spożyciu ryb i przetworów rybnych. Z uwagi na brak w dostępnym piśmiennictwie naukowym danych statystycznych o strukturze spożycia żywności pochodzenia morskiego w kraju, dla potrzeb tej pracy przyjęto, że połowa wielkości spożywanych ryb to gatunki o względnie dużej zawartości lipidów w tkance mięśniowej, tj. >5% (śledź, szprot, makrela), a pozostała część to gatunki zawierające <5% lipidów. Ryby słodkowodne z wód śródlądowych Polski, zaliczone do grupy zawierającej mniej niż 5% lipidów w tkance mięśniowej, stanowią ~10–15% wielkości spożycia ryb i innych grup organizmów morskich ogółem.

WYNIKI I ICH OMÓWIENIE

Chlordan jest pestycydem, którego pozostałości są wykrywane w częściach jadalnych ryb bałtyckich i otrzymywanych z nich przetworach conajmniej od 1970 r. – łącznie z krajowymi i importowanymi tranami leczniczymi [1, 5, 9, 10, 14, 17–19, 24–26, 31–33]. Dostępne dane o zawartości CHLs (suma od trzech do trzynastu składników i meta-

bolitów chlordanu plus heptachlor z epoksydem heptachloru) w rybach bałtyckich, tranach oraz w innych jadalnych produktach rybnych zestawiono w tabeli I. W tranach wyprodukowanych z wątrób bałtyckich ryb dorszowatych dominującym składnikiem CHLs jest *cis*-chlordan, a w tranach otrzymywanych z wątroby dorszy złowionych w Morzu Północnym, Morzu Norweskim i w szelfie Islandii *cis*-nonachlor i *cis*-chlordan (ryc. 1 i 2). *Cis*-nonachlor i oksychlordan dominują spośród pozostałości CHLs w konserwach z wątroby dorszy [10]. Z analizy tranów bałtyckich (ryc. 3) oraz badań przeprowadzonych w Finlandii [24] wynika, że do około 1980 r. obserwowano powiększanie się zawartości CHLs w rybach bałtyckich, a po 1980 r. związki te wykrywano w nieco mniejszym stężeniu. Badania rozmieszczenia przestrzennego chlordanu w Basenie Północno-Wschodnim Oceanu Atlantyckiego przeprowadzono w latach 1980-tych [9]. Tran leczniczy otrzymany z wątroby dorszy złowionych w różnych rejonach w Basenu Północno-Wschodniego Oceanu Atlantyckiego wykazały podobną skalę skażenia CHLs (ryc. 4). Względnie małe różnice w stopniu skażenia CHLs wymienionych tranów można tłumaczyć nanoszeniem tych związków drogą atmosferyczną z przestrzennie odległych źródeł oraz podobną wielkością ich deponowania (na m²) z atmosfery na całym obszarze omawianego akwenu [9].

Tabela I. Zawartość chlordanu w rybach bałtyckich i otrzymywanych z nich środkach spożywczych (ng/g masy mokrej)
Chlordane content of Baltic fish and fish products (ng/g wet weight)

Gatunek lub rodzina ryb i rok ich złowienia	Średnia*	Rozstęp	n	Pozycja piśmiennictwa
Śledź				
1970	8,3		24	9
1978	17	10–27	8	16
1978	19		1 (40)**	26
1979	10	7,4–15	3 (75)	9
1982	38	25–53	7	16
1986	10 ^a		1 (100)	25
1987	8,1 ^a		1 (60)	
1987	1,8 ^a		1 (100)	
1991	4,5		3 (9)	33
1991	5,9		3 (9)	
1992	4,4		1 (3)	11
Ikra śledzia				
1975	4	4–4	1	24
1975	3	1–4	1	
Mlecz śledzia				
1975	8	7–9	2	
1975	3	3–3	2	

Tabela I cd.

