

STĘŻENIA RTĘCI W OSADACH DENNYCH OCZEK WODNYCH POŁOŻONYCH W ZLEWNI ROLNICZEJ

Kamil Szydłowski¹, Piotr Burczyk², Joanna Podlasińska¹

¹ Katedra Ekologii, Ochrony i Kształtowania Środowiska, Wydział Kształtowania Środowiska i Rolnictwa, Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie, ul. Słowackiego 17, 71-434 Szczecin, e-mail: Kamil.Szydowski@zut.edu.pl; Joanna.Podlasinska@zut.edu.pl

² Instytut Technologiczno-Przyrodniczy w Falentach, Zachodniopomorski Ośrodek Badawczy w Szczecinie, ul. Czesława 9, 71-504 Szczecin, e-mail: p.burczyk@itp.edu.pl

STRESZCZENIE

Zbadano osady dwóch oczek wodnych położonych w zlewni rolniczej. Próbkę pobierano z warstw osadów: 0–5 (W1), 5–10 (W2), 10–20 (W3) i 20–30 (W4) cm, w trzech punktach na każdym zbiorniku wodnym. Łącznie pobrano 24 próby osadów dennych, w których oznaczono zawartość rtęci i węgla całkowitego. Rtęć oznaczono za pomocą analizatora AMA 254. Osady oczka zlokalizowanego w parku wiejskim posiadały wyższe wartości pH (kwasowość czynna) niż oczka położonego w obrębie upraw rolnych. Osady denne oczka śródpolnego posiadały wyższe zawartości węgla całkowitego wynosząc średnio 22,70% niż oczka położonego w parku wiejskim, w których zawartość węgla całkowitego wyniosła średnio 4,59%. Zawartość rtęci w osadach dennych wahała się od 0,02 do 0,41 mg · kg⁻¹. Zbadane osady były w strefie przybrzeżnej osadami niezanieczyszczonymi (I klasa), zaś w strefie centralnej (głęboczek) były osadami miernie zanieczyszczonymi (II klasa). Stężenia rtęci w próbkach pobranych w strefie brzegowej zarówno w oczku nr 1 i 2 różniły się istotnie statystycznie (Test Tukey'a $p \leq 0,05$) od stężeń w próbkach ze środkowych części zbiorników. Analiza chemiczna poszczególnych warstw osadów dennych oczek wodnych wykazała, iż największe nagromadzenie rtęci wystąpiło w warstwie W1 (0–5 cm) w zbiorniku zlokalizowanym w parku wiejskim (profil S2).

Słowa kluczowe: rtęć, oczka wodne, tereny rolnicze, osady denne

MERCURY CONTENT IN BOTTOM SEDIMENTS OF MID-FIELD PONDS

ABSTRACT

Two mid-field ponds located in the agricultural catchment was chosen for the investigations. Total of 24 samples of bottom sediments were collected. The samples were taken from sediment layers: 0–5 (W1), 5–10 (W2), 10–20 (W3) and 20–30 (W4) cm, with three points at once during the 2014 winter period. Mercury content in the samples was determined by analyzer AMA 254. Higher pH (active acidity) was recorded in sediments in pond located in a rural park than pond located within agricultural crops. Bottom sediment in mid-field pond (No. 1) had higher values of organic carbon averaging 22.70% than in the pond located in a rural park (No. 2), where organic carbon content averaged 4.59%. The mercury content in bottom sediments ranged from 0.02 to 0.41 mg · kg⁻¹. The examined sediments were classified (at points P1, P2, P3 and P4) as uncontaminated sediments (Class I) and at points S1 and S2 were classified as moderately polluted sediments (Class II). Bottom sediments classified as class I and II can be disposed in the aquatic and terrestrial environments. Mercury concentrations in samples collected from both banks of the pond No. 1 and 2 differ significantly (Tukey test $p \leq 0.05$) than those in the samples collected from central part of the ponds. Chemical analysis of the individual layers of bottom sediments in ponds showed that the largest accumulation of mercury occurred in a layer W1 (0–5 cm) in pond No. 2 (at point S2).

