

Marzena Trojanowska*, Ryszard Świetlik*

OCENA NARAŻENIA ŚRODOWISKOWEGO NA Cr, Cu, Pb, Ni ORAZ Zn OBECNE W PYŁACH MIEJSKICH

Streszczenie

W pracy dokonano oceny narażenia środowiskowego mieszkańców miast na metale ciężkie, obecne w pyłach miejskich. Badania skoncentrowano na całodzielnym narażeniu osoby dorosłej oraz dziecka na Cr, Pb, Ni, Cu i Zn. W ocenie ryzyka zdrowotnego uwzględniono narażenie drogą pokarmową, inhalacyjną i dermalną. Szacowanie zagrożeń przeprowadzono w oparciu o metodę zalecaną przez Amerykańską Agencję Ochrony Środowiska (US EPA).

Wyznaczone wartości indeksów zagrożenia, charakteryzujących ryzyko zdrowotne wykazały, że największe zagrożenie występuje na skutek przypadkowego wprowadzania substancji toksycznych drogą pokarmową. W mniejszym stopniu o zagrożeniu decyduje wnikanie metali przez skórę człowieka, natomiast w najmniejszym wnikanie drogą inhalacyjną.

Zgodnie z przyjętym scenariuszem narażenia mieszkańca bardziej zagrożoną populacją są dzieci, dla których uzyskano większe wartości indeksów zagrożenia.

Słowa kluczowe: ryzyko zdrowotne, metale ciężkie, indeks zagrożenia

WSTĘP

Transport samochodowy oraz ciepłownictwo oparte na węglu są w głównej mierze odpowiedzialne za zanieczyszczenie środowiska miejskiego metalami ciężkimi. Istotny wpływ na stan środowiska może mieć również lokalny przemysł [Krajewska i Niesiołowska 2008; Bojakowska i in. 2009; Walczak 2010; Piontek

* Uniwersytet Technologiczno-Humanistyczny w Radomiu, Katedra Ochrony Środowiska ul. Chrobrego 27, 26-600 Radom

i in. 2012, Liu i in. 2014, Świetlik i Trojanowska 2014]. Na zanieczyszczenie metalami w największym stopniu narażone są miasta, w których nie ma rozwiniętej sieci ciepłowniczej a stara, zwarta zabudowa utrudnia wymianę powietrza [Świetlik i Trojanowska 2015]. Znacznego zanieczyszczenia metalami ciężkimi można również oczekiwać w miejscach bezpośrednio przylegających do ulic o dużym natężeniu ruchu oraz tras wylotowych [Świetlik i Trojanowska 2015]. Pył uliczny, którego źródłem jest ruch samochodowy pochodzi w głównej mierze z zużycia bieżnika opon samochodowych, elementów ciernych układu hamulcowego i sprzęgła, spalin oraz korozji elementów podwozia i nadwozia samochodu [Werkenthin i in. 2014; Świetlik i in. 2013; Świetlik i in. 2015]. Istotnym źródłem metali ciężkich jest także zdzieranie nawierzchni dróg, korozja metalowej infrastruktury drogowej oraz środki utrzymania dróg. W mniejszym stopniu emisję metali ciężkich należy wiązać ze stratami paliwa, olejów, smarów i płynów eksploatacyjnych [Świetlik i Trojanowska 2014]. Według Budai i Clement (2011) emisja powodowana zużyciem elementów pojazdów i nawierzchni drogowej jest odpowiedzialna za 57% całkowitej emisji Cu oraz 65% całkowitej emisji Zn pochodzącej z transportu samochodowego [Budai i Clement 2011].

Pył uliczny, będący nośnikiem metali ciężkich, kwalifikowany jest jako odpad i stanowi potencjalne zagrożenie dla zdrowia mieszkańców miast. Pod wpływem podmuchu wiatru lub ruchu pojazdów jest unoszony z powierzchni ulic, przez co stanowi wtórne źródło zanieczyszczenia powietrza. Pyły uliczne uznawane są za toksyczne i w ramach prac porządkowych trafiają na składowiska odpadów. Ilość składowanych pyłów ulicznych zwiększa się z każdym rokiem, co w dużej mierze związane jest ze wzrostem natężenia ruchu pojazdów oraz stopniowym powiększaniem obszaru miast [Piontek i in. 2012].

Nadmierna obecność metali oddziałuje negatywnie na biotyczną część środowiska miejskiego, ale przede wszystkim stwarza realne zagrożenie dla zdrowia człowieka. Badania epidemiologiczne i toksykologiczne wykazały, że długoletnie narażenie na metale ciężkie może być przyczyną chorób układu oddechowego, zwłaszcza o podłożu alergicznym, uszkodzenia nerek, wątroby, układu nerwowego, pokarmowego oraz zmian nowotworowych [Seńczuk 2006].

