

## ZWIĄZEK MIĘDZY ZANIECZYSZCZENIEM METALAMI ŚRÓDPOLNYCH OCZEK WODNYCH I STAŁOŚCIĄ LUSTRA WODY A ROŚLINNOŚCIĄ STREFY WODNEJ I BUFOROWEJ

Piotr Wesołowski<sup>1)</sup>, Małgorzata Gałczyńska<sup>2)</sup>, Renata Gamrat<sup>2)</sup>,  
Anna Horak<sup>2)</sup>, Marcin Kot<sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> Instytut Technologiczno-Przyrodniczy, Zachodniopomorski Ośrodek  
Badawczy w Szczecinie

<sup>2)</sup> Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie

**Streszczenie.** Celem badań było określenie związku między właściwościami środowiska wodnego a szatą roślinną strefy buforowej i wodnej śródpolnych oczek. Badania oparto na analizie stężenia Fe, Mn, Zn i Cu w wodzie oraz składzie gatunkowym roślin 10 zbiorników. Pomiarów chemicznych przeprowadzono techniką absorpcyjnej spektrometrii atomowej. Ustalono, że wody śródpolnych oczek charakteryzowały się dużą zmiennością stężenia badanych metali, a w przypadku Zn i Cu odpowiadały I klasie czystości wód. Rozwinięta strefa buforowa zbiorników stała się miejscem deponowania odpadów, co znalazło odzwierciedlenie w większym stężeniu Fe i Cu w wodzie w porównaniu z oczkami niezanieczyszczonymi, pomimo większego zróżnicowania roślin tworzących strefę buforową zanieczyszczonych oczek. Zanik *Antennaria dioica* nie był związany z wielkością stężenia Mn w wodzie. Obecność np. *Agrostis stolonifera* czy *Carex gracilis* w strefie wodnej zanieczyszczonych oczek mogła się przyczynić do obniżenia stężenia Mn i Zn w wodzie.

**Słowa kluczowe:** antropopresja, flora, metale, śródpolne oczka wodne

## WSTĘP

Ramowa Dyrektywa Wodna (RDW) z dn. 22.12.2000 roku zwraca uwagę na potrzebę ochrony i poprawy środowiska wodnego tak, aby w 2015 roku wody powierzchniowe osiągnęły dobry stan. Na terenach rolniczych największym problemem zanieczyszczenia ekosystemów wodnych jest duże stężenie azotanów(V) w wodzie. Stosowanie wysokich dawek różnych nawozów wiąże się także z wprowadzeniem do środowiska wielu metali, a wśród nich miedzi i cynku. Stałym monitoringiem stanu wód objęte są tylko wybrane rzeki i jeziora. Badania śródpolnych oczek wodnych zmierzają do oceny jakości wody i możliwości rozwoju w niej flory i fauny [Poleszczuk i in. 2003, Waldon 2011]. Jakość wód małych zbiorników podlega dużym wahaniom w wyniku zazwyczaj negatywnego wpływu gospodarki rolniczej, jak i zanieczyszczania oczek różnymi rodzajami odpadów [Gałczyńska i in. 2011 i 2013]. O wielkości stężenia metali w wodzie decydują dopływy zanieczyszczeń pierwiastków ze zlewni, wahania poziomu wody w zbiornikach, stężenie metali w opadzie atmosferycznym, składowanie odpadów w oczkach oraz akumulacja pierwiastków przez drzewa i krzewy oraz rośliny wodne zasiedlające oczka [Scholz i Anderson 2003].

Celem badań było określenie wpływu środowiska wodnego i jego właściwości na florę śródpolnych oczek wodnych. Należy również ustalić, czy wielkość stężenia analizowanych mikroskładników pokarmowych może przyczynić się do degradacji tych zbiorników.

## METODY BADAŃ

Do badań wybrano 10 małych, bezodpływowych śródpolnych oczek wodnych (województwo zachodniopomorskie), które różniły się składem florystycznym (tab. 1). Ze względu na stopień antropopresji i trwałość lustra wody wyodrębniono zbiorniki bez – 1 A oraz z dodatkowym obciążeniem misy oczka różnymi odpadami – 1 B, a także oczka z wodą w całym okresie wegetacyjnym – 2 A oraz oczka wypełnione wodą do czerwca – 2 B.

Próbki wód do oznaczeń chemicznych pobierano raz w miesiącu w okresie od marca do czerwca w latach 2003–2004. Analizę stężenia żelaza, manganu, cynku i miedzi przeprowadzono techniką absorpcyjnej spektrometrii atomowej (aparatury typu Solaar S AA). Badania florystyczne wykonano w okresie wegetacyjnym w latach 2003–2004. Analizie poddano gatunki ze strefy wodnej i buforowej [Gamrat 2009].

