

Wpłynęło 25.05.2018 r.
Zrecenzowano 8.02.2019 r.
Zaakceptowano 12.02.2019 r.

A – koncepcja
B – zestawienie danych
C – analizy statystyczne
D – interpretacja wyników
E – przygotowanie maszynopisu
F – przegląd literatury

WSTĘPNA OCENA CHEMIZMU WÓD JEZIORA BARTĄG POD OLSZTYNEM I ZARYS KONCEPCJI JEGO OCHRONY

**Jolanta GROCHOWSKA¹⁾ A, Marzena KARPIENIA²⁾ B,
Renata TANDYRAK³⁾ B, Anna PŁACHTA²⁾ B, Joanna DZICZEK⁴⁾ B,
Anna E. GOŁĘBIEWSKA⁴⁾ D, Paweł JĘDRZEJEWSKI⁴⁾ E,
Michał TOMCZAK⁴⁾ E, Mateusz TUREK⁴⁾ E, Filip ZARĘBA⁴⁾ E**

¹⁾ orcid.org/0000-0001-7319-4174; Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Wydział Nauk o Środowisku, Katedra Inżynierii Ochrony Wód

²⁾ Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Wydział Nauk o Środowisku, Katedra Inżynierii Ochrony Wód

³⁾ orcid.org/0000-0001-6767-6572; Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Wydział Nauk o Środowisku, Katedra Inżynierii Ochrony Wód

⁴⁾ Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Wydział Nauk o Środowisku, Koło Naukowe Limnologów

Streszczenie

Badania prowadzono na jeziorze Bartąg (powierzchnia 72,3 ha, max. głębokość 15,2 m) pod Olsztynem. Zlewnia jeziora ma powierzchnię 400,3 ha, w której największy udział mają grunty orne – 68,9%, lasy zajmują 19,7%, a teren zabudowany – 11,4%. W wodach jeziora stwierdzono jednostkowe i duże ilości biogenów, sięgające 1,24 mg P_{og}·dm⁻³ i 2,35 mg N_{og}·dm⁻³ oraz wapnia – 61,0 mg Ca·dm⁻³. Przyczyną dużej trofii tego zbiornika jest nadmierne jego obciążenie biogenami spływającymi ze zlewni. Rzeczywiste ładunki biogenów spływające do jeziora przekraczają wartości krytyczne obliczone wg Vollenweidera. Niska jakość wód tego jeziora, z jednoczesnym dużym obciążeniem ładunkiem zanieczyszczeń, ze zlewni wskazuje na konieczność podjęcia działań ochronnych, polegających na zmniejszeniu obciążenia zewnętrznego.

Słowa kluczowe: antropopresja, azot, chemizm wód, fosfor, ładunek zewnętrzny, ochrona jeziora

Do cytowania For citation: Grochowska J., Karpienia M., Tandyrak R., Płachta A., Dzikczek J., Gołębiewska A.E., Jędrzejewski P., Tomczak M., Turek M., Zaręba F. 2019. Wstępna ocena chemizmu wód jeziora Bartąg pod Olsztynem i zarys koncepcji jego ochrony. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. T. 19. Z. 1 (65) s. 5–18.

WSTĘP

Każde jezioro ulega procesowi eutrofizacji wywołanemu stałym dopływem ze zlewni związków mineralnych i organicznych, które są kumulowane i przetwarzane w procesach autotroficznych [JANICKA i in. 2016; KUBIAK, TÓRZ 2005]. W warunkach naturalnych eutrofizacja przebiega z reguły bardzo powoli, a jej tempo zależy od morfometrii zbiornika, układów hydrologicznych i cech zlewni. Działalność gospodarcza człowieka w znacznym stopniu przyczyniła się do degradacji wód i przyspieszenia procesu eutrofizacji. Szczególnie szybko zdegradowane zostały jeziora mające zlewnie użytkowane rolniczo oraz zbiorniki położone w miastach, ponieważ przekształcano je w odbiorniki zanieczyszczeń antropogenicznych, takich jak ścieki bytowo-gospodarcze, przemysłowe i deszczowe.

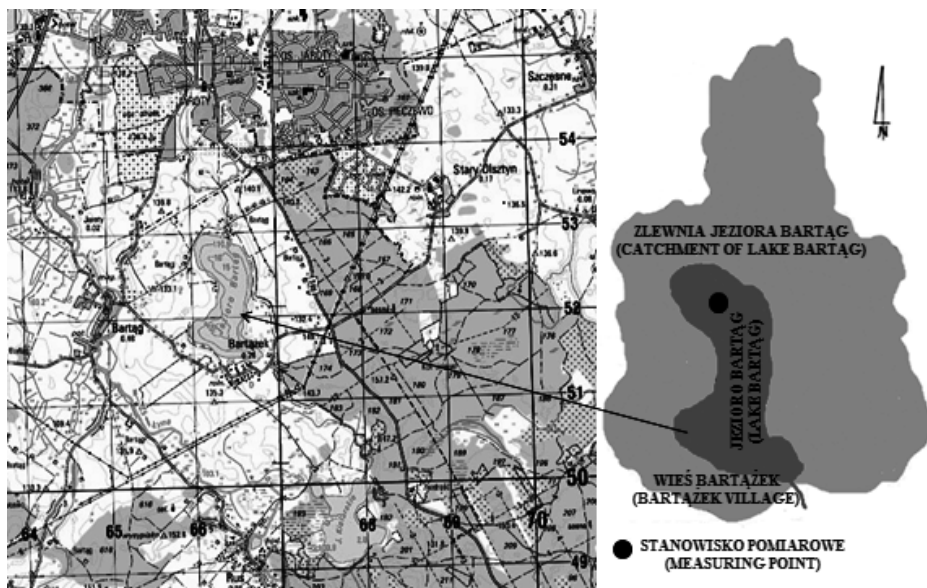
Z postępującą eutrofizacją związanych jest wiele niekorzystnych zjawisk: zakwity fitoplanktonu, nadmierny rozwój roślinności wynurzonej i zanurzonej, zmniejszenie przezroczystości wody, zachwianie bilansu tlenowego, powstawanie siarkowodoru oraz wzbogacanie wewnętrzne jeziora w azot i fosfor z osadów dennych [ELLWOOD i in. 2009; PARSZUTO i in. 2017; ZHANG i in. 2010]. Efektem nadmiernej żyzności jeziora jest także pogorszenie smaku i zapachu wody, co prowadzi do eliminacji zbiornika jako obiektu wykorzystywanego w celach komunalnych i rekreacyjnych [GROCHOWSKA i in. 2016].