Keywords: mercury, mid-field ponds, farmlands, bottom sediments

WSTĘP

Większość docierających do wód powierzchniowych zanieczyszczeń, w tym rtęć w końcowym etapie migracji deponowana jest w osadach dennych. Stężenia rtęci w osadach jezior, rzek, strumieni oraz oczek wodnych są uwarunkowane zagospodarowaniem oraz budową geologiczną zlewni. Wzrost poziomu rtęci w środowisku jest wynikiem działalności przemysłu, komunikacji, chemizacji rolnictwa, a także odprowadzaniem ścieków do środowiska. Ważną cechą metali ciężkich jest to, że nie ulegają one biodegradacji, a jedynie biotransformacji. Podwyższenie zawartości rtęci w osadach powodowane jest również depozycją z atmosfery (Hg pochodzącej ze spalania paliw kopalnych). Zanieczyszczenie metalami ciężkimi współczesnych osadów dennych zbiorników wodnych stanowi jeden z ważniejszych problemów środowiskowych. Zanieczyszczone osady mogą potencjalnie oddziaływać szkodliwie na zasoby biologiczne wód oraz pośrednio na stan zdrowia człowieka [Kasperek i in. 2007; Bojakowska i in. 2010; Falandysz i in. 1996; Gał i in. 2012; Rzętała 2012; Pietrzak i in. 2013; Banaszuk 2004; Brysiewicz i in. 2013; Koźmińska i in. 2014; Gałka i Witkowski 2010; Szydłowski i Podlasińska 2016a]. Dla organizmów żywych najbardziej niebezpieczne są związki organiczne, w szczególności metylortęć [Gał i in. 2012]. Poza tym zanieczyszczone osady są wtórnym ogniskiem zanieczyszczeń, gdyż obecna w osadach rtęć może ulec ponownemu uruchomieniu do wód w efekcie procesów chemicznych, a zwłaszcza biochemicznych. Ważnym problemem po wydobyciu osadów jest ich zagospodarowanie. W zależności od ich stopnia zanieczyszczenia metalami ciężkimi mogą być składowane w różnych miejscach. Mogą być stosowane do użyźniania gleb, bądź też w przypadku nadmiernego zanieczyszczenia muszą być poddane zabiegom oczyszczania, a następnie deponowane na składowiskach odpadów innych niż komunalne i obojętne [Bojakowska i in. 2010]. Większość badań, których obiektem zainteresowań były małe zbiorniki wodne, nazywane często oczkami wodnymi, dotyczyły głównie chemizmu ich wód. Jednak w ocenie jakości środowiska wodnego bardzo ważne są badania geochemiczne osadów dennych w aspekcie ich toksyczności dla organizmów żywych. A materiał zdeponowany w zbiornikach wodnych może stanowić dogodny materiał do badań rozmieszczenia przestrzennego

metali w zbiornikach wodnych [Gał i in. 2012; Bąk i in. 2014; Piotrowski 2007; Falandysz i in. 1996; Frielinghaus 1995; Jancewicz i in. 2012; Szydłowski i Podlasińska 2015; Żurek 2009; Szydłowski i Podlasińska 2016b].

Celem podjętych badań była ocena wpływu sposobu użytkowania terenów rolniczych na zawartość stężeń rtęci w osadach dennych oczek wodnych.