Statystyczną interpretację wyników badań terenowych dotyczących liczby gatunków roślin oparto na 2-czynnikowej analizie wariancji przy poziomie istotności  $\alpha = 0,05$  ( $NIR_{0,05}$ ) dla wyodrębnionych dwóch grup oczek (grupa 1 i 2) i lat badań. Wartości pomiarów stężenia badanych metali w wodzie oceniono wyznaczając ich średnią wartość ( $n = 24$ ) oraz przedziały ufności z uwzględnieniem odchylenia standardowego (SD) i błędu standardowego (SE).

Tabela 1. Charakterystyka i podział śródpolnych oczek wodnych w latach 2003–2004

Table 1. Characteristics and division of mid-field ponds in the years 2003–2004

Charakterystyka śródpolnych oczek wodnych Characteristic of mid-field ponds					Podział oczek wodnych Distribution of mid-field ponds	
nr oczka no pond	uprawa type of crop	powierzchnia/ /pow. lustra wody/ /głębokość wody surface reservoir/ /surface of water table/ /water depth [m <sup>2</sup> /m <sup>2</sup> /m]	liczba gatunków roślin number of plant species		stopień antropopresji anthropo- pression	trwałość stability
			strefa wodna water zone	strefa buforowa buffer zone		
1	p-r	280 / 25 / 0,19–0,21	6 IV, V, VII, XV, XVI, XXXVIII	1 XXXIII	1 A	2 B
2	r-p	80 / 30 / 0,29–0,30	5/4* I, III, VI, X, XIV	2 XX, XXXII	1 A	2 B
3	r-p	40 / 30 / 0,39–0,41	5 IX, XI, XIII, XIV, XXXVII	4 XXV, XXXVIII, XXIX, XXXI	1 A	2 B
4	p-r	120 / 70 / 0,29–0,31	2 V, IX	2 XII, XXVII	1 A	2 B
5	p-r	20 / 16 / 0,28–0,32	1 XII	0	1 A	2 A
6	r-p	50 / 30 / 0,49–0,52	4 VI, XI, XII, XVII	3 XXI, XXIV, XXX	1 B	2 A
7	p-r	650 / 500 / 0,30–0,31	4 II, VIII, XVIII, XIX	5/4* XXII, XXXVI, XXXIII, XXXV, XXXVI	1 B	2 A
8	n	60 / 18 / 0,29–0,30	0	2 XXVIII, XXX	1 B	2 A
9	n	470 / 370 / 0,50–1,00	1 XII	6/5* VII, XII, XXXII, XXX XXXIV, XXXVII	1 B	2 A
10	n	100 / 60 / 0,29–0,31	1 XVIII	4 XX, XXX, XXXIII	1 B	2 B

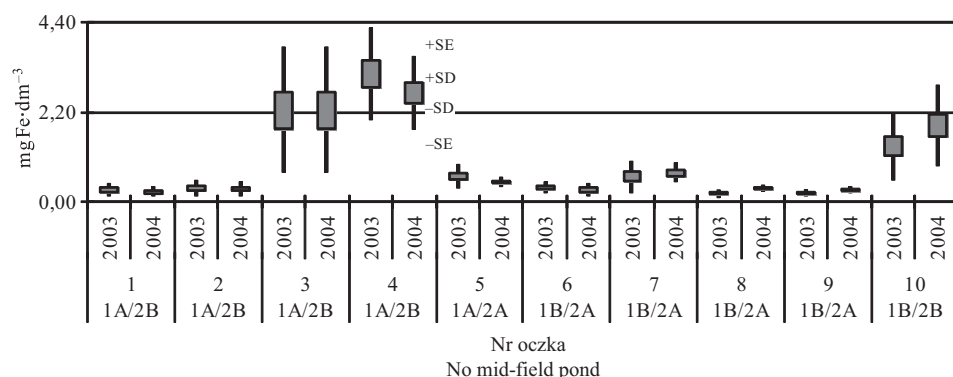
Objaśnienia: p-r – pszenica – rzepak, n – nieużytek, \*2004 rok.

Explanations: p-r – wheat – rape, n – barren land, \*2004 Year.

I – *Ranunculus aquatilis* L., II – *Lemna minor* L., III – *Epilobium parviflorum* Schreber, IV – *Phalaris arundinacea* L., V – *Alopecurus geniculatus* L., VI – *Oenanthe aquatica* (L.) Poir., VII – *Carex acutiformis* Ehrh., VIII – *C. acuta* L., IX – *Glyceria fluitans* (L.) R. Br., X – *G. maxima* (Hartman) Holmb., XI – *Iris pseudacorus* L., XII – *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Stuedel., XIII – *Scirpus lacustris* L., XIV – *Sparganium erectum* L., XV – *Ranunculus repens* L., XVI – *Rumex crispus* L., XVII – *Agrostis stolonifera* L., XVIII – *Ranunculus sceleratus* L., XIX – *Rumex maritimus* L., XX – *Alnus glutinosa* (L.) Gaertner., XXI – *Betula pendula* Roth., XXII – *Fraxinus excelsior* L., XXIII – *Populus nigra* L., XXIV – *Quercus robur* L., XXV – *Salix alba* L., XXVI – *Tilia cordata* Miller, XXVII – *Crataegus monogyna* Jacq., XXVIII – *Populus tremula* L., XXIX – *Prunus avium* L., XXX – *Salix cinerea* L., XXXI – *S. fragilis* L., XXXII – *S. pentandra* L., XXXIII – *Sambucus nigra* L., XXXIV – *Antennaria dioica* (L.) Gaertner., XXXV – *Epilobium parviflorum* Schreber, XXXVI – *Urtica dioica* L., XXXVII – *Juncus effusus* (L.) R. Br., XXXVIII – *Batrachium aquatile* (L.) Dumort.

