

ZMIENNOŚĆ UDZIAŁU RÓŻNYCH FORM RTĘCI W ZLEWNIACH RZEK POŁUDNIOWEGO BAŁTYKU – CASE STUDY

Karolina Gębka, Magdalena Beldowska

Instytut Oceanografii, Uniwersytet Gdański

STRESZCZENIE

Rtęć (Hg) uznawana jest za globalne zanieczyszczenie środowiska. Pomimo przeprowadzenia licznych badań na całym świecie transformacje rtęci w środowisku naturalnym nie są ciągle do końca poznane. Dodatkowo obecnie obserwowane są coraz częściej występujące susze oraz intensywne deszcze, które przyczyniają się do zmian w obiegu Hg. Tym samym celem przeprowadzonych badań było rozpoznanie wpływu skrajnych warunków meteorologiczno-hydrologicznych na dopływ różnych form rtęci do strefy brzegowej Zatoki Puckiej. Badania zostały przeprowadzone na stacjach ujściowych czterech rzek należących do zlewiska południowego Bałtyku: Reda, Zagórska Struga, Gizdepka i Płutnica. Uzyskane wyniki wykazały, że parametry meteorologiczno-hydrologiczne wpływają na specjację rtęci w zlewniach rzek, co przekłada się na dopływ labilnej rtęci do południowego Bałtyku.
Słowa kluczowe: Hg, transformacje Hg, zlewnie rzek, Morze Bałtyckie.

ARTICLE INFO

PolHypRes 2020 Vol. 72 Issue 3 pp. 63 – 72

ISSN: 1734-7009 **eISSN:** 2084-0535

DOI: 10.2478/phr-2020-0018

Strony: 10, rysunki: 2, tabele: 2

page www of the periodical: www.phr.net.pl

Typ artykułu: oryginalny

Termin nadesłania: 05.03.2020 r.

Termin zatwierdzenia do druku: 27.05.2020 r.

Publisher

Polish Hyperbaric Medicine and Technology Society



WSTĘP

Rtęć (Hg) jest neurotoksyną obecną w środowisku naturalnym, która negatywnie oddziałuje na układ nerwowy człowieka, przez co wiązana jest z wieloma chorobami np. chorobą Parkinsona, Alzhaimerem. Dodatkowo rtęć poprzez łatwość w przenikaniu przez barierę łożyskową, wpływa na uszkodzenia płodu i poronienia. Ze względu na to, że metal ten już przy niskich stężeniach powoduje szereg problemów zdrowotnych [1,2,3], badania prowadzone w celu zrozumienia obiegu Hg w środowisku są niezbędne. Jest to szczególnie istotne dlatego, iż rtęć w łatwy sposób ulega bioakumulacji a następnie biomagnifikacji w łańcuchu troficznym, na szczycie którego stoi człowiek [4,5,6].

Rtęć przez wiele lat była wykorzystywana w licznych sektorach przemysłowych jak i gospodarczych, co przełożyło się na wzrost emisji Hg do środowiska [7]. Ze względu na brak pozytywnego wpływu rtęci na organizmy żywe, wprowadzono wiele restrykcji prawnych mających na celu redukcję emisji Hg do powietrza, wody oraz gleby. Zmiany te zostały zaimplementowane, jednak nie odnotowano proporcjonalnego spadku stężenia rtęci w różnych komponentach środowiska. Jednym z powodów jest ciągle deponowanie rtęci na lądzie, gdzie metal ulega akumulacji w warstwie powierzchniowej gleb [8-11]. Badania przeprowadzone przez naukowców wskazują, że w okolicach indywidualnych palenisk domowych jak również większych terenów zurbanizowanych, gdzie rtęć jest emitowana do środowiska podczas produkcji energii i ciepła, odnotowuje się podwyższone stężenie metalu [12-16]. Wskazuje to na znaczący wpływ spalania węgla na poziom stężeń rtęci w środowisku. Ponadto pomimo wprowadzenia restrykcji prawnych, które doprowadziły do redukcji antropogenicznych źródeł rtęci, metal który został zdeponowany w ciągu dziesięcioleci obecnie ulega remobilizacji z ładu do wody rzecznej [13,16,17,18]. Proces wymywania Hg do rzek jest stymulowany przez spływ powierzchniowy, który z kolei jest potęgowany przez intensywne deszcze. Ponadto duże znaczenie w procesie transportu rtęci pomiędzy system łądowym a wodnym odgrywa rodzaj zagospodarowania zlewni [19,20]. Badania przeprowadzone przez [15] wykazały, że ciągle zasklepienie powierzchni naturalnych poprzez np. betonowanie sprzyja intensywności wymywania rtęci z ładu. Mobilność Hg w środowisku jest także zależna od specjacji rtęci tj. formy w jakiej występuje [16,21,22]. Rtęć biodostępna dla organizmów z łatwością ulega transformacjom oraz transportowi w środowisku, co bezpośrednio wpływa na formę rtęci dostarczanej rzekami do morza [15,16,18]. Jest to szczególnie ważne, ponieważ rzeki stanowią główne źródło rtęci do strefy brzegowej Bałtyku [23]. Tym samym niezwykle istotne jest rozpoznanie procesów sprzyjających transformacji rtęci w środowisku.