Gwałtowne przyspieszenie eutrofizacji związane z antropopresją skłoniło do poszukiwania skutecznych metod zaradczych. W celu poprawy jakości wód jeziornych w Polsce i na świecie wdrożono wiele różnych zabiegów rekultywacyjnych (technicznych, chemicznych, biologicznych), których celem jest trwałe unieruchomienie biogenów w osadach dennych albo wyprowadzenie ich nadmiaru poza ekosystem jeziorny [COOKE i in. 2005; GAŁCZYŃSKA, BUŚKO 2018; GROCHOWSKA i in. 2017; KLAPPER 2003]. Tego typu działania zawsze powinny być poprzedzone zabiegami ochronnymi prowadzonymi na obszarze zlewni, których zadaniem jest możliwie maksymalne ograniczenie obciążenia zewnętrznego jeziora ładunkiem zanieczyszczeń ze zlewni [GAŁCZYŃSKA, BUŚKO 2016].

Celem pracy jest przedstawienie aktualnego stanu hydrochemicznego jeziora Bartąg – zbiornika wykorzystywanego rekreacyjnie przez mieszkańców Olsztyna i sąsiadujących z nim wsi oraz dobór metod ochrony z uwzględnieniem obciążenia zewnętrznego.

MATERIAŁ I METODY

Badania składu chemicznego jeziora Bartąg przeprowadzono trzykrotnie w sezonie wegetacyjnym – w kwietniu, czerwcu i sierpniu 2017 r. na stanowisku badawczym usytuowanym w najgłębszym miejscu zbiornika (rys. 1), które było ustalone za pomocą mapy batymetrycznej, GPS oraz echosondy. Próbkę wody pobiera-



Rys. 1. Obszar badań; źródło: opracowanie własne, mapa – serwis Geoportal.pl

Fig. 1. Research area; source: own elaboration, map – service Geoportal.pl

no z głębokości 1 m pod powierzchnią wody i 1 m nad dnem, za pomocą aparatu Ruttnera o pojemności $3,5 \text{ dm}^3$. Na stanowisku był wykonywany przekrój termiczno-tlenowy, co jeden metr głębokości z użyciem sondy tlenowej proODO typu optycznego firmy YSI. Mierzono także odczyn wody oraz przewodność elektrolityczną za pomocą miernika MultiLine F/SET-3 firmy WTW. Przezroczystość wody mierzono za pomocą krążka Secchiego o średnicy 30 cm.

Analizy chemiczne wody z jeziora obejmowały następujące oznaczenia: azot amonowy, azot azotanowy(V), azot całkowity, fosfor fosforanowy, fosfor ogólny, chlorofil *a*, wapń, alkaliczność, twardość ogólną. Analizy wykonano według metodyki podanej przez HERMANOWICZA i in. [1999] oraz zgodnie z Polskimi Normami: PN-C-04554-4:1999P, PN-ISO-6059:1999P, PN-EN 27888:1999P, PN-EN ISO6878:2006/Ap1:2010P.

Zlewnię jeziora Bartąg określono na podstawie materiałów kartograficznych i obserwacji terenowych. Powierzchnię wyznaczono na mapie topograficznej w skali 1:10 000 i za pomocą ortofotomapy dostępnej w serwisie geoportal.pl w przypadku wątpliwego przebiegu działu wodnego. Pomiary powierzchni zlewni wykonano planimetrami (KP-82N) i (KP-90N) japońskiej firmy SOKKIA. W trakcie wyznaczania topograficznego działu wodnego stosowano się do metodyki i zaleceń opisanych przez BAJKIEWICZ-GRABOWSKĄ i MAGNUSZEWSKIEGO [2009]. Wykonywano także pomiary ilości wody dopływającej do jeziora rowami melioracyjnymi oraz wypływającej z jeziora. Prędkość płynącej wody mierzono za

pomocą przepływomierza elektromagnetycznego VALEPORT (model 801). Przepływ chwilowy obliczono, stosując metodę rachunkową Harlachera [BAJKIEWICZ-GRABOWSKA, MAGNUSZEWSKI 2009].

Ocenę stanu troficznego jeziora przeprowadzono na podstawie wskaźników trofii zaproponowanych przez CARLSONA [1977] oraz KRATZERA i BREZONIKA [1981]. W metodzie tej oblicza się cztery podstawowe wskaźniki trofii *TSI* (ang. trophic state index): TSI_{SD} , TSI_{Chl} , TSI_{TP} i TSI_{TN} na podstawie letnich wartości przezroczystości wody określonej za pomocą krążka Secchiego, stężenia chlorofilu *a*, fosforu ogólnego i azotu ogólnego. Równania do obliczeń wskaźników *TSI*: $TSI_{Chl} = 9,81 \ln(\text{Chl } a) + 30,6$, $TSI_{SD} = 60 - 14,41 \ln(\text{SD})$, $TSI_{TP} = 14,43 \ln(\text{TP}) + 4,15$, $TSI_{TN} = 54,45 + 14,43 \ln(\text{TN})$.

Obciążenie jeziora biogenami pochodzącymi ze spływu powierzchniowego ze zlewni obliczono metodą stosowaną i zalecaną przez OECD, polegającą na obliczaniu obciążeń z zastosowaniem współczynników spływu [GIERCUSZKIEWICZ-BAJTLIK 1990] zależnych od sposobu zagospodarowania terenu i użytkowania gruntu oraz deniwelacji terenu. Ładunek biogenów wprowadzany do jeziora z opadem atmosferycznym określono na podstawie współczynników depozycji zanieczyszczeń na jednostkę powierzchni terenu (w tym przypadku jeziora) podawaną corocznie przez WIOŚ – 0,349 kg P ha⁻¹·rok⁻¹ i 7,080 kg N ha⁻¹·rok⁻¹ [WIOŚ 2016].

Jezioro Bartąg położone jest na wysokości 110,5 m n.p.m. w dorzeczu Łyny, w województwie warmińsko-mazurskim, w gminie Stawiguda, ok. 4 km na południe od granic administracyjnych Olsztyna. Lokalizację zbiornika opisują współrzędne geograficzne: 53°42'51" N oraz 20°29'23" E.