Powszechnie do szacowania zagrożeń zdrowotnych i oceny ryzyka, wykorzystywany jest model opracowany przez Amerykańską Agencję Ochrony Środowiska [US EPA 1989]. W okresie ostatnich 20 lat w bazie bibliograficznej SCOPUS zostało zarejestrowanych ok. 700 publikacji, które w tytule, słowach kluczowych lub streszczeniu zawierają słowa *risk assessment*, *dust* i *metal*. Ocena ryzyka zdrowotnego była również przedmiotem publikacji krajowych [Biesiada 2006; Trojanowska i Świetlik 2012; Trojanowska i Świetlik 2013; Gruszecka-Kosowska i Wdowin 2016], choć problem oceny narażenia środowiskowego mieszkańców polskich miast wynikający z zanieczyszczenia pyłów ulicznych metalami ciężkimi jest nadal mało rozpoznany [Adamiec 2017; Trojanowska i Świetlik 2016].

Celem tej pracy była ocena narażenia środowiskowego mieszkańców Radomia na metale ciężkie obecne w pyłach miejskich. Badania skoncentrowano na całodziennym narażeniu osoby dorosłej oraz dziecka na chrom, ołów, nikiel, miedź i cynk. W ocenie ryzyka zdrowotnego uwzględniono narażenie drogą pokarmową, inhalacyjną i dermalną.

METODYKA BADAŃ

Oznaczanie metali w pyłach ulicznych

Pyły uliczne pobrano w centrum Radomia, podczas wiosennego czyszczenia ulic przy użyciu zamiatarek (2015 r.). Sześć próbek jednostkowych ($m = 1$ kg) wysuszone w temperaturze pokojowej do stałej masy, przesiano przez sito nylonowe o wielkości oczek 1 mm, a następnie połączono, uzyskując próbkę ogólną.

W celu oznaczenia zawartości metali, trzy próbki pyłów ulicznych o masie ok. 0,5 g mineralizowano w mieszaninie 5 cm^3 stęż. HNO_3 i 1 cm^3 30% H_2O_2 , stosując ogrzewanie mikrofalowe (MLS-1200 MEGA). Zastosowano sześciostopowy program mineralizacji: 1) 6 min., 250 W; 2) 1 min., 0 W; 3) 6 min., 400 W; 4) 6 min., 650 W; 5) 6 min., 250 W; 6) 5 min. - wentylacja. Mineralizaty sączone przez twardy sączek do kolb miarowych o pojemności 50 cm^3 , uzupełniano wodą, mieszano i przechowywano w temp. 4°C do czasu badań analitycznych.

Stężenia metali (Cr, Cu, Ni, Pb i Zn) w mineralizatach oznaczano techniką spektrometrii absorpcji atomowej z atomizacją płomieniową (AAS - Agilent Technologies typ AA 240 FS AA). Granica wykrywalności (LOD) dla oznaczanych metali wynosiła: Cr – 2,7 mg/kg; Cu – 1,2 mg/kg; Ni – 2,8 mg/kg; Pb – 2,3 mg/kg; Zn – 1,0 mg/kg. Dokładność metody oceniano metodą dodatku wzorca.

Ocena ryzyka zdrowotnego mieszkańców

Ocenę ryzyka zdrowotnego mieszkańców miasta przeprowadzono metodą US EPA (1989). Scenariusz narażenia obejmował całodzienną, przewlekłą narażenie osoby dorosłej i dziecka na Cr, Cu, Ni, Pb i Zn. Przyjęto, że wnikanie metali ciężkich do organizmu następuje w sposób niezamierzony zarówno drogą pokarmową, inhalacyjną jak i dermalną. Założono, że osoba dorosła może być narażona na czynnik zagrożenia przez 70 lat swojego życia, natomiast dziecko przez okres 6 lat [US EPA 1989; Zheng i in. 2010; Liu i in. 2014; Mohmand i in. 2015]. Narażenie środowiskowe oszacowano na podstawie tzw. dawki pobranej D , która określa ilość substancji szkodliwej, z którą styka się organizm człowieka na danej drodze narażenia w ciągu doby, w przeliczeniu na 1 kg masy ciała. Wielkość tej dawki ($\text{ng}/\text{kg}\cdot\text{d}$) pobranej drogą pokarmową (D_{ing}), inhalacyjną (D_{inhal}) i dermalną (D_{derm}) wyznaczono z podanych niżej wzorów:

$$D_{ing} = C \cdot \frac{IngR \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT}$$

$$D_{inhal} = C \cdot \frac{InhR \cdot EF \cdot ED}{PEF \cdot BW \cdot AT} \cdot 10^6$$

$$D_{derm} = C \cdot \frac{SL \cdot SA \cdot ABS \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT}$$

gdzie:

- C* – średnie stężenie metalu w pyłe ulicznym [mg/kg];
IngR – wielkość dobowego przypadkowego spożycia pyłu [mg/d];
InhR – dobową wentylację płuc [m³/d];
EF – częstotliwość kontaktu [d/rok];
ED – czas trwania kontaktu [rok];
BW – średnia masa ciała [kg];
AT – okres uśredniania [d];
PEF – współczynnik emisji cząstek [m³/kg];
SL – współczynnik adherencji pyłu do skóry [mg/cm²·d];
SA – powierzchnia skóry ekspozycja na kontakt z pyłem [cm²];
ABS – współczynnik absorpcji przezskórnej, wielkość niemianowana.

