

MASOWA ŚMIERTELNOŚĆ MAŁŻY W ZBIORNIKU RUSAŁKA

Karol Pietruczuk, Joanna Chmist-Sikorska

The mass mortality of mussels in the Rusalka reservoir

Abstract: The phenomenon of mass death of mussels in the Rusalka reservoir in Poznań took place in July 2018. As a result of this incident, the *Unionidae* population has been depleted. The number of dead mussels was counted, which floated around the banks and in the water. A total of approximately 5,500 deaths were found. Due to the scale of the phenomenon, the analysis of water quality was carried out by the Voivodeship Inspectorate for Environmental Protection in Poznań. Four samples of water were taken from different depths of the reservoir to perform physico-chemical and biological analyses. Two profiles, oxygen and temperature, were made in the deepest place of the Rusalka reservoir. There was a presence of hydrogen sulphide at the 5-meter depth of the reservoir. Additionally, oxygen concentration decreased strongly with depth to total deoxidation ($< 0.50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{O}_2$ from 5 meters depth to the bottom). Furthermore, the average air temperatures in May 2018, in Poznań, were more than 3°C higher than in 2017 and 2016. In June and July, temperatures increased on average by 1 and 2°C compared to the previous. It was shown that the mass death of mussels was probably the result of the interaction of high temperature, a lack of oxygen, and the presence of hydrogen sulphide. It is not possible to clearly indicate only one factor that led to this phenomenon.

Keywords: mussels, Rusalka reservoir, *Unionidae*

Zarys treści: Zjawisko masowej śmierci małży w poznańskim zbiorniku Rusalka miało miejsce w lipcu 2018 r. W wyniku tego zdarzenia populacja małży *Unionidae* została uszczuplona. W ramach badań terenowych wykonano liczenie małży, które znajdowały się przy brzegach oraz pływały, unosząc się w toni wodnej. Stwierdzono łącznie około 5500 śniętych sztuk. Ze względu na skalę zjawiska Wojewódzki Inspektorat

Ochrony Środowiska w Poznaniu wykonał kompleksowe analizy jakości wody. Pobrano cztery próbki wody z różnych głębokości zbiornika w celu przeprowadzenia analiz fizyczno-chemicznych i biologicznych. Wykonano również dwa profile – tlenowy i temperaturowy w najgłębszym miejscu zbiornika. Wykazano m.in. obecność siarkowodoru na 5 m głębokości w zbiorniku. Ponadto stężenie tlenu ulegało obniżeniu w miarę wzrostu głębokości do poziomu bliskiego całkowitemu odtlenieniu ($< 0,50 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}\text{O}_2$) od 5 m do dna. Dodatkowo średnie temperatury powietrza w Poznaniu w maju 2018 r. były wyższe o ponad 3°C w porównaniu do lat 2016 i 2017. W czerwcu i lipcu 2018 r. średnie temperatury powietrza wzrosły średnio o 1 i 2°C . Wykazano, że masowa śmierć małży była prawdopodobnie wynikiem wzajemnego oddziaływania wysokiej temperatury, braku tlenu oraz obecności siarkowodoru. Nie można jednoznacznie wskazać wyłącznie jednego czynnika, który doprowadził do tego zjawiska.

Słowa kluczowe: małże, zbiornik Rusałka, *Unionidae*

Wstęp

Zbiorniki wodne zlokalizowane na obszarach zurbanizowanych, oprócz gospodarczego wykorzystania, wielokrotnie spełniają dodatkowo funkcję rekreacyjną. Na terenie Poznania znajduje się kilka naturalnych jezior, a także kilkanaście sztucznych zbiorników wodnych, w tym zbiornik Rusałka. Akwen ten zlokalizowany jest w zachodniej części miasta, tzw. zachodnim klinie zieleni. Zarówno usytuowanie w niewielkiej odległości od centrum Poznania, jak i atrakcyjne tereny wokół zwiększają jego popularność wśród okolicznych mieszkańców (Szczepańska 2008).

Woda zbiornika Rusałka jest zeutrofizowana. Substancje biogenne dostarczane są m.in. wraz z dopływającą rzeką Bogdanką oraz poprzez inne mniejsze ciek. Ponadto na podatność zbiornika na degradację wpływają przede wszystkim jego mało korzystne parametry morfometryczne (średnia głębokość wynosi jedynie 1,9 m) i niewielki przepływ wody. Duże znaczenie ma także intensywne rekreacyjne wykorzystanie zbiornika przez turystów i okolicznych mieszkańców korzystających m.in. z dostępnego kąpieliska, a także wędkarzy stosujących różnego rodzaju zanęty (Kuczyńska-Kippen i in. 2004; Gołdyn i in. 2010).

Płytkie akwenu wodne, zwłaszcza podczas utrzymujących się wysokich temperatur, narażone są na niedobory tlenu. Powstały deficyt skutkuje pojawieniem się stref anoksyicznych, co ułatwia uwalnianie m.in. fosforu z osadów dennych oraz wytwarzanie siarkowodoru (Kajak 1998; Bieroński, 2014). Długotrwałe utrzymywanie się powyższych warunków skutkuje wzrostem śmiertelności wśród bardziej wrażliwych organizmów, do których możemy zaliczyć również małże.

