



Narażenie pozażywieniowe dzieci i młodzieży na metale ciężkie zawarte w glebach terenu rekreacyjnego województwa śląskiego – Księża Góra w Radzionkowie

Non-dietary exposure of children and adolescents to heavy metals in soils of recreational areas in the Silesian region – Księża Góra in Radzionków

Anna Spychała^{1,C-D,F}, Wioletta Klita^{2,A-B,D}, Klaudia Gut^{1,B-C,E}

¹ Katedra Zdrowia Środowiskowego, Wydział Nauk o Zdrowiu w Bytomiu, Śląski Uniwersytet Medyczny w Katowicach, Polska

² Studenckie Koło Naukowe przy Katedrze Zdrowia Środowiskowego, Wydział Nauk o Zdrowiu w Bytomiu, Śląski Uniwersytet Medyczny w Katowicach, Polska

A – Koncepcja i projekt badania, B – Gromadzenie i/lub zestawianie danych, C – Analiza i interpretacja danych, D – Napisanie artykułu, E – Krytyczne zrecenzowanie artykułu, F – Zatwierdzenie ostatecznej wersji artykułu

Spychała A, Klita W, Gut K. Narażenie pozażywieniowe dzieci i młodzieży na metale ciężkie zawarte w glebach terenu rekreacyjnego województwa śląskiego – Księża Góra w Radzionkowie. *Med Srod.* 2019; 22(3–4): 65–70. doi: 10.26444/ms/133465

■ Streszczenie

Cel pracy. Obecność metali ciężkich w wierzchniej warstwie gleby terenów rekreacyjnych przeznaczonych do użytkowania przez dzieci i młodzież może być powodem narażenia na toksyczne pierwiastki drogą pozażywieniową. Jest to szczególnie istotne, gdy place zabaw i boiska są zakładane na terenach silnie uprzemysłowionych, takich jak obszar Górnego Śląska. Celem pracy było oszacowanie wielkości narażenia dzieci i młodzieży drogą pozażywieniową na wybrane metale ciężkie (Cd, Pb, Hg) w wyniku wtórnego pylenia wierzchniej warstwy gleby, powstałego podczas użytkowania placów zabaw i boisk terenu rekreacyjnego Księża Góra w Radzionkowie.

Materiał i metody. Materiał badawczy stanowiły próbki gleby pobrane z terenów rekreacyjnych w Radzionkowie. Próbkę poddano mineralizacji mikrofalowej, a następnie oznaczono stężenie występujących w nich pierwiastków Cd, Pb i Hg. Na podstawie otrzymanych wyników dokonano szacunkowej oceny narażenia dzieci i młodzieży na analizowane pierwiastki drogą pozażywieniową.

Wyniki. Spośród wszystkich przebadanych próbek gleby w przypadku kadmu stężeniami wyższymi od wartości normatywnych w glebach charakteryzowało się aż 88% próbek, natomiast w przypadku ołowiu – 78% próbek. Wyniki szacunkowej oceny narażenia wskazują, że w przypadku 46% pobranych próbek gleby istnieje ryzyko wystąpienia negatywnych efektów zdrowotnych narażenia na ołów (*hazard quotient* – HQ > 1).

Wnioski. Próbkę gleby pobrane w Radzionkowie wskazują na silne jej zanieczyszczenie metalami ciężkimi, o czym świadczą stężenia kadmu i ołowiu znacznie przekraczające wartości dopuszczalne. Odpowiednie zabezpieczenie powierzchni

rekreacyjnych przed pyleniem oraz kontrola zawartości metali ciężkich w miejscach zabaw dla dzieci i młodzieży jest szczególnie istotna, ponieważ pozwoli na zminimalizowanie negatywnego wpływu zagrożeń środowiskowych na zdrowie najmłodszych.

■ Słowa kluczowe

narażenie pozażywieniowe, pylenie wtórne, metale ciężkie

■ Abstract

Objectives. The presence of heavy metals in the topsoil of recreational areas intended for use by children and adolescents may result in non-dietary route of exposure to toxic elements. This is especially important when playgrounds and playing fields are established in highly industrialized areas, such as the area of Upper Silesia. The aim of the study was to estimate the level of non-dietary exposure of children and adolescents to selected heavy metals (Cd, Pb, Hg and Zn) as a result of secondary dusting of the topsoil resulting from the use of playgrounds and sports fields in the Księża Góra recreation area in Radzionków.

Materials and method. The research material were soil samples collected from recreational areas located in the city of Radzionków. The samples were mineralized and the concentration of Cd, Pb and Hg was determined. Based on the results, the exposure of children and adolescents to the examined heavy metals through non-dietary route was estimated.

Results. Among all the tested samples, 88% of the samples had concentrations higher than the allowable values of cadmium in soils, while in the case of lead it was 78% of the samples. The results of the assessment of exposure indicate that 46% of soil samples create the risk of adverse health effects from exposure to lead (*hazard quotient* – HQ > 1).

Conclusions. Soil samples from Radzionków indicate high pollution with heavy metals, as evidenced by concentrations

significantly exceeding the allowable values, which, due to non-dietary exposure, is a significant risk factor for children's health. Adequate protection of recreational areas against dusting and control of heavy metals content in children's play areas is particularly important, and would allow minimization

of non-dietary negative impact of environmental hazards on the health of children and adolescents.

Key words

heavy metals, secondary dusting, non-dietary exposure

WPROWADZENIE

Czynniki środowiskowe są przyczyną niemal 3 mln przedwczesnych zgonów oraz odpowiadają za ok. 23% wszystkich zgonów i 24% chorób na świecie [1]. Pośród różnych zanieczyszczeń obecnych w środowisku jednymi z najbardziej rozpowszechnionych zanieczyszczeń są metale ciężkie. Charakteryzują się one m.in. trwałością i zdolnością do kumulowania się w różnych elementach środowiska, a także, ze względu na m.in. właściwości kancerogenne lub działanie toksyczne niektórych pierwiastków, stanowią czynnik ryzyka zdrowia na całym świecie, zwłaszcza w populacji dzieci [2]. Eksploatacja zasobów naturalnych oraz ich przetwórstwo, a także szerokie zastosowanie metali ciężkich w wielu dziedzinach życia doprowadziły do wzrostu zagrożenia dla zdrowia ludzi związanego z narażeniem na ich toksyczne związki [2–4].