Powierzchnia jeziora Bartąg wynosi 72,3 ha, zaś głębokość maksymalna 15,2 m w części północnej i 13,2 m w części południowej; średnia głębokość jest równa 6,5 m. Pojemność misy akwenu wynosi 4 690 000 m³ (tab. 1). Misa zbiornika jest płaska i w miarę równomierna; biorąc pod uwagę wartość wskaźnika głębokościowego – 0,43 – można określić jej kształt jako wypukły ($W_g > 0,33$). Zbiornik jest przeciętnie zagłębiony w podłoże, na co wskazuje średnia wartość głębokości względnej – 0,0178. Jest to jezioro o wydłużonym kształcie, rozciągające się z północy na południe. Omawiany akwen ma dość urozmaiconą linię brzegową, co potwierdza wartość wskaźnika jej rozwinięcia (*K*) – 2,3. Długość maksymalna jeziora wynosi 1150,0 m, a szerokość maksymalna – 725,0 m (tab. 1).

Zlewnia jeziora Bartąg o powierzchni 400,3 ha ma nieregularny kształt, ze stromymi zboczami i licznymi zagłębieniami bezodpływowymi (rys. 1). Budowa geologiczna tego obszaru została ukształtowana podczas ostatniej fazy zlodowacenia bałtyckiego oraz w holocenie. Osady plejstoceniowe to piaski zwałowe i wodnolodowcowe oraz iły. Osady holoceniowe reprezentowane są przez torfy, marsze, kredę jeziorną oraz gytie i osady deluwialne [KALIŃSKA 1984]. Na terenie zlewni dominują gleby brunatne (80%), zaś na wzniesieniach, na utworach lżejszych występują gleby płowe (15%). W zagłębieniach terenu zalegają czarne ziemie, gleby

Tabela 1. Dane morfometryczne jeziora Bartąg**Table 1.** Basic morphometric data of Lake Bartąg

Parametr Parameter	Jednostka miary Measurement unit	Wartość Value
Powierzchnia zbiornika Surface water table	ha	72,3
Objętość Water volume	m ³	4 690 000
Głębokość maksymalna Maximum depth	m	15,2
Głębokość średnia Average depth	m	6,5
Głębokość względna Relative depth	–	0,0178
Długość maksymalna Maximum length	m	1 150
Szerokość maksymalna Maximum width	m	725
Długość linii brzegowej Length of shoreline	m	4 400
Rozwinięcie linii brzegowej Shoreline development	–	2,3
Wskaźnik wydłużenia jeziora Elongation	–	1,68
Wskaźnik głębokościowy Depth index	–	0,43

Źródło: IRŚ [1976]. Source: IRŚ [1976].

glejowe, deluwialne i marszowe. Struktura użytkowania terenu przedstawia się następująco: 11,4% obszaru zlewni zajmuje zabudowa, 19,7% las mieszany, zaś pozostałą część stanowią tereny użytkowane rolniczo. Grunty w zlewni są użytkowane przez rolników indywidualnych, Zakład Doświadczalny Hodowli i Aklimatyzacji Roślin w Bartążku oraz Państwowe Gospodarstwo Leśne w Ramukach. Głównymi uprawami są: zboża, rzepak, rośliny okopowe i pastewne. Pola uprawne nawożone są przede wszystkim obornikiem, ale też nawozami mineralnymi.

WYNIKI I DISKUSJA

Jezioro Bartąg jest zbiornikiem położonym w zagłębieniu terenu, którego obrzeża w części wschodniej, zachodniej i północnej są wyniesione. Dostępność wiatru do jeziora jest zatem ograniczona, czego odzwierciedleniem jest słaba dynamika jego wód. Potwierdzają to wyniki badań przeprowadzonych w 2017 r. Już w kwietniu stwierdzono różnice temperatury w słupie wody, przy powierzchni woda ogrzana była do 11,4°C, a przy dnie temperatura wody wynosiła 8,6°C (tab. 2). W czerwcu stwierdzono już wyraźne zróżnicowanie temperatury w słupie wody, z podziałem na piętra termiczne charakterystyczne dla jezior holomiktycznych, taki układ utrzymywał się przez całe lato. W szczytowym okresie stagnacji letniej (koniec sierpnia) epilimnion miał miąższość 4 m (temperatura oscylowała wokół 19°C), poniżej występowała termoklina o maksymalnym gradiencie 3,6°C·m⁻¹ i hypolimnion z wodami ogrzanyymi do 9,4°C (tab. 2). Teoretyczny zasięg epilimnionu (4,3) obliczony za PATALASEM [1960] przekracza rzeczywisty zasięg warstwy mieszającej się notowany podczas badań i jest podstawą do zaliczenia jeziora

Tabela 2. Wartości wybranych wskaźników fizyczno-chemicznych charakteryzujących wody jeziora Bartąg**Table 2.** Values of selected physical and chemical indicators characterizing the water of Lake Bartąg