Masowa śmierć organizmów wodnych, w tym małży, jest zjawiskiem występującym szczególnie często podczas długotrwałych okresów wysokich temperatur (Beitinger i in. 2000). Podobny incydent miał miejsce w zbiorniku Rusałka na początku lipca 2018 r. (fot. 1). W ciągu tygodnia od momentu zaobserwowania pierwszych

martwych osobników oszacowano blisko 5500 śniętych sztuk. W wyniku tego zdarzenia populacja *Unionidae* w zbiorniku została mocno uszczuplona. W czasie badań terenowych stwierdzono trzy gatunki śniętych małży, do których możemy zaliczyć: szczeżuję wielką (*Anodonta cygnea*), szczeżuję pospolitą (*Anodonta anatina*) i skójkę zaostroszoną (*Unio tumidus*). Ze względu na skalę zjawiska Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Poznaniu wykonał kompleksowe analizy jakości wody. Badania pozwoliły na realizację celu niniejszej pracy, którym była próba ustalenia prawdopodobnych przyczyn masowej śmierci małży w zbiorniku Rusałka. Ponadto celem pracy jest również wskazanie zestawu badań, jakie należałoby wykonać, gdyby w przyszłości podobna sytuacja związana z masowym śnięciem małży miała miejsce w jakimkolwiek innym akwenu.

Materiały i metody

Obiektem badań był sztuczny zbiornik wodny Rusałka, którego parametry morfometryczne są następujące (Pułyk, Tybiszewska 1995):

- powierzchnia: 36,7 ha;
- długość linii brzegowej: 3300 m;
- maksymalna głębokość: 9,0 m;
- średnia głębokość: 1,9 m.

W bezpośredniej zlewni zbiornika (83,9 ha) 90% stanowią lasy, natomiast łąki 10%. W przypadku zlewni całkowitej (2510 ha) przeważają grunty orne (Gołdyn i in. 2010). Rusałka zaliczana jest do zbiorników polimiktycznych. Częstemu mieszanemu wody przez wiatr sprzyja jego wydłużony kształt, zgodny z przeważającym kierunkiem wiatrów. W okresie letnim w najgłębszym miejscu tworzy się jednak uwarstwienie termiczne i w tej części zachodzą zjawiska typowe dla akwenów dimiktycznych (Janysek i in. 2002). Zbiornik zasilany jest przez rzekę Bogdankę, Strumień Gołęciński oraz cztery niewielkie ciekły bez nazwy. Wypływ ze zbiornika stanowi rzeka Bogdanka (ryc. 1). Badania jakości wody w zbiorniku nie są prowadzone systematycznie w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ), a wykonuje się je tylko na potrzeby projektów badawczych lub innych celów, określonych przez zarządcę zbiornika.

Badania fizyczno-chemiczne i biologiczne przeprowadzono na początku lipca 2018 r. w Laboratorium Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Poznaniu. Laboratorium to ma wdrożony system jakości zgodnie z normą PN-EN ISO/IEC 17025. Ponadto posiada ono akredytację Polskiego Centrum Akredytacji (nr AB 199) na pobór próbek wody oraz prowadzenie badań wody, dzięki czemu zapewniona została najwyższa jakość postępowania z próbkami i wykonywania badań. Wszystkie pobory i badania były prowadzone zgodnie z normami lub procedurami badawczymi obowiązującymi w Laboratorium Inspektoratu.



Fot. 1. Martwe małże w zbiorniku Rusalka w lipcu 2018 r. (fot. K. Pietruczuk)
 Photo1. Dead mussels in the Rusalka reservoir in July 2018 (photo: K. Pietruczuk)



Ryc. 1. Lokalizacja miejsca poboru próbek (stanowiska A i B) oraz batymetria zbiornika Rusalka
 Fig. 1. Location of sampling points (station A and B) and bathymetry of the Rusalka reservoir
 Źródło: na podstawie Pułyk, Trybiszewska (1995) z modyfikacjami.
 Source: based on Pułyk, Trybiszewska (1995) with modifications.

W ramach badań *in situ* 9.07.2018 r. oraz 10.07.2018 r. wykonano dwukrotnie pionowe profile termiczno-tlenowe w najgłębszym miejscu zbiornika (stanowisko B – ryc. 1). Na tym samym stanowisku 10.07.2018 r. pobrano także próbki do analizy wody z warstwy podpowierzchniowej (0,2 m) oraz z głębokości 5 m do badań fizyczno-chemicznych. Próbki do badań pobrano również dwukrotnie (3.07.2018 r. oraz 6.07.2018 r.) w okolicy wypływu Bogdanki ze zbiornika, gdzie zaobserwowano największą ilość martwych małży (stanowisko A – ryc. 1). Ponadto pobór wody w tym miejscu podyktowany był także potrzebą uzyskania informacji o jakości wody wpływającej ze zbiornika. We wszystkich próbkach oznaczono stężenie azotu amonowego, azotanowego, azotynowego, ogólnego, Kjeldahla, fosforu fosforanowego, ogólnego, siarczków, ogólnego węgla organicznego, BZT₅, ChZT i zawiesiny ogólnej. Dodatkowo w próbce pobranej z głębokości 5 m wykonano oznaczenia siarkowodoru. W terenie przeprowadzono również pomiary temperatury wody, pH, przewodności elektrolitycznej właściwej oraz tlenu rozpuszczonego na stanowiskach A i B (wyłączając pomiary z głęboczka).

Próbki wody do analizy hydrobiologicznej – badania fitoplanktonu w celu określenia składu taksonomicznego tej grupy organizmów – pobrano dwukrotnie (3.07.2018 r. oraz 6.07.2018 r.) z okolicy wypływu rzeki Bogdanki z warstwy podpowierzchniowej (ok. 0,2 m), a następnie utrwalono je płynem Lugola. W laboratorium próbki zagęszczono poprzez odwirowanie oraz poddano sedimentacji w komorze Sedgewick-Raftera. Wykonano badania mikroskopowe z wykorzystaniem mikroskopu biologicznego pod 200-krotnym powiększeniem.

W pracy dodatkowo przeprowadzono ocenę warunków meteorologicznych (temperatury powietrza na wysokości 2 m) panujących w Poznaniu w maju, czerwcu i lipcu 2016, 2017 i 2018 r. Dane dotyczące średnich temperatur uzyskano ze stacji synoptycznej należącej do Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej Państwowego Instytutu Badawczego w Poznaniu.