Zagrożenia związane z narażeniem na metale ciężkie obecne w glebach stanowią aktualny i powszechny problem, od wielu lat opisywany w literaturze. Liczne badania jako najważniejsze źródła zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi wskazują: naturalne wysokie stężenia niektórych pierwiastków w glebach, związane z występowaniem rud metalonośnych, hutnictwo metali nieżelaznych, emisję związaną z transportem i rozbudowaną siecią komunikacyjną, ścieki odprowadzane z zakładów przemysłowych, niewłaściwe składowanie odpadów oraz opad atmosferyczny [5–8].

Zgodnie z doniesieniami Światowej Organizacji Zdrowia (World Health Organization, WHO) najbardziej wrażliwa na ksenobiotyki zanieczyszczające środowisko jest populacja dzieci, która stanowi tym samym grupę szczególnego ryzyka [9]. Poza narażeniem na metale ciężkie drogą oddechową oraz wraz ze spożywaniem zanieczyszczonej żywności, dzieci mogą być narażone na toksyczne pierwiastki także ze źródeł pozażywniowych. Dochodzi do tego poprzez połknięcie cząsteczek zanieczyszczonego pyłu i kurzu wtórnie unoszącego się w powietrzu (w wyniku zabaw ruchowych dzieci) lub wprowadzanie ich wraz z przedmiotami bądź zabrudzonymi rękami przez usta do przewodu pokarmowego [1, 6, 10, 11]. Narażenie środowiskowe na toksyczne pierwiastki, takie jak kadm (Cd), ołów (Pb) i rtęć (Hg), obecne w wierzchniej warstwie gleby może być przyczyną poważnych schorzeń zdrowotnych, prowadzić do uszkodzenia układu nerwowego, układu kostno-stawowego, układu sercowo-naczyniowego, układu oddechowego, a także przyczynić się do powstawania chorób wątroby, nerek czy ostatecznie prowadzić do rozwoju nowotworów [12, 13].

Tereny zielone zlokalizowane na obszarach metropolii spełniają wiele zadań oraz istotnie wpływają na jakość życia. W trosce o zdrowie najmłodszej grupy populacyjnej tereny przeznaczone do rekreacji, włączając w to place zabaw i boiska, na których w sezonie letnim dzieci spędzają nawet kilka godzin dziennie, powinny zostać objęte dodatkowym nadzorem. Jest to szczególnie istotne, gdy tereny rekreacyjne dla dzieci zlokalizowane są na obszarze wysoko

uprzemysłowionym, którego przykład stanowi Górny Śląsk, gdzie prowadzono wieloletnią i intensywną działalnością przemysłową, związaną w głównej mierze z wydobywaniem i przetwórstwem metali nieżelaznych [7, 10]. Przykładem miasta zlokalizowanego na terenie województwa śląskiego jest Radzionków. Na terenach gminy występują liczne pozostałości obiektów przemysłowych, związanych głównie z dawną działalnością kopalń węgla kamiennego, które funkcjonowały na przestrzeni lat 1880–1999. Według danych historycznych prowadzona na terenie miasta Radzionków już w XII wieku działalność wydobywczą rud cynku i ołowiu była spowodowana poszukiwaniem srebra, które było domieszką do występujących rud [14–16].

W pracy założono, że w wyniku wieloletniej działalności kopalni oraz przemysłu wydobywczego-przetwórczego rudy metali nieżelaznych mogło dojść do silnego zanieczyszczenia środowiska w obrębie miasta Radzionków. Południowa część Radzionkowa to głównie obszar przemysłowy – w latach 1880–1999 działały tu kopalnie węgla kamiennego. W 1975 roku, gdy Radzionków został przyłączony do Bytomia jako jedna z jego dzielnic, połączono także dwie wcześniej funkcjonujące kopalnie „Radzionków” i „Bytom” w jedną, która działała pod nazwą „Powstańców Śląskich” aż do roku 1996 [17]. W związku z powyższym podjęto próbę oszacowania ryzyka zdrowotnego związanego z narażeniem dzieci na metale ciężkie (Cd, Pb i Hg) drogą pozażywniową, do którego może dochodzić w wyniku wtórnego pylenia wierzchniej warstwy gleby, powstałego podczas użytkowania placów zabaw i boisk terenu rekreacyjnego Księży Góra w Radzionkowie.

MATERIAŁ I METODY

Próbki gleby stanowiące materiał badawczy pobrano z terenu Księżej Góry w Radzionkowie. Gmina Radzionków (powierzchnia ok. 13,22 km²) położona jest w województwie śląskim, w powiecie tarnogórskim. W 2018 roku miasto Radzionków zamieszkiwało 16 068 osób (stan na dzień 31 grudnia 2018 roku). Gęstość zaludnienia miasta wynosi 1 274 os./km², co sytuuje je na 18. pozycji w województwie śląskim i 1. w powiecie tarnogórskim pod względem zaludnienia [18].

Łącznie zgromadzono 50 próbek wierzchniej warstwy gleby, z czego 35 próbek gleby pobrano z terenu placów zabaw przeznaczonych dla najmłodszych dzieci (2–6 lat) oraz 15 próbek gleby z boisk i terenów rekreacyjnych przeznaczonych dla dzieci starszych i młodzieży (7–16 lat). Uwzględniono przy tym otoczenie, a mianowicie próbki gleby pobrano w takich miejscach, gdzie podłoże mogło stanowić przyczynę unoszenia się pyłu podczas zabaw, np. pod huśtawkami, w piaskownicach oraz w okolicy drabinek i lin.

W celu zapewnienia reprezentatywności materiału do badań próbki przygotowano tak, aby każda ważyła ok. 0,5 kg i składała się z kilku do kilkunastu pojedynczych próbek

wierzchniej warstwy podłoża, które dokładnie wymieszano. Po usunięciu kamieni i resztek roślinnych wszystkie próby wysuszono w temperaturze 105°C, a następnie przesiano przez sита o grubości < 0,02 mm. Z każdej sporządzono naważkę o masie 2 g ($\pm 0,06$ g), a po przeniesieniu naważki do naczynia teflonowego do każdej z prób dodano 10 ml kwasu azotowego spektralnie czystego. Proces mineralizacji przeprowadzono w układzie zamkniętym przy użyciu mineralizatorów mikrofalowych Magnum II firmy Ertec. Parametry mineralizacji to: czas: 10 minut, ciśnienie: 42–45 bar, 100% mocy, czas chłodzenia: 10 min. Zmineralizowane próbki przesączono do kolb miarowych o pojemności 100 ml i uzupełniono wodą ultraczystą do określonej objętości. Oznaczenia zawartości kadmu (Cd) i ołowiu (Pb) dokonano przy użyciu spektrometru absorpcji atomowej ASA (Savanta Sigma), natomiast stężenie rtęci (Hg) określono za pomocą analizatora rtęci Milenium Merlin (Spectro-Lab), wykorzystując technikę generacji zimnych par w połączeniu z atomową spektrometrią fluorescencyjną.