Wskaźnik Indicator	Jednostka Unit	Warstwa wody Water layer	Kwiecień April	Czerwiec June	Sierpień August
Odczyn (pH) Reaction (pH)	–	P (S) D (B)	7,98 7,98	8,31 7,34	8,43 7,29
Przewodność Conductivity	$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	P (S) D (B)	317 318	332 364	297 385
Azot amonowy Ammonium nitrogen	$\text{mg N-NH}_4\cdot\text{dm}^{-3}$	P (S) D (B)	0,225 0,231	0,051 1,090	0,017 1,830
Azot azotanowy(V) Nitrate nitrogen	$\text{mg N-NO}_3\cdot\text{dm}^{-3}$	P (S) D (B)	0,127 0,135	0,053 0,047	0,040 0,015
Azot azotanowy(III) Nitrite nitrogen	$\text{mg N-NO}_2\cdot\text{dm}^{-3}$	P (S) D (B)	0,0 0,0	0,0 0,0	0,0 0,0
Azot organiczny Organic nitrogen	$\text{mg N}_{\text{org}}\cdot\text{dm}^{-3}$	P (S) D (B)	0,318 0,374	0,776 0,393	0,993 0,505
Azot całkowity Total nitrogen	$\text{mg N}_{\text{cat}}\cdot\text{dm}^{-3}$	P (S) D (B)	0,670 0,740	0,880 1,530	1,050 2,350
Fosfor ortofosforanowy Orthophosphate	$\text{mg P-PO}_4\cdot\text{dm}^{-3}$	P (S) D (B)	0,047 0,062	0,015 0,132	0,004 0,629
Fosfor organiczny Organic phosphorus	$\text{mg P}_{\text{org}}\cdot\text{dm}^{-3}$	P (S) D (B)	0,102 0,181	0,221 0,654	0,372 0,608
Fosfor ogólny Total phosphorus	$\text{mg P}_{\text{og}}\cdot\text{dm}^{-3}$	P (S) D (B)	0,149 0,243	0,236 0,786	0,376 1,237
Alkaliczność Alkalinity	$\text{mval}\cdot\text{dm}^{-3}$	P (S) D (B)	2,6 2,8	2,8 3,1	2,1 3,5
Twardość ogólna Total hardness	$\text{mval}\cdot\text{dm}^{-3}$	P (S) D (B)	3,1 3,2	3,1 3,8	2,9 3,4
Wapń Calcium	$\text{mg Ca}\cdot\text{dm}^{-3}$	P (S) D (B)	50,0 50,7	46,4 55,0	42,8 60,7
Magnez Magnesium	$\text{mg Mg}\cdot\text{dm}^{-3}$	P (S) D (B)	6,8 7,2	8,4 11,6	8,0 4,0
Temperatura Temperature	$^{\circ}\text{C}$	P (S) D (B)	11,4 8,6	21,5 9,0	19,0 9,4
Tlen Oxygen	% nasycenia	P (S) D (B)	112 42	119 14	122 0
Chlorofil <i>a</i> Chlorophyll <i>a</i>	$\mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$	P (S)	15,67	39,45	65,50
Widzialność Visibility	m	–	2,4	0,9	0,8

Objaśnienia: P = powierzchniowa warstwa wody (1 m), D = naddenna warstwa wody (14 m).

Explanations: S = surface water layer (1 m), B = near bottom water layer (14 m).

Źródło: wyniki własne. Source: own study.

Bartąg do zbiorników o IV stopniu statyczności w klasyfikacji PATALASA [1960]. Tego typu jeziora charakteryzują się małą intensywnością wymiany wody między warstwami powierzchniowymi i naddennymi oraz średnią temperaturą hypolimnionu. Ograniczona dynamika wód i eutroficzny charakter jeziora wpływały na tworzenie się niekorzystnych układów tlenowych. Powierzchniowe warstwy wody były przesycone w tlen – w czerwcu 119% nasycenia, a w sierpniu 122% (tab. 2), co świadczyło o intensywnej produkcji pierwotnej. Towarzyszył temu odczyn o wartości pH 8,43 (tab. 2) oraz widzialność 0,8 m. W głębszych partiach wód, zwłaszcza przy dnie, w okresie stagnacji obserwowano szybkie wyczerpywanie tlenu prowadzące do jego całkowitego zaniku. Warunki beztlenowe utrzymywały się od maja do końca sierpnia. Przyczyną tego były niewątpliwie procesy rozkładu materii wyprodukowanej w jeziorze i odłożonej w osadach dennych. Opisany powyżej rozkład tlenu w szczytowym okresie stagnacji letniej obrazuje tak zwana krzywa tlenowa klinogradowa, typowa dla jezior zeutrofizowanych [GROCHOWSKA i in. 2015]. Zdaniem LV i in. [2011], KOLZAU i in. [2014] oraz SCHINDLERA i in. [2016] o stopniu zaawansowania procesu eutrofizacji w zbiorniku decyduje przede wszystkim zawartość biogenów, zwłaszcza azotu i fosforu. Ilości fosforu i azotu w wodach jeziora Bartąg były duże, sięgające $1,237 \text{ mg P}\cdot\text{dm}^{-3}$ i $2,35 \text{ mg N}\cdot\text{dm}^{-3}$ (tab. 2).

O ilości fosforu ogólnego z reguły decydowała forma organiczna, z wyjątkiem szczytowego okresu stagnacji letniej, kiedy w wodach naddennych zanotowano największe stężenie ortofosforanów(V) – $0,629 \text{ mg P}\cdot\text{dm}^{-3}$ (tab. 2). Sytuacja ta związana była z uwalnianiem ortofosforanów z osadów dennych w okresie występowania silnych deficytów tlenowych. O ogólnej ilości związków azotowych w powierzchniowej warstwie wody decydowała forma organiczna, w naddennych zaś na ogół (z wyjątkiem wiosny) – azot amonowy. Azot mineralny występował stale w wodach zbiornika, w formie azotu amonowego oraz azotanowego(V) – tabela 2. Występowanie przez cały okres wegetacyjny mineralnych form azotu w wodzie z jednej strony wskazywało na wysoką zasobność jeziora w azot, z drugiej zaś na zachodzące w wodzie intensywne procesy mineralizacji i nityfikacji.

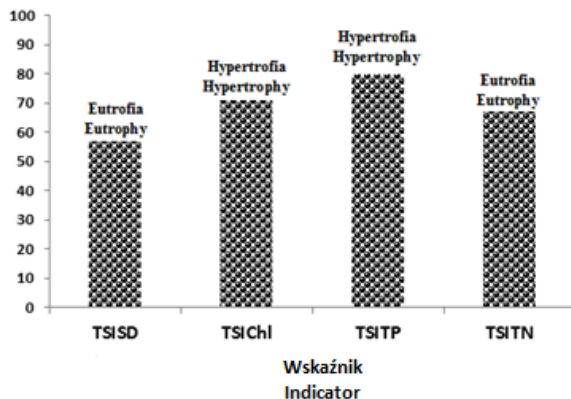
Występowanie w wodzie wodorowęglanów, węglanów i wodorotlenków ma wpływ na zdolności buforujące, a więc możliwość zobojętniania mocnych kwasów mineralnych.