MATERIAŁ I METODY BADAŃ

Próbki osadów dennych pobierano z dwóch niewielkich zbiorników wodnych położonych w województwie zachodniopomorskim w gminie Barlinek we wsi Mostkowo. Do jednego z nich oczka śródpolnego (nr 1: 53° 00' 20" N, 15° 03' 37" E) przylegają tereny, których we wcześniejszych latach użytkownikiem było Państwowe Gospodarstwo Rolne. Obecnie na gruntach tych prowadzone są uprawy zbóż bez stosowania nawozów mineralnych oraz organicznych. Natomiast oczko nr 2 (52° 59' 38" N, 15° 03' 25" E) położone jest w parku wiejskim w pobliżu gospodarstwa rolnego. Do tego zbiornika prawdopodobnie odprowadzane są ścieki gospodarcze i bytowe z pobliskich zabudowań. Obiekty badań charakteryzują się typową roślinnością szuwarową dla zbiorników wodnych tj.: trzcina pospolita (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud) i pałka szerokolistna (*Typha latifolia* L.). Z obu zbiorników pobierano próbki z warstw osadów: 0–5 (W1), 5–10 (W2), 10–20 (W3) i 20–30 (W4) cm, w trzech punktach jednorazowo w okresie zimowym (2014 r.), wykorzystując moment występowania pokrywy lodowej na powierzchni małych zbiorników wodnych. Łącznie pobrano 24 próbki osadów dennych. W obu zbiornikach wykonano wiercenia w centralnej części oczka (S1 i S2) zakładając, że jest to zarazem miejsce ich największej głębokości i sedymentacji najdrobniejszych osadów. Ponadto w oczku nr 1 wykonano wiercenia w strefie przybrzeżnej oczka o mniejszym spadku stoku misy jeziornej (P1) oraz większym nachyleniu stoku (P2), a w oczku nr 2 wiercenia wykonano w pobliżu ujścia rury (P3), która prawdopodobnie doprowadza ścieki oraz w strefie przybrzeżnej położonej najdalej od tej rury (P4). Próbki pobierano próbnikiem rdzeniowym do osadów dennych KC Denmark typu kajak. Do badań laboratoryjnych pobrany materiał przygotowano zgodnie z procedurami

stosowanymi w gleboznawstwie, a analizy wykonano we frakcji o średnicy cząstek poniżej 1 mm. Rtęć w próbkach stałych oznaczono (naważka 50–100 mg) przy wykorzystaniu automatycznego analizatora rtęci AMA 254 (spektrofotometr absorpcji atomowej z zastosowaniem techniki amalgamacji. Oznaczenie wykonano z dokładnością 0,00001 µg Hg. W pobranych próbkach osadów pH oznaczono pehametrem CPC-501. Węgiel całkowity oznaczono analizatorem elementarnym CHNS Firmy Costech (granica wykrywalności: 0,004 mg). Uzyskane wyniki opracowano statystycznie z wykorzystaniem oprogramowania Statistica 12.0. Dla uzyskanych wyników zastosowano test normalności Shapiro-Wilka ($p \leq 0,05$), który potwierdził normalność rozkładów wyników. W celu określenia istotności różnic między badanymi warstwami osadów i punktami pomiarowymi wykonano analizę testem Tukey'a oraz wyliczono współczynnik korelacji liniowej Pearsona. Wszystkie wartości NIR oraz R istotne na poziomie istotności $p \leq 0,05$ wyrażono bezpośrednio w tekście. Do oceny zanieczyszczenia osadów małych zbiorników wodnych posłużono się:

- klasyfikacja jakości osadów wodnych stosowaną przez Państwowy Instytut Geologiczny [Bojakowska i Sokołowska 1998; Bojakowska 2001]
- kryterium wskaźników TEC (*Threshold Effects concentration*) oraz PEC (*Probable Effects Concentrations*) [Macdonald i in. 2000]
- indeksem geoakumulacji (Igeo) [Müller 1981]

$$I_{geo} = \log_2 \frac{c_n}{1,5B_n} \quad (1)$$

gdzie: c_n – stężenie pierwiastka zmierzone w badanym osadzie dennym,
 B_n – tło geochemiczne.

WYNIKI BADAŃ I DISKUSJA

Osady denne w oczku nr 1 charakteryzowały się odczynem lekko kwaśnym (6,22–6,43), natomiast w oczku nr 2 osady miały odczyn od obojętnego do zasadowego (6,79–7,46). Wyższe wartości pH (kwasowość czynna) miały osady oczka zlokalizowanego w parku wiejskim niż oczka położonego w obrębie upraw rolnych (tab. 1). Wartości te były zbliżone do wartości pH osadów Zalewu Zembrzyckiego [Samal i in. 2012] oraz osadów oczek wodnych położonych

również w zlewni rolniczej (Szydłowski i Podlańska 2016a). Osady denne oczka śródpolnego (nr 1) posiadały większe zawartości węgla całkowitego wynoszące średnio 22,70% niż osady wodne oczka zlokalizowanego w obrębie parku wiejskiego, gdzie średnie stężenie węgla organicznego wyniosło 4,59% (tab. 1).