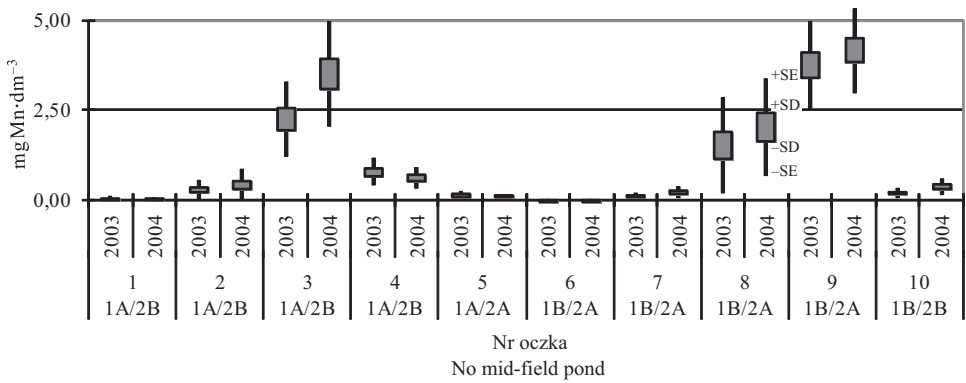
## WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

Zanieczyszczenie metalami drobnych zbiorników wodnych, które odgrywają w krajobrazie rolę swoistych wysp środowiskowych, powoduje zaburzenia równowagi biologicznej tych ekosystemów. Bezodpływowe oczka wodne charakteryzują się największą zmiennością stanów wody, a wielkość opadów atmosferycznych decyduje często o trwałości lustra wody [Koc i in. 1996]. W badaniach największe zmiany głębokości wody zaobserwowano w oczkach nr 5 i 9 (tab. 1). Zmienna wielkość opadów atmosferycznych (339 mm w 2003 roku, a 535 mm w 2004 roku) [Durkowski i Woroniecki 2009] nie wpłynęła na obserwowaną w oczkach trwałość lustra wody. Największe ilości metali dostają się do wód powierzchniowych ze ściekami przemysłowymi i komunalnymi, z wysypisk różnych odpadów oraz z opadami pyłów atmosferycznych. Oprócz czynników antropogenicznych również procesy naturalne mogą być przyczyną wzbogacenia wód w pierwiastki. W opadach atmosferycznych stężenie żelaza wyniosło 0,001–0,175, manganu 0,004–0,0082, cynku 0,0020–0,0082, a miedzi 0,0042–0,0385  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  [GIOŚ 2012]. Przytoczone wartości były większe tylko dla stężenia miedzi w wodzie w większości badanych oczek (rys. 1–4). Porównanie wielkości stężenia metali w wodzie [Poleszczuk i in. 2003, Scholz i Anderson 2003] z wartościami uzyskanymi w omawianych badaniach wskazuje na występowanie większych stężeń żelaza w wodzie głównie w oczkach nr 3, 4, 10. Większe stężenie manganu zaobserwowano również w oczkach nr 3, 8 i 9. Z kolei stężenie cynku w wodzie było większe w porównaniu z danymi literaturowymi w oczkach nr 1, 3, 8 i 10, a miedzi głównie w oczkach nr 3 i 4. Przed dostosowaniem polskiego systemu oceny jakości wód powierzchniowych do RDW ze względu na wielkość stężenia badanych metali wody oczek uznano by wówczas za zanieczyszczone [Rozporządzenie MOŚZNiL z dn. 5.11.1991 roku]. W aktualnym rozporządzenie MŚ z dnia 9.11.2011 roku spośród analizowanych metali tylko stężenie cynku i miedzi w wodzie znalazło odzwierciedlenie w kreśleniu wartości granicznych dla wskaźników jakości wód z grupy substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego: 1  $\text{mg Zn}\cdot\text{dm}^{-3}$  i 0,05  $\text{mg Cu}\cdot\text{dm}^{-3}$ . Wody badanych oczek ze względu na te parametry można zakwalifikować do I klasy czystości wód. Obecność różnych gatunków roślin ma wpływ na określanie stanu