Wartości tych parametrów użyte w ocenie narażenia środowiskowego mieszkańców Radomia podano w tabeli 1 [US EPA 1989; Zheng i in. 2010; Wang i in. 2011; Kurt-Karakus 2012; Liu i in. 2014; Mohmand i in. 2015].

Tab. 1. Wartości parametrów przyjęte w szacowaniu narażenia środowiskowego mieszkańca

Tab. 1. The values of parameters used in assessment of residents exposure

Parametr Parameter	Osoby dorosłe Adults	Dzieci Children
<i>IngR</i>	100 mg/d	200 mg/d
<i>InhR</i>	20 m ³ /d	7,6 m ³ /d
<i>EF</i>	180 d/rok	180 d/rok
<i>ED</i>	70 lat	6 lat
<i>BW</i>	70 kg	15 kg
<i>AT</i>	70 x 365 d	6 x 365 d
<i>PEF</i>	1,39 · 10 ⁹	1,39 · 10 ⁹
<i>SL</i>	0,7 mg/cm ² ·d	0,2 mg/cm ² ·d
<i>SA</i>	5700 cm ²	2800 cm ²
<i>ABS</i>	0,001	0,001

Ryzyko zdrowotne, które jest funkcją narażenia człowieka na substancje toksyczne oszacowano poprzez tzw. iloraz narażenia HQ :

$$HQ = \frac{D}{RfD}$$

gdzie:

D – dawka pobrana drogą pokarmową, inhalacyjną lub dermalną [$\text{ng}/\text{kg}\cdot\text{d}$];

RfD – dawka referencyjna, która nie powoduje dostrzegalnego ryzyka wystąpienia efektów szkodliwych w ciągu całego życia [$\text{ng}/\text{kg}\cdot\text{d}$].

Wartości dawek referencyjnych RfD (Tabela 2) pochodzą z toksykologicznych baz danych [IRIS USEPA; USEPA 2017] oraz z prac innych autorów [Zheng i in. 2010; Hu i in. 2011; Wang i in. 2011; Kurt-Karakus 2012; Liu i in. 2014; Mohmand i in. 2015]. Ze względu na brak wartości referencyjnych dla inhalacyjnej drogi narażenia na Cu, Ni, Pb i Zn, w obliczeniach zastosowano wartości dawek referencyjnych dla pokarmowej drogi narażenia (RfD_{ing}).

Według zaleceń US EPA przyjmuje się, że możliwość wystąpienia negatywnych skutków zdrowotnych w wyniku długotrwałego narażenia na określoną substancję toksyczną istnieje jeżeli wartość $HQ \geq 1$.

Tab. 2. Wartości dawek referencyjnych (RfD) dla Cr, Cu, Ni, Pb i Zn

Tab. 2. The values of the reference doses (RfD) for Cr, Cu, Ni, Pb and Zn

Metale Metals	RfD_{ing} [$\text{ng}/\text{kg}\cdot\text{d}$]	RfD_{derm} [$\text{ng}/\text{kg}\cdot\text{d}$]	RfD_{inhal} [$\text{ng}/\text{kg}\cdot\text{d}$]
Cr	$3,0 \cdot 10^3$	$6,0 \cdot 10^1$	$2,86 \cdot 10^1$
Cu	$4,0 \cdot 10^4$	$1,2 \cdot 10^4$	$4,0 \cdot 10^4$
Ni	$2,0 \cdot 10^4$	$5,4 \cdot 10^2$	$2,0 \cdot 10^4$
Pb	$3,5 \cdot 10^3$	$5,25 \cdot 10^2$	$3,5 \cdot 10^3$
Zn	$3,0 \cdot 10^5$	$6,0 \cdot 10^4$	$3,0 \cdot 10^5$

Sumaryczny efekt wynikający z narażenia na działanie określonego czynnika toksycznego drogą pokarmową, inhalacyjną i dermalną, tzw. indeks zagrożenia HI [US EPA 1989] wyznaczono przez zsumowanie wartości HQ obliczonych dla poszczególnych dróg narażenia:

$$HI = HQ_{ing} + HQ_{inhal} + HQ_{derm}$$

Oszacowano również sumaryczne narażenie mieszkańca na metale dla określonej drogi narażenia:

$$HI_{Me} = HQ_{Cr} + HQ_{Cu} + HQ_{Ni} + HQ_{Pb} + HQ_{Zn}$$

Gdy $HI < 1$ prawdopodobieństwo wystąpienia chronicznego zagrożenia w danym miejscu jest pomijalnie małe [US EPA 1989].

Wyniki badań i dyskusja

Zawartość metali w pyłach ulicznych pobranych w Radomiu była dość zróżnicowana (Tabela 3). W największych stężeniach występował cynk (515 ± 11 mg/kg), chociaż jego zawartość była zbliżona do średnich zawartości Zn w pyłach miejskich na świecie 579 ± 284 mg/kg. W Polsce niższe zawartości Zn (od 20 do 409 mg/kg) stwierdzono w pyłach ulicznych na terenie Zielonej Góry [Piontek i in. 2012].