Gatunek lub rodzina ryb i rok ich złowienia	Średnia*	Rozstęp	n	Pozycja piśmiennictwa
Łososiowate				
1971	36		14	9
1979	29		5	
1979	3,8		3	
1979	3,7		2	
Makrela				
1979	9,4		3	
Dorsz				
1992	0,63			11
Ikra dorsza				
1975	1		1	24
1975	2		1	
Stornia (flądra)				
1990	3,1		1(3)	14
1992	0,83	0,62–1,0	3 (15)	11
Okoń				
1991	0,69		4(20)	33
1991	1,9		2 (10)	
1991	0,62		1 (5)	
1991	0,73		2 (10)	
1992	1,4	1,0–1,8	2 (16)	11
Sandacz				
1992	0,92		1 (3)	
Babka obła				
1992	0,80		1 (6)	
Minog				
1992	6,8	1,4–12	2 (6)	
Dobijak				
1992	0,75		1 (20)	
Tobiasz				
1975	0,40		1 (20)	
Węgorz				
1990	2,6		1 (6)	14
Szczupak				
		1–8		
1971	5	1–9	4	16
1972	4		6	
1973	1		1	

Tabela I cd.

Gatunek lub rodzina ryb i rok ich złowienia	Średnia*	Rozstęp	n	Pozycja piśmiennictwa
1974	6		1	
1975	15		1	
1978	22	21–23	2	
1982	34	18–45	8	
1982	13	2–40	8	10
Wątroby dorszowe				
1975	<1	<1–<1	4	24
1975	79	1–180	4	
1982	30	20–50	53	32
1990 (konserwy)	24±5	12–30	3	18
Tran				
1971–1980 (Bałtyk południowy)	280 11 ^{ch}	170–350 4–18		4
1980–1989	310 18 ^{ch}	190–420 13–23		
Lata 80-te	340 19 ^{ch}	190–520 11–24	11	9
Lata 80-te (Bałtyk zachodni)	240 12 ^{ch}	36–550 4–28	9	
Lata 80-te (Morze Północne i Norweskie)	250 22 ^{ch}	210–280 14–29	2	
Lata 80-te (Islandia)	140 18 ^{ch}	40–200 12–25	8	

* wzięto lub zaadaptowano (obliczono z wyników podanych w przeliczeniu na masę lipidów)

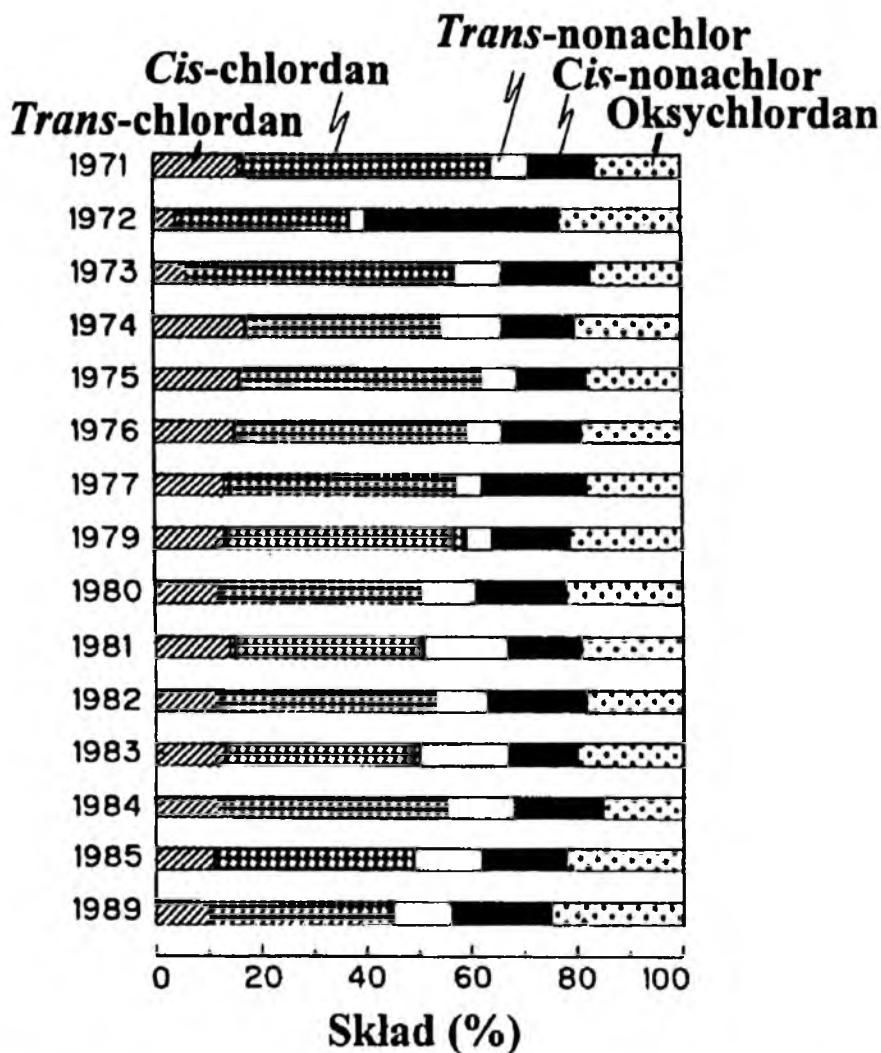
** liczba próbek i liczba ryb (w nawiasie)