MATERIAŁY I METODY

MIEJSCE POBIERANIA PRÓBEK

Próbki do badań zostały pobrane ze stacji ujściowych czterech rzek uchodzących do Zatoki Puckiej: Reda, Zagórska Struga, Gizdepka oraz Płutnica. Każda z wybranych rzek charakteryzowała się odmiennym typem zagospodarowania terenu, wielkością powierzchni zlewni, długością oraz przepływem wody rzecznej (tabela 1). Dodatkowo materiał badawczy został pobrany także ze stacji zlokalizowanych w strefie brzegowej morza (ok. 200 m od stacji ujściowych rzek) (rys.1). Docelowo pobrano próbki gleb (warstwa powierzchniowa, 0-20 cm) zlewni Redy i Gizdepki oraz wody rzecznej i morskiej z czterech wymienionych powyżej rzek.

Tab. 1

Charakterystyka badanych rzek [24].

rzeka	Długość (km)	powierzchnia (km ²)	średni przepływ (m ³ /s)	dominujący typ zagospodarowania stacji ujściowej
Reda	49.3	485.2	5.9	tereny rolne i pastwiska
Zagórska Struga	26.0	144.5	1.5	tereny rolne, łąki, pastwiska
Płutnica	11.2	85.2	0.8	tereny podmokłe, pastwiska
Gizdepka	11.8	38.5	0.3	las, tereny rolne



Rys. 1 Miejsce pobierania próbek.

POBIERANIE PRÓBEK

Badania zostały przeprowadzone w latach 2015-2017. Próbkki zostały pobrane wiosną, latem, jesienią oraz zimą podczas średniego przepływu wody rzecznej Redy (3.3-4.3 m³/s) oraz po skrajnych warunkach meteorologiczno-hydrologicznych takich jak niski (<3.2 m³/s) i wysoki przepływ wody (>4.3 m³/s).

Próbki gleb zostały umieszczone w plastikowych woreczkach strunowych, a następnie zamrożone w temperaturze -20 °C. Przed analizą, zebrany materiał został zliofilizowany oraz zhomogenizowany przy użyciu młynka kulowego.

Woda morska i rzeczna została pobrana do butelek borokrzemowych (1.2 dm³). Zaraz po powrocie do laboratorium, woda została przefiltrowana przez uprzednio wyprażone sączi Whatman GF/F o średnicy porów 0.7 μm. Następnie próbki zostały zamrożone w temperaturze -20 °C. Tak samo jak w przypadku próbek gleb, przed analizą materiał został zliofilizowany. Zarówno pobieranie próbek jak i przygotowanie materiału do analizy zostało przeprowadzone zgodnie z zasadami obowiązującymi przy oznaczania metali śladowych w materiałach środowiskowych, co zminimalizowało możliwości kontaminacji próbek [25,26].

ANALIZY CHEMICZNE

W celu oznaczenia stężenia rtęci całkowitej (Htot) oraz poszczególnych form Hg w glebie oraz zawiesinie rzecznej i morskiej (SPM) została wykorzystana metoda termo-desorpcji przy zastosowaniu atomowej spektrometrii absorpcyjnej z automatycznym analizatorem DMA-80 (Milestone, Włochy) [17]. Dzięki tej metodzie wydzielono łącznie pięć frakcji rtęci należących do dwóch grup (rys. 2): rtęć labilna, czyli takie formy Hg, które łatwo ulegają transformacjom w środowisku:

- Hgads1 (głównie halogenki: HgCl₂, HgBr₂, HgI₂, Hg(CN)₂ oraz Hg⁰), rtęć zaadsorbowana na materii organicznej/drobnej frakcji, uwalniana w 175°C,
- Hgabs (głównie formy organiczne: MeHg, Hg(SCN)₂, (CH₃COO)₂Hg, Hg(NO₃)₂, Hg(ClO₄) oraz Hg związana z materią organiczną), rtęć zaabsorbowana w materii organicznej, uwalniana w 225°C,
- Hgads2 (HgSO₄, HgO), rtęć zaadsorbowana na materii organicznej/drobnej frakcji osadów, uwalniana w 475°C oraz rtęć stabilna, czyli formy Hg, które nie ulegają łatwo transformacjom w środowisku:
- HgS (uwalniany w 375°C),
- Hgres (frakcja rezydualna), rtęć wbudowana w minerały, uwalniana w 750°C.

Granica wykrywalności (LOD) dla zawiesiny jak i gleby wyniosła: rtęć całkowita 0,05 ng/g s.m.; frakcje rtęci 0,06 ng/g s.m. Odzysk analizy stanowiący różnicę między rtęcią całkowitą, a sumą poszczególnych frakcji Hg wynosił ok. 90%.