Tab. 3. Średnie stężenia metali w pyłach ulicznych w Polsce i na świecie

Tab. 3. Average concentrations of metals in street dust in Poland and in the world

L.p. No.	Teren Site	Metale ciężkie [mg/kg] Heavy metals [mg/kg]					Źródło Source
		Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	
1	Sydney, Australia	34	160	27	280	850	Birch i Scollen 2003
2	Aviles, Hiszpania	42	183	28	514	892	Ordonez i in. 2003
3	Manchester, Wielka Brytania	-	113	-	265	653	Robertson i in. 2003
4	Istambuł, Turcja	-	208	32	212	521	Sezgin i in. 2003
5	Dhaka, Bangdalesh	136	104	35	53	169	Ahmed i in. 2007
6	Hangzhou, Chiny	60	213	28	194	705	Zhang i Wang 2009
7	Teheran, Iran	33	225	35	257	873	Saedi i in. 2012
8	Warszawa, Polska	-	109	-	50,5	348	Krajewska i Niesiołowska 2009
9	Zielona Góra, Polska	-	12 - 264	-	-	20 - 409	Piontek i in. 2012
10	Lublin, Polska	52,8	65,7	26,8	23,3	202	Kiebała i in. 2015
	Średnie stężenie metali	60 ± 39	153 ± 57	30 ± 4	205 ± 153	579 ± 284	
11	Radom, Polska	65,2 ± 2,1	173 ± 12	37,2 ± 3,1	108 ± 6	515 ± 11	Badania własne

Zawartość miedzi w pyłach Radomia była kilkakrotnie mniejsza niż cynku i wynosiła średnio 173 ± 12 mg/kg. Podobny poziom Cu stwierdzono w pyłach innych miast: Sydney - 160 mg/kg [Birch i Scollen 2003], Istambuł - 208 mg/kg [Sezgin i in. 2003] oraz Aviles - 183 mg/kg [Ordonez i in. 2003]. Nieco mniejsze zawartości dla Lublina (65,7 mg/kg) podali w swej pracy Kiebała i in. (2015). W Zielonej Górze zawartość Cu utrzymywała się w stosunkowo szerokim zakresie od 12 do 264 mg/kg [Piontek i in. 2012].

Toksyczny ołów występował w pyłach Radomia na poziomie 108 ± 6 mg/kg. Mniejsze zawartości Pb stwierdzono w pyłach ulicznych zebranych w Warszawie - 50,5 mg/kg [Krajewska i Niesiołowska 2009] oraz w Lublinie - 22,3 mg/kg [Kiebała i in. 2015]. Warto zaznaczyć, że zawartości ołowiu w krajowych pyłach

ulicznych są wyraźnie niższe od poziomu stwierdzonego w niektórych miastach świata (Tabela 3).

Zawartości chromu i niklu w badanych pyłach nie odbiegały od średnich zawartości spotykanych w kraju i na świecie i wynosiły odpowiednio: $65,2 \pm 2,1$ mg/kg oraz $37,2 \pm 3,1$ mg/kg.

Zawartość metali w pyłach ulicznych wpływa w dużej mierze na dawkę pobieraną przez mieszkańców. Według naszych szacunków największe dawki metali pobierane są drogą pokarmową (średnio: Cr – 240 ng/kg·d; Cu – 610 ng/kg·d, Ni – 140 ng/kg·d; Pb – 390 ng/kg·d; Zn – 1900 ng/kg·d (Tabela 4). Znacznie mniejsze ilości metali wprowadzane są drogą przezskórną: Cr – 1,5 ng/kg·d; Cu – 4,1 ng/kg·d; Ni – 0,89 ng/kg·d; Pb – 2,5 ng/kg·d, Zn – 12 ng/kg·d.

Tab. 4. Dawki metali ciężkich (D_{Me}) pobranych przez osoby dorosłe lub dzieci drogą pokarmową, inhalacyjną i dermalną

Tab. 4. Daily intake of heavy metals (D_{Me}) for children and for adults via ingestion, inhalation and dermal contact