OLSZEWSKI i PASCHALSKI [1959] wydzielili trzy grupy jezior: I – o węglanowości w zakresie od 0,0 do $1,7 \text{ mval}\cdot\text{dm}^{-3}$, II – w przedziale od 1,8 do $4,2 \text{ mval}\cdot\text{dm}^{-3}$ i III – od 4,3 do $6,2 \text{ mval}\cdot\text{dm}^{-3}$. Uwzględniając powyższą klasyfikację i wartości zasadowości w jeziorze Bartąg, które wahały się od 2,1 do $3,5 \text{ mval}\cdot\text{dm}^{-3}$, wody zbiornika można zaliczyć do II grupy, a więc do średnio zbuforowanych. Twardość wody związana jest z obecnością jonów metali, zwłaszcza wapnia i magnezu. W jeziorze Bartąg wartości tego parametru wynosiły od 2,86 do $3,78 \text{ mval}\cdot\text{dm}^{-3}$ (143,1–189,2 $\text{mg CaCO}_3\cdot\text{dm}^{-3}$) – tabela 2., co daje podstawy do określenia jego wody jako średnio twardej w klasyfikacji DOJLIDY [1995]. Związki

wapnia i magnezu w wodach naturalnych należą do grupy najczęściej występujących metali ziem alkalicznych. Według KOLADY i in. [2005] zawartość wapnia w większości jezior Polski zawiera się w przedziale od 23 do 75 mg Ca·dm⁻³. W powierzchniowej warstwie wody badanego jeziora stężenie wapnia wahało się od 42,8 do 50,0 mg Ca·dm⁻³ (tab. 2), z wyraźnym minimum w szczytowym okresie stagnacji letniej. Zjawisko takie związane jest niewątpliwie z procesem biologicznego odwapniania wód w okresie wzmożonej fotosyntezy, kiedy w wyniku braku ditlenku węgla dochodzi do rozkładu kwaśnego węglanu wapnia z wydzieleniem CO₂ [HÅKANSON i in. 2005]. Uwodniony węglan wapnia, powstający w tym procesie, opada do głębszych warstw jeziora, powodując zwiększenie zawartości wapnia przy dnie [KAJAK 2001], co potwierdzają uzyskane wyniki. Naddenne warstwy wody jeziora Bartąg zawierały więcej tego pierwiastka – od 50,7 do 61,0 mg Ca·dm⁻³ (tab. 2). Przyjmuje się, że w zbiornikach otoczonych lasem stężenie wapnia w wodzie jest mniejsze od 35 mg Ca·dm⁻³ [GROCHOWSKA, TANDYRAK 2009], zaś jeziora położone w zlewni użytkowanej rolniczo bądź zurbanizowanej są bardziej zasobne w wapń. Jest to następstwem stosowania nawozów alkalicznych, które przyczyniają się do lepszego rozwoju roślinności i zapobiegają zakwaszeniu gleby, oraz odprowadzania ścieków. W zlewni jeziora Bartąg przeważają tereny wykorzystywane rolniczo, gdzie stosowane są różne rodzaje nawozów, dlatego też w wodach jeziora zanotowano zwiększone stężenie wapnia. Stężenie magnezu w wodach jezior jest najczęściej kilkakrotnie mniejsze niż wapnia i nie przekracza z reguły 40 mg Mg·dm⁻³ [DOJLIDO 1995]. W analizowanym zbiorniku również stwierdzono taką prawidłowość. Stężenie magnezu w wodach jeziora Bartąg wynosiło od 4,0 do 8,4 mg Mg·dm⁻³ (tab. 2), zaś stosunek Ca do Mg zmieniał się od 5,3:1 do 15,2:1 (średnio 10,2:1). Zdaniem MARSZELEWSKIEGO [2005] w jeziorach położonych w zlewniach nieprzekształconych przez człowieka stosunek wapnia do magnezu powinien mieścić się w granicach od 2:1 do 4:1. Wartości tego stosunku określone dla jeziora Bartąg wskazują na wyraźny udział zlewni rolniczej w kształtowaniu chemizmu jego wód.

Przewodność elektrolityczna (*EC*) jest to zdolność wody do przewodzenia prądu elektrycznego, dzięki ruchowi jonów. Im większa ilość jonów, tym większa wartość przewodności [DOJLIDO 1995]. Parametr ten wskazuje na stopień zanieczyszczenia wód związkami mineralnymi. KORYCKA i DĘBIŃSKI [1974] przeanalizowali przewodność elektrolityczną jezior północnej Polski i wydzielili grupę, w której znalazły się jeziora o wartości tego parametru od 200 do 400 μS·cm⁻¹, skupiającą przede wszystkim zbiorniki eutroficzne. Przewodność wód jeziora Bartąg wynosiła od 297 do 385 μS·cm⁻¹, a więc w przedziale typowym dla zbiorników o znacznej żyzności.

Uwzględniając najczęściej stosowane wskaźniki trofii, którymi są letnie wartości stężenia biogenów (całkowity azot i fosfor), chlorofilu i widzialności krążka Secchiego, obliczono wskaźniki stanu troficznego *TSI* (rys. 2) [CARLSON 1977; KRATZER, BREZONIK 1981]. Analiza skali punktowej *TSI* wykazała, że jezioro



Rys. 2. Wskaźniki *TSI* dla jeziora Bartąg; SD = przezroczystość wody określona za pomocą krążka Secchiego; Chl = letnie wartości stężenia chlorofilu *a*; TP = letnie wartości stężenia fosforu ogólnego; TN = letnie wartości stężenia azotu ogólnego; źródło: wyniki własne

Fig. 2. *TSI* indicators for Lake Bartąg; SD = water transparency determined using the Secchi disc; Chl = summer values of chlorophyll *a* concentration; TP = summer values of total phosphorus; TN = summer values of total nitrogen concentration; source: own study

Bartąg należy zaliczyć do zbiorników hypertroficznych, czyli zdegradowanych. Indeks TSI_{TN} obliczony na podstawie stężenia azotu ogólnego przekroczył wartość 70, zaś indeksy TSI_{SD} i TSI_{Chl} określone na podstawie widzialności krążka Secchiego oraz ilości chlorofilu *a* oscylowały wokół wartości 60. Wartość TSI_{TP} była skrajnie duża i wynosiła 89 (rys. 2). W warunkach tak dużych wartości stężenia fosforu nie ma szansy na zahamowanie eutrofizacji zbiornika w sposób naturalny. Niezbędne są zabiegi ochronne, a nawet rekultywacyjne, mające na celu ograniczenie ilości fosforu, a w konsekwencji zmniejszenie wielkości produkcji materii organicznej.

Zachodzący w jeziorze Bartąg proces eutrofizacji stymulowany jest niewątpliwie dopływem nadmiernych ładunków związków biogenych ze zlewni.