ANALIZY STATYSTYCZNE

Analizy statystyczne zostały przeprowadzone za pomocą programu STATISTICA 12. Rozkład danych został sprawdzony przy zastosowaniu testu *Kolmogorowa* – Smirnowa. Dodatkowo w celu zweryfikowania istotności różnic w zawartości poszczególnych form Hg w glebie został wykorzystany test ANOVA, Kruskala-Wallisa, $p < 0.05$.

WYNIKI I DISKUSJA

SEZONOWE ZMIANY ZAWARTOŚCI FORM Hg W GLEBIE ZLEWNI RZEK

Stężenie rtęci w glebie zależy od jej zasobności w drobną frakcję oraz materię organiczną [28] jak również od lokalizacji antropogenicznych źródeł metalu. Najwyższe stężenia odnotowuje się na Śląsku, gdzie Hg była wprowadzana do środowiska z licznych sektorów przemysłowych [29]. W rejonie północnej Polski, w której zostały przeprowadzone badania, mediana stężeń rtęci całkowitej (Hgtot) wyniosła 20,2 ng/g oraz 34,3 ng/g odpowiednio w zlewni Redy i Gizdepki. Pomimo tego, że zlewnia Gizdepki charakteryzowała się wyższymi stężeniami Hgtot, to materia organiczna oraz drobna frakcja zlewni Redy była bardziej wzbogacona w rtęć. Prawdopodobnie było to wynikiem znacznego zurbanizowania zlewni Redy, gdzie kluczową rolę odgrywa spalanie paliw kopalnych oraz transport drogowy stanowiące istotne źródła Hg do środowiska.

Pomimo tego, iż stężenie Hgtot w zlewniach badanych rzek zmieniło się w okresie badań (tabela 2), to różnice te nie były istotne statystycznie. Istotne różnice wykazano natomiast w przypadku zawartości poszczególnych form Hg w glebie (ANOVA, Kruskal-Wallis, $p < 0.05$), co wskazuje na znaczącą rolę wpływu parametrów meteorologiczno-hydrologicznych w specjacji rtęci w środowisku. Największe dysproporcje pomiędzy sezonami typowymi: grzewczy i nie grzewczy odnotowano w glebie powierzchniowej zlewni Redy. W sezonie grzewczym mediana zawartości rtęci związanej głównie z halogenkami (Hgads1) wyniosła 82% (rys. 2a). Prawdopodobnie było to wynikiem depozycji na lądzie Hg pochodzącej ze spalania paliw kopalnych [9,10]. Zostało to potwierdzone przez [30], którzy wykazali, że w okresie grzewczym Hgads1 była formą dominującą w aerozolu. Okres niegrzewczy z kolei w obydwu zlewniach charakteryzowała się wysoką zawartością rtęci związanej głównie z materią organiczną (Hgabs), co przede wszystkim zostało odnotowane w zlewni zdominowanej przez lasy i tereny rolne (Gizdepka). Dominacja Hgabs w tym okresie prawdopodobnie była związana z rozwojem roślinności absorbującej rtęć [27]. Badania [31] wykazały, że w zlewniach w których dochodzi do wycinki trzciny odnotowuje się wzrost udziału rtęci organicznej (Hgabs). Sugeruje to, że trzcina z łatwością absorbuje biodostępną rtęć. Labilne formy rtęci mogą ulegać transformacjom w środowisku [14]. Przede wszystkim jest to zależne od warunków tlenowych panujących w glebie [21,32].

Dotychczas przeprowadzone badania wykazały, że do najintensywniejszego formowania się HgS dochodzi na większych głębokościach profili glebowych, gdzie odnotowuje się degradację materii organicznej prowadzącej do powstawania warunków beztlenowych [16,21,22,32]. Biorąc pod uwagę całkowity obszar badań, najwyższą medianę zawartości siarczku rtęci stwierdzono w glebie powierzchniowej zlewni Gizdepki po intensywnych opadach (rys. 2b). W tym

przypadku prawdopodobnie było to wynikiem dopływu tej formy rtęci z pobliskich obszarów rolnych wraz ze spływem powierzchniowym. Według Rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady UE z dnia 5 czerwca 2019 roku [33] nawozy mogą zawierać rtęć w ilości do 1 mg na kg suchej masy nawozu, co stanowi dodatkowe źródło metalu do środowiska. W przypadku Redy, nie stwierdzono istotnej statystycznie różnicy w zawartości HgS w glebie powierzchniowej pomiędzy badanymi sezonami.