Zawartość rtęci w osadach dennych wahała się od 0,02 do 0,41 mg · kg⁻¹ (tab. 2) i odpowiadała I lub II klasie osadów wodnych [Bojakowska i Sokołowska 1998]. Uzyskane wyniki wykazały, że w osadach oczka nr 2 wraz ze spadkiem pH wzrasta zawartość węgla całkowitego. Potwierdza to opracowanie statystyczne, które wykazało istotnie statystycznie ujemną korelację (Pearsona $p \leq 0,05$) pomiędzy wartością pH i zawartością węgla całkowitego dla której wartość R wynosi -0,816 oraz istotnie statystycznie ujemną korelację pomiędzy wartością pH, a stężeniem rtęci w osadach oczka nr 1 ($R=0,661$). Wyniki wykazały również, iż w punkcie P1 i S1 zawartości rtęci wzrastały wraz z wzrostem głębokości osadów, natomiast w punktach P2 i S2 najwyższe stężenia odnotowano w powierzchniowych warstwach osadów i wraz ze wzrostem głębokości stężenia rtęci malały (tab. 2). Uzyskane wyniki dowiodły, że w punktach badawczych zlokalizowanych w pobliżu większego spadku skarpy (P2) oraz przy rurze wlotowej (P3) wystąpiły wyższe stężenia rtęci, niż w pozostałych punktach w strefie brzegowej oczek (P1 i P4). Stężenia te wynoszą odpowiednio 0,08 i 0,06 mg Hg · kg⁻¹ (tab. 2). We wszystkich próbkach osadów pobranych z brzegów małych zbiorników wodnych zanotowano niższe stężenia rtęci, niż w próbkach pobranych ze środkowych części. Zawartości rtęci w próbkach ze strefy brzegowej zarówno w oczku nr 1 i 2 różniły się istotnie statystycznie (Test Tukey'a $p \leq 0,05$) od stężeń w próbkach ze środkowych części oczek wodnych. Wyliczone wartości NIR_{0,05} dla oczka położonego w obrębie upraw (0,0004 mg Hg · kg⁻¹) różniły się istotnie statystycznie od uzyskanych wartości (0,0002 mg Hg · kg⁻¹) w parku wiejskim.

Stężenia rtęci uzyskane w badaniach własnych były mniejsze od stężenia rtęci w osadach dennych zbiorników wodnych regionu Górnośląskiego, gdzie stężenia wynosiły od 0,03 do 2,7 mg Hg · kg⁻¹ [Rzętała 2012] oraz od stężeń rtęci w osadach kanału miejskiego we Wrocławiu w punktach badawczych: ZNTK Wrocław 1,526 mg · kg⁻¹; Wrobet 2,883 mg · kg⁻¹; Browar Piastowski 2,229 mg · kg⁻¹ oraz 1,438 mg · kg⁻¹

Tabela 1. Wyniki badań próbek osadów dennych małych zbiorników wodnych
Table 1. The results of samples analysis of mid-field ponds bottom sediments

Obiekt	Punkty poboru	Warstwa	pH	TC	Hg
		cm	H ₂ O	%	mg · kg ⁻¹
Nr 1	P1	0–5 (W1)	6,22	24,07	0,04
		5–10 (W2)	6,26	23,13	0,05
		10–20 (W3)	6,24	26,19	0,05
		20–30 (W4)	6,31	30,4	0,06
	S1	0–5 (W1)	6,30	18,37	0,12
		5–10 (W2)	6,29	18,88	0,13
		10–20 (W3)	6,32	18,24	0,14
		20–30 (W4)	6,43	22,3	0,14
	P2	0–5 (W1)	6,35	22,63	0,10
		5–10 (W2)	6,27	24,3	0,09
		10–20 (W3)	6,22	21,19	0,08
		20–30 (W4)	6,28	26,29	0,05
Średnia			6,29	22,7	0,09
Nr 2	P3	0–5 (W1)	7,17	6,91	0,07
		5–10 (W2)	7,05	4,15	0,08
		10–20 (W3)	7,15	2,57	0,06
		20–30 (W4)	7,16	1,77	0,05
	S2	0–5 (W1)	6,79	9,56	0,41
		5–10 (W2)	6,94	10,6	0,31
		10–20 (W3)	6,92	9,23	0,27
		20–30 (W4)	6,83	9,2	0,37
	P4	0–5 (W1)	7,21	0,63	0,02
		5–10 (W2)	7,06	0,19	0,02
		10–20 (W3)	7,30	0,11	0,02
		20–30 (W4)	7,46	0,15	0,02
Średnia			7,09	4,59	0,14