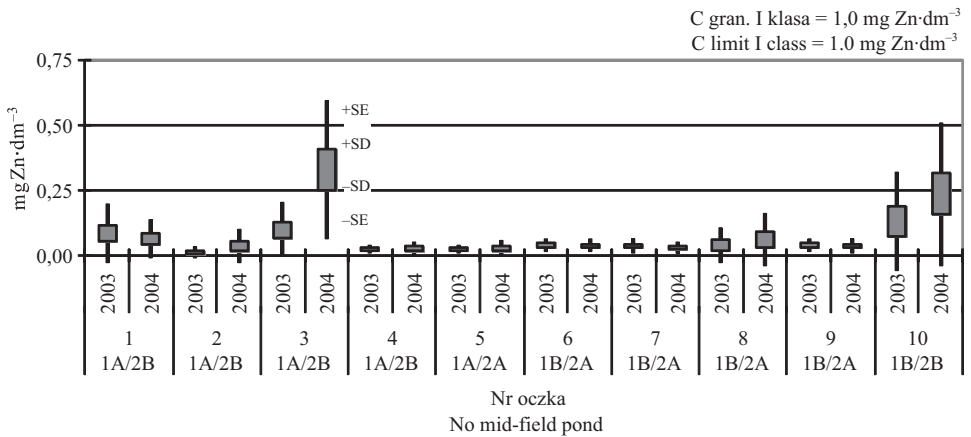
Rys. 1. Stężenie żelaza w wodzie badanych śródpolnych oczek

Fig. 1. Concentration of iron in water of mid-field ponds



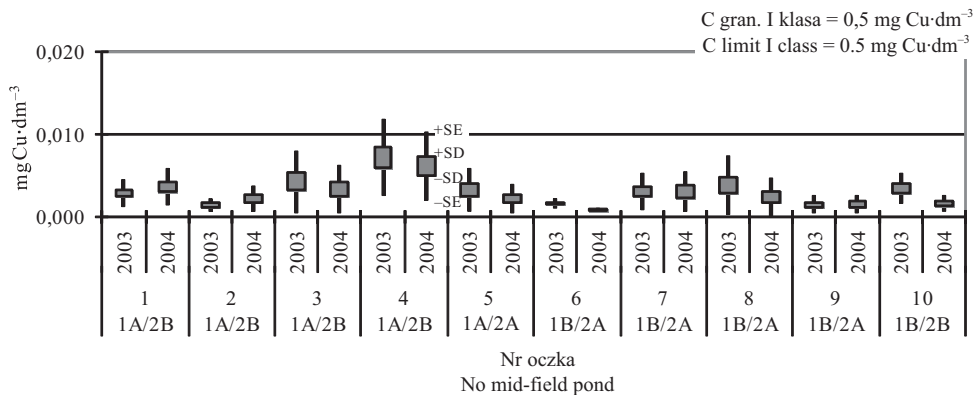
Rys. 2. Stężenie manganu w wodzie badanych śródpolnych oczek

Fig. 2. Concentration of manganese in water of mid-field ponds



Rys. 3. Stężenie cynku w wodzie badanych śródpolnych oczek

Fig. 3. Concentration of zinc in water of mid-field ponds



Rys. 4. Stężenie miedzi w wodzie badanych śródpolnych oczek

Fig. 4. Concentration of copper in water of mid-field ponds

ekologicznego zbiornika i szczególnie w okresie wiosennym wpływa na zmniejszenie stężenia pierwiastków w wodzie. Również w pełni wykształcona i zachowana strefa buforowa ogranicza dopływ mineralnych składników pokarmowych do wód zbiorników.

Waldon [2011] ustaliła, że wraz ze wzrostem powierzchni zbiorników rośnie liczba gatunków i zbiorowisk. Prawidłowość ta została potwierdzona w badanych śródpolnych oczkach wodnych, gdzie w trzech zbiornikach charakteryzujących się największą misą liczba gatunków wahała się od 6 do 9, a w tych średnio kilkukrotnie mniejszych od 1 do 7.

Stwierdzona zdecydowanie mniejsza liczba gatunków roślin w analizowanych oczkach w porównaniu z danymi oczek [Waldon 2011] położonych na obszarze Pojezierza Krajeńskiego (średnio 35 gatunków), związana była ze znacznie mniejszą powierzchnią i głębokością badanych zbiorników (średnio 187 m<sup>2</sup> i 0,36 m) w przeciwieństwie do porównywanych (średnio 811 m<sup>2</sup>, brak danych), a także zanieczyszczeniem m.in. związkami biogennymi śródpolnych oczek na Nizinie Pyrzyckiej [Galczyńska i in. 2011]. Ogólnie w analizowanych oczkach stwierdzono 38 różnych gatunków roślin występujących zarówno w strefie wodnej, jak i buforowej (tab. 1). W 2004 roku, ze względu na warunki klimatyczne panujące w 2003 roku i przesuszenie częściowe dna zbiornika oraz strefy buforowej, ustąpiły 3 gatunki roślin: *Ranunculus aquatilis* L., *Antennaria dioica* (L.) Gaertner. i *Epilobium parviflorum* Schreber. Pomimo że nasilenie antropopresji związane ze zdeponowaniem różnych odpadów w oczkach nie miało wpływu na średnią liczebność wszystkich gatunków roślin, to zanotowano różną liczebność gatunków w wyodrębnionych strefach (tab. 2).