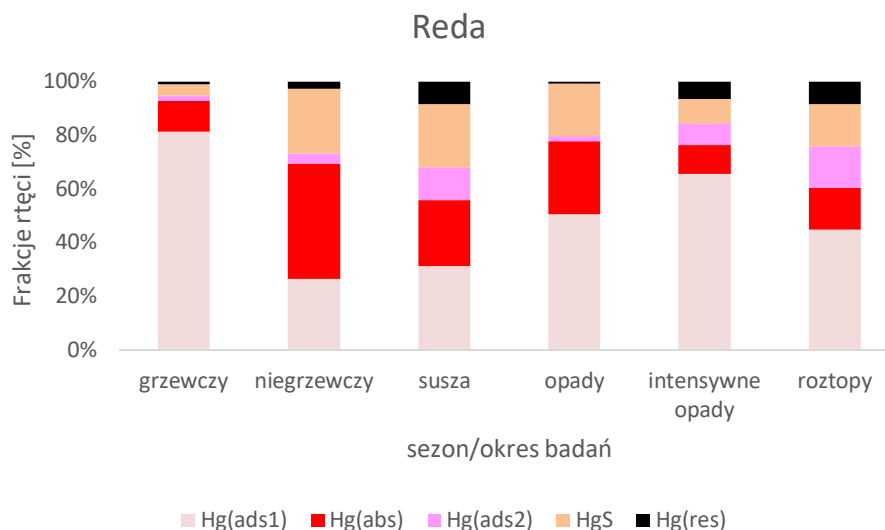
Przeprowadzone analizy wykazały, że zlewnie które zdominowane są przez tereny zurbanizowane charakteryzują się znaczącą różnicą zawartości poszczególnych form rtęci w glebie podczas sezonu grzewczego i nie grzewczego, co jest spowodowane intensywnym spalaniem paliw kopalnych [9,10,12].

Natomiast to w zlewniach bardziej naturalnych tj. pod niewielkim wpływem działalności człowieka, można zaobserwować zmienność zawartości poszczególnych form rtęci w glebie podczas całego roku. Oznacza to, że naturalne stanowią doskonałe poligony badawcze, na których możliwe jest odnotowywanie transformacji rtęci.

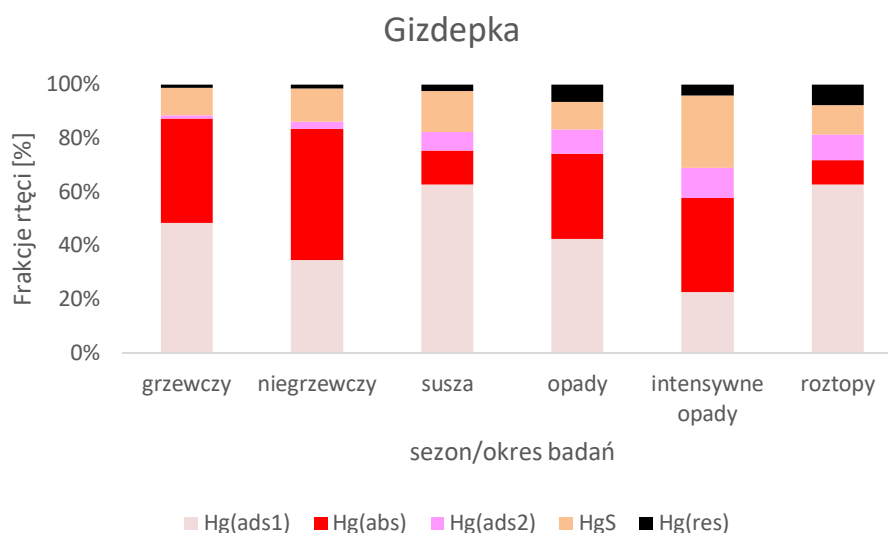
Tab. 2

Mediana stężenia rtęci całkowitej (ng/g)

Sezon	Hg_{tot} (ng/g)	
	Reda	Gizdepka
grzewczy	23.1	35.4
niegrzewczy	19.5	36.4
susza	24.0	11.4
opady	27.0	38.8
intensywne opady	19.1	29.5
roztopy	17.8	25.7



Rys. 2a Zawartość poszczególnych frakcji Hg (%) w zlewni Redy z podziałem na sezony/okresy badawcze.



Rys. 2b Zawartość poszczególnych frakcji Hg (%) w zlewni Gizdepki z podziałem na sezony/okresy badawcze.