^a *cis*- i *trans*-chlordan oraz *trans*-nonachlor

^{ch} epoksyd heptachloru

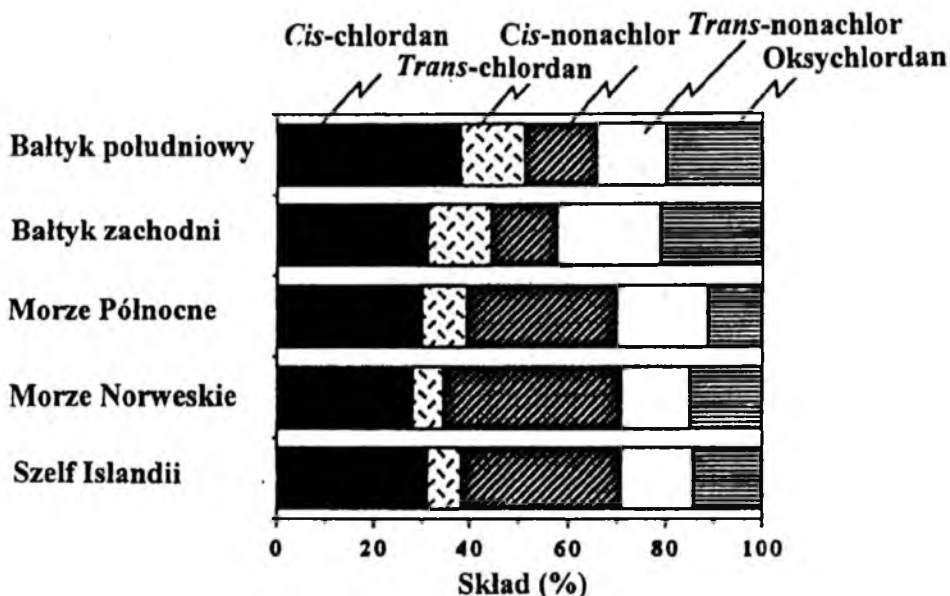
Żywność jest głównym źródłem pobrania CHLs dla populacji generalnej ludności, a w specyficznych sytuacjach, w związku ze stosowaniem CHLs dogłębowo – jako fumiganta w zwalczaniu mrówek w budynkach, ważnym źródłem pobrania tego związku jest skażone powietrze w pomieszczeniach mieszkalnych [13]. W Polsce, w związku z globalnym charakterem zanieczyszczenia środowiska chlordanem, pozostałości tego pestycydu (poza rybami bałtyckimi) są w małym stężeniu obecne także w powietrzu atmosferycznym, glebie, wodach powierzchniowych, osadach dennych oraz w mięsie zwierząt rzeźnych i dzikich [6–8, 21, 22]. Można zatem przypuszczać, że pozostałości CHLs są w małych ilościach obecne także i w żywności pochodzenia roślinnego oraz w rybach słodkowodnych w kraju – jakkolwiek brak jest danych faktograficznych dla obu tych grup środków spożywczych.