Szacunkowa ocena narażenia

Ocenę narażenia na kadmu, ołów i rtęć drogą pozażywnościową przeprowadzono pod kątem dzieci w wieku przedszkolnym (od 2 do 6 lat) oraz młodzieży w wieku szkolnym (od 7 do 16 lat). Na potrzeby obliczeń w pracy założono, że dzieci, bawiąc się, spędzają na placach zabaw oraz boiskach średnio 4 godziny dziennie przez 6 miesięcy w roku. Na podstawie dokumentów Amerykańskiej Agencji Ochrony Środowiska, korzystając z poniższego wzoru (1), dla każdego analizowanego pierwiastka obliczono potencjalną średnią dzienną dawkę (*average daily potential dose*, ADD), która mogła zostać przyjęta przez dzieci i młodzież ze źródeł pozażywnościowych [19].

$$ADD = \frac{C \times \text{IngR} \times \text{EF} \times \text{ED}}{\text{BW} \times \text{AT}} \quad [\text{mg/kg/dzień}] \quad (1)$$

Do obliczenia dawki (ADD), przyjęto następujące parametry:

- **C** (ang. *concentration of contaminant in medium*), który oznacza stężenie pierwiastka (Cd/Pb/Hg) w glebie [mg/g];
- **IngR** (ang. *ingestion rate*) – wielkość spożycia gleby, określona na poziomie 0,2 g/dzień [20], **EF** (ang. *exposure frequency*) – częstotliwość narażenia (6 miesięcy * 30 dni * 4 godziny / 24 godziny = 30 dni/rok);
- **ED** (ang. *exposure duration*) – okres życia narażonego dziecka. W pracy założono, że w przypadku placów zabaw jest to 5 lat (dzieci w wieku 2–6 lat włącznie), natomiast w przypadku boisk sportowych – 10 lat (młodzież w wieku 7–16 lat włącznie);
- **BW** (ang. *body weight*) – średnia masa ciała (dzieci w wieku 2–6 lat: 16,85 kg; młodzież w wieku 7–16 lat: 40,85 kg);
- **AT** (ang. *averaging time*) – uśredniony czas narażenia (plac zabaw: 5 lat * 30 dni = 150 dni; boiska: 10 lat * 30 dni = 300 dni).

Oceny ryzyka zdrowotnego dzieci i młodzieży dokonano na podstawie oszacowania wartości ilorazu zagrożenia HQ (ang. *hazard quotient*) stosując do tego poniższy wzór [21]:

$$HQ = \text{dawka pobrana (ADD)} / \text{RfD} \quad (2)$$

gdzie:

- **HQ** – iloraz zagrożenia:
< 1 oznacza, że ryzyko wystąpienia negatywnych efektów w populacji narażonej jest niezauważalne,
≥ 1 oznacza, że ryzyko wystąpienia negatywnych efektów zdrowotnych w populacji narażonej jest prawdopodobne;
- **RfD** – dawka referencyjna [mg/kg/dzień], przyjęta na poziomie następujących wartości: kadmu – $1,00 \times 10^{-3}$, ołów – $3,50 \times 10^{-3}$, rtęć – $1,00 \times 10^{-4}$ [22–24].

W przeprowadzonej ocenie narażenia uwzględniono również stężenia określone w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 roku jako dopuszczalne zawartości Cd, Pb i Hg w glebie na terenach rekreacyjnych, wynoszące odpowiednio: 2 mg Cd/kg s.m., 200 mg Pb/kg s.m. oraz 5 mg Hg/kg s.m. [25].

WYNIKI I DISKUSJA

Charakterystykę zawartości Cd, Pb i Hg w pobranych próbkach gleb z Radzionkowa przedstawiono w tab. 1.

Tabela 1. Charakterystyka zawartości analizowanych metali ciężkich w pobranych próbkach gleb z Radzionkowa

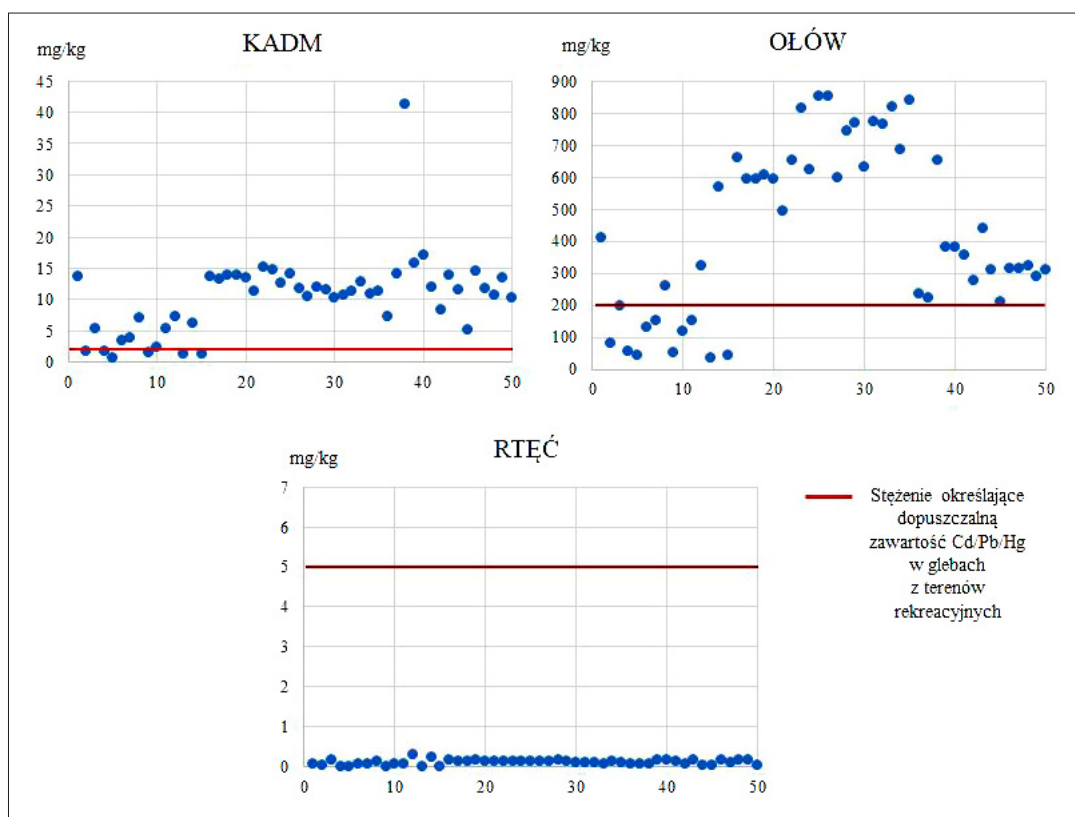
	Min.	Max.	Średnia	Odchylenie Standardowe	Mediana
[mg/kg]					
Plac zabaw					
Cd	0,68	15,28	8,92	4,85	10,83
Pb	34,76	856,24	475,59	293,32	596,61
Hg	0,03	0,29	0,13	0,05	0,13
Boiska					
Cd	5,25	41,22	13,84	8,23	12,10
Pb	210,34	656,16	336,16	108,13	315,94
Hg	0,02	0,18	0,11	0,06	0,10