Z danych przedstawionych w tabeli 3. wynika, że całkowite roczne obciążenie jeziora Bartąg azotem i fosforem obliczone według kryteriów podanych przez GIERCUSZKIEWICZ-BAJTLIK [1990] wynosi 5395,3 kg azotu i 275,1 kg fosforu, czyli ładunek w przeliczeniu na jednostkę powierzchni jeziora wynosi: $7,46 \text{ g N}_{og} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$ i $1,32 \text{ g P}_{og} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$. Ładunek dopuszczalny i krytyczny dla tego jeziora obliczony według modelu hydrologicznego VOLLENWEIDERA [1976] wynosi $0,018 \text{ g P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$ i $0,036 \text{ g P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$. Porównanie rzeczywistego obciążenia jeziora fosforem z ładunkami obliczonymi wg VOLLENWEIDERA [1976] wskazuje, że obciążenie to przekracza ponad dziesięciokrotnie wartości krytyczne, powodujące przyspieszoną eutrofizację.

Rozpatrując możliwości zmniejszenia negatywnego wpływu zlewni na jezioro Bartąg, należy stwierdzić, że zabiegi ochronne powinny polegać przede wszystkim

Tabela 3. Całkowite roczne obciążenie jeziora Bartąg ładunkiem N i P oszacowane za pomocą współczynników jednostkowych wg GIERCUSZKIEWICZ-BAJTLIK [1990]

Table 3. Annual loadings of N and P to Lake Bartąg estimated using unit factors acc. to GIERCUSZKIEWICZ-BAJTLIK [1990]

Źródło Source	Ładunek Loading	
	fosfor phosphorus (kg P·rok ⁻¹) (kg P·year ⁻¹)	azot nitrogen (kg N·rok ⁻¹) (kg N·year ⁻¹)
Źródła obszarowe Spatial sources	249,9	4883,4
Lasy Forests	15,8	472,8
Zabudowa Built up area	41,0	273,6
Grunty orne Arable land	193,1	4137,0
Atmosfera Atmospheric sources	25,2	511,9
Razem Total	275,1	5395,3

Źródło: wyniki własne. Source: own study.

na ograniczeniu ładunków biogenów ze źródeł obszarowych. Ograniczenie migracji biogenów z terenów użytkowanych rolniczo wymagałoby zmiany sposobu użytkowania gruntów (zmniejszenia ilości gruntów ornych na korzyść trwałych użytków zielonych). Takie rozwiązanie z reguły wywołuje niezrozumienie i sprzeciw właścicieli. Wprowadzenie metod i zasad przeciwdziałania zanieczyszczeniom obszarowym nie powinno ograniczać efektywności produkcji rolniczej. Przeciwnie, powinno spowodować lepsze wykorzystanie potencjału, przystosowanie gospodarki rolnej do warunków przyrodniczych. Należy zatem wprowadzić właściwą strukturę użytkowania ziemi i upraw poprzez: eliminowanie upraw roślin okopowych, które wymagają dużych ilości nawozów i środków ochrony roślin, oraz zastępowanie ich uprawami roślin motylkowych drobnonasiennych, unikanie monokultur gruntów ornych, przedzielanie ich pasami użytków zielonych oraz zadrzewieniami i zakrzewieniami; niepozostawianie na dłuższy czas gruntów ornych bez okrywy roślinnej, stosowanie zielonego ugoru (poplony). Innymi sposobami są: wykonywanie orki w poprzek stoku, co spowalnia spływ powierzchniowy wody i substancji biogenych nawet o 40–60% [KAJAK 1979; LOSSOW 1998], racjonalne gospodarowanie nawozami poprzez dostosowanie dawek nawożenia do potrzeb pokarmowych roślin, przestrzeganie odpowiedniego stosunku N:P:K, co umożliwi efektywną przyswajalność nawozu, niestosowanie nawozów na śnieg i zamrzniętą glebę, niestosowanie nawozów zbrylonych, w miarę możliwości zwiększenie udziału obornika w stosunku do nawozów mineralnych, preferowanie nawozów otoczkowych o spowolnionym działaniu.

Dodatkowym rozwiązaniem jest wybudowanie rowu otwartego o szerokości 1 m i głębokości 0,5 m wzdłuż zachodniej, północnej i wschodniej części brzegu jeziora na odcinku około 3 400 m. Takie parametry morfometryczne rowu wynikają z sumarycznej długości brzegów jeziora oraz istniejącej możliwości ich zagospodarowania. W odległości ok. 5 m od wspomnianych brzegów biegną utwardzone ścieżki przeznaczone na cele rekreacyjne oraz prywatne działki. Dno rowu nale-

żałoby obsadzić roślinnością trawiastą i o płytkim systemie korzeniowym, które odgrywałyby rolę filtra biologicznego, wychytującego składniki pokarmowe z wód spływających po powierzchni terenu i z wód przypowierzchniowych. W ochronie jezior przyjęta jest zasada, że nie należy pozostawiać gleby w ich otoczeniu bez pokrycia roślinnego.

Ponadto należy zachować i dodatkowo zrekonstruować siedliska podmokłe, z roślinnością typu łągu lub olsu oraz niską roślinnością bagienną i zielną, glebą bogatą w materię organiczną, trwale podmokłe, bezpośrednio przylegające do linii brzegowej jeziora i przechodzące w typowy litoral. Byłaby to strefa, w której głównie następowałyby usuwanie azotu. Za redukcję azotu odpowiada proces denitryfikacji przebiegający w warunkach beztlenowych. Warunki takie panują w głębszych, nasyconych wodą warstwach gleby, tj. w strefie wód gruntowych i podpowierzchniowych, a także w różnych powierzchniowych mikrosiedliskach (złogi detrytus, zbiorniczki wodne).

WNIOSKI

1. Wody jeziora Bartąg znajdują się pod wpływem rolnictwa, o czym świadczą wartości stężenia azotu ogólnego osiągające w wodzie $2,35 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$.

2. W jeziorze Bartąg zanotowano duże stężenie fosforu ogólnego zawierające się w przedziale od 0,149 do $1,237 \text{ mg P} \cdot \text{dm}^{-3}$, świadczące o dużej trofii jeziora.

3. Rzeczywiste obciążenie jeziora fosforem przekracza 10-krotnie ładunek niebezpieczny (krytyczny) obliczony wg modelu Vollenweidera. Taka sytuacja wskazuje na konieczność zastosowania działań ochronnych polegających na ograniczeniu obciążenia zewnętrznego.