ŁADUNEK POSZCZEGÓLNYCH FORM RTĘCI WPROWADZANY DO ZATOKI PUCKIEJ

Głównym źródłem rtęci do środowiska Morza Bałtyckiego są rzeki, które odpowiadają za 85% wprowadzanego ładunku [23]. Badania przeprowadzone przez wielu naukowców wykazały, że najwyższy ładunek Hg jest wprowadzany w okresie ulew, podczas których dochodzi do wzrostu przepływu wody rzecznej [13,16,18]. Ponadto intensywne deszcze jak i roztopy, determinujące spływy powierzchniowe, przyczyniają się do erozji i wymywania rtęci zdeponowanej na lądzie, co bezpośrednio wpływa na wielkość ładunku oraz formę Hg jaka przedostaje się do południowego Bałtyku [15,34,35]. Rtęć zakumulowana w warstwie powierzchniowej gleby po wymyciu z profili glebowych może zarówno ulec depozycji w osadach dennych jak również bezpośrednio wzbogacić zawiesinę rzeczną. Część rtęci zdeponowanej w osadzie może zostać przetransportowana do strefy brzegowej morza wraz z przemieszczaniem się rumowiska wlezonego rzek. Proces ten jest zależny zarówno od parametrów hydrogeologicznych rzek jak również od zawartości drobnej frakcji w osadzie [36,37]. To właśnie drobna frakcja ze względu na swoją dużą powierzchnię właściwą wykazuje bardzo wysoką zdolność sorpcyjną metali ciężkich w tym rtęci [28]. Zgodnie z badaniami przeprowadzonymi w stosunku do ładunku rtęci całkowitej wprowadzanej do Bałtyku wraz z wodą rzeczną [13,14,38] najwyższy ładunek poszczególnych frakcji rtęci wraz z rumowiskiem wleczonym rzek zostaje wprowadzany do morza podczas intensywnych opadów i powodzi. Niemniej jednak niezależnie od sezonu jak i warunków meteorologiczno-hydrologicznych wraz z osadem do morza trafia ładunek, który głównie składa się z labilnych form rtęci. Ponadto podczas roztopów, czyli jednego z najkrócej trwających okresów w ciągu roku, do Bałtyku zostaje wprowadzony ładunek najbardziej wzbogacony w labilną rtęć związaną z halogenkami [18]. Jest to bezpośrednia odpowiedź na wymywanie rtęci pochodzącej ze spalania paliw kopalnych wraz ze spływem powierzchniowym spowodowanym odwilżą. Znaczna część rtęci związanej z lądową materią organiczną na skutek remobilizacji z lądu wzbogaca także zawiesinę rzeczną. Zawiesina (SPM) stanowi nośnik różnego rodzaju zanieczyszczeń w tym rtęci [18,21]. Pomimo tego, że najwyższe ładunki zawieszony Hg są wprowadzane do Zatoki Puckiej przez główne rzeki tj. Reda i Zagórska Struga to najbardziej wzbogacony ładunek w mobilną rtęć zostaje wniesiony do Bałtyku przez małe ciekі, których zlewnie zdominowane są przez pastwiska i tereny podmokłe [15]. Tak samo jak w przypadku osadu rzecznoego, ładunek wprowadzany do morza wraz z SPM głównie składa się z labilnej rtęci. Konsekwentnie również podczas roztopów, wraz z zawiesiną zostaje wprowadzony ładunek najbardziej wzbogacony w labilną rtęć. Niemniej jednak zawiesina rzeczna w okresie roztopów charakteryzuje się znacznym wzbogaceniem w organiczną rtęć/związaną z materią organiczną (Hgabs) w przeciwieństwie do osadów [15].

Pomimo tego, iż wraz z rumowiskiem wleczonym do Zatoki Puckiej zostaje dostarczony ładunek biodostępnej dla organizmów rtęci, ładunek ten stanowi tylko ok. 1 % rtęci która zostaje wprowadzona wraz z zawieszoną materią rzecznoą. Potwierdza to znaczącą rolę zawiesiny jako efektywnego nośnika zanieczyszczeń w obiegu rtęci pomiędzy systemem lądowym a morskim. Jest to szczególnie ważne, dlatego że zawiesina stanowi pokarm dla organizmów wodnych bytujących w strefie brzegowej morza. Z analiz [5,6] wynika, że organizmy znajdujące się na początku łańcucha troficznego (np. makrozoobentos) jak i te z wyższego poziomu mogą zawierać nawet 90% rtęci organicznej. Wskazuje to na zależność między zawartością poszczególnych form rtęci w osadach i zawiesinie, a udziałem Hg w organizmach wodnych. Jest to szczególnie istotne, gdyż rtęć ulega biomagnifikacji, co oznacza że docelowo przedostaje się do organizmu człowieka znajdującego się na szczycie drabiny troficznej.

RÓŻNICA W UDZIALE FORM Hg W ZAWIESINIE POMIĘDZY SYSTEMEM RZECZNYM A MORSKIM

Reda była jedyną rzeką, w której odnotowano różnice pomiędzy zawartością poszczególnych form Hg w zawiesinie na stacji ujściowej i morskiej (zlokalizowanej ok. 200 m od ujścia rzeki) we wszystkich wyznaczonych okresach. W każdym sezonie oprócz suszy odnotowano wyższy udział Hgabs w zawiesinie stacji morskiej. W większości przypadków związane było to ze znacznie wyższym stężeniem zawiesiny w morzu niż w rzece, co sugeruje że w tym obszarze dochodzi do kumulacji zawiesiny rzecznoej, która jest transportowana przez Redę w ciągu całego roku.