Tabela 2. Liczba gatunków roślin w śródpolnych oczkach wodnych

Table 2. Number of plant species in mid-field ponds

Podział oczek (I) Distribution of mid-field ponds (I)	Liczba gatunków roślin Number of plant species					
	ogółem all		strefa wodna water zone		strefa buforowa buffer zone	
	Rok badań (II) – Year of the study (II)					
	2003	2004	2003	2004	2003	2004
1 A	5,4	5,2	3,6	3,4	1,8	1,8
1 B	6,0	5,6	2,0	2,0	4,0	3,6
NIR <sub>0,05</sub> dla I / LSD <sub>0,05</sub> for I	r.n./i.d.		0,5		0,3	
NIR <sub>0,05</sub> dla II / LSD <sub>0,05</sub> for II	r.n./i.d.		r.n./i.d.i.d.		r.n./i.d.i.d.	
2 A	4,3	4,0	1,5	1,5	2,8	2,5
2 B	6,7	6,3	3,7	3,5	3,0	2,8
NIR <sub>0,05</sub> dla II / LSD <sub>0,05</sub> for II	0,6		0,4		r.n./i.d.i.d.i.d.	
NIR <sub>0,05</sub> dla II / LSD <sub>0,05</sub> for II	r.n./i.d.		r.n./i.d.i.d.		r.n./i.d.i.d.	

W strefie wodnej oczek bez obciążenia misy zbiornika odpadami liczba gatunków roślin była większa niż w oczkach z odpadami, a w strefie buforowej występowało ich mniej. Z kolei w drugiej grupie oczek stwierdzono, że w strefie wodnej oczek wypełnionych wodą w całym okresie wegetacyjnym występowało mniej gatunków roślin

niż w oczkach okresowych. Nie zanotowano istotnych różnic w liczbie gatunków roślin strefy buforowej tej grupy oczek (tab. 2). Należy zaznaczyć, że w grupie oczek charakteryzujących się trwałością lustra wody w całym okresie wegetacyjnym cztery z nich były obciążone odpadami. Obecność lepiej wykształconej i zróżnicowanej florystycznie strefy buforowej wokół oczek 6–10 (tab. 2) stworzyło możliwości do deponowania różnych rodzajów odpadów, czyniąc je jednocześnie niewidocznymi z daleka. Nie mniej jednak procesy rozkładu tych zanieczyszczeń mogą, ze względu na stężenia mikro- (rys. 1–4) czy makroskładników pokarmowych w wodzie [Gałczyńska i in. 2013], niekorzystnie wpłynąć na rozwój w strefie wodnej tych zbiorników takich gatunków jak np. *Agrostis stolonifera*, *Phragmites australis* czy *Carex gracilis*. Rośliny te występują na terenach typowych dla żyznych obszarów czołomerenowych i mają duże możliwości przystosowawcze do zmiennych warunków środowiskowych. Duże różnice w akumulacji metali przez te same gatunki makrofitów w różnych warunkach troficznych ekosystemu wodnego [Gałczyńska 2012] utrudniają określenie wpływu zanieczyszczenia wód metalami śladowymi na wzrost i rozwój tych roślin. *Agrostis stolonifera* cechuje się tolerancją na nadmierne zasolenie wody. Gatunek ten spotykany jest m.in. na składowiskach odpadów komunalnych. Obecność *Agrostis stolonifera* w oczku nr 6 nie została zagrożona zanieczyszczeniem zbiornika wyciekami ze starych opakowań z przetworami warzyw i owoców. *Phragmites australis* charakteryzuje się szeroką skalą ekologiczną i jest wykorzystywany w oczyszczaniu ścieków bytowych [Czyżyk i in. 2012]. Zdolność trzciny pospolitej do rozwoju w środowisku o dużym stężeniu chlorków i żelaza wpłynęła również na zastosowanie jej w systemach hydrofitowych do oczyszczania odcieków ze składowiska odpadów komunalnych. Według Wesołowskiego i innych [2011], zawartość żelaza w tej roślinie z jeziora Starzec wahała się od 0,17 do 0,23 mg·g<sup>-1</sup> s.m. Z kolei Kaniuczak i inni [2002] podają, że w testowanym systemie hydrofitowym zawartość tego metalu w trzcinie pospolitej mieściła się w zakresie od 43 do 100 mg·g<sup>-1</sup> s.m. Zdaniem Sawickiego [1999], trzcina pospolita naturalnych łęgów zastoiskowych doliny rzek Tyśmienicy i Wieprza dała ponad dwukrotnie większy plon suchej masy niż z oczyszczalni biologicznej, do której systematycznie wprowadzano ścieki. Nie ustalono jednak bezpośredniej przyczyny obserwowanych zależności. Uznano, że trzcina pospolita w wariantcie ściekowym w porównaniu z wariantem kontrolnym zawierała więcej żelaza i kobaltu (niekiedy także manganu i cynku) a mniej miedzi. *Iris pseudacorus* jest także wykorzystywany w hydrofitowych systemach oczyszczania ścieków. Li i inni [2009] zbadali, że gatunek ten lepiej toleruje większe stężenie żelaza, manganu i cynku niż *Oenanthe javanica*. W badanych oczkach występował gatunek *Oenanthe aquatica*, który charakteryzuje się dużą akumulacją miedzi i cynku w kłączach [Świerk i Szpakowska 2011]. Z kolei *Lemna minor* zasiedla zbiorniki eutroficzne i tworzy gęste maty na powierzchni wody, które hamują poprzez zaciemnianie zbiornika rozwój roślinności dennej. Posiada zdolność do akumulacji makro- i mikroskładników pokarmowych. Szybki wzrost tego gatunku daje możliwość trwałego usuwania pierwiastków wraz z rośliną (2–3-krotnie w roku) z hydrofitowego systemu oczyszczania ścieków. W naturalnych ekosystemach wodnych rzęsa drobna rozwijająca się na początku sezonu wegetacyjnego może wpłynąć na zmniejszenie stężenia pierwiastków w wodzie. Prowadzone badania przez Drost i innych [2007] wskazują, że roślina gorzej reaguje na zanieczyszczenie wody miedzią