W porównaniu do dopuszczalnych zawartości analizowanych pierwiastków, uregulowanych Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. [25] w materiale badawczym odnotowano wysokie stężenia kadmu oraz ołowiu. Średnia zawartość kadmu wyniosła 8,92 mg/kg. Tylko w 6 próbkach zawartość Cd była niższa od wartości normatywnej, ustalonej na poziomie 2 mg/kg. Spośród 35 próbek gleby pochodzącej z placów zabaw przeznaczonych dla najmłodszych dzieci najwyższe stężenie kadmu wyniosło 15,28 mg/kg, co oznacza niemal 8-krotne przekroczenie dopuszczalnej zawartości Cd w glebach [25].

Zakres stężeń ołowiu oznaczonych w próbkach z terenu placów zabaw w Księżej Górze wyniósł 34,76–856,24 mg Pb/kg. Najwyższa oznaczona wartość Pb była ponad 4-krotnie wyższa niż 200 mg/kg, czyli dopuszczalna zawartość ołowiu w glebach [25].

Analiza próbek pochodzących z placów zabaw przeznaczonych dla najmłodszych dzieci pokazała, że stężenia rtęci nie były wysokie i w żadnej próbce nie przekroczone obowiązującej wartości normatywnej dla rtęci w glebach, określonej na poziomie 5 mg/kg [25]. Najwyższa oznaczona wartość Hg w pobranych glebach wyniosła 0,29 mg/kg.

W porównaniu z próbkami pobranymi z placów zabaw próbki zebrane z boisk sportowych przeznaczonych dla



Rycina 1. Graficzne zestawienie oznaczonych stężeń kadmu, ołowiu oraz rtęci w pobranych próbkach gleb z boisk i placów zabaw w porównaniu do ustalonych wartości normatywnych

starszych dzieci charakteryzowały się wyższą zawartością kadmu. Najwyższe oznaczone stężenie Cd przekroczyło wartość normatywną ponad 20 razy (41,22 mg/kg). Najwyższe oznaczone stężenia ołowiu i rtęci odnotowano na poziomie 656,16 mg Pb/kg oraz 0,18 mg Hg/kg. Graficzne zestawienie wszystkich otrzymanych wyników w porównaniu do ustalonych wartości normatywnych Cd, Pb i Hg w glebach przedstawiono na ryc. 1.

Szacunkowa ocena narażenia

Na podstawie stężeń analizowanych pierwiastków w pobranych próbkach gleby pochodzącej z placów zabaw oraz boisk z terenu Księżej Góry w Radzionkowie oszacowano ryzyko zdrowotne związane z narażeniem dzieci i młodzieży na metale ciężkie drogą pozażywniową.

Tabele 2 i 3 przedstawia średnią dzienną dawkę (ADD), która mogła zostać przyjęta przez dzieci i młodzież podczas zabawy na placach zabaw (tab. 2) i boiskach (tab. 3) oraz obliczony na jej podstawie iloraz zagrożenia (HQ), którego wartość wskazuje, czy ryzyko wystąpienia negatywnych efektów zdrowotnych w narażonej populacji jest niezauważalne (< 1) lub czy takie ryzyko jest prawdopodobne (≥ 1). Kolorem czerwonym zaznaczono wyniki, które przekroczyły wartość 1 ($HQ \geq 1$).

Wyniki zawarte w tab. 2 pokazują, że w przypadku aż 23 próbek gleby zanieczyszczonej ołowiem wartości HQ dla tego pierwiastka przekraczały 1 ($HQ > 1$). Świadczy to o możliwości wystąpienia negatywnych efektów zdrowotnych związanych z narażeniem na ołów zawarty w glebach pochodzących z placów zabaw. Biorąc pod uwagę ocenę narażenia na Cd, Pb i Hg, należy stwierdzić, że ryzyko zdrowotne wynikające z występowania tych pierwiastków w nadmiernej ilości

w glebach pobranych z terenu z boisk sportowych jest niezauważalne (tab. 3).

Podczas zabaw ruchowych dzieci, które spędzają większość wolnego czasu na terenie otwartym, istnieje prawdopodobieństwo częstego ich kontaktu ze skażoną metalami ciężkimi glebą oraz ryzyko narażenia na toksyczne pierwiastki drogą pozażywniową [5, 26]. Badania będące przedmiotem niniejszej pracy potwierdzają, że wysokie stężenia metali ciężkich w próbkach gleb pochodzących z placów zabaw i boisk są wciąż aktualnym problemem. Na terenach rekreacyjnych zlokalizowanych na Księżej Górze w Radzionkowie występuje problem zbyt wysokich stężeń kadmu i ołowiu, przekraczających wartości dopuszczalne od kilku do kilkudziesięciu razy. Ponadto wysokie zawartości ołowiu w próbkach gleby pochodzących z placów zabaw przeznaczonych dla najmłodszych dzieci mogą wpłynąć na wystąpienie negatywnych efektów zdrowotnych w narażonej populacji, o czym świadczą wyniki szacunkowej oceny narażenia ($HQ > 1$).