Metal Metal	Populacja Population	Dawka pobrana [ng/kg·d] Daily intake [ng/kg·d]		
		D_{ing}	D_{inhal}	D_{derm}
Cr	Dzieci	$4,3 \cdot 10^2$	$1,2 \cdot 10^{-2}$	1,2
	Osoby dorosłe	$4,6 \cdot 10^1$	$6,6 \cdot 10^{-3}$	1,8
	$D_{\dot{s}r}$	$2,4 \cdot 10^2$	$9,3 \cdot 10^{-3}$	1,5
Cu	Dzieci	$1,1 \cdot 10^3$	$3,1 \cdot 10^{-2}$	3,2
	Osoby dorosłe	$1,2 \cdot 10^2$	$1,8 \cdot 10^{-2}$	4,9
	$D_{\dot{s}r}$	$6,1 \cdot 10^2$	$2,5 \cdot 10^{-2}$	4,1
Ni	Dzieci	$2,5 \cdot 10^2$	$6,7 \cdot 10^{-3}$	0,68
	Osoby dorosłe	$2,6 \cdot 10^1$	$3,8 \cdot 10^{-3}$	1,1
	$D_{\dot{s}r}$	$1,4 \cdot 10^2$	$5,3 \cdot 10^{-3}$	0,89
Pb	Dzieci	$7,1 \cdot 10^2$	$1,9 \cdot 10^{-2}$	2,0
	Osoby dorosłe	$7,6 \cdot 10^1$	$1,1 \cdot 10^{-2}$	3,0
	$D_{\dot{s}r}$	$3,9 \cdot 10^2$	$1,5 \cdot 10^{-2}$	2,5
Zn	Dzieci	$3,4 \cdot 10^3$	$9,3 \cdot 10^{-2}$	9,5
	Osoby dorosłe	$3,6 \cdot 10^2$	$5,2 \cdot 10^{-2}$	15
	$D_{\dot{s}r}$	$1,9 \cdot 10^3$	$7,3 \cdot 10^{-2}$	12

Dawki wprowadzane drogą inhalacyjną są prawie o 2 rzędy niższe (średnio wynoszą: Cr – $9,3 \cdot 10^{-3}$ ng/kg·d; Cu – $2,5 \cdot 10^{-2}$ ng/kg·d; Ni – $5,3 \cdot 10^{-3}$ ng/kg·d; Pb – $1,5 \cdot 10^{-2}$ ng/kg·d; Zn – $7,3 \cdot 10^{-2}$ ng/kg·d). Do podobnych wniosków dochodzą także inni autorzy prac o tej tematyce: Shi i in. (2011); Liu i in. (2014); Mohmand i in. (2015); Gruszecka-Kosowska i Wdowin (2016) oraz Dehghani i in. (2017).

Spośród rozważanych populacji bardziej zagrożoną grupę stanowią dzieci. Dawki metali pobierane drogą pokarmową są blisko dziesięć razy większe od dawek pobieranych przez osoby dorosłe, podczas gdy dawka wprowadzona drogą

inhalacyjną jest jedynie dwukrotnie większa od dawki pobieranej przez dorosłych mieszkańców miasta (Tabela 4).

W przypadku drogi dermalnej obserwuje się tendencję odwrotną. Większe dawki metali (średnio o 50%) pobierane są przez osoby dorosłe.

Warto jednakże podkreślić, że dla każdej z trzech rozważanych dróg narażenia, obliczone wartości ilorazów narażenia były mniejsze od jedności ($HQ < 1$), Tabela 5. Taki wynik wskazuje na brak istotnych nie-rakotwórczych poziomów ryzyka, wynikającego z narażenia na metale ciężkie obecne w pyłach.

Tab. 5. Wartości ilorazów narażenia (HQ) oraz indeksów zagrożenia, oszacowanych dla dzieci i osób dorosłych

Tab. 5. The value of the hazard Quotient (HQ) and hazard index (HI) for children and adults

Metal Metal	Populacja Population	Iloraz narażenia Hazard quotient			Indeks zagrożenia Hazard index	
		HQ_{ing}	HQ_{inhal}	HQ_{derm}	HI	HI_{sr}
Cr	Dzieci	$1,4 \cdot 10^{-1}$	$4,2 \cdot 10^{-4}$	$2,0 \cdot 10^{-2}$	$1,6 \cdot 10^{-1}$	$1,0 \cdot 10^{-1}$
	Osoby dorosłe	$1,5 \cdot 10^{-2}$	$2,3 \cdot 10^{-4}$	$3,0 \cdot 10^{-2}$	$4,5 \cdot 10^{-2}$	
	HQ_{sr}	$7,8 \cdot 10^{-2}$	$3,3 \cdot 10^{-4}$	$2,5 \cdot 10^{-2}$	-	-
Cu	Dzieci	$2,8 \cdot 10^{-2}$	$7,8 \cdot 10^{-7}$	$2,7 \cdot 10^{-4}$	$2,8 \cdot 10^{-2}$	$1,6 \cdot 10^{-2}$
	Osoby dorosłe	$3,0 \cdot 10^{-3}$	$4,5 \cdot 10^{-7}$	$4,1 \cdot 10^{-4}$	$3,4 \cdot 10^{-3}$	
	HQ_{sr}	$1,6 \cdot 10^{-2}$	$6,2 \cdot 10^{-7}$	$3,4 \cdot 10^{-4}$	-	-
Ni	Dzieci	$1,2 \cdot 10^{-2}$	$3,4 \cdot 10^{-7}$	$1,3 \cdot 10^{-3}$	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$8,2 \cdot 10^{-3}$
	Osoby dorosłe	$1,3 \cdot 10^{-3}$	$1,9 \cdot 10^{-7}$	$2,0 \cdot 10^{-3}$	$3,3 \cdot 10^{-3}$	
	HQ_{sr}	$6,7 \cdot 10^{-3}$	$2,7 \cdot 10^{-7}$	$1,7 \cdot 10^{-3}$	-	-
Pb	Dzieci	$2,0 \cdot 10^{-1}$	$5,4 \cdot 10^{-6}$	$3,8 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-1}$	$1,1 \cdot 10^{-1}$
	Osoby dorosłe	$2,2 \cdot 10^{-2}$	$3,1 \cdot 10^{-6}$	$5,7 \cdot 10^{-3}$	$2,8 \cdot 10^{-2}$	
	HQ_{sr}	$1,1 \cdot 10^{-1}$	$4,3 \cdot 10^{-6}$	$4,8 \cdot 10^{-3}$	-	-
Zn	Dzieci	$1,1 \cdot 10^{-2}$	$3,1 \cdot 10^{-7}$	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$1,1 \cdot 10^{-2}$	$6,3 \cdot 10^{-3}$
	Osoby dorosłe	$1,2 \cdot 10^{-3}$	$1,7 \cdot 10^{-7}$	$2,5 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-3}$	
	HQ_{sr}	$6,1 \cdot 10^{-3}$	$2,4 \cdot 10^{-7}$	$2,1 \cdot 10^{-4}$	-	-