niż cynkiem. Również *Carex gracilis* występuje w siedliskach charakteryzujących się dobrą zasobnością gleby w składniki pokarmowe, w strefie niemal całego podtopienia. Vardanyan i Ingole [2006] podają, że *Ranunculus sceleratus* w tych samych warunkach zanieczyszczenia ekosystemu wodnego akumuluje więcej miedzi, manganu i cynku niż *Lemna minor*, a mniej żelaza. *Rumex maritimus* występuje w wodach eutroficznych w zasięgu oddziaływania Huty Miedzi „Głogów”.

Duża akumulacja pierwiastków biogennych i metali, jaką charakteryzują się takie gatunki jak np. *Phragmites australis* czy *Typha domingensis*, wykorzystywane są w ochronie zbiorników wodnych przed splywem powierzchniowym. Badania prowadzone przez Koca i Szyperek [2001] potwierdziły, że w zależności od produkcji biomasy roślinność szuwarowa może zakumulować znaczne ilości azotu, fosforu, potasu i wapnia ( $251 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ). Oszacowana na podstawie danych literaturowych [Ivanova i in. 2012] możliwa akumulacja analizowanych metali w biomacie ( $17,2 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) trzciny pospolitej i pałki szerokolistnej [Koc i Szyperek 2001], przy założeniu ich 50-procentowego udziału wynosi dla żelaza –  $15,6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ , manganu –  $6,6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ , miedzi –  $1,17 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ , a cynku –  $0,42 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ . Dane te wskazują, że usuwanie biomasy ze zbiorników wodnych wpływa na zmniejszenie obciążenia ich metalami i jakość ekosystemów.

W grupie oczek zanieczyszczonych odpadami (rys. 1–4) największe stężenie badanych metali w wodzie zanotowano w oczkach nr: 7 (Fe i Cu), 8 (Mn, Zn i Cu), 9 (Mn) i 10 (Fe, Zn i Cu). W oczku nr 7, gdzie w wodzie stwierdzono szczątki zwierząt, w strefie wodnej występowały *Lemna minor*, *Carex gracilis*, *Ranunculus sceleratus* i *Rumex maritimus*. Obecność tych gatunków roślin mogła wpłynąć na zmniejszenie stężenia żelaza w wodzie w porównaniu z oczkiem nr 10, zanieczyszczonym odpadami komunikacyjnymi (opony), w którym stwierdzono obecność tylko *Ranunculus sceleratus*. W odniesieniu do stężenia miedzi mniejsze stężenie tego metalu w wodzie w oczku nr 10 w stosunku do oczka nr 7 wiązało się z rodzajem odpadów zdeponowanych w misie zbiornika. W oczku nr 8, ze względu na brak roślinności w strefie wodnej, o wielkości stężenia metali decydowało uwalnianie ze zużytych worków pozostałości nawozów wzbogaconych mikroelementami. Z kolei w oczku nr 9 (odpady bytowe) niewielkie stanowisko *Phragmites australis* nie miało wpływu na zmniejszenie stężenia manganu w wodzie (około  $5 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ). Zanik w tym oczku *Antennaria dioica* nie był związany z wielkością stężenia tego pierwiastka w wodzie, ponieważ Kroeze i inni [1989] stwierdzili, że *Antennaria dioica* po zanieczyszczeniu manganem środowiska wzrostu na poziomie  $300 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  nie wykazała zmniejszenia biomasy. Najbardziej zanieczyszczonym ze względu na stężenie cynku było oczko nr 10, w którym wskutek rozkładu opon następowało powolne uwalnianie cynku.