Teren województwa śląskiego, a szczególnie Górny Śląsk, jest obszarem w dużym stopniu zurbanizowanym, gdzie infrastruktura przemysłowa stanowi stały element miejskiego krajobrazu. Ocenę narażenia na toksyczne pierwiastki przeprowadzono m.in. w Katowicach Szopienicach, w rejonie działania byłej Huty Metali Nieżelaznych „Szopienice”. Celowo wybrano miejsca uczęszczane przez dzieci w wieku przedszkolnym i szkolnym, takie jak: place zabaw, boiska, skwery. Ocena ryzyka zdrowotnego wśród najmłodszej populacji dowiodła, iż pobrane próbki gleb są istotnym źródłem narażenia dzieci na toksyczne metale pobierane drogą pozażywniową. Zawartość ołowiu w glebie mieściła się w zakresie od 115 do 1987,7 mg/kg s.m., a najbardziej

Tabela 2. Wyniki szacunkowej oceny narażenia dzieci na kadm, ołów i rtęć oznaczone w próbkach gleb pobranych z placów zabaw na Księżej Górze w Radzionkowie

Lp.	Cd		Pb		Hg	
	ADD	HQ	ADD	HQ	ADD	HQ
1.	$1,63 \times 10^{-4}$	$1,63 \times 10^{-1}$	$4,88 \times 10^{-3}$	1,40	$8,07 \times 10^{-7}$	$8,07 \times 10^{-3}$
2.	$2,02 \times 10^{-5}$	$2,02 \times 10^{-2}$	$9,55 \times 10^{-4}$	$2,73 \times 10^{-1}$	$3,44 \times 10^{-7}$	$3,44 \times 10^{-3}$
3.	$6,46 \times 10^{-5}$	$6,46 \times 10^{-2}$	$2,35 \times 10^{-3}$	$6,72 \times 10^{-1}$	$2,01 \times 10^{-6}$	$2,01 \times 10^{-2}$
4.	$2,00 \times 10^{-5}$	$2,00 \times 10^{-2}$	$6,53 \times 10^{-4}$	$1,86 \times 10^{-1}$	$4,75 \times 10^{-6}$	$4,75 \times 10^{-2}$
5.	$8,09 \times 10^{-6}$	$8,09 \times 10^{-3}$	$5,14 \times 10^{-4}$	$1,47 \times 10^{-1}$	$4,75 \times 10^{-6}$	$4,75 \times 10^{-2}$
6.	$4,03 \times 10^{-5}$	$4,03 \times 10^{-2}$	$1,55 \times 10^{-3}$	$4,44 \times 10^{-1}$	$6,77 \times 10^{-7}$	$6,77 \times 10^{-3}$
7.	$4,47 \times 10^{-5}$	$4,47 \times 10^{-2}$	$1,83 \times 10^{-3}$	$5,23 \times 10^{-1}$	$8,90 \times 10^{-7}$	$8,90 \times 10^{-3}$
8.	$8,32 \times 10^{-5}$	$8,32 \times 10^{-2}$	$3,09 \times 10^{-3}$	$8,84 \times 10^{-1}$	$1,53 \times 10^{-6}$	$1,53 \times 10^{-2}$
9.	$1,70 \times 10^{-5}$	$1,70 \times 10^{-2}$	$6,17 \times 10^{-4}$	$1,76 \times 10^{-1}$	$4,75 \times 10^{-6}$	$4,75 \times 10^{-2}$
10.	$2,73 \times 10^{-5}$	$2,73 \times 10^{-2}$	$1,44 \times 10^{-3}$	$4,11 \times 10^{-1}$	$8,43 \times 10^{-7}$	$8,43 \times 10^{-3}$
11.	$6,26 \times 10^{-5}$	$6,26 \times 10^{-2}$	$1,82 \times 10^{-3}$	$5,20 \times 10^{-1}$	$8,66 \times 10^{-7}$	$8,66 \times 10^{-3}$
12.	$8,68 \times 10^{-5}$	$8,68 \times 10^{-2}$	$3,84 \times 10^{-3}$	1,10	$3,42 \times 10^{-6}$	$3,42 \times 10^{-2}$
13.	$1,60 \times 10^{-5}$	$1,60 \times 10^{-2}$	$4,13 \times 10^{-4}$	$1,18 \times 10^{-1}$	$4,75 \times 10^{-6}$	$4,75 \times 10^{-2}$
14.	$7,49 \times 10^{-5}$	$7,49 \times 10^{-2}$	$6,80 \times 10^{-3}$	1,94	$2,80 \times 10^{-6}$	$2,80 \times 10^{-2}$
15.	$1,65 \times 10^{-5}$	$1,65 \times 10^{-2}$	$5,27 \times 10^{-4}$	$1,50 \times 10^{-1}$	$4,75 \times 10^{-6}$	$4,75 \times 10^{-2}$
16.	$1,62 \times 10^{-4}$	$1,62 \times 10^{-1}$	$7,87 \times 10^{-3}$	2,25	$2,01 \times 10^{-6}$	$2,01 \times 10^{-2}$
17.	$1,58 \times 10^{-4}$	$1,58 \times 10^{-1}$	$7,06 \times 10^{-3}$	2,02	$1,52 \times 10^{-6}$	$1,52 \times 10^{-2}$
18.	$1,65 \times 10^{-4}$	$1,65 \times 10^{-1}$	$7,10 \times 10^{-3}$	2,03	$1,58 \times 10^{-6}$	$1,58 \times 10^{-2}$
19.	$1,65 \times 10^{-4}$	$1,65 \times 10^{-1}$	$7,24 \times 10^{-3}$	2,07	$1,88 \times 10^{-6}$	$1,88 \times 10^{-2}$
20.	$1,60 \times 10^{-4}$	$1,60 \times 10^{-1}$	$7,08 \times 10^{-3}$	2,02	$1,47 \times 10^{-6}$	$1,47 \times 10^{-2}$
21.	$1,35 \times 10^{-4}$	$1,35 \times 10^{-1}$	$5,86 \times 10^{-3}$	1,67	$1,70 \times 10^{-6}$	$1,70 \times 10^{-2}$
22.	$1,81 \times 10^{-4}$	$1,81 \times 10^{-1}$	$7,77 \times 10^{-3}$	2,22	$1,72 \times 10^{-6}$	$1,72 \times 10^{-2}$
23.	$1,75 \times 10^{-4}$	$1,75 \times 10^{-1}$	$9,71 \times 10^{-3}$	2,78	$1,55 \times 10^{-6}$	$1,55 \times 10^{-2}$
24.	$1,49 \times 10^{-4}$	$1,49 \times 10^{-1}$	$7,40 \times 10^{-3}$	2,11	$1,45 \times 10^{-6}$	$1,45 \times 10^{-2}$
25.	$1,68 \times 10^{-4}$	$1,68 \times 10^{-1}$	$1,02 \times 10^{-2}$	2,90	$1,52 \times 10^{-6}$	$1,52 \times 10^{-2}$
26.	$1,40 \times 10^{-4}$	$1,40 \times 10^{-1}$	$1,01 \times 10^{-2}$	2,90	$1,55 \times 10^{-6}$	$1,55 \times 10^{-2}$
27.	$1,26 \times 10^{-4}$	$1,26 \times 10^{-1}$	$7,11 \times 10^{-3}$	2,03	$1,79 \times 10^{-6}$	$1,79 \times 10^{-2}$
28.	$1,41 \times 10^{-4}$	$1,41 \times 10^{-1}$	$8,88 \times 10^{-3}$	2,54	$1,85 \times 10^{-6}$	$1,85 \times 10^{-2}$
29.	$1,39 \times 10^{-4}$	$1,39 \times 10^{-1}$	$9,15 \times 10^{-3}$	2,61	$1,59 \times 10^{-6}$	$1,59 \times 10^{-2}$
30.	$1,21 \times 10^{-4}$	$1,21 \times 10^{-1}$	$7,51 \times 10^{-3}$	2,15	$1,33 \times 10^{-6}$	$1,33 \times 10^{-2}$
31.	$1,26 \times 10^{-4}$	$1,26 \times 10^{-1}$	$9,21 \times 10^{-3}$	2,63	$1,07 \times 10^{-6}$	$1,07 \times 10^{-2}$
32.	$1,34 \times 10^{-4}$	$1,34 \times 10^{-1}$	$9,10 \times 10^{-3}$	2,60	$1,29 \times 10^{-6}$	$1,29 \times 10^{-2}$
33.	$1,52 \times 10^{-4}$	$1,52 \times 10^{-1}$	$9,76 \times 10^{-3}$	2,79	$8,66 \times 10^{-7}$	$8,66 \times 10^{-3}$
34.	$1,29 \times 10^{-4}$	$1,29 \times 10^{-1}$	$8,15 \times 10^{-3}$	2,33	$1,55 \times 10^{-6}$	$1,55 \times 10^{-2}$
35.	$1,35 \times 10^{-4}$	$1,35 \times 10^{-1}$	$1,00 \times 10^{-2}$	2,86	$1,29 \times 10^{-6}$	$1,29 \times 10^{-2}$