w punkcie badawczym Most Warszawski [Dzidowska i Noga 2008]. Natomiast stężenia rtęci w badaniach własnych (0,02–0,41 mg Hg · kg⁻¹) były wyższe niż uzyskane stężenia w osadach Zatoki Puckiej w pobliżu miejscowości Swarzewo (0,0055–0,014 mg Hg · kg⁻¹), środkowej części zatoki (0,0028–0,0039 mg Hg · kg⁻¹) [Bosške i Flalndysz 1999] oraz od stężeń uzyskanych dla osadów dennych zbiornika Łubianiec, które wynosiły od 0,001 do 0,002 mg Hg · kg⁻¹ [Bak i in. 2014]. Równocześnie w osadach dennych zbiorników wodnych w Poznaniu stwierdzono niższe akumulacje rtęci w zakresie od 0,033 mg do 0,28 mg · kg⁻¹ [Bosške i Kowalski 2006]. Najwyższe stężenie rtęci w próbce osadów dennych zlokalizowanych 500 m od oczyszczalni ścieków w Poznaniu [Bosške i Kowalski 2006] było prawie dwukrotnie niższe od stwierdzonego najwyższego stężenia rtęci w badaniach własnych w punkcie S2 (0,41 mg · kg⁻¹) w warstwie powierzchniowej (0–5 cm). Stężenie w punkcie S2 było ośmiokrotnie wyższe od tła geochemicz-

nego wynoszącego <0,05 mg · kg⁻¹ [Bojakowska i Sokołowska 1998] i dwukrotnie wyższe od najwyższego stężenia rtęci w osadach zatoki Puckiej [Bosške i Flalndysz 1999] oraz sześciokrotnie niższe od najwyższej zawartości rtęci w badaniach Rzętały [2012]. Średnie stężenie w badaniach Rzętały [2012] było zbliżone do średniego stężenia rtęci w punkcie S2, które wynosi odpowiednio 0,34 mg Hg · kg⁻¹. Źródłem podwyższonych stężeń rtęci w tym oczku (nr 2) mogą być docierające zanieczyszczenia przez doprowadzoną do oczka rurę. Analizując wytypowane punkty badawcze zauważyć można, że w punktach P1, P2, P3 oraz P4 średnie wartości stężeń rtęci były zbliżone do tła geochemicznego (<0,05 mg Hg · kg⁻¹) dla osadów wodnych [Bojakowska i Sokołowska 1998]. Zbliżone stężenie rtęci wystąpiły w osadach rzeki Wda, wnosząc 0,07 mg Hg · kg⁻¹, jeziora Głębokiego wynosząc 0,04 mg Hg · kg⁻¹ [Falndysz i in. 1996] oraz w osadach zbiornika Rożnowskiego, gdzie najwyższe stężenie rtęci wyniosło 0,08 mg · kg⁻¹ [Szkoda i in. 2014]. Na-

Tabela 2. Zawartość metali ciężkich w badanych osadach dennych [$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$] oraz klasyfikacja osadów dennych
Table 2. The heavy metal content [$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$] in the analyzed bottom sediments and bottom sediments classification

Nr	Punkty poboru	Warstwa [cm]	Hg [$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$]	PIG	I_{geo}	
1	P1	0–5 (W1)	0,04	I	0	
		5–10 (W2)	0,05	I	0	
		10–20 (W3)	0,05	I	0	
		20–30 (W4)	0,06	I	0	
	Średnia			0,05	I	0
	S1	0–5 (W1)	0,12	I	0	
		5–10 (W2)	0,13	I	0	
		10–20 (W3)	0,14	I	0	
		20–30 (W4)	0,14	I	0	
	Średnia			0,13	I	0
	P2	0–5 (W1)	0,10	I	0	
		5–10 (W2)	0,09	I	0	
		10–20 (W3)	0,08	I	0	
20–30 (W4)		0,05	I	0		
Średnia			0,08	I	0	
2	P3	0–5 (W1)	0,07	I	0	
		5–10 (W2)	0,08	I	0	
		10–20 (W3)	0,06	I	0	
		20–30 (W4)	0,05	I	0	
	Średnia			0,06	I	0
	S2	0–5 (W1)	0,41	II	0	
		5–10 (W2)	0,31	II	0	
		10–20 (W3)	0,27	II	0	
		20–30 (W4)	0,37	II	0	
	Średnia			0,34	II	0
	P4	0–5 (W1)	0,02	I	0	
		5–10 (W2)	0,02	I	0	
		10–20 (W3)	0,02	I	0	
20–30 (W4)		0,02	I	0		
Średnia			0,02	I	0	