W grupie oczek niezanieczyszczonych odpadami również obserwowano wysokie stężenia badanych metali w oczkach nr 3 i 4 (rys. 1–4). Występujące w strefie wodnej gatunki: *Sparganium erectum*, *Glyceria fluitans*, *Scirpus lacustris*, *Iris pseudacorus*, *Juncus effusus*, *Glyceria fluitans* czy *Alopecurus geniculatus* mogą rozwijać się w wodach eutroficznych o zwiększonym zasoleniu. Mają one zdolność do akumulacji dużych ilości metali. O wielkości stężenia żelaza i manganu w wodzie decydują: odczyn, potencjał redox, substancja organiczna, rodzaj minerałów, zwłaszcza ilastych oraz obecność kationów. W badanych oczkach odczyn wody był lekko kwaśny



(pH = 6,3), co spowodowane było dopływem zakwaszających nawozów mineralnych i wprowadzaniem substancji organicznej wraz z obornikiem. Czynniki te mają wpływ na zwiększenie rozpuszczalności związków żelaza i manganu, a także innych metali. Występowanie strefy ochronnej w tych oczkach nie zmniejszyło dopływu związków mineralnych z pól przylegających do oczek.

## WNIOSKI

1. Wody badanych oczek charakteryzowały się dużą zmiennością stężenia żelaza, manganu, cynku i miedzi w wodzie. Ze względu na małe stężenie cynku i miedzi w wodzie można zakwalifikować je do I klasy czystości wód.

2. Rozwinięta strefa buforowa śródpolnych oczek wodnych stwarza możliwości ograniczenia negatywnych skutków spływu powierzchniowego do wody pozostałości nawozów, ale jej obecność stała się miejscem deponowania odpadów.

3. W oczkach zanieczyszczonych odpadami obserwowano większe stężenie żelaza i miedzi w wodzie w porównaniu z oczkami niezanieczyszczonymi, pomimo większego zróżnicowania gatunkowego roślin tworzących strefę buforową zanieczyszczonych oczek.

4. Czynnikiem decydującym o zaniku stanowiska *Antennaria dioica* było zmniejszenie uwilgotnienia stanowiska, a nie wielkość stężenia manganu w wodzie.

5. Rośliny zasiedlające strefę wodną (np. *Agrostis stolonifera*, *Iris pseudacorus*, *Phragmites australis*, *Oenanthe aquatica*, *Lemna minor*, *Carex gracilis*) zanieczyszczonych oczek mogły się przyczynić do obniżenia stężenia manganu i cynku w wodzie.

## LITERATURA

- Czyżyk F., Pulikowski K., Strzelczyk M., Pawęska K., 2012. Efektywność oczyszczania ścieków bytowo-gospodarczych w oczyszczalniach gruntowo-roślinnych i glebowo-roślinnych. *Woda Środ. Obsz. Wiej.* 12, 4(40), 97–108.
- Drost W., Matzke M., Backhaus T., 2007. Heavy metal toxicity to *Lemna minor*: studies on the time dependence of growth inhibition and the recovery after exposure. *Chemosphere* 67, 36–43.
- Durkowski T., Korybut Woroniecki T., 2009. Dynamika stężenia wybranych składników chemicznych w opadach atmosferycznych w zlewni jeziora Miedwie. *Woda Środ. Obsz. Wiej.* 9, 2(26), 19–32.
- Gałczyńska M., 2012. Reakcja przestki pospolitej i żabiścieku pływającego na zanieczyszczenie wody metalami ciężkimi i możliwości wykorzystania tych roślin w fitoremediacji wód. Wydawnictwo ZUT w Szczecinie.
- Gałczyńska M., Gamrat R., Burczyk P., Horak A., Kot M., 2013. Wpływ antropopresji i trwałości lustra wody na wielkość stężenia wybranych makroskładników pokarmowych w wodach śródpolnych oczek. *Woda Środ. Obsz. Wiej.* 13, 3(43), 41–54.
- Gałczyńska M., Gamrat R., Pacewicz K., 2011. Influence of different use of environment on chemical and physical features of small water ponds in southwestern part of Pyrzycko-Starogardzka Plain Pol. *J. Environ. Stud.* Vol. 20, 4, 885–894.