*ADD – potencjalna średnia dzienna dawka Cd/Pb/Hg [mg/kg/dzień]; HQ – iloraz zagrożenia

zanieczyszczone okazały się gleby, których próbki pobrano z obszarów rekreacyjnych mieszczących się na terenie przedszkola [27]. Innym przykładem badań przeprowadzonych na Górnym Śląsku pod kątem narażenia środowiskowego dzieci na metale ciężkie zawarte w glebach występujących na placach zabaw, boiskach, w piaskownicach i na terenach przedszkoli były badania Nieć i wsp. Przekroczenia wartości normatywnych oznaczanych pierwiastków (Cd, Pb i Zn) występowały w zdecydowanej większości z 103 analizowanych

Tabela 3. Wyniki szacunkowej oceny narażenia młodzieży (w wieku od 7 do 16 lat) na kadm, ołów i rtęć oznaczone w próbkach gleb pobranych z boisk sportowych na Księżej Górze w Radzionkowie

Lp.	Cd		Pb		Hg	
	ADD	HQ	ADD	HQ	ADD	HQ
1.	$3,58 \times 10^{-5}$	$3,58 \times 10^{-2}$	$1,16 \times 10^{-3}$	$3,32 \times 10^{-1}$	$3,48 \times 10^{-7}$	$3,48 \times 10^{-3}$
2.	$6,96 \times 10^{-5}$	$6,96 \times 10^{-2}$	$1,10 \times 10^{-3}$	$3,15 \times 10^{-1}$	$2,84 \times 10^{-7}$	$2,84 \times 10^{-3}$
3.	$2,02 \times 10^{-4}$	$2,02 \times 10^{-1}$	$3,21 \times 10^{-3}$	$9,18 \times 10^{-1}$	$3,48 \times 10^{-7}$	$3,48 \times 10^{-3}$
4.	$7,75 \times 10^{-5}$	$7,75 \times 10^{-2}$	$1,88 \times 10^{-3}$	$5,37 \times 10^{-1}$	$8,81 \times 10^{-7}$	$8,81 \times 10^{-3}$
5.	$8,44 \times 10^{-5}$	$8,44 \times 10^{-2}$	$1,87 \times 10^{-3}$	$5,34 \times 10^{-1}$	$8,52 \times 10^{-7}$	$8,52 \times 10^{-3}$
6.	$5,92 \times 10^{-5}$	$5,92 \times 10^{-2}$	$1,75 \times 10^{-3}$	$5,01 \times 10^{-1}$	$7,25 \times 10^{-7}$	$7,25 \times 10^{-3}$
7.	$4,09 \times 10^{-5}$	$4,09 \times 10^{-2}$	$1,35 \times 10^{-3}$	$3,87 \times 10^{-1}$	$3,67 \times 10^{-7}$	$3,67 \times 10^{-3}$
8.	$6,79 \times 10^{-5}$	$6,79 \times 10^{-2}$	$2,16 \times 10^{-3}$	$6,17 \times 10^{-1}$	$8,86 \times 10^{-7}$	$8,86 \times 10^{-3}$
9.	$5,64 \times 10^{-5}$	$5,64 \times 10^{-2}$	$1,53 \times 10^{-3}$	$4,37 \times 10^{-1}$	$1,91 \times 10^{-7}$	$1,91 \times 10^{-3}$
10.	$2,57 \times 10^{-5}$	$2,57 \times 10^{-2}$	$1,03 \times 10^{-3}$	$2,94 \times 10^{-1}$	$1,22 \times 10^{-7}$	$1,22 \times 10^{-3}$
11.	$7,15 \times 10^{-5}$	$7,15 \times 10^{-2}$	$1,55 \times 10^{-3}$	$4,44 \times 10^{-1}$	$7,54 \times 10^{-7}$	$7,54 \times 10^{-3}$
12.	$5,74 \times 10^{-5}$	$5,74 \times 10^{-2}$	$1,55 \times 10^{-3}$	$4,42 \times 10^{-1}$	$4,75 \times 10^{-7}$	$4,75 \times 10^{-3}$
13.	$5,21 \times 10^{-5}$	$5,21 \times 10^{-2}$	$1,58 \times 10^{-3}$	$4,53 \times 10^{-1}$	$7,74 \times 10^{-7}$	$7,74 \times 10^{-3}$
14.	$6,58 \times 10^{-5}$	$6,58 \times 10^{-2}$	$1,43 \times 10^{-3}$	$4,08 \times 10^{-1}$	$8,57 \times 10^{-7}$	$8,57 \times 10^{-3}$
15.	$5,04 \times 10^{-5}$	$5,04 \times 10^{-2}$	$1,53 \times 10^{-3}$	$4,36 \times 10^{-1}$	$9,79 \times 10^{-8}$	$9,79 \times 10^{-4}$