W sezonie grzewczym zgodnie ze wcześniejszymi obserwacjami odnotowano wyższe udziały rtęci pochodzącej z depozycji atmosferycznej (Hg_{ads1}) w stosunku do sezonu niegrzewczego, gdzie erozja gleb i rozwój roślinności (np. pyłków roślinnych) powoduje przewagę zawartości Hg_{abs} w zawieszynie. Takie tendencje zostały odnotowane zarówno na stacjach ujściowych badanych rzek jak i na stacjach morskich a udziały zawartości poszczególnych frakcji Hg były wyrównane na obydwu stacjach pozostałych badanych rzek. Dodatkowo warto podkreślić, że jedynie w okresie suszy odnotowano znaczne różnice pomiędzy zawartością poszczególnych form Hg w zawieszynie stacji ujściowych jak i morskich wszystkich badanych rzek. Prawdopodobnie było to spowodowane niskim przepływem wody rzecznej i niskimi ładunkami rtęci wprowadzonymi do morza, w wyniku czego nie dochodziło do wzbogacania zawiesziny morskiej w Hg pochodzenia lądowego. Pomimo, iż podczas deszczy oraz intensywnych deszczy odnotowano znacznie wyższy przepływ wody rzecznej oraz wyższe dobowe ładunki rtęci zawieszony nie odnotowano różnic w zawartości frakcji Hg na stacjach morskich i ujściowych Gizdepki oraz Zagórskiej Strugi. W przypadku Płutnicy odnotowano niższą zawartość Hg_{abs} w morzu w porównaniu do ujścia, co może wskazywać na transport zawiesziny z zaabsorbowaną Hg w głąb Zatoki Puckiej. Do najintensywniejszego wzbogacenia zawiesziny zarówno rzecznej jak i morskiej doszło podczas roztopów, w których największe różnice pomiędzy stacjami ujściowymi i morskimi odnotowano w największych zlewniach (Zagórska Struga, Reda). Intensywny spływ powierzchniowy spowodowany roztopami przyczynił się do wzbogacenia zawiesziny morskiej we frakcję Hg_{abs}, której zawartość wzrosła do 81% w zawieszynie Zagórskiej Strugi i do 82% w zawieszynie Redy, co stanowiło najwyższe udziały Hg_{abs} w zawieszynie wszystkich stacji morskich w ciągu całego okresu badań. Ma to szczególne znaczenie dla organizmów wodnych żyjących w strefie brzegowej, które są narażone na kontakt z rtęcią.

Ze względu na to, że jest ona zaabsorbowana wewnątrz materii organicznej, zostaje ona skonsumowana przez organizmy niższych szczebli łańcucha troficznego [5,40]. Ze względu na proces biomagnifikacji, metal ten przedostaje się przez kolejne ogniwa drabiny troficznej a docelowo stwarza zagrożenie na człowieka, dla którego spożywanie ryb i owoców morza jest głównym źródłem przedostawania się metalu do organizmu [41].

WNIOSKI

1. Od końca XX wieku dopływ Hg ze źródeł antropogenicznych jest ograniczany jednak zjawiska meteorologiczno-hydrologiczne wpływają na transformacje oraz mobilność rtęci w zlewniach rzek. Procesy te prowadzą do wzrostu dopływu labilnych form metalu do południowego Bałtyku.
2. Wymywanie rtęci pochodzącej ze spalania paliw kopalnych przyczyniło się do znacznego wzrostu stężenia Hg w rzekach.
3. Podczas ulew/powodzi został wprowadzony najwyższy ładunek labilnej rtęci wraz z zawiesziną do południowego Bałtyku. Jednak ładunek najbardziej wzbogacony w biodostępne formy Hg został wprowadzony podczas roztopów przez małe rzeki o charakterze leśno-rolnym. Okres suszy z kolei prowadził do ograniczenia ilości wprowadzanej labilnej rtęci do strefy brzegowej morza.
4. Wraz z zawiesziną rzeczno-dla morza wprowadzony jest znacznie wyższy ładunek labilnej rtęci w porównaniu do ilości Hg wnoszonej z osadem rzeczny. Niemniej jednak zarówno ładunek wprowadzany z zawiesziną jak i rumowiskiem wleczonym rzek prowadzi do wzbogacenia strefy brzegowej morza (osadu oraz zawiesziny morskiej) w biodostępną rtęć.

FINANSOWANIE

Badania zostały sfinansowane przez Narodowe Centrum Nauki w ramach projektu nr: 2014/13/B/ST10/02807.