Uzyskane wartości HQ są jednak dość zróżnicowane i w dużej mierze zależne od drogi wnikania metali do organizmu: $HQ_{ing} > HQ_{derm} > HQ_{inhal}$ (Tabela 5). Można zatem przyjąć, że największe ryzyko zdrowotne występuje na skutek przypadkowego wnikania metali ciężkich obecnych w pyłach ulicznym drogą pokarmową. Zagrożenie inhalacyjne w tym przypadku jest najmniejsze. Podobne zależności można spotkać we wcześniejszych pracach, np. Shi i in. (2011), Kurt-Karakus i in. (2012) oraz Mohmand i in. (2015).

Obliczone na podstawie HQ wartości sumarycznych indeksów zagrożenia (HI), uwzględniające wszystkie trzy drogi narażenia dla poszczególnych metali były również mniejsze od jedności, co wskazywało na brak istotnego zagrożenia dla zdrowia (Tabela 5). Dla dzieci wartości HI utrzymywały się na poziomie od $1,1 \cdot 10^{-2}$ (Zn) do $2,0 \cdot 10^{-1}$ (Pb), natomiast dla osób dorosłych były mniejsze i wynosiły od $1,5 \cdot 10^{-3}$ (Zn) do $4,5 \cdot 10^{-2}$ (Cr).

Średnie wartości indeksów zagrożeń (HI_{Me}) wynikające z narażenia na danej drodze na wszystkie metale łącznie (Cr, Cu, Ni, Pb i Zn) również nie przekraczały jedności i wynosiły: - droga pokarmowa: $7,8 \cdot 10^{-2}$ (dzieci) oraz $8,5 \cdot 10^{-3}$ (dorośli), - kontakt ze skórą: $5,1 \cdot 10^{-3}$ (dzieci) oraz $7,7 \cdot 10^{-3}$ (dorośli), oraz droga inhalacyjna: $8,5 \cdot 10^{-5}$ (dzieci) i $4,7 \cdot 10^{-5}$ (dorośli).

Uzyskane wyniki pozwalają przypuszczać, że w Radomiu i miastach o zbliżonej infrastrukturze komunikacyjnej, ciepłowniczej i przemysłowej prawdopodobieństwo wystąpienia chronicznego zagrożenia zdrowia wywołanego narażeniem mieszkańców na metale ciężkie obecne w pyłach ulicznych jest niewielkie. Potencjalnie największe ryzyko zdrowotne stwarza ołów i chrom, zwłaszcza dla dzieci (HI przyjmują wartości średnio pięciokrotnie większe niż dla osób dorosłych).

WNIOSKI

1. Największe zagrożenie zdrowotne, wynikające z obecności metali ciężkich w pyłach ulicznych, stwarza przypadkowe pobieranie pyłów drogą pokarmową. W mniejszym stopniu o zagrożeniu decyduje wnikanie metali przez skórę, w najmniejszym wnikanie metali drogą inhalacyjną ($HQ_{ing} > HQ_{derm} > HQ_{inhal}$).
2. Dzieci są populacją bardziej zagrożoną niż dorośli mieszkańcy miasta.
3. Ołów i chrom są źródłem znacznie większego zagrożenia zdrowia niż Cu, Ni oraz Zn obecne w pyłach ulicznych.
4. Wartości indeksów zagrożenia wyznaczone dla wszystkich metali łącznie i jednej, określonej drogi narażenia oraz dla pojedynczych metali i trzech dróg narażenia, zarówno dla dzieci jak i dorosłych mieszkańców były mniejsze od jedności, co wskazuje na niski poziom ryzyka zdrowotnego.

Podziękowania

Pracę zrealizowano w ramach projektu sfinansowanego ze środków Narodowego Centrum Nauki Nr 2011/01/B/ST10/06757.

LITERATURA

1. ADAMIEC, E.; 2017. Road environments: Impact of metals on human health in heavily congested cities of Poland. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14, 697-713.