- Gamrat R., 2009. Vegetation in small water bodies in the young glacial landscape of West Pomerania. W: (red.) A. Łachacz. Contemporary problems of management and environmental protection. Vol. 2. Olsztyn, University of Warmia and Mazury, 95–105.
- Ivanova E.A., Anischenko O.V., Gribovskaya I.V., Zinenko G.K., Nazarenko N.S., Nemchinov V.G., Zuev I.V., Avramov A.P., 2012. Metal Content in Higher Aquatic Plants in a Small Siberian Water Reservoir. *Contemp Probl Ecol* 5(4), 356–364.
- Kaniuczak J., Gąsior J., Błażej J., 2002. Pobranie składników mineralnych przez trzcinę pospolitą z biologicznej oczyszczalni ścieków. *PTIE Inż. Ekol.* 7, 146–148.
- Koc J., Glińska K., Nowicki Z., Rochwerg A., 1996. Wpływ wykorzystania terenu na jakość wód powierzchniowych na przykładzie wybranych zlewni Poj. Olsztyńskiego. *Mat. Konf. Inżynieria środowiska w eksploatacji kompleksów wiejskich, WAT, Warszawa*, 58–63.
- Koc J., Cymes I., Skwierawski A., Szyperk U., 2001. Znaczenie ochrony małych zbiorników wodnych w krajobrazie rolniczym. *Zesz. Probl. Nauk Roln.* 476, 397–407.
- Koc J., Szyperk U., 2001. Skuteczność barier biogeochemicznych w ograniczaniu spływu azotu w środowisku rolniczym. *Annales UMCS, Sec. E* 59, 1, 93–100.
- Kroeze C., Pegtel D.M., Blom C.J.C., 1989. An experimental comparison of aluminium and manganese susceptibility in *Antennaria dioica*, *Arnica montana*, *Viola canina*, *Filago minima* and *Deschampsia flexuosa*. *Acta Bot. Neerl.* 38(2), 165–172.
- Li X., Liu P., Zhang Z.X., 2009. Comparative research on wastewater treatment with two hydrophytes by FTIR. *Spectroscopy and Spectral Analysis* 29(4), 945–949.
- Poleszczuk G., Pilecka-Rapacz M., Domagała J., 2003. Jakie zbiorniki wodne wybierają żaby i ropuchy na miejsce rozrodu? *Rocz. Ochr. Środ.* 5, 203–218.
- Ramowa Dyrektywa Wodna z dnia 22 grudnia 2000 roku (Dz.U. UEL.00.327.1).
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 roku w sprawie klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych (Dz.U. Nr 257, poz. 1545).
- Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnych z dnia 5 listopada 1991 roku w sprawie klasyfikacji wód oraz warunków, jakim powinny odpowiadać ścieki wprowadzane do wód lub do ziemi (Dz.U. Nr 116, poz. 503).
- Sawicki B., 1999. Nowe spojrzenie na trzcinę pospolitą (*Phragmites australis*). *Folia Univ. Agricul. Stetin.* 197 *Agricul.* 75, 279–282.
- Scholz M., Anderson P., 2003. Design, operation and water quality management of a combined wet and dry pond system. *European Water Management Online* 1–20.
- Świerk D., Szpakowska B., 2011. Occurrence of Heavy Metals in Aquatic Macrophytes Colonising Small Aquatic Ecosystems, *Ecol. Chem. Eng. S.* 18(3), 369–384.
- Vardanyan L.G., Ingole B.S., 2006. Studies on heavy metal accumulation in aquatic macrophytes from Sevan (Armenia) and Carambolim (India) lake systems. *Environment International* 32/2: 208-218. DOI 10.1016/j.envint.2005.08.013.
- Waldon B., 2011. Drobne zbiorniki wodne Pojezierza Krajeńskiego jako ostoje różnorodności szaty roślinnej. Wydawnictwo Uniwersytetu Kazimierza Wielkiego, Bydgoszcz.
- Wesołowski P., Trzaskoś M., Brysiewicz A., 2011. Skład botaniczny i zawartość wybranych pierwiastków chemicznych w roślinności szuwarowej strefy przybrzeżnej jeziora Starzec. *Woda Środ. Obsz. Wiej.* 11(1), 331–345.

## RELATIONSHIP BETWEEN METAL POLLUTION IN MIDFIELD PONDS, STABILITY OF WATER TABLE AND FLORA IN WATER AND BUFFER ZONE

**Summary.** The aim of this study was to determine the relationship between the water environment and its properties and the vegetation of buffer and water zone of midfield ponds. The studies were based on the analysis of the concentration of Fe, Mn, Zn and Cu in water and in the plants species composition in 10 water bodies. Chemical measurements were carried out using absorption technique of atomic absorption spectrometry. In the statistical description of the research results a two-factor analysis of variance was used and basic measures of distribution were determined. In the examined field ponds 38 species of plants were observed. In the aquatic zone in which water body was not loaded with waste the number of plant species was larger than in the ponds with waste, and in the buffer zone their number was smaller. Whereas in the group of ponds of differentiated endurance of water table it was observed that in the water zone of ponds filled with water during the whole vegetation period there were fewer plant species than in the seasonal ponds. The examined water were characterized by a high variability of concentrations of analysed metals (Zn and Cu – as 1st class of water purity). A developed buffer zone of the ponds makes it possible to limit negative effects of the surface run off of mineral and organic fertilizers, but its presence often becomes a place of depositing wastes. The ponds contaminated with waste showed higher concentrations of Fe and Cu in the water in comparison with the unpolluted ponds, despite a greater variety of plants' species within the buffer zone of the contaminated ponds. The disappearance of *Antennaria dioica* was caused by the level of Mn concentration in the water. Plants inhabiting the water zone of the contaminated ponds may have contributed to the reduction of Mn and Zn concentration in the water.

**Key words:** anthropopression, flora, metals, midfield ponds