4. W celu ochrony jeziora przed degradacją proponowane jest przeprowadzenie działań w zlewni polegających głównie na zmniejszeniu ładunków azotu i fosforu spływających z terenów użytkowanych rolniczo.

Podziękowanie

Badania przeprowadzono ze środków statutowych. Grupa problemowa nr 38 UPB zatytułowana „Ekosystemy wód śródlądowych, ich ochrona i rekultywacja jezior” Temat nr 0806.0802: „Doskonalenie metod ochrony i rekultywacji zbiorników wodnych”.

BIBLIOGRAFIA

- BAJKIEWICZ-GRABOWSKA E., MAGNUSZEWSKI A. 2009. Przewodnik do ćwiczeń z hydrologii ogólnej [A guide to general hydrology exercises]. Warszawa. PWN. ISBN 978-83-01-16015-9 ss. 195.
- CARLSON R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*. Vol. 22(2) s. 361–369.

- COOKE G.D., WELCH E.B., PETERSON S.A., NEWROTH P.R. 2005. Restoration and management of lakes and reservoirs. Wyd. 3. Boca Raton, Florida. Taylor and Francis, A CRC Press. ISBN 9781566706254 ss. 616.
- DOJLIDO J. 1995. Chemia wód powierzchniowych [Surface water chemistry]. Białystok. Wydaw. Ekonomia i Środowisko. ISBN 9788385792222 ss. 234.
- ELLWOOD N.T.W., ALBERTANO G.R., FUNICIELLO R., MOSELLO R. 2009. Water chemistry and trophic evaluation of Lake Albano (Central Italy): A four year water monitoring study. *Journal of Limnology*. Vol. 68(20) s. 288–303.
- GALCZYŃSKA M., BUŚKO M. 2016. Stan zbiorników wodnych w Polsce oraz potencjalne i stosowane metody ich ochrony i rekultywacji [The state of water reservoirs in Poland and the potential and applied methods for their protection and reclamation]. *Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie*. Nr 3 s. 129–135.
- GALCZYŃSKA M., BUŚKO M. 2018. Substancje i preparaty chemiczne wykorzystywane do inaktywacji fosforu w ekosystemach jeziornych [Chemical substances and preparations used to inactivate phosphorus in lake ecosystems]. *Przemysł Chemiczny*. Nr 97(1) s. 140–143.
- GIERCUSZKIEWICZ-BAJTLIK M. 1990. Prognozowanie zmian jakości wód stojących [Forecasting changes in standing water quality]. Warszawa. IOŚ ss. 74.
- GROCHOWSKA J., AUGUSTYNIAK R., ŁOPATA M. 2017. How durable is the improvement of environmental conditions in a lake after the termination of restoration treatments. *Ecological Engineering*. Vol. 104(A) s. 23–29. DOI 10.1016/j.ecolog2017.03.020.
- GROCHOWSKA J., BRZOZOWSKA R., ŁOPATA M., DUNALSKA J. 2015. Influence of restoration methods on longevity of changes in the thermal and oxygen dynamics in degraded lake. *Oceanological and Hydrobiological Studies*. Vol. 44(1) s. 18–27. DOI 1515/ohs-2015-0003.
- GROCHOWSKA J., TANDYRAK R. 2009. The influence of the use of land on the content of calcium, magnesium, iron and manganese in water, exemplified in three lakes in the Olsztyn vicinity. *Limnological Review*. Vol. 9(1) s. 9–16.
- GROCHOWSKA J., TANDYRAK R., PARZUTO K., BRZOZOWSKA R. 2016. A proposal of protection techniques in the catchment of a lake in the context of improving its recreational value. *Limnological Review*. Vol. 16(1) s. 33–39. DOI 10.2478/limre-2016-0004.
- HAKANSON L., BLENCKNER T., BRYHN A.C., HELLSTRÖM S.S. 2005. The influence of calcium on the chlorophyll – phosphorus relationship and lake Secchi depths. *Hydrobiologia*. Vol. 537(1/3) s. 111–123.
- HERMANOWICZ W., DOJLIDO J., DOŻAŃSKA W., KOZIOROWSKI B., ZERBE J. 1999. Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków [Physical and chemical testing of water and sewage]. Warszawa. Arkady. ISBN 9788321340678 ss. 356.
- IRŚ 1976. Mapa batymetryczna i dane morfometryczne jeziora Bartąg [Bathymetric map and morphometric data of Lake Bartąg]
- JANICKA E., KANCLERZ J., WIATROWSKA K., MARKOWSKA M. 2016. Związki biogenne a proces eutrofizacji Jeziora Raczyńskiego [Biogenic compounds and the eutrophication process of Raczyński Lake]. *Inżynieria Ekologiczna*. Nr 49 s. 124–130. DOI 10.12912/23920629/64519.
- KAJAK Z. 1979. Eutrofizacja jezior [Eutrophication of lakes]. Warszawa. PWN. ISBN 9788301004705 ss. 232.
- KAJAK Z. 2001. *Hydrobiologia – Limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych* [Hydrobiology – Limnology. Inland water ecosystems]. ISBN 9788301125370 ss. 215.
- KALIŃSKA M. 1984. Dynamika zawartości form azotu w wodach glebowo-gruntowych zlewni jeziora Bartąg [The dynamics of nitrogen content in the soil and ground waters of the Bartąg Lake basin]. Olsztyn. ART. Maszynopis ss. 36.
- KLAPPER H. 2003. Technologies for lake restoration. *Journal of Limnology*. Vol. 62(1) s. 73–90.