Średnią ważoną stężenia CHLs w śledziach bałtyckich wyliczono na 9,0 ng/g masy mokrej (435 zbadanych ryb). Taką samą wielkość stężenia pozostałości CHLs jak dla



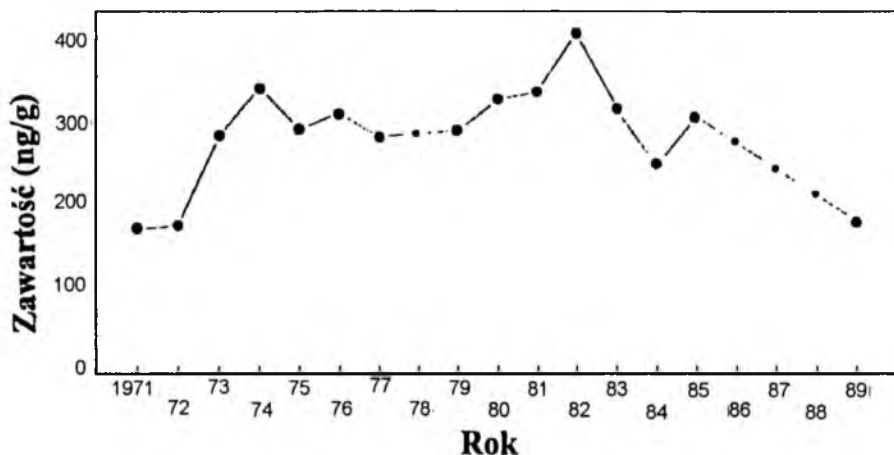
Ryc. 1. Skład (%) pozostałości CHLs w tranach pochodzenia bałtyckiego [18]
Composition (%) of CHLs residues in cod-liver oil of the Baltic origin [18]

śledzi przyjęto dla szprotów, czyli 9,0 ng/g m.m., co jest podyktowane brakiem oryginalnych wyników badań z jednej strony i podobną jak u śledzi zawartością lipidów w tkance mięśniowej z drugiej. Dla dorszy średnia stężenia pozostałości CHLs w tkance mięśniowej wynosi 0,63 ng/g m.m. (dostępne dane obejmują tylko 6 okazów tego gatunku), dla ryb płaskich (stornia, gładzica, turbot) 1,2 ng/g m.m. (18 zbadanych ryb), a dla ryb innych gatunków ogółem 5,7 ng/g m.m. (149 zbadanych ryb). W przytoczonych wyliczeniach nie uwzględniono dostępnych danych o pozostałościach CHLs w ikrze i mleczu śledzi, ikrze dorszy oraz w tkance mięśniowej szczupaka (tab. I).



Ryc. 2. Skład (%) pozostałości CHLs w tranach z Północno-Wschodniego Basenu Oceanu Atlantyckiego [9]

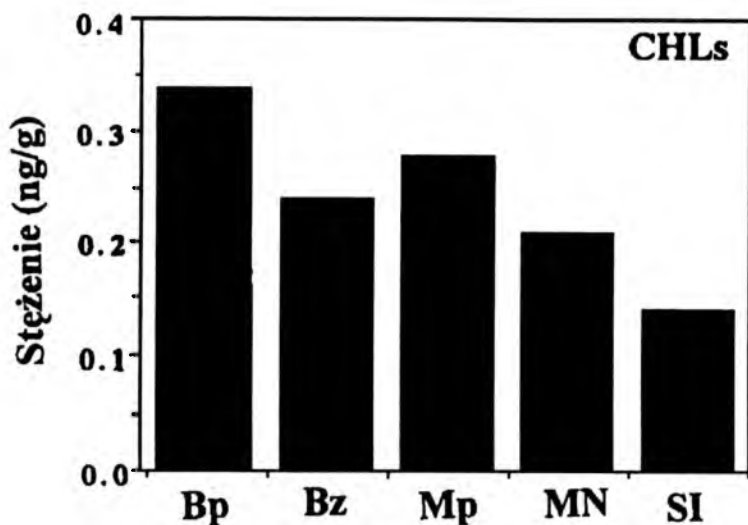
Composition (%) of CHLs residues in cod-liver oil from the North-Eastern Basin of the Atlantic Ocean [9]



Ryc. 3. Tendencje zmian zawartości CHLs w tranach bałtyckich [18]

Time-trends of CHLs in cod-liver oil of the Baltic origin [18]