*ADD – potencjalna średnia dzienna dawka Cd/Pb/Hg [mg/kg/dzień]; HQ – iloraz zagrożenia

prób. Najwyższe stężenia metali odnotowano w glebach pobranych z boisk szkolnych i osiedlowych oraz placów zabaw w Bukownie (Cd – 36,02; Pb – 789,13; Zn – 5636,89 mg/kg s.m.) i Siemianowicach Śląskich (Cd – 18,79; Pb – 392,43; Zn – 1928,17 mg/kg). W przypadku gleb pochodzących z terenów przedszkoli najbardziej zanieczyszczone były próby pobrane w Radzionkowie, Bytomiu Szombierkach oraz Piekarach Śląskich [28]. Podobne badania przeprowadzone zostały u południowych sąsiadów Polski – w Ostrawie. Potwierdziły one antropogeniczne zanieczyszczenia gleby na terenie całej stolicy. Najbardziej zanieczyszczone strefy położone były na peryferiach miasta, były to głównie tereny zielone oraz obszary rekreacji i wypoczynku [29].

Edukacja oraz zwiększenie świadomości rodziców i opiekunów dzieci w zakresie zagrożeń środowiskowych, jak i poszerzenie wiedzy na temat skutków zdrowotnych wynikających z narażenia na metale ciężkie powinny być priorytetem w zakresie zadań na szczeblu samorządowym. Władze miasta Radzionkowa powinny dołożyć wszelkich starań, aby najmłodsze pokolenie nie było zagrożone, przy czym chodzi nie tylko o bezpieczne, zgodne z przepisami użytkowanie przez dzieci sprzętu na placach zabaw, ale również o zapewnienie bezpiecznego środowiska, w jakim przebywają. Oznacza to zastosowanie na terenach rekreacyjnych i placach zabaw najlepszych dostępnych rozwiązań architektonicznych (bezpieczeństwo dzieci należy uwzględnić już na etapie planowania obiektu), zabezpieczenie przed pyleniem wtórnym górnej warstwy gleby, np. podłożem syntetycznym lub kauczukowym, jak i wprowadzenie monitoringu i pomiaru zawartości metali ciężkich w glebie w miejscach przebywania dzieci i młodzieży, aby jak najbardziej zminimalizować ryzyko przedostawania się niebezpiecznych toksyn do młodych organizmów [7].

Następnym po edukacji i podnoszeniu świadomości opiekunów działaniem w zakresie zmniejszania zagrożeń środowiskowych związanych z emisją toksycznych pierwiastków do środowiska na terenie Górnego Śląska, pochodzących

głównie ze źródeł antropogenicznych związanych z przemysłem wydobywczym, jest wprowadzenie i rozpowszechnienie biomonitoringu służącego do oceny i kontroli ryzyka zanieczyszczeń [30].

WNIOSKI

1. Próbkę gleby pochodzące z terenów rekreacyjnych przeznaczonych dla dzieci i młodzieży w Księżej Górze w Radzionkowie wskazują na duże zanieczyszczenie kadmem i ołowiem. Najwyższe stężenie pierwiastków oznaczone w pobranych glebach wyniosło odpowiednio 41,22 mg Cd/kg oraz 856,24 mg Pb/kg.
2. Materiał badawczy charakteryzuje się dużym zróżnicowaniem pod względem zanieczyszczenia analizowanymi metalami ciężkimi. Spośród 50 zbadanych próbek gleby aż 44 charakteryzują się zawartością kadmu w stężeniach przekraczających wartości dopuszczalne (2 mg/kg). W przypadku ołowiu stężeniem, które zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska świadczy o przekroczeniu dopuszczalnej zawartości tego pierwiastka w glebach znajdujących się na terenach rekreacyjnych (ustaloną na poziomie 200 mg/kg), charakteryzowało się 39 próbek gleby.
3. Przebywanie dzieci na terenach rekreacyjnych charakteryzujących się przekroczeniami wartości normatywnych metali toksycznych wiąże się ze zwiększonym ryzykiem zdrowotnym. W przypadku aż 23 próbek ocena narażenia na ołów wykazała prawdopodobieństwo wystąpienia negatywnych efektów zdrowotnych ($HQ > 1$).
4. W celu zminimalizowania wpływu zagrożeń środowiskowych na zdrowie dzieci i młodzieży istotne wydaje się odpowiednie zabezpieczenie powierzchni rekreacyjnych przed pyleniem oraz kontrola zawartości metali ciężkich w miejscach przeznaczonych do wypoczynku i aktywnego spędzania czasu.