- KOLADA A., SOSZKA H., CYDZIK D., GOŁUB M. 2005. Abiotic typology of Polish lakes. *Limnologica*. Vol. 35 s. 145–150.
- KOLZAU S., WIEDNER C., RÜCKER J., KÖHLER J., KÖHLER A., DOLMAN A.M. 2014. Seasonal patterns of nitrogen and phosphorus limitation in four German lakes and predictability of limitation status from ambient nutrient concentrations. *PlosO*. Vol. 9(4) e96065. DOI 10.1371/Journal.pone.0096065.
- KORYCKA A., DĘBIŃSKI W. 1974. Średnie wartości przewodności właściwej wody jezior północnej Polski [Mean conductivity values of the correct water of the northern lakes of Poland]. *Olsztyn. IRŚ*. Vol. 79 ss. 16.
- KRATZER C. R., BREZONIK P. L. 1981. A Carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida lakes. *Water Research Bulletin*. Vol. 17 s. 713–715.
- KUBIAK J., TÓRZ A. 2005. Eutrofizacja. Podstawowe problemy ochrony wód jeziornych na Pomorzu Zachodnim [Eutrophication. General problems of lake water protection in Western Pomerania]. *Śląskie Prace Biologiczne*. Nr 2 s. 17–36.
- LOSSOW K. 1998. Ochrona i rekultywacja jezior. Teoria a praktyka [Protection and restoration of lakes. Theory and practice]. *Idee Ekologiczne*. Nr 13(7) s. 55–70.
- LV J., WU H., CHEN M. 2011. Effect of nitrogen and phosphorus of phytoplankton composition and biomass in 15 subtropical urban shallow lakes in Wuhan, China. *Limnologica – Ecology and Management of Inland Waters*. Vol. 41(1) s. 48–56. DOI 10.1016/j.limno.2010.03.003.
- MARSZELEWSKI W. 2005. Zmiany warunków abiotycznych w jeziorach Polski północno-wschodniej [Changes in abiotic conditions in lakes of north-eastern Poland]. Toruń. Wydaw. UMK. ISBN 9788323119272288 ss. 288.
- OLSZEWSKI P., PASCHALSKI J. 1959. Wstępna charakterystyka limnologiczna niektórych jezior Pojezierza Mazurskiego [Preliminary limnological characteristics of some lakes in the Masurian Lake District]. *Zeszyty Naukowe WSR Olsztyn*. ISSN 0078-4583. Nr 4 ss. 109.
- PARSZUTO K., TANDYRAK R., ŁOPATA M., MIKULEWICZ S., GROCHOWSKA J., DUNALSKA J. 2017. Development of Drwęckie lake in Ostróda for tourist and recreational purposes, and its impact on the burden to the natural environment in the shoreline zone. *Polish Journal of Natural Sciences*. Vol. 32(1) s. 105–120.
- PATALAS K. 1960. Charakterystyka składu chemicznego wody 48 jezior okolic Węgorzewa [Characterization of the chemical composition of 48 lakes water of around Węgorzewo]. *Roczniki Nauk Rolniczych*. T. 77(1–3) s. 243–297.
- PN-C-04554-4: 1999P. Woda i ścieki – Badania twardości – Oznaczanie sumarycznej zawartości wapnia i magnezu w ściekach metodą miareczkową z EDTA oraz obliczanie zawartości magnezu w wodzie i ściekach [Water and sewage – Hardness testing – Determination of the total content of calcium and magnesium in sewage by the titration method with EDTA and calculation of the magnesium content in water and sewage]
- PN-EN 27888: 1999P. Jakość wody – Oznaczanie przewodności elektrycznej właściwej [Water quality – Determination of electrical conductivity].
- PN-EN ISO 6878: 2006/Apl: 2010P. Poprawka do Polskiej Normy. Dotyczy PN-EN ISO 6878:2006. Jakość wody – Oznaczanie fosforu – Metoda spektrometryczna z molibdenianem amonu [Amendment to the Polish Standard. Applies to PN-EN ISO 6878: 2006. Water quality – Determination of phosphorus – Spectrometric method with ammonium molybdate].
- PN-ISO-6059: 199P. Jakość wody – Oznaczanie sumarycznej zawartości wapnia i magnezu – Metoda miareczkowa z EDTA [Water quality – Determination of the total content of calcium and magnesium – Titration method with EDTA].
- SCHINDLER D.W., CARPENTER S.R., CHAPRA S.C., HECKY R.E., ORIHIEL D.M. 2016. Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success. *Environmental Science and Technology*. Vol. 50(17) s. 8923–8929. DOI 10.1021/asc.est.6002204.

- VOLLENWEIDER R.A. 1976. Advances in defining critical loading level for phosphorus in lake eutrophication. *Memorie Dell'Istituto Italiano Di Idrobiologia*. Vol. 33 s. 53–83.
- WIOŚ 2016. Raport o stanie środowiska województwa warmińsko-mazurskiego [Report on the state of the environment of the Warmian-Masurian Voivodeship]. Olsztyn. Inspekcja Ochrony Środowiska, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Olsztynie ss. 146.
- ZHANG E., LIU E., JONES R., LANGDON P., YANG X., SHEN J. 2010. A 150-year record of recent changes in human activity and eutrophication of Lake Wushan from the middle reach of the Yangze River, China. *Journal of Limnology*. Vol. 69(2) s. 235–241.

*Jolanta GROCHOWSKA, Marzena KARPIENIA, Renata TANDYRAK, Anna PŁACHTA,
Joanna DZICZEK, Anna E. GOŁĘBIEWSKA, Paweł JEŃDRZEJEWSKI,
Michał TOMCZAK, Mateusz TUREK, Filip ZARĘBA*

**PRELIMINARY CHARACTERISTIC OF WATER CHEMISTRY
OF LAKE BARTĄG NEAR OLSZTYN
AND SKETCH OF ITS PROTECTION CONCEPT**

Key words: *anthropopressure, external load, lake protection, nitrogen, phosphorus, water chemistry*

S u m m a r y

The study was carried out on Lake Bartąg (area 72.3 ha, maximum depth 15.2 m) near Olsztyn. The catchment area of the lake is 400.3 ha, in which arable land cover the largest share – 68.9%, forests occupy 19.7%, and built-up area – 11.4%. In the lake's waters, unitary and large amounts of nutrients were found, reaching 1.24 mg TP·dm⁻³ and 2.35 mg TN·dm⁻³ and calcium – 61.0 mg Ca·dm⁻³. The reason for the high trophic status of this reservoir is its excessive load on biogenes flowing from the drainage basin. The actual loads of nutrients flowing into the lake exceed the critical values calculated according to Vollenweider. The low quality of the lake's waters, with a heavy load of pollutants, from the catchment points to the need to take protective measures, which consist in reducing the external load.

Adres do korespondencji: dr hab. inż. Jolanta Grochowska, Uniwersytet Warmiński, Wydział Nauk o Środowisku, Katedra Inżynierii Ochrony Wód, ul. Prawocheńskiego 1, 10-720 Olsztyn; e-mail: jgroch@uwm.edu.pl