Wielkość spożycia chlordanu i jego metabolitów zawartych w rybach i przetworach rybnych oszacowano na: 36 μg na osobę rocznie w 1970 r.; 41 μg w 1975; 47 μg w 1980; 45 μg w 1985; 35 μg w 1989; 31 μg w 1990; 36 μg w 1991; 37 μg w 1992; 39 μg w 1993



Ryc. 4. Geograficzne rozmieszczenie i stężenia CHLs w tranach różnego pochodzenia z Oceanu Atlantyckiego (Bp, Bałtyk południowy; Bz, Bałtyk zachodni; MP, Morze Północne; MN, Morze Norweskie; SI, szelf islandzki) [9]

Geographical distribution and concentrations of CHLs in cod-liver oil of different origin in the Atlantic Ocean (Bp, southern Baltic; Bz, western Baltic; MP, North Sea; MN, Norwegian Sea; SI, Shelf of Island) [9]

i 1994; 37 μg w 1995 i 38 μg w 1996 r., tj. odpowiednio, od 0,09 do 0,13 μg na osobę dziennie. Wymienione wielkości spożycia pozostałości chlordanu zawartych w tkance mięśniowej ryb wchodzących w skład całodziennych racji żywnościowych Polaków nie wydają się być duże – nawet, jeżeli przyjąć, że w niektórych przypadkach dla niewielkiego ułamka populacji spożycie tej grupy żywności może być 10-krotnie większe od przeciętnego. Przy tak dużym jak na polskie warunki spożyciu ryb, wielkość pobrania CHLs z tą grupą żywności wynosiłaby 310–470 μg na osobę rocznie, tj. od 0,9 do 1,3 μg na osobę dziennie. Sytuacja odnośnie wielkości spożycia CHLs i innych ksenobiotyków halogenoorganicznych przedstawia się mniej korzystnie dla osób szczególnie preferujących albo uzupełniających skład swojej dziennej racji żywności o przetwory z wątroby dorszy. Zawartość CHLs w bogatej w lipidy wątrobie dorszy bałtyckich oraz w konserwach z wątroby dorszy i tranach jest znacznie większa niż w tkance mięśniowej tak dorszy jak i innych gatunków ryb bałtyckich. Wielkość spożycia CHLs zawartych w wątrobach dorszowych w Polsce wcześniej oceniono na 0,28 μg , 3,0 μg i 2,7–4,7 μg na osobę rocznie – zakładając, że wielkość spożycia tych produktów wyniosła, odpowiednio: 10 g, 105 g i 95–160 g na osobę rocznie [10].

Jak to wynika z zestawienia w tabeli I oraz z ryciny 4 różnica w stopniu skażenia pozostałościami CHLs tranów pochodzenia bałtyckiego, a tranami norweskimi, angielskimi czy islandzkimi jest nieduża. Od 1980 r. trany produkowane w Polsce są niedostępne w aptekach i mogły być dostępne jedynie dla bardzo małej grupy osób związanych z przemysłem rybnym. Trany produkowane w wymienionych trzech krajach spro-

wadzano do Polski w latach 1980-tych (jako tzw. dary), a niektóre (Lýsi, Islandia) są importowane w dalszym ciągu. Wielkość spożycia CHLs zawartych w tranach islandzkich oceniono na $\sim 40 \mu\text{g}$ na osobę rocznie – przy spożyciu 200 g tranu (1 opakowanie).

Tolerancja dla pozostałości CHLs w wątrobie dorszowej w Niemczech wynosi 10 ng/g, a w Finlandii 100 ng/g [33]. Z kolei wielkość tolerancji odrębnie dla heptachloru plus epoksydu heptachloru wynosi 50 ng/g (Niemcy) i 100 ng/g (Finlandia) [24]. W świetle wymienionych danych trudno byłoby zaliczyć wątroby dorszowe do grupy produktów pożądaných w pożywieniu człowieka. Niemniej, tak jak w przypadku wielkości spożycia CHLs zawartych w rybach i przetworach rybnych, ocenę wielkości ryzyka komplikuje fakt, że poza tym pestycydem części jadalne ryb współcześnie w różnym stopniu pozostają jeszcze zanieczyszczone wieloma innymi toksycznymi i pokrewnymi chlordanowi substancjami halogenoorganicznymi.