PIŚMIENICTWO

1. World Health Organization. Environmental health inequalities in Europe. Second assessment report. WHO Regional Office for Europe, 2019. ISBN: 9789289054157 (dostęp: 4.11.2020).
2. Boisa N. Bioaccessibility of potentially harmful elements (PHEs) from environmental matrices and implications for human health. Doctoral dissertation, Northumbria University, 2013.
3. Kicińska A, Bożęcki P. Metals and mineral phases of dusts collected in different urban parks of Krakow and their impact on the health of city residents. *Environ Geochem Health*. 2018; 40(1): 473–488. <https://doi.org/10.1007/s10653-017-9934-5>
4. Su C. A review on heavy metal contamination in the soil worldwide: Situation, impact and remediation techniques. *Environ Skeptics Critics*. 2014; 3(2): 24–38.
5. Steffan J, Brevik E, Burgess L, et al. The effect of soil on human health: an overview. *Eur J Soil Sci*. 2018; 69(1): 159–171. <https://doi.org/10.1111/ejss.12451>
6. Krishna A, Mohan K. Distribution, correlation, ecological and health risk assessment of heavy metal contamination in surface soils around an industrial area, Hyderabad, India. *Environ Earth Sci*. 2016; 75(5): 411. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-5151-7>.
7. Różański S, Kwasowski W, Castejón J, Hardy A. Heavy metal content and mobility in urban soils of public playgrounds and sport facility areas, Poland. *Chemosphere*. 2018; 212: 456–466. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.08.109>
8. Kicińska A. Health risk to children exposed to Zn, Pb, and Fe in selected urban parks of the Silesian agglomeration. *Human Ecol Risk Assess*. 2016; 22(8): 1687–1695. <https://doi.org/10.1080/10807039.2016.1218271>
9. World Health Organization (WHO). Inheriting a sustainable world? Atlas on children's health and the environment. 2017. Dostępne na stronie: <https://www.who.int/ceh/publications/inheriting-a-sustainable-world/en/> [Data dostępu: 04.11.2020r.].
10. Nieć J, Baranowska R, Dziubanek G, i wsp. Narażenie środowiskowe dzieci na metale ciężkie zawarte w glebach z placów zabaw, boisk, piaskownic i terenów przedszkoli z obszaru Górnego Śląska. *J Ecol Health*. 2013; 17(2).
11. Gut K, Bołdys-Labocha M, Piekut A. Protecting children's health against environmental exposure to heavy metals—theory versus practice. *Environ Protection Natural Resources*. 2018; 29(1): 16–20. <https://doi.org/10.2478/oszn-2018-0004>
12. Jaishankar M, Tseten T, Anbalagan N, et al. Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisc Toxicol*. 2014; 7(2): 60–72. <https://doi.org/10.2478/intox-2014-0009>
13. Hartwig A. Cadmium and cancer. *Met Ions Life Sci*. 2013; 11: 491–507. https://doi.org/10.1007/978-94-007-5179-8_15
14. Ryszard Wyszyński. Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy Radzionków, 2017.
15. Makala H. Informator historyczny Kopalń Bytomskiego Zjednoczenia Przemysłu Węglowego. Stowarzyszenie Miłośników Historii i Zabytków Ziemi Tarnogórskiej, Spółdzielnia Dziennikarzy „OmniPress” Katowice, 1958.
16. Szadkowska Z, Gwóźdź M. Program ochrony środowiska dla gminy Radzionków do roku 2020. Radzionków: 2015.
17. Makala H. Informator historyczny Kopalń Bytomskiego Zjednoczenia Przemysłu Węglowego. Stowarzyszenie Miłośników Historii i Zabytków Ziemi Tarnogórskiej, Spółdzielnia Dziennikarzy „OmniPress” Katowice, 1958.
18. Biuletyn Informacji Publicznej, Urząd Miasta Radzionków 2020.
19. U.S. Environmental Protection Agency. Child-Specific Exposure Scenarios Examples. Washington, DC. EPA/600/R-14/217F, 2014.
20. U.S. Environmental Protection Agency. Exposure Factors Handbook: Chapter 4 – Non-Dietary Ingestion Factors, 2011.
21. U.S. Environmental Protection Agency. Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I. Human Health Evaluation Manual (Part A). Washington, 1989. URL: https://www.lm.doe.gov/cercla/documents/ferald_docs/CAT/215579.pdf [Data dostępu: 04.11.2020].
22. U.S. Environmental Protection Agency. Integrated Risk Information System (IRIS). National Center for Environmental Assessment. [Data dostępu: 04.11.2020].
23. Kicińska A. Health risk assessment related to an effect of sample size fractions: methodological remarks. *SERRA*. 2018; 32(6): 1867–1887. <https://doi.org/10.1007/s00477-017-1496-7>
24. Chonokhuu S, Batbold C, Chuluunpurev B, et al. Contamination and health risk assessment of heavy metals in the soil of major cities in Mongolia. *Int J Environ Res Public Health*. 2019; 16(14): 2552. <https://doi.org/10.3390/ijerph16142552>
25. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi. (Dz.U. 2016 r. poz. 1395).
26. Piekut A, Gut K, Ćwieląg-Drabek M, Domagalska J, Marchwińska-Wyrwał E. The relationship between children's non-nutrient exposure to cadmium, lead and zinc and the location of recreational areas – Based on the Upper Silesia region case (Poland). *Chemosphere*. 2019; 223: 544–550. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.085>
27. Kulka E. Ocena narażenia dzieci wynikającego z zanieczyszczenia placów zabaw ołowiem i kadmem. *Med Srod*. 2009; 12(2): 23–34.
28. Nieć J, Baranowska R, Dziubanek G, Rogala D. Narażenie środowiskowe dzieci na metale ciężkie zawarte w glebach z placów zabaw, boisk, piaskownic i terenów przedszkoli z obszaru Górnego Śląska. *J Ecol Health*. 2013; 17(2): 55–61.
29. Doležalová Weissmannová H, Mihocová S, Chovanec P, et al. Potential Ecological Risk and Human Health Risk Assessment of Heavy Metal Pollution in Industrial Affected Soils by Coal Mining and Metallurgy in Ostrava, Czech Republic. *Int J Environ Res Public Health*. 2019; 16(22): 4495. <https://doi.org/10.3390/ijerph16224495>
30. Pająk M, Szostak M, Spychała J i wsp. Zastosowanie narzędzi geoinformacyjnych dla oceny poziomu zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi w rejonie ZGH „Bolesław” w Bukownie. *Archiwum Fotogrametrii, Kartografii i Teledetekcji*. 2020; 23: 315–326.