Autorka jest laureatem stypendium Naukowego im. Antoniego Dębskiego przyznanego w roku 2019 przez Polskie Towarzystwo Medycyny i Techniki Hiperbarycznej

LITERATURA

1. Boening, DW., 2000. Ecological effects, transport, and fate of mercury: a general review. *Chemosphere* 40 (12):1335-1351;
2. Bose-O'Reilly, S., McCarty, KM., Steckling, N., Lettmeier, B., 2010. Mercury exposure and children's health. *Curr Probl Pediatr Adolesc Health Care* 40:186-215. <https://doi.org/10.1016/j.cppeds.2010.07.002>;
3. Hong, Y.S., Kim, Y.M., Lee, K.E., 2012. Methylmercury Exposure and Health Effects. *J Prev Med Public Health*, 45, 353-363. DOI: 10.3961/jpmph.2012.45.6.353;
4. Kibria, G., 2014. Trace/heavy metals and its impact on environment, biodiversity and human health – a short review. Technical report 1-5. DOI: 10.13140/RG.2.1.3102.2568/1;
5. Jędruch, A., Beldowska, M., Kwasigroch, U., Normant-Saremba, M., Saniewska, D., 2018. Mercury fractionation in marine macrofauna using thermodesorption technique: Method and its application. *Talanta* 189. DOI: 10.1016/j.talanta.2018.07.047;
6. Jędruch, A., Beldowska, M., 2020. Mercury forms in the benthic food web of a temperate coastal lagoon (southern Baltic Sea). *Mar Pollut Bull* 153, 110968. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.110968;
7. HELCOM, 2013. Climate change in the Baltic Sea area: HELCOM thematic assessments in 2013 *Balt sea Environ Proc* 137, 66;
8. Wang D, Shi X, Wei S (2003) Accumulation and transformation of atmospheric mercury in soil. *Sci Total Environ* 304:209-214;
9. Pacyna, E.G., Pacyna, J.M., Steenhuisen, F., Wilson, S., 2006. Global anthropogenic mercury emission inventory for 2000. *Atmos Environ* 40, 4048-4063. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2006.03.041;
10. Pacyna, E.G., Pacyna, J.M., Sundseth, K., Munthe, J., Kindbom, K., Wilson, S., Steenhuisen, F., Maxson, P., 2010. Global emission of mercury to the atmosphere from anthropogenic sources in 2005 and projections to 2020. *Atmos Environ* 44,2487-2499;
11. Pirrone, N., Cinnirella, S., Feng, X., Finkelman, R.B., Friedli, H.R., Leaner, J., Mason, R., Mukherjee, A.B., Stracher, G.B., Streets, D.G., Telmer, K., 2010. Global mercury emission to the atmosphere from anthropogenic and natural sources. *Atmos Chem Phys* 10, 5951-5964. <https://doi.org/10.5194/acp-10-5951-2010>
12. Beldowska, M., Saniewska, S., Falkowska, L., Lewandowska, A., 2012. Mercury in particulate matter over Polish zone of the southern Baltic Sea. *Atmos Environ* 46, 397-404. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2011.09.046;