2. AHMED, F.; BIBI, M.H.; AHMED, H.I.; 2007. Environmental assessment of Dhaka City (Bangladesh) based on trace metal contents in road dusts. *Environmental Geology*, 51, 975-985.
3. BIESIADA, M.; 2006. Ocena ryzyka zdrowotnego mieszkańców Wiślinki związanego z oddziaływaniem hałdy fosfogipsu. Instytut Medycyny Pracy I Zdrowia Środowiskowego, Sosnowiec.
4. BIRCH, G.F.; SCOLLEN, A.; 2003. Heavy metals in road dust, gully pots and parkland soils in a highly urbanized sub-catchment of Port Jackson, Australia. *Australian Journal of Soil Research*, 41, 1329-1342.
5. BOJAKOWSKA, I.; DUSZYŃSKI, J.; JAROŃ, I.; KARMASZ, D.; KUCHARZYK, J.; MAKSYMOWICZ, A.; 2009. Pierwiastki śladowe w pyłach tuneli drogowych na terenie Warszawy. *Przegląd Geologiczny*, 57(12), 1069-1072.
6. BUDAI, P.; CLEMENT, A.; 2011. Refinement of national-scale heavy metal load estimations in road runoff based on field measurements. *Transport Res D-TR E*, 16, 244-252.
7. DEGHANI, S.; MOORE, F.; KESHAVARZI, B.; HALE, B.A.; 2017. Health risk implications of potentially toxic metals in street dust and surface soil of Teheran, Iran. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 136, 92-103.
8. GRUSZECKA-KOSOWSKA, A.; WADOWIN, M.; 2016. The mineralogy, geochemistry and health risk assessment of deposited particulate matter (PM) in Kraków, Poland. *Geology, Geophysics and Environment*, 42(4), 429-441.
9. HU, X.; ZHANG, Y.; LUO, J.; WANG, T.; LIAN, H.; DING, Z.; 2011. Bioaccessibility and health risk of arsenic, mercury and other metals in urban street dust from a mega-city, Nanjing, China. *Environmental Pollution* 159, 1215-1221.
10. IRIS Integrated Risk Information System US EPA, A-Z List of Substances, <https://www.epa.gov/iris>
11. KIEBAŁA, A.; KOZIEŁ, M.; ZGŁOBICKI, W.; 2015. Cr, Cu, Ni, Pb i Zn w pyłach drogowych na terenie Lublina. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 18(3), 299-310.
12. KRAJEWSKA, E.; NIESIOBĘDZKA, K.; 2008. Pyły uliczne jako źródło zanieczyszczenia wielkomiejskiego ekosystemu glebowego metalami ciężkimi, [w] *Ekotoksikologia w Ochronie Środowiska* (KOŁWZAN, B.; GRABAS, K. red.), Materiały II Konferencji Naukowej PZJiTS.
13. KRAJEWSKA, E.; NIESIOBĘDZKA, K.; 2009. Wpływ zasolenia spływów powierzchniowych na wymywanie metali z pyłów ulicznych do fazy wodnej. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, 40, 137-143.
14. KURT-KARAKUS, P.B.; 2012. Determination of heavy metals in indoor dust from Istanbul, Turkey: Estimation of health risk. *Environment International*, 50, 47-55.

15. LIU, E.; YAN, T.; BIRCH, G.; ZHU, Y.; 2014. Pollution and health risk of potentially toxic metals in urban road dust in Nanjing, a mega-city of China, *Science of the Total Environment*, 476, 522-531.
16. MOHMAND, J.; EQUANI, S.A.M.A.S.; FASOLA, M.; ALAMDAR, A.; MUSTAFA, I.; ALI, N.; LIU, L.; PENG, S.; SHEN, H.; 2015. Human exposure to toxic metals via contaminated dust: Bioaccumulation trends and their potential risk estimation. *Chemosphere*, 137, 142-151.
17. ORDONEZ, A.; LOREDO, J.; De MIGUEL, E.; CHARLESWORTH, S.; 2003. Distribution of heavy metals in the street dusts and soils of an industrial city in Northern Spain. *Archives of Environmental Contamination Toxicology*, 44, 160-170.
18. PIONTEK, M.; WALCZAK, B.; CZYŻEWSKA, W.; LECHÓW, H.; 2012. Miedź, kadm i cynk w pyłe drogowym miast oraz określenie toksyczności związków tych metali metodą biologiczną. *Kosmos Problemy Nauk Biologicznych*, 61(3), 409-415.
19. ROBERTSON, D.J.; TAYLOR, K.G.; HOON, S.R.; 2003. Geochemical and mineral magnetic characterization of urban sediment particulates, Manchester, UK. *Applied Geochemistry*, 18, 269-282.
20. SAEEDI, M.; LORETTA, Y.L.; SALMANZADEH, M.; 2012. Heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons: Pollution and ecological risk assessment in street dust of Tehran. *Journal of Hazardous Materials*, 27, 9-17.
21. SEŃCZUK, W.; 2006. Toksykologia współczesna. Wydawnictwo Lekarskie PZWL, Warszawa.
22. SEZGIN, N.; OZCAN, H.K.; DEMIR, G.; NEMLIOGLU, S.; BAYAT, C.; 2003. Determination of heavy metal concentrations in street dusts in Istanbul E-5 highway. *Environment International*, 29, 979-985.
23. SHI, G.; CHEN, Z.; BI, C.; WANG, L.; TENG, J.; LI, Y.; XU, S.; 2011. A comparative study of health risk of potentially toxic metals in urban and suburban road dust in the most populated city of China. *Atmospheric Environment*, 45, 764-771.
24. ŚWIETLIK, R.; STRZELECKA, M.; TROJANOWSKA, M.; 2013. Evaluation of traffic-related heavy metals emissions by noise barrier road dust analysis. *Polish Journal of Environmental Studies*, 22(2), 561-567.
25. ŚWIETLIK, R.; TROJANOWSKA, M.; 2014. Transport samochodowy jako źródło metali ciężkich do środowiska. *Logistyka – Nauka*, 6, 10172-10178.
26. ŚWIETLIK, R.; TROJANOWSKA, M.; 2015. Struktura emisji metali ciężkich z ruchu samochodowego. *Technika Transportu Szynowego TTS*, 12, 1519-1521.
27. ŚWIETLIK, R.; TROJANOWSKA, M.; STRZELECKA, M.; BOCHO-JANISZEWSKA, A.; 2015. Fractionation and mobility of Cu, Fe, Mn, Pb and Zn in the road dust retained on noise barriers along expressway - A potential tool