Wyniki

Analizy chemiczne wody

Przeprowadzone badania laboratoryjne wykazały wysokie zawartości fosforu ogólnego w wodzie. Na stanowisku A, zlokalizowanym w okolicy wypływu rzeki Bogdanki, koncentracje tego parametru wynosiły $0,267 \pm 0,029$ oraz $0,067 \pm 0,007$ mg·l⁻¹P odpowiednio dla 3.07.2018 r. i 6.07.2018 r. Najwyższe stężenia oznaczono w próbach pobranych na głębokości 5 m w okolicy głęboczka $0,298 \pm 0,032$ mg·l⁻¹P (stanowisko B), natomiast na tym samym stanowisku woda z głębokości 0,2 m zawierała $0,044 \pm 0,005$ mg·l⁻¹P. W przypadku fosforu fosforanowego wartości analizowanego

parametru dla stanowiska A wynosiły $0,611 \pm 0,065$ oraz $0,153 \pm 0,016$ $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{P}$ odpowiednio 3.07.2018 r. i 6.07.2018 r. Dla stanowiska B w warstwie 0,2 m stężenie wynosiło $0,101 \pm 0,011$ $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{P}$, natomiast w okolicy głębozka wartość ta wzrosła do $0,682 \pm 0,073$ $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{P}$ (tab. 1 i 2).

Stężenia azotu ogólnego w warstwie powierzchniowej na stanowiskach A i B były do siebie zbliżone. Wyraźnie wyższe stężenia azotu ogólnego zaobserwowano w próbce na stanowisku B pochodzącej z głębokości 5 m ($3,47 \pm 0,71$ $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{N}$). Podobną sytuację stwierdzono również w odniesieniu do azotu amonowego. Najwyższe stężenia na głębozku zaobserwowano także w przypadku azotu Kjeldahla ($3,46$ $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{N}$) w próbce z głębokości 5 m, podczas gdy w warstwach podpowierzchniowych dla obu stanowisk jego zawartość wahała się w granicach od $0,588$ do $0,813$ $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{N}$ (tab. 1).

Tab.1. Wyniki analiz chemicznych dla zbiornika Rusałka w lipcu 2018 r. dla stanowiska A
Table 1. Results of the chemical analyzes for the Rusałka reservoir in July 2018 for point A

Badany parametr Studied parameter	Jednostka Unit	Wyniki badań \pm niepewność Results \pm uncertainty	
		Miejsce pomiaru, data pomiaru Measurement location, date of measurement	
		Pkt. A warstwa podpowierzchniowa (0,2 m) Localization A subsurface water layer (0,2 m)	Pkt. A warstwa podpowierzchniowa (0,2 m) Localization A subsurface water layer (0,2 m)
		3.07.2018 r.	6.07.2018 r.
Azot ogólny	$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{N}$	$0,590 \pm 0,121$	$1,03 \pm 0,21$
Azot amonowy	$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{N}$	$1,32 \pm 0,13$	$0,216 \pm 0,026$
Azot azotanowy	$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{N}$	< 0,1	< 0,1
Azot azotynowy	$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{N}$	$0,00196 \pm 0,00021$	$0,218 \pm 0,023$
Azot Kjeldahla	$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{N}$	$0,588 \pm 0,062$	$0,813 \pm 0,065$
Fosfor ogólny	$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{P}$	$0,267 \pm 0,029$	$0,067 \pm 0,007$
Fosfor fosforanowy	$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{P}_2\text{O}_5$	$0,611 \pm 0,065$	$0,153 \pm 0,016$
BZT ₅	$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{O}_2$	$5,5 \pm 0,6$	$5,3 \pm 0,6$
OWO	$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$	$9,41 \pm 1,19$	$8,59 \pm 1,08$
Zawiesiny ogólne	$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$	$14,5 \pm 1,8$	$30,0 \pm 3,8$
Siarczki	$\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$	-	-
Siarkowodór	$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$	-	-

Źródło: WIOŚ, Poznań.

Source: Voivodeship Inspectorate for Environmental Protection Poznań.

Tab. 2. Wyniki analiz chemicznych dla zbiornika Rusalka w lipcu 2018 r. dla stanowiska B
 Table 2. Results of the chemical analyzes for the Rusalka reservoir in July 2018 for point B

Badany parametr Studied parameter	Jednostka Unit	Wyniki badań ± niepewność Results ± uncertainty	
		Miejsce pomiaru, data pomiaru Measurement location, date of measurement	
		Pkt. B warstwa podpowierzchniowa (0,2 m) Localization B subsurface water layer (0,2 m)	Pkt. B głęboczek (5 m) Localization B depth (5 m)
		10.07.2018 r.	10.07.2018 r.
Azot ogólny	mg·l ⁻¹ N	0,899±0,184	3,47±0,71
Azot amonowy	mg·l ⁻¹ N	0,202±0,025	0,853±0,104
Azot azotanowy	mg·l ⁻¹ N	< 0,1	< 0,1
Azot azotynowy	mg·l ⁻¹ N	0,00240±0,00025	0,00535±0,00056
Azot Kjeldahla	mg·l ⁻¹ N	0,897±0,094	3,46±0,36
Fosfor ogólny	mg·l ⁻¹ P	0,044±0,005	0,298±0,032
Fosfor fosfora- nowy	mg·l ⁻¹ P ₂ O ₅	0,101±0,011	0,682±0,073
BZT ₅	mg·l ⁻¹ O ₂	5,7±1,0	13,0±1,5
OWO	mg·l ⁻¹	8,97±1,13	6,31±0,80
Zawiesiny ogólne	mg·l ⁻¹	7,00±0,88	6,75±0,85
Siarczki	µg·l ⁻¹	-	1490±269
Siarkowodór	mg·l ⁻¹	-	0,152±0,027

Źródło: WIOŚ, Poznań.