13. Saniewska, D., Beldowska, M., Beldowski, J., Saniewski, M., Szubska, M., Romanowski, A., Falkowska, L., 2014. The impact of land use and season on the riverine transport of mercury into the marine coastal zone. *Environ Monit Assess* 186, 7593–7604. DOI:10.1007/s10661-014-3950-z;
14. Gębka, K., Beldowska, M., Saniewska, D., Kuliński, K., Beldowski, J., 2018. Watershed characteristics and climate factors effects on the temporal variability of mercury in the southern Baltic Sea rivers. *J. Environ. Sci.* 68, 55–64. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.11.030>;
15. Gębka, K., Beldowska, M., Saniewska, D., Korejwo, E., Saniewski, M., 2020a. Meteorological phenomenon as a key factor controlling variability of labile particulate mercury in rivers and its inflow into coastal zone of the sea. *Environmental Research* 184, 109355. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109355>;
16. Gębka, K., Saniewska, D., Beldowska, M., 2020b. Mobility of mercury in soil and its transport into the sea. *Environ. Sci. Pollut. Res.* <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06790-8>;
17. Svoray, T., Ben-Said, S., 2010. Soil loss, water ponding and sediment deposition variations as a consequence of rainfall intensity and land use: a multi-criteria analysis. *Earth Surf Process Landforms* 35, 202–216. DOI:10.1002/esp.1901;
18. Gębka, K., Beldowska, M., Szymczak, E., Saniewska, D., 2019. Temporal changes in the content of labile and stable mercury forms in soil and their inflow to the southern Baltic Sea. *Ecotoxicol Environ Saf* 182. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109434>. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2019.109434.
19. Hurlley, J.P., Benoit, J.M., Babiarz, C.L., Shafer, M.M., Andren, A.W., Sullivan, J.R., et al., 1995. Influences of watershed characteristics on mercury levels in Wisconsin rivers. *Int J Environ Sci Technol* 29, 1867–1875. DOI: 10.1021/es00007a026;
20. Lacerda, L.D., Bastos, W.R., Almeida, M.D., 2012. The impacts of land use changes in the mercury flux in the Madeira River. *Western Amazon. Earth Sciences*. DOI: 10.1590/S0001-37652012000100007;
21. Lechler, P.J., Miller, J.R., Hsu, L.C., Desilets, M.O., 1997. Mercury mobility at the Carson River superfund site, west-central Nevada, USA – interpretation of mercury speciation data in mill tailing, soils, and sediments. *J Geochem Explor* 58, 259–67. DOI: 10.1016/S0375-6742(96)00071-4;
22. Beldowski, J., Pempkowiak, J., 2003. Horizontal and vertical variabilities of mercury concentration and speciation in sediments of the Gdańsk Basin, Southern Baltic Sea. *Chemosphere* 52:645–654. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00246-7](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00246-7);
23. Beldowska, M., Kobos, J., 2016. Mercury concentration in phytoplankton in response to warming of an autumn – winter season. *Environ Pollut* 215, 38–47;
24. Korzeniewski, K., 1993. *The Puck Bay, FRUG: Gdańsk, Poland*;
25. U.S. Environmental Protection Agency (US EPA), 1996. Method 1669. Sampling Ambient Water for determination of Metals at EPA Water Quality Criteria Levels. (Washington);
26. U.S. Environmental Protection Agency (US EPA), 2002. Method 1631. Revision E: Mercury in Water by Oxidation Purge and Trap, and Cold Vapor Atomic Fluorescence Spectrometry. (Washington);
27. Beldowska, M., Saniewska, D., Gębka, K., Kwasigroch, U., Korejwo, E., Kobos, J., 2018. Simple screening technique for determination of adsorbed and absorbed mercury in particulate matter in atmospheric and aquatic environment. *Talanta* 182, 340–347. DOI: 10.1016/j.talanta.2018.01.082;
28. Pempkowiak, J., 1997. *Zarys geochemii morskiej*. Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego. ISBN: 83-7017-717-4;
29. Pasieczna, A., 2003. *Atlas zanieczyszczeń gleb miejskich w Polsce*. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa. ISBN: 83-7372-636-5;
30. Korejwo, E., Saniewska, D., Beldowska, M., 2020. Fractionation of mercury in aerosols of the southern Baltic coastal zone. *Atmospheric Environment* 235:117623. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2020.117623;
31. Saniewska, D., Gębka, K., Beldowska, M., Siedlewicz, G., Beldowski, J., Wilman, B., 2019. Impact of hydrotechnical works on outflow of mercury from the riparian zone to a river and input to the sea. *Mar Pollut Bull* 142, 361–376. DOI:10.1016/j.marpolbul.2019.03.059;
32. Inglett, P.W., Reddy, K.R., Corstanje, R., 2005. Anaerobic Soils. In: *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Gainesville, FL, USA: Elsevier;
33. Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2019/1009 z dnia 5 czerwca 2019 r. ustanawiające przepisy dotyczące udostępniania na rynku produktów nawozowych UE, zmieniające rozporządzenia (WE) nr 1069/2009 i (WE) nr 1107/2009 oraz uchylające rozporządzenie (WE) nr 2003/2003;
34. Shanley, J.B., Mast, M.A., Campbell, D.H., Aiken, G.R., Krabbenhoft, D.P., et al., 2008. Comparison of total mercury and methylmercury cycling at five sites using the small watershed approach. *USGS Staff – Published Research, US Geology Survey*. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.12.031>;
35. Shuster, P.F., Shanley, J.B., Reddy, M.M., Aiken, G.R., Marvin-DiPasquale, M., Roth, D.A., Taylor, H.E., Krabbenhoft, D.P., Dewild, J.F., 2008. Mercury and organic carbon dynamics during runoff episodes from a northeastern USA watershed. *Water Air Soil Pollut* 187, 89–108. DOI:10.1007/s11270-007-9500-3;
36. Fryirs, K.A., Brierley, G.J., 2012. Sediment movement and deposition in river systems. In: *Geomorphic Analysis of River Systems: an Approach to Reading the Landscape*. A John Wiley & Sons, Ltd., Publication, pp. 81–115;
37. Murray Hicks, D., Gomez, B., 2016. Sediment transport. In: *Mathias Kondolf, G., Piégay, Hervé (Eds.), Tools in Fluvial Geomorphology*. John Wiley & Sons Ltd, pp. 324–356;
38. Saniewska, D., Beldowska, M., Beldowski, J., Saniewski, M., Gębka, K., Szubska, M., Wochna, A., 2018a. Impact of intense rains and flooding on mercury riverine input to the coastal zone. *Mar. Pollut. Bull.* 127, 593–602. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.12.058>;
39. Beldowski, J., Beldowska, M., 2008. Mercury partitioning between solid and suspended phases in the southern Baltic Sea. *Rocz. Ochrony Środowiska* 10, 123–133;
40. Beldowska, M., Mudrak-Cegiołka, S., 2017. Mercury concentration variability in the zooplankton of the southern Baltic coastal zone. *Progress in Oceanography* 159, doi:10.1016/j.pocean.2017.09.009;
41. Bernard, S., Enayati, A., Redwood, L., Roger, H., Binstock, T., 2001. Autism: a novel form of mercury poisoning. *Med Hypotheses* 56, 462–471.

mgr Karolina Gębka

Instytut Oceanografii, Uniwersytet Gdański,
Al. Piłsudskiego 46, 81-378 Gdynia
karolinagebka@o2.pl