tomiast w pozostałych punktach S1 i S2 stężenia rtęci były znacząco wyższe od stężeń naturalnych (tło geochemiczne). Wartości te wahały się w przedziale od 0,12 do 0,41 $\text{mg Hg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Jednak były one znacząco niższe niż stężenie w osadach rzeki Prądnia, które wyniosło 12,3 $\text{mg Hg} \cdot \text{kg}^{-1}$ [Marek 1989]. Średnia zawartość w punkcie S2 wynosi 0,34 $\text{mg Hg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (tab. 2) i jest zbliżona do zawartości rtęci w osadach jeziora Godziszewskiego (0,39 $\text{mg Hg} \cdot \text{kg}^{-1}$), osadów rzeki Odry z 2004 roku, które wyniosło 0,38 $\text{mg Hg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Kasperek i in. 2007) oraz była wyższa od stężenia rtęci w osadach rzeki Czarna Łacha (0,19 $\text{mg Hg} \cdot \text{kg}^{-1}$) [Falandysz i in. 1996]. Porównywalne zawartości rtęci jak w środkowej strefie oczka położonego w obrębie upraw rolnych w punkcie S1 (0,12–0,14 $\text{mg Hg} \cdot \text{kg}^{-1}$) wystąpiły w osadach Kanału Mielińskiego (0,18 $\text{mg Hg} \cdot \text{kg}^{-1}$), stawu

w Katowicach (0,13 $\text{mg Hg} \cdot \text{kg}^{-1}$) oraz w osadach rzeki Czarna Łacha [Falandysz i in. 1996]. Zarówno osady jeziora Jelonek posiadały w strefie litoralu, jak i profundalu, zbliżone stężenia rtęci (0,16 $\text{mg Hg} \cdot \text{kg}^{-1}$) [Mielnik i Podlasińska 2011 do uzyskanego stężenia rtęci w badaniach własnych w punkcie S1 (oczko w obrębie upraw rolnych – nr 1). W celu określenia czy miejsce pobrania próbek wpływa na zawartość metali ciężkich w osadach wyliczono średnie zawartości rtęci w całym badanym profilu (warstwie 0–30 cm) dla wszystkich punktów badawczych (tab. 3). Uzyskane wyniki wskazują na różny sposób kumulacji metali w zależności od miejsca pobrania próbek, który został wyrażony malejącym szeregiem średnich zawartości rtęci w osadach dennych: $S2 > S1 > P2 > P3 > P1 > P4$ (tab. 3). Również badania Boszke i Falandysz [1999] wy-

kazały zróżnicowanie stężeń rtęci w powierzchniowych osadach Zatoki Puckiej w zależności od rozmieszczenia punktu badawczego.

Według siedmiostopniowej klasyfikacji Igeo [Müller 1981] wszystkie analizowane osady sklasyfikowane są do klasy 0 – praktycznie nie zanieczyszczone (wartość $I_{geo} \leq 0$) (tab. 3).

Według klasyfikacji jakości osadów wodnych stosowaną przez Państwowy Instytut Geologiczny [Bojakowska i Sokołowska 1998; Bojakowska 2001] badane osady sklasyfikowane są w punktach P1, P2, P3, P4 oraz S1 jako osady nie zanieczyszczone (I klasa – $0,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), przy których nie obserwuje się szkodliwych wpływów pierwiastków śladowych na organizmy wodne (rtęć). Pozostałe próbki osadów w punkcie S2 zostały zakwalifikowane jako osady miernie zanieczyszczone (II klasa – $0,7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), przy których szkodliwe oddziaływanie na organizmy wodne występuje sporadycznie. Osady denne zaliczane do I i II klasy mogą być dowolnie zagospodarowywane w środowisku wodnym i lądowym.