J. Falandysz

CHLORDANE INTAKE WITH SEAFOOD IN POLAND

Summary

An attempt has been made to assess intake of chlordanes (CHLs) with seafood in Poland in 1970–1998. The average mean weighted concentration of chlordanes in Baltic fish has been calculated for 9.0 ng/g wet weight in herring and sprat, 0.63 ng/g wet weight in cod flesh, 1.2 ng/g in flatfish and 5.7 ng/g in other edible fishes. Intake of chlordanes with fish in Poland has been assessed for 31 to 47 $\mu\text{g}/\text{person}/\text{year}$, *i.e.* from 0.09 to 0.13 $\mu\text{g}/\text{person}/\text{day}$.

PIŚMIENNICTWO

1. Andersson Ö., Linder C-E., Olsson M., Reutergardh L., Uvemo U-B., Wideqvist U.: Spatial differences and temporal trends of organochlorine compounds in biota from the northwestern hemisphere. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 1988, 17, 755–765.
2. Arnold SF., Klotz DM., Collins BM., Vonier PM., Guillette LJ., McLachlan JA.: Synergistic activation of estrogen receptor with combinations of environmental chemicals. Science 1996, 272, 1489–1492.
3. De Boer J.: Organochlorine compounds and bromodiphenylethers in livers of Atlantic cod (*Gadus morhua*) from the Northern Sea, 1977–1987. Chemosphere 1989, 18, 2131–2140.
4. Falandysz J.: Badanie występowania pozostałości polichlorowanych dwufenyli (PCB) w żywności pochodzenia morskiego oraz próba oszacowania dziennego spożycia tych związków w Polsce w latach 1970–1982. Studia i Materiały, Seria D, nr 16. Wyd. Morskiego Instytutu Rybackiego, Gdynia 1997.
5. Falandysz J.: Związki chloroorganiczne w węgorzycy *Zoarces viviparus* z Zatoki Gdańskiej. Bromat. Chem. Toksykol. 1995, 28, 401–402.
6. Falandysz J., Brudnowska B., Iwata H., Tanabe S.: Pestycydy chloroorganiczne i polichlorowane bifenyle w wodzie wiślanej. Roczn. PZH 1999, 50, 123–130.
7. Falandysz J., Brudnowska B., Iwata H., Tanabe S.: Pestycydy chloroorganiczne i polichlorowane bifenyle w powietrzu atmosferycznym w Gdańsku. Roczn. PZH 1999, 50, 39–47.
8. Falandysz J., Kannan K.: Organochlorine pesticide and polychlorinated biphenyl residues in slaughtered and game animal fats from the northern part of Poland. Z. Lebensm. Unters. Forsch. 1992, 195, 17–21.