- for determining the effects of driving conditions on speciation of emitted particulate metals. *Environmental Pollution*, 196, 404-413.
28. TROJANOWSKA, M.; ŚWIETLIK, R.; 2012. Inhalacyjne narażenie mieszkańców miast Polski na zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego arsenem, kadmem i niklem. *Medycyna Środowiskowa*, 15(2), 33-41.
 29. TROJANOWSKA, M.; ŚWIETLIK, R.; 2013. Ocena ryzyka nowotworowego związanego z narażeniem inhalacyjnym na benzo(a)piren w wybranych miastach Polski. *Medycyna Środowiskowa*, 16(2), 14-22.
 30. TROJANOWSKA, M.; ŚWIETLIK, R.; 2016. Ocena narażenia mieszkańców miast na metale ciężkie obecne w pyłach ulicznych. *Autobusy – Technika, Eksploatacja, Systemy Transportowe, Bezpieczeństwo i Ekologia*, 12, 474-478.
 31. US EPA, 1989, Risk Assessment Guidance for Superfund, Vol. I, Human Health Evaluation Manual (Part A), EPA/540/1-89/002. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, D.C.
 32. US EPA, 2017. Regional Screening Levels (RSLs) - Generic Tables, <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables-june-2017>.
 33. WALCZAK, B.; 2010. Lead and zinc in the street dust of Zielona Góra, Poland, [w] „Environmental engineering III” (PAWŁOWSKI, L.; DUDZIŃSKA, M. R.; PAWŁOWSKI, A. (red.)). Taylor & Francis Group, London, 105-113.
 34. WANG, Z.; CHEN, J.; CHAI, L.; YANG, Z.; HUANG, S.; ZHENG, Y.; 2011. Environmental impact and site-specific human health risk of chromium in the vicinity of ferro-alloy manufactory, China. *Journal of Hazardous Materials*, 190, 980-985.
 35. WERKENTHIN, M.; KLUGE BJÖRN, K.; WESSOLEK, G.; 2014. Metals in European roadside soils and soil solution – A review. *Environmental Pollution*, 189, 98-110.
 36. ZHANG, M.K.; WANG, H.; 2009. Concentrations and chemical forms of potentially toxic metals in road-deposited sediments from different zones of Hangzhou, China. *Journal of Environmental Science*, 21, 625-631.
 37. ZHENG, N.; LIU, J.; WANG, Q.; LIANG, Z.; 2010. Heavy metals exposure of children from stairway and sidewalk dust in the smelting district, northeast of China. *Atmospheric Environment*, 44, 3239-3245.

EVALUATION OF ENVIRONMENTAL EXPOSURE TO Cr, Cu, Pb, Ni AND Zn PRESENT IN URBAN DUSTS

S u m m a r y

The paper assesses the environmental exposure of urban dwellers to heavy metals present in urban dusts. The research was focused on lifelong exposure of an adult and a child to chromium, lead, nickel, copper and zinc. The assessment of health hazard included exposure by digestion, inhalation and skin contact. The hazard estimation was carried out using a method recommended by the American Environmental Protection Agency (US EPA). The determined hazard index values characterizing a health risk have shown that the highest hazard results from accidental unintentional intake of toxic substances. Skin penetration by metals is much less hazardous, whereas inhalation is least hazardous. According to the accepted scenario of human exposure, children are most at risk compared to other populations considered. The hazard index values obtained for them were the highest.

Key words: health risk, heavy metals, hazard index