Inną klasyfikacją jest ocena poziomu progowego, poniżej którego nie obserwuje się szkodliwego oddziaływania zanieczyszczeń, które są wyrażone wskaźnikiem TEC (*Threshold Effects concentration*) zawartość progowa poniżej, której nie obserwuje się szkodliwych efektów oraz PEC (*Probable Effects Concentrations*) stężenie progowe, powyżej którego można obserwować szkodliwe oddziaływanie. Według tej klasyfikacji jedynie próbki osadów dennych z punktu S2 (oczko nr 2) przekroczyły progową wartość TEC ($0,174 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) lecz były one niższe od wskaźnika PEC ($0,486 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

WNIOSKI

1. Zawartość rtęci w osadach dennych oczek wodnych wahała się w granicach od 0,02 do $0,41 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.
2. We wszystkich próbkach pobranych z brzegów oczek wystąpiły niższe stężenia rtęci, niż w próbkach ze środkowych części oczek wodnych. Stężenia rtęci w próbkach pobranych z brzegu różniły się istotnie statystycznie (Test Tukey'a $p \leq 0,05$) od stężeń rtęci w próbkach pobranych ze środkowych części badanych oczek wodnych.
3. Według klasyfikacji Müllera wszystkie analizowane osady są nie zanieczyszczone (klasa 0).

4. Według klasyfikacji PIG-PIB zbadane osady są nie zanieczyszczone lub miernie zanieczyszczone i są osadami, które mogą być dowolnie zagospodarowane środowisku lądowym i wodnym np. do użytkowania gleb, budowy grobli czy nabrzeży.
5. Stwierdzono, że wraz spadkiem pH wzrasta zawartość węgla całkowitego oraz stężenia rtęci.

LITERATURA

1. Banaszuk P. 2004. Identyfikacja procesów kształtujących skład chemiczny małego ciekłu w krajobrazie rolniczym na podstawie analizy czynnikowej. Woda Środowisko Obszary Wiejskie, 1(10), 103–116.
2. Bąk Ł., Górski J., Szela B. 2014. Preliminary assessment of silting and the quality of bottom sediments in a small water reservoir. Journal of Water and Land Development, 21(IV-VI), 47–53.
3. Bojakowska I. 2001. Kryteria oceny zanieczyszczenia osadów wodnych. Przegląd Geologiczny, 49(3), 213–218.
4. Bojakowska I., Dobek P., Wokiewicy S. 2010. Pierwiastki śladowe w osadach kanału Bydgoskiego. Górnictwo i Geologia, 5(4), 41–49.
5. Bojakowska I., Sokołowska G. 1998. Geochemiczne klasy czystości osadów wodnych. Przegląd Geologiczny, 46(1), 49–54.
6. Boszke L., Falandysz J. 1999. Rtęć w warstwie powierzchniowej osadów dennych Zatoki Puckiej. Bromat. Chem. Toksykol. XXXII, 1, 69–74.
7. Boszke L., Kowalski A. 2006. Spatial Distribution of Mercury in Bottom Sediments and Soils from Poznań, Poland. Polish J. Environ. Stud., 15(2), 211–218.
8. Brysiewicz A., Wesołowski P., Rawicki K. 2013. Porównanie stężeń składników chemicznych w wodzie ze śródpolnego oczka wodnego oraz wodzie gruntowej z przylegających terenów rolniczych. Woda Środowisko Obszary Wiejskie, t. 12, z. 2(42), 17–31.
9. Dzikowska K., Noga L. 2008. Ocena warunków geotechnicznych I standardów jakości osadów dennych dla potrzeb modernizacji kanału miejskiego we Wrocławiu. Górnictwo i Geoinżynieria, 2, 99–104.
10. Falandysz J., Masahide K., Danisiewicz D., Stepnowski P., Boszke L., Gołębiowski M. 1996. Rtęć ogółem w śródlądowych i przybrzeżnych osadach dennych z różnych miejsc na terenie Polski. Bromat. Chem. Toksykol., XXIX, 2, 183–186.
11. Frielinghaus M. 1995. Entstehung, funktion und Schutz von Soellen in der Agrarlandschaft, Beitr.