Source: Voivodeship Inspectorate for Environmental Protection Poznań.

Wartości BZT₅ w powierzchniowej warstwie wody mieściły się w granicach od 5,3 do 5,7 mg·l⁻¹O₂. Znacznie wyższą wartość odnotowano na głębokości 5 m na stanowisku B (tab. 2).

W analizowanych na początku lipca 2018 r. próbkach wody z głęboczek (5 m) stwierdzono wysokie stężenie siarczków (1490±269 µgS·l⁻¹). Dodatkowo wykazano znaczącą obecność siarkowodoru na tej głębokości. W warstwach podpowierzchniowych jego ilościowość nie była analizowana.

Analizy fizyczno-chemiczne wody

Przewodność elektrolityczna w warstwie przypowierzchniowej była nieco wyższa na wypływie ze zbiornika (698 µS·cm⁻¹) niż na głęboczek (637 µS·cm⁻¹) (tab. 3 i 4).

Tab. 3. Wyniki analiz fizyczno-chemicznych dla zbiornika Rusałka w lipcu 2018 r. na stanowisku A

Table 3. Results of the physical analyzes for the Rusałka reservoir in July 2018 for point A

Badany parametr Studied parameter	Jednostka Unit	Wyniki badań ± niepewność Results ± uncertainty	
		Miejsce pomiaru, data pomiaru Measurement location, date of measurement	
		Pkt. A warstwa podpowierzchniowa (0,2 m) Localization A subsurface water layer (0,2 m)	Pkt. A warstwa podpowierzchniowa (0,2 m) Localization A subsurface water layer (0,2 m)
		3.07.2018 r.	6.07.2018 r.
pH	pH	8,5±0,2 temp. 20,1°C	8,5±0,2 temp. 20°C
Tlen rozpuszczony	mg·l ⁻¹ O ₂	10,0±1,1	11,4±1,3
Temperatura	°C	21±2	23,4±2,3
Przewodność elektrolityczna właściwa	μS·cm ⁻¹	698±109	698±108
		temp. 20,1°C	temp. 20°C

Źródło: WIOŚ, Poznań.

Source: Voivodeship Inspectorate for Environmental Protection Poznań.

Tab. 4. Wyniki analiz fizyczno-chemicznych dla zbiornika Rusałka w lipcu 2018 r. na stanowisku B

Table 4. Results of the physical analyzes for the Rusałka reservoir in July 2018 for point B

Badany parametr Studied parameter	Jednostka Unit	Wyniki badań ± niepewność Results ± uncertainty	
		Miejsce pomiaru, data pomiaru Measurement location, date of measurement	
		Pkt. B warstwa podpowierzchniowa (0,2 m) Localization B subsurface water layer (0,2 m)	Pkt. B głęboczek (5 m) Localization B depth (5 m)
		10.07.2018 r.	10.07.2018 r.
pH	pH	8,7±0,2 temp. 23,6°C	8,0±0,2 temp. 15,4°C
Tlen rozpuszczony	mg·l ⁻¹ O ₂	11,4±1,3	< 0,50
Temperatura	°C	23,4±2,3	15,4±1,5
Przewodność elektrolityczna właściwa	μS·cm ⁻¹	637±99	619±97
		temp. 23,6°C	temp. 15,4°C

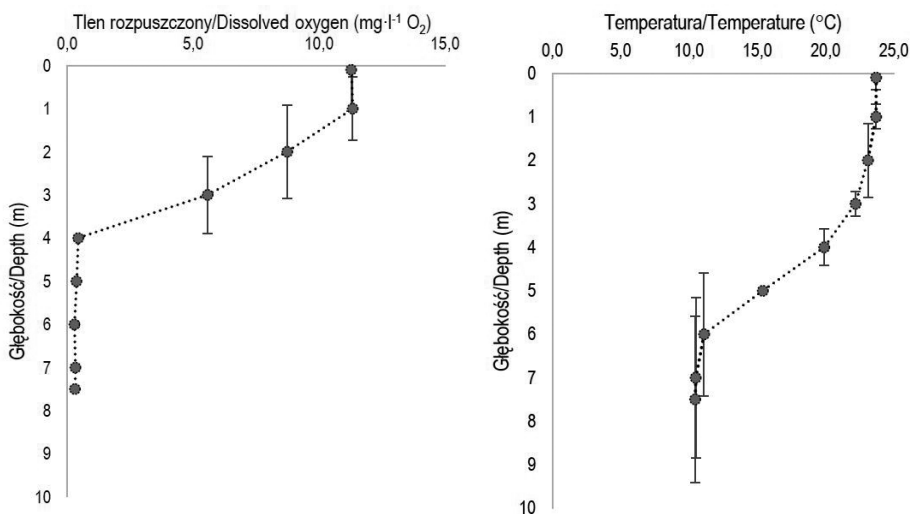
Źródło: WIOŚ, Poznań.

Source: Voivodeship Inspectorate for Environmental Protection Poznań.

Temperatura wody w zbiorniku na początku lipca 2018 r. wynosiła przy powierzchni 24°C, a w najgłębszej części (7,5 m) 10°C. Na podstawie sporządzonego na stanowisku B profilu termicznego z 9.07.2018 r. i 10.07.2018 r. zaobserwowano, że poniżej głębokości 6 m temperatura nie ulegała dalszemu obniżaniu (ryc. 2). Na tej podstawie można wyróżnić warstwę epilimnionu sięgającą do 3 m głębokości, następnie metalimnion występujący w przedziale głębokościowym od 3 do 6 m oraz hypolimnion od 6 m do dna zbiornika.