9. Falandysz J., Kannan K., Tanabe S., Tatsukawa R.: Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in cod-liver oils: North Atlantic, Norwegian Sea, North Sea and Baltic Sea. *Ambio* 1994, 23, 288–293.
10. Falandysz J., Kannan K., Tanabe S., Tatsukawa R.: Persistent organochlorine residues in canned cod-livers of the southern Baltic origin. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 1993, 50, 929–934.
11. Falandysz J., Strandberg L., Strandberg B., Bergqvist P.-A., Rappe C.: Pozostałości chlordanu w rybach z Zatoki Gdańskiej. *Roczn. PZH* 2000, 51, 119–128.
12. Gillesby BE., Zacharewski TR.: Exoestrogens: mechanisms of action and strategies for identification and assessment. *Environ. Toxicol. Chem.* 1998, 17, 3–14.
13. Hirai Y., Tomokuni K.: Relationship between termicide treatment and human pollution by chlordane, oxychlordane, and nonachlor. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 1993, 51, 814–819.
14. Huschenbeth E.: Überwachung der speicherung von chlorierten Kohlenwasserstoffen in Fisch. *Arch. Fisch. Wiss.* 1977, 28, 173–186.
15. Iwata H., Tanabe S., Sakai N., Tatsukawa R.: Distribution of persistent organochlorines in the oceanic air and surface seawater and the role of ocean on their global transport and fate. *Environ. Sci. Technol.* 1993, 27, 1080–1098.
16. Jansson B., Andersson R., Asplund L., Litzen K., Nylund K., Sellström U., Uvemo U.-B., Nahlberg K., Wideqvist U., Odsjö T., Olsson M.: Chlorinated and brominated persistent organic compounds in biological samples from the environment. *Environ. Toxicol. Chem.* 1993, 12, 1163–1174.
17. Jansson B., Vaz R., Blomkvist G., Jensen S., Olsson M.: Chlorinated terpenes and chlordane components found in fish, guillemot and seal from Swedish waters. *Chemosphere* 1979, 8, 181–190.
18. Kannan K., Falandysz J., Yamashita N., Tanabe S., Tatsukawa R.: Temporal trends of organochlorine concentrations in cod-liver oil from the southern Baltic proper, 1971–1989. *Mar. Pollut. Bull.* 1992, 24, 358–363.
19. Kannan K., Tanabe S., Tatsukawa R.: Geographical distribution and accumulation features of organochlorine residues in fish in tropical Asia and Oceania. *Environ. Sci. Technol.* 1995, 29, 2673–2683.
20. Kawano M., Inoue T., Wada T., Hidaka H., Tatsukawa R.: Bioconcentration and residue patterns of chlordane compounds in marine animals: invertebrates, fish, mammals, and seabirds. *Environ. Sci. Technol.* 1988, 22, 792–797.
21. Kawano M., Falandysz J., Brudnowska B., Wakimoto T.: Persistent organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in soils in Poland. *Organohalogen Compd.* 1998, 39, 337–342.
22. Kawano M., Falandysz J., Brudnowska B., Wakimoto T.: Organochlorine residues in freshwater sediments in Poland. *Organohalogen Compd.* 1998, 39, 331–336.
23. Moilainen R., Pyysalo H., Wickström K., Linko R.: Time trends of chlordane, DDT, and PCB concentrations in pike (*Esox lucius*) and Baltic herring (*Clupea harengus*) in the Turku Archipelago, Northern Baltic Sea for the period 1971–1982. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 1982, 29, 334–340.
24. National pesticide residue limits in foods. Chemical Evaluation Division Bureau of Chemical Safety, Food Directorate, Health and Welfare, Canada, 1990.
25. Pyysalo H., Wickström K., Litmanen R.: A baseline study on the concentrations of chlordane-, PCB- and DDT-compounds in Finnish fish samples in the year 1982. *Chemosphere* 1983, 12, 837–842.
26. Pyysalo H., Wickström K., Litmanen R.: Contents of chlordane-, PCB-and DDT-compounds and the biotransformation capacity of fishes in the lake area of eastern Finland. *Chemosphere* 1981, 10, 865–876.
27. *Rocznik Statystyczny*. GUS Warszawa, 1971–1998.

28. *Safe SH.*: Dietary and environmental estrogens and antiestrogens and their possible role in human disease. *Environ. Sci. & Pollut. Res.* 1994, 1, 29–33.
29. *Simons S.*: Environmental estrogens: Can two “alrights” make a wrong? *Science* 1996, 272, 1451.
30. *Strandberg B., Strandberg L., Falandysz J., Bergqvist P-A., Rappe C.*: Concentrations and biomagnification of 17 chlordan compounds and other organochlorines in harbour porpoise *Phocoena phocoena* from southern Baltic Sea. *Chemosphere* 1998, 37, 2513–2523.
31. *Strandberg B., Strandberg L., van Bavel B., Bergqvist P-A., Broman D., Falandysz J., Näf C., Papakosta O., Rolff C., Rappe C.*: Concentrations and spatial variations of cyclodienes and other organochlorines in herring and perch from the Baltic Sea. *Sci. Total Environ.* 1998, 215, 69–83.
32. *Vuorinen PJ., Paasivirta J., Piilola T., Surma-Aho K., Tarhanen J.*: Organochlorine compounds in Baltic salmon and trout. *Chemosphere* 1985, 14, 1729–1740.
33. *Wickström K., Pyysalo H., Perttilä, M.*: Organochlorine compounds in the liver of cod (*Gadus morhua*) in the northern part of Baltic. *Chemosphere* 1981, 10, 999–1004.

Otrzymano: 1999.03.16