- Forstwirtschaft. u. Landsch. Oekol., 29(1), 1–4.
12. Gał A., Kozikowska I., Suprewicz K., Czajkowska M. 2012. Zawartość rtęci w zbiorniku wodnym i wybranych organizmach z różnych poziomów troficznych. *Episteme*, 15, 73–81.
 13. Gałka B., Witkowski M. 2010. Charakterystyka osadów dennych zbiornika zaporowego młyny oraz możliwość rolniczego ich wykorzystania. *Woda Środowisko Obszary Wiejskie*, t. 10, 4(32), 53–63.
 14. Jancewicz A., Dmitruk U., Sośnicki Ł., Tomczuk U., Bartczak A. 2012. Wpływ zagospodarowania zlewni na jakość osadów dennych w wybranych zbiornikach zaporowych. *Ochrona Środowiska*, 34(4), 29–34.
 15. Kasperek R., Rosik-Dulewska C., Wiatkowski M. 2007. Badania osadów dennych w rejonie granicznych meandrów Górnej Odry. *Roczniki Ochrony Środowiska*, 9, 293–302.
 16. Koźmińska A., Hanus-Fajerska E., Muszyńska E. 2014. Możliwość oczyszczania środowiska wodnych metodą ryzofiltracji. *Woda Środowisko Obszary Wiejskie*, t. 14 z. 3(47), 89–98.
 17. Macdonald D.D., Ingersoll C.G. Berger T.A. 2000. Development And Evaluation Of Concensus-Based Sediment Quality Guidelines For Freshwater Ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 39, 20–31.
 18. Marek J. 1989. Metale ciężkie w osadach dennych rzeki zlewni Baryczy. *Ochrona Środowiska*, 2(39), 31–34.
 19. Mielnik L., Podlasińska J. 2011. Zawartość rtęci w osadach dennych wybranych jezior lobeliowych Pomorza Zachodniego. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, nr 10, 382–384.
 20. Müller G. 1981. Die Schwermetallbelastung der Sedimenten des Neckers und Seiner Nebenflüsse. *Chemiker – Zeitung*, 6, 157–164.
 21. Pietrzak S., Wesołowski P., Brysiewicz A., Dubil M. 2013. Chemizm polowego spływu powierzchniowego na tle uwarunkowań agrotechnicznych, w wybranym gospodarstwie województwa zachodniopomorskiego. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, t. 13, z. 3(43), 115–129.
 22. Piotrowski S. 2007. Zawartość metali ciężkich (Cu, Zn, Pb, Co, Cd, Hg) w wybranych elementach ekosystemu estuarium Odry. *Przegląd Geologiczny*, 55(6), 193–497.
 23. Rzętała A. M. 2012. Rtęć w osadach dennych zbiorników wodnych regionu Górnośląskiego (Polska Południowa). *Acta Geographica Silesiana*, 2, 77–81.
 24. Szkoda J., Żmudzki J., Nawrocka A., Kmiecik M. 2014. Toxic elements in free-living freshwater fish, water and sediments in Poland. *Bull Vet Inst Pulawy* 58, 589–595. DOI: 10.2478/bvip-2014-0091.
 25. Szydłowski K., Podlasińska J. 2015. Wstępna próba klasyfikacji jakości wód powierzchniowych oczka śródpolnego. *Nauka w służbie przyrodzie – wybrane zagadnienia. Wyd. Fundacja na rzecz promocji i rozwoju nauki Tygiel*, 184–192.
 26. Szydłowski K., Podlasińska J. 2016a. Charakterystyka osadów dennych oczek wodnych. *Inżynieria Ekologiczna*, 47, 40–46.
 27. Szydłowski K., Podlasińska J. 2016b. Stężenie wybranych metali ciężkich w osadach dennych cieków wodnych. *Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich*, nr 1/1, 59–71.
 28. Trojanowski J., Antonowicz J. 2005. Właściwości chemiczne osadów dennych jeziora Dołgie Wielkie. *Słupskie Prace Biologiczne*, 2, 123–133.
 29. Żurek G. 2009. Rośliny alternatywne w fitoekstrakcji metali ciężkich z obszarów skażonych. *Problemy Inżynierii Rolniczej*, 3, 83–89.