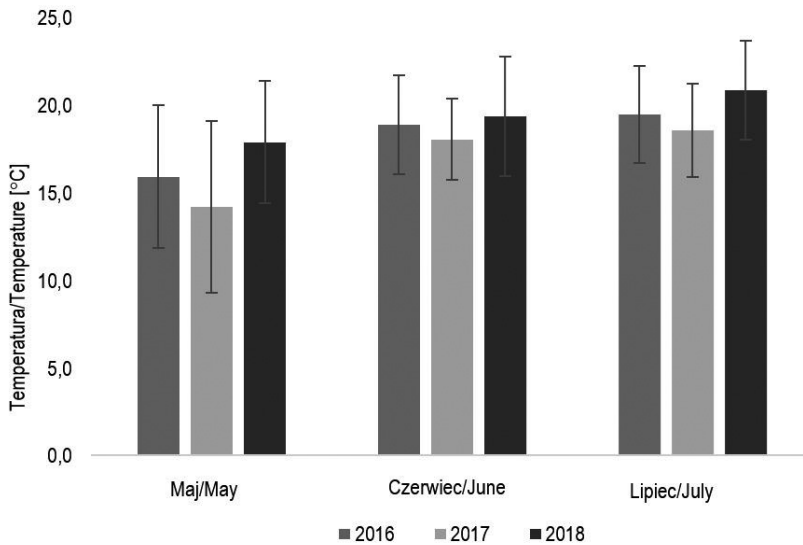
Badania koncentracji tlenu rozpuszczonego w profilu pionowym wykazały silne zróżnicowanie jego stężenia w zależności od głębokości. W warstwie przypowierzchniowej (do 1 m) wahała się ona w granicach od 10,00 do 11,4 mg·l⁻¹O₂. Od głębokości 4 m do dna stężenie tlenu ulegało obniżaniu do poziomu bliskiego całkowitemu odtlenieniu (< 0,50 mg·l⁻¹O₂) (tab. 3 i 4, ryc. 2).

Jeżeli chodzi o temperaturę powietrza, wykonana analiza danych ze stacji synoptycznej wskazuje, że w maju 2018 r. średnie temperatury powietrza były wyższe w porównaniu do lat 2016 i 2017. W przypadku czerwca i lipca temperatury wzrosły średnio o 1 i 2°C (ryc. 3).



Ryc. 2. Profil tlenowy (I) i temperaturowy (II) wykonane dla zbiornika Rusałka na początku lipca 2018 r. Dane z pomiarów z 9.07.2018 r. i 10.07.2018 r.

Fig. 2. Oxygen (I) and temperature (II) profile made for the Rusałka reservoir at the beginning of July 2018. Measurements data from July 9, 2018 and July 10, 2018



Ryc. 3. Średnia temperatura powietrza [°C] na wysokości 2 metrów w Poznaniu w latach 2016–2018

Fig. 3. Average air temperature [°C] at 2.0 m above the ground in Poznań in 2016–2018

Analizy hydrobiologiczne wody

Próbki pobrane z toni wodnej w celu wykonania badań hydrobiologicznych nie wykazywały zmiany barwy lub zapachu. Stwierdzono liczne występowanie sinic nitkowatych z rodzaju *Aphanizomenon* oraz nieliczne z rodzaju *Oscillatoriales* i *Chlorococcales*. Ponadto oznaczono silnie zróżnicowany plankton roślinny reprezentowany przez okrzemki z rodzaju *Fragilaria*, *Asterionella*, *Diatoma*, *Aulacoseria*, złotowiciowce kolonijne z rodzaju *Dinobryon*, zielenice *Oocystis*, *Desmodesmus*, *Scenedesmus*, *Pediastrum*, *Tetraedron*, *Tetrestrum*, eugleniny *Phacus*, *Trachelomonas*, bruzdnice *Ceratium hirundinella* oraz z rodzaju *Peridinium*, nieliczne taksony należące do kryptofitów oraz pojedyncze organizmy zooplanktonowe.

Badania składu gatunkowego śniętych małży wykazały występowanie trzech gatunków: szczeżui wielkiej (*Anodonta cygnea*), szczeżui pospolitej (*Anodonta anatina*) i skójki zaostrej (*Unio tumidus*). Pierwsze informacje o śnięciu małży wpłynęły do Inspektoratu Ochrony Środowiska 3.07.2018 r. Z obserwacji pracowników wynikało, że proces trwał około tygodnia, z największą intensywnością na samym jego początku. W ramach prac badawczych nie pobierano martwych organizmów do analiz laboratoryjnych, ponieważ nie było to przedmiotem niniejszego artykułu.

Najwięcej martwych organizmów zidentyfikowano w części południowo-wschodniej zbiornika. Pojedyncze sztuki również zaobserwowano w części środkowej oraz północno-zachodniej akwenu. W toni wodnej stwierdzono zdecydowanie mniejszą ilość pływających organizmów, łącznie do 200 sztuk. Największa koncentracja śniętych małży znajdowała się przy brzegu zbiornika oraz w miejscu wypływu Bogdanki. Można wnioskować, że takie rozmieszczenie martwych organizmów spowodowane było naturalnym przepływem wody (do wypływu) oraz kierunkiem wiatru, który przemieszczał je do brzegu.

Dyskusja

Zbiornik Rusalka klasyfikowany jest jako zbiornik polimiktyczny, jednak specyficzna budowa jego dna sprawia, że w okresie letnim wykształca się stratyfikacja pionowa w niewielkiej, najgłębszej części akwenu położonej w okolicy wypływu rzeki Bogdanki. Mała głębokość maksymalna (9 m) powoduje, że rozwarstwienie termiczne nie jest typowe dla zbiorników stratyfikowanych w naszych warunkach geograficznych. Przy powierzchni można było wyróżnić warstwę epilimnionu o miąższości 3 m o względnie wyrównanej temperaturze, która na początku lata 2018 wyraźnie przewyższała 20°C. Głębsza warstwa miała charakter metalimnionu, przy czym wyraźny spadek temperatury zaznaczał się jedynie do głębokości 6 m. Najgłębsza warstwa o miąższości 2 m od dna miała stałą temperaturę 10°C. Jest to temperatura wyższa niż występująca w typowym hypolimnionie dla jezior dimiktycznych w naszych warunkach geograficznych. Wskazuje to, że w okresie późnej wiosny dochodziło tam do pełnego przemieszania się wód zbiornika (Boehrer, Schultze 2008; Gołdyn i in. 2010). Uzyskane wyniki w przypadku temperatury w przekroju pionowym odpowiadają tym podawanym przez Gołdyna i in. (2010) w latach poprzednich. Poziom tlenu rozpuszczonego zmierzonego na początku lipca był dwukrotnie niższy w warstwie do 2 m, niż odnotowany przez Gołdyna i in. (2010). Natomiast w obu przypadkach poniżej 4 m stężenie tlenu spadło do zera.

Ocena jakości wody wykazała, że parametry fizyczno-chemiczne w 2018 r. w przypadku warstw przypowierzchniowych były w większości zbliżone do analiz wykonanych przez innych autorów w latach poprzednich (Kuczyńska-Kippen i in. 2004; Gołdyn i in. 2010). Znaczące różnice między przeprowadzonymi badaniami a danymi wcześniejszymi odnotowano w przypadku najgłębszych warstw. Wyższe stężenia fosforu w strefach naddennych w okresie letnim są zjawiskiem typowym, szczególnie w okresach bezwietrznych, i wynikają z sedymentacji fosforu zawiesinowego oraz spowodowane są resuspensją osadów dennych (Nowlin i in. 2005).

W przypadku azotu wyższe wartości badanych form mogą być związane z jego uwalnianiem z osadów dennych i sedymentacją zanieczyszczeń. Podobne zależności

w wynikach stężeń różnych form fosforu oraz azotu dla zbiornika Rusalka w lipcu przedstawiono w pracy Gołdyna i in. (2010). W przypadku azotu amonowego jego wysokie stężenie w najgłębszej warstwie wody wskazuje na intensywne procesy mineralizacji zachodzące w warstwie dennej zbiornika (Gołdyn i in. 2010).

Porównując uzyskane w lipcu 2018 r. wyniki, można stwierdzić, że stężenia różnych form azotu i fosforu znacząco zmieniają się na przestrzeni czasu i są uzależnione od wielu różnych czynników, takich jak termin i głębokość poboru próbek, warunki pogodowe – opady, temperatura, stan wód z wegetacji roślin w okresie wiosennym i letnim (Räike i in. 2003; Nowlin i in. 2005; Siemieniuk i in. 2013). Uzyskane podczas pomiarów w lipcu 2018 r. wartości BZT_5 są zbliżone z wynikami Gołdyna i in. (2010), gdzie wartości BZT_5 wahały się w zakresie od 3,5 do 11,3 $mg \cdot l^{-1} O_2$ i zwiększały się wraz z głębokością wody. Wyniki te potwierdzają zachodzenie intensywnych procesów biochemicznych w głębszych warstwach zbiornika, charakteryzujących się zwiększonym zapotrzebowaniem na tlen. Wysoki poziom BZT_5 w wodach wskazuje na zwiększenie produktywności pierwotnej oraz wiązanie znacznych ilości biogenów w materię organiczną. Zjawisko to świadczy o silnej eutrofizacji wód (Przybyła i in. 2011).

Wykonane badania hydrobiologiczne wykazały znaczącą ilość sinic nitkowatych. Ich duża liczebność jest charakterystyczna dla jezior o wysokim stężeniu substancji biogennych. Czynniki wpływające na masowy rozwój cyjanobakterii to m.in. wysoka temperatura wody, małe natężenie światła, niski stosunek N : P, niski poziom ditlenku węgla itd. (Gołdyn i in. 2010). Występujące warunki atmosferyczne były sprzyjające do rozwoju sinic nitkowatych w zbiorniku Rusalka, co potwierdziły wyniki analiz fizyczno-chemicznych (tab. 1–4).

Przeprowadzone analizy wykazały obecność znacznej ilości siarkowodoru w warstwie przydennej. Gaz ten wytwarzany jest w warunkach beztlenowych poprzez redukcję siarczynu. Powstaje na skutek rozkładu substancji białkowych bogatych w siarkę (np. organiczne szczątki zwierząt). Ponadto może występować w wodach zawierających siarczany poprzez ich redukcję przy udziale bakterii w środowisku beztlenowym (Rajchel 2002). Mała średnia głębokość zbiornika wraz z długotrwałym okresem wysokich temperatur i okresowym niedoborem tlenu powodowały przyśpieszenie procesu rozkładu substancji organicznych, skutkując tym samym uwolnieniem znacznych ilości trującego gazu. Jest on wysoce toksyczny dla organizmów wodnych, ponieważ prowadzi do zaburzeń oddechowych na skutek hamowania enzymu oddechowego – oksydazy cytochromu (Kodama i in. 2018). Zjawiska masowej śmierci małży na skutek skażenia siarkowodorem miały miejsce na całym świecie. W 2010 r. z Zatoki Toskijskiej wyłowiono 4750 t martwych małży z gatunku *Ruditapes philippinarum* zatrutych na skutek spiętrzenia hipoksycznej wody zawierającej siarkowodor (Kodama i in. 2018). Innym przykładem jest podobna masowa śmierć, podczas której odłowiono ponad 5000 t małży w zatoce Mikawa w 2008 r. (Aoki i in. 2014).

Wykonany w najgłębszym miejscu zbiornika profil termiczno-tlenowy wykazał, że na głębokości 4 m stężenie tlenu w wodzie drastycznie spada ($< 0,4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}\text{O}_2$), podczas gdy temperatura wody jest nadal wysoka – waha się w granicach od 19,6 do 20,2°C (ryc. 3). Dodatkowo już na początku sezonu letniego (10.07. 2018 r.) w warstwie przydennej stwierdzono brak tlenu od głębokości 4 m do dna.

Deficyt tlenu w 2018 r. w głębszych warstwach zbiornika był silniejszy niż w latach poprzednich. Kowalczevska-Madura i in. (2010) udokumentowali brak rozpuszczonego tlenu od wiosny do wczesnej jesieni dopiero na głębokości powyżej 6 m. Odtlenienie na tak niewielkiej głębokości jest zjawiskiem, które spowodowane było wysokimi temperaturami powietrza i silnym nasłonecznieniem wód w okresie wiosenno-letnim 2018 r., szczególnie w maju, kiedy temperatura była wyższa o ponad 3°C w porównaniu z latami 2016 i 2017. Biedka (2014) wykazał, że zmiany długości okresu wykształcania się warstw limnetycznych w jeziorach na skutek wzrostu temperatury mogą skutkować pogorszeniem się parametrów jakościowych wody związanych z eutrofizacją przy jednoczesnym braku zmian pozostałych czynników. Zjawisko to tłumaczy wzmożone wydzielanie siarkowodoru z osadów dennych, co mogło przyczynić się do masowej śmierci osobników, podczas gdy pozostałe analizy fizyczno-chemiczne nie wykazały znaczących różnic między latami ubiegłymi.

Wysoka temperatura wody powoduje zwiększenie aktywności metabolicznej u małży, a w efekcie wzrost zużycia energii (Lurman i in. 2014). U niektórych gatunków wpływa to na wzrost częstości akcji serca (*Crassostrea virginica*), a także zwiększenie zużycia tlenu (*Mytilus edulis*) (Bayne i in. 1976; Gosling 2003). W związku z powyższym w warunkach podwyższonych temperatur szybciej następuje wyczerpanie zmagazynowanej w ciele energii, a tym samym wzrasta wrażliwość danego organizmu na jego deficyty (Gibbs i in. 1999; Kodama i in. 2018). Dostępna literatura nie podaje przypadków śmierci *Unionidae*, wywołanych wyłącznie ogrzaniem się wody do temperatury około 25°C w zbiornikach lub jeziorach. Galbraith i in. (2012) wykazali, że u dwóch z trzech badanych gatunków małży występujących w Ameryce Południowej różnica 1–2°C może powodować śmierć osobników. Wynika to jednak z faktu, że wartość średniej temperatury wody często zbliżona jest do górnej granicy tolerancji termicznej w lokalnie panujących warunkach. Ponadto Pandolfo i in. (2010) wykazali, że średnia letalna temperatura wśród *Unionidae* w przypadku glochidiów wynosiła $31,6^{\circ}\text{C}\pm 10^{\circ}\text{C}$, natomiast dla młodych osobników $34,7^{\circ}\text{C}\pm 2^{\circ}\text{C}$. Na podstawie wykonanych analiz można wnioskować, że temperatura była pośrednim czynnikiem powodującym masową śmierć małży w zbiorniku Rusalka.

Wnioski

1. Zbiornik Rusalka jest akwenem zeutrofizowanym z wysokim stężeniem azotu i fosforu. Koncentracje związków biogennych zaobserwowane w lipcu 2018 r. były podobne jak w latach poprzednich, w związku z tym wnioskuje się, że zaobserwowane śnięcia małży nie były spowodowane zwiększonym dopływem związków biogennych ze źródeł zewnętrznych. Zarazem stwierdzenie to jest jedynie przypuszczeniem, ponieważ ten aspekt nie był dogłębnie analizowany w niniejszej pracy.
2. Analizy temperatura wody i zawartości tlenu w przekroju pionowym zbiornika wykazały, że w okolicach głębooczka wykształciła się stratyfikacja termiczna z bardzo silnym gradientem tlenowym. Od głębokości 4 m do dna stwierdzono brak tlenu już na początku sezonu letniego. Odtlenienie w tym terminie na tak małej głębokości było zjawiskiem, które powstało w warunkach wysokiej temperatury powietrza oraz silnego nasłonecznienia wody w okresie wiosenno-letnim w 2018 r.
3. Wysoka temperatura wody powoduje wzrost wrażliwości małży na warunki środowiskowe poprzez zwiększone wydatki energetyczne, jednak nie jest bezpośrednią przyczyną stanów letalnych.
4. Zaobserwowanie śniętych małży powinno każdorazowo zostać zgłoszone do odpowiednich służb, które wykonają stosowne badania wody oraz samych martwych zwierząt w celu ustalenia przyczyn ich śmierci.
5. Zalecane jest wykonanie przez odpowiednie służby co najmniej podstawowych badań wskaźników fizyczno-chemicznych wody, które przedstawiono w tabeli 2, oraz profilu termiczno-tlenowego w najgłębszym miejscu badanego akwenu lub w kilku losowo wybranych miejscach.
6. Zakres badań może zostać poszerzony, gdy widoczne będą symptomy ewidentnego zanieczyszczenia wody ściekami, substancjami ropopochodnymi lub innymi substancjami.

Literatura

- Aoki S., Mase T., Kamohara S., 2014, *Upwelling of bottom oxygen-depleted waters in shallow coastal seas*, Journal of Japan Society of Civil Engineers, Ser. B2, 70 (2), 1141–1145.
- Bayne B.L., Thompson R.J., Widdows J., 1976, *Physiology: I*, [w:] B.L. Bayne (red.), *Marine mussels: Their Ecology and Physiology*, Cambridge University Press, Cambridge, 121–206.
- Beitinger T.L., Bennett W.A., McCauley R.W., 2000, *Temperature tolerances of North American freshwater fishes exposed to dynamic changes in temperature*, Environmental Biology of Fishes, 58 (3), 237–275.
- Biedka P., 2014, *Wpływ czasu trwania letniej stratyfikacji termicznej na stężenie substancji biogennych w wodach jezior*, Rocznik Ochrona Środowiska, 16 (1), 470–487.

- Bieroński J., 2014, *Zbiorniki małej retencji – problemy funkcjonowania*, Problemy Ekologii Krajobrazu, 17 (17), 101–110.
- Boehrer B., Schultze, M., 2008, *Stratification of lakes*, Reviews of Geophysics, 46 (2), 1–27.
- Galbraith H.S., Blakeslee C.J., Lellis W.A., 2012, *Recent thermal history influences thermal tolerance in freshwater mussel species (*Bivalvia: Unionoidea*)*, Freshwater Science, 31 (1), 83–92.
- Gibbs P.E., Green J.C., Pascoe P.L., 1999, *A massive summer-kill of the dog-whelk, *Nucella lapillus*, on the north Cornwall coast in 1995: freak or forerunner?*, Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 79 (1), 103–109.
- Gołdyn R., Podsiadłowski S., Kowalczevska-Madura K., Dondajewska R., Szeląg-Wasielewska E., Budzyńska A., Romanowicz-Brzozowska W., 2010, *Functioning of the Lake Rusatka ecosystem in Poznań (western Poland)*, Oceanological and Hydrobiological Studies, 39 (3), 65–80.
- Gosling E., 2003, *Bivalve Molluscs: Biology, Ecology and Culture*, Fishing News Books, Blackwell Publishing, Oxford, United Kingdom.
- Janyszek S., Szczepanik-Janyszek M., Danielewicz W., Wrońska-Pilarek D., 2002, *W dolinie Bogdanki*, [w:] *Wśród zwierząt i roślin*, Kronika Miasta Poznania, 3, 203–218, Poznań.
- Kajak Z., 1998, *Hydrobiologia-limnologia: ekosystemy wód śródlądowych*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Kodama K., Waku M., Sone R., Miyawaki D., Ishida T., Akatsuka T., Horiguchi T., 2018, *Ontogenetic and temperature-dependent changes in tolerance to hypoxia and hydrogen sulfide during the early life stages of the Manila clam *Ruditapes philippinarum**, Marine Environmental Research, 137, 177–187.
- Kowalczevska-Madura K., Gołdyn R., Dondajewska R., 2010, *Phosphorus release from the bottom sediments of Lake Rusatka (Poznań, Poland)*, Oceanological and Hydrobiological Studies, 39 (4), 135–144.
- Kuczyska-Kippen N., Nowosad P., Grzegorz G., 2004, *Ocena jakości wód jezior Wielkopolskiego Parku Narodowego oraz zbiorników rekreacyjnych miasta Poznania w okresie wiosennym*, Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu, Botanika, 7, 193–200.
- Lurman G., Walter J., Hoppeler H.H., 2014, *Seasonal changes in the behaviour and respiration physiology of the freshwater duck mussel, *Anodonta anatina**, Journal of Experimental Biology, 217 (2), 235–243.
- Nowlin W.H., Everts J.L., Vanni M.J., 2005, *Release rates and potential fates of nitrogen and phosphorus from sediments in a eutrophic reservoir*, Freshwater Biology, 50 (2), 301–322.
- Pandolfo T.J., Cope W.G., Arellano C., Bringolf R.B., Barnhart M.C., Hammer E., 2010, *Upper thermal tolerances of early life stages of freshwater mussels*, Journal of the North American Benthological Society, 29 (3), 959–969.
- Przybyła C., Zbierska A., Dwornikowska Ż., 2011, *Ocena zmian jakości wody w wybranych jeziorach Pojezierza Poznańskiego w latach 2004–2009*, Rocznik Ochrony Środowiska, 13, 723–746.
- Pułyk M., Tybiszewska E., 1995, *Raport Ochrony Środowiska w województwie wielkopolskim w 1994 roku*, Biblioteka Państwowego Monitoringu Środowiska, WIOŚ, Poznań.

- Räike A., Pietiläinen O.P., Rekolainen S., Kauppila P., Pitkänen H., Niemi J., Vuorenmaa J., 2003, *Trends of phosphorus, nitrogen and chlorophyll a concentrations in Finnish rivers and lakes in 1975–2000*, Science of the Total Environment, 310 (1–3), 47–59.
- Rajchel L., 2002, *The occurrences of sulphurous waters in the Polish Carpathians*, Geologica Carpathica, 53, 1–4.
- Siemieniuk A., Szczykowska J., Wiater J., 2013, *Sezonowe zmiany stanu troficznego zbiorników retencyjnych*, Ekonomia i Środowisko, 2 (45), 107–116.
- Szczepańska M., 2008, *Elementy wodne w systemie rekreacyjnym miasta Poznania*, Zeszyty Naukowe WWSTiZ. Studia Periegetica. Podróże drogi i szlaki kulturowe, Poznań, 2, 179–198.

Karol Pietruczuk

Główny Inspektorat Ochrony Środowiska w Warszawie

ul. Wawelska 52/54, 00-922 Warszawa

e-mail: k.pietruczuk@gios.gov.pl

ORCID: 0000-0002-6233-2065

Joanna Chmista-Sikorska

Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy

ul. Podleśna 61, 01-673 Warszawa

e-mail: joanna.chmista-sikorska@imgw.pl

ORCID: 0000-0003-1612-4940

