

Porównanie parametrów fizykochemicznych wód powierzchniowych o różnym przeznaczeniu na przykładzie zbiorników Tatar Górny i Tatar Dolny

Comparison of physicochemical parameters of surface waters with different purposes on the example of the Tatar Górny and Tatar Dolny reservoirs

DOROTA GRYGLIK, EWELINA KAPUŚCIŃSKA, PAWEŁ JAGNIĄTKOWSKI

DOI 10.36119/15.2025.3.6

Celem pracy było zbadanie zmienności wartości wybranych parametrów fizyko-chemicznych w wodach powierzchniowych w zależności od pory roku. Oznaczenia prowadzono dla wody z Zalewu Tatar w Rawie Mazowieckiej. Próbkę wody do badań pobierane były w okresie od maja do grudnia 2023 roku. Do oznaczeń wytypowano następujące wskaźniki jakości wody: temperatura, pH, mętność, przewodność elektryczna właściwa, stężenie tlenu rozpuszczonego, biochemiczne zapotrzebowanie na tlen, chemiczne zapotrzebowanie na tlen metodą nadmanganianową, stężenie azotu amonowego, fosforu ortofosforanowego, żelaza (III) oraz chlorków. Wyniki badań były odniesione do ogólnych wskaźników jakości wód powierzchniowych obowiązujących w Polsce. Zaobserwowano, że niektóre właściwości fizyko-chemiczne wód badanych zbiorników podlegały dynamicznym zmianom w okresie prowadzonych badań. Ponadto, stwierdzono, że realnym zagrożeniem dla wód badanych zbiorników jest podwyższone stężenie fosforu ortofosforanowego, które, w okresie letnim, może prowadzić do nadmiernego rozwoju organizmów fitoplanktonowych (eutrofizacji).

Słowa kluczowe: jakość wody, eutrofizacja, kąpielisko, zalew Tatar

The aim of the study was to examine the variability of selected physicochemical parameters in surface waters depending on the season. Measurements were conducted on water from Tatar Reservoir in Rawa Mazowiecka. Analyzed water samples were collected from May to December 2023. The following water quality indicators were selected for analysis: temperature, pH, turbidity, specific electrical conductivity, dissolved oxygen concentration, biochemical oxygen demand, chemical oxygen demand using the permanganate method, ammonium nitrogen concentration, orthophosphate phosphorus concentration, iron (III) concentration and chloride concentration. The study results were compared with the general surface water quality indicators applicable in Poland. It was observed that some physicochemical properties of the studied reservoirs underwent dynamic changes during the study period. Furthermore, it was found that an actual threat to the water in the studied reservoirs is the elevated concentration of orthophosphate phosphorus, which, during the summer period, may lead to excessive development of phytoplankton organisms (eutrophication).

Keywords: water quality, eutrophication, swimming area, Tatar Reservoir

Wprowadzenie

W obliczu rosnących wyzwań środowiskowych oraz zwiększonego zapotrzebowania na wodę przy jednoczesnym zanieczyszczeniu dostępnych zasobów wodnych, jakość wód powierzchniowych stała się przedmiotem intensywnych badań naukowych i działań inżynierskich.

W ciągu ostatnich lat nastąpiły znaczące zmiany w podejściu do oceny jakości wód. Umożliwiły one dokładniejsze

monitorowanie i analizę wybranych parametrów jakości wody na drobniejszych skalach, co przyczyniło się do lepszego zrozumienia wpływu działalności człowieka na środowisko wodne.

Wzrost świadomości ekologicznej oraz wprowadzenie nowych regulacji prawa międzynarodowego i unijnego zmodernizowały sposób oceny jakości wód. Zgodnie z Ramową Dyrektywą Wodną – Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października

2000 r. ustanawiającą ramy wspólnego działania w dziedzinie polityki wodnej – kryterium klasyfikacji jakości wód jest tzw. stan ekologiczny lub potencjał ekologiczny (dla wód silnie zmienionych oraz sztucznych), a wody ocenia się względem klas jakości wód (a nie klas czystości, jak to było do roku 2008) [1]. Zmiany te wprowadziły perspektywę ochrony ekosystemów wodnych i zrównoważonego zarządzania zasobami wodnymi do procesu oceny [2]. Rozszerzenie ram oceny jakości

dr Dorota Gryglik, <https://orcid.org/0000-0001-6370-1486>, dr Ewelina Kapuścińska, <https://orcid.org/0000-0002-1003-8462> – Politechnika Łódzka, Wydział Budownictwa, Architektury i Inżynierii Środowiska, Instytut Inżynierii Środowiska i Instalacji Budowlanych, Łódź inż. Paweł Jagniątkowski, student Wydziału Budownictwa, Architektury i Inżynierii Środowiska Politechniki Łódzkiej na kierunku Inżynieria Środowiska w Budownictwie. Adres do korespondencji/ Corresponding: ewelina.gutkowska@p.lodz.pl

wód obejmuje obecnie nie tylko parametry fizykochemiczne, ale również biologiczne (stanowiące grupę wskaźników podstawowych) i hydromorfologiczne, co pozwala na kompleksowe podejście do oceny stanu ekosystemu wodnego i jego zdolności do samoregulacji oraz regeneracji.

Wody powierzchniowe przeznaczone do celów rekreacyjnych w tym kąpieliskowych podlegają dodatkowym regulacjom prawnym wynikającym z Rozporządzenia Ministra Zdrowia z 2019 roku mającym na celu zapewnienie bezpieczeństwa zdrowotnego wody [3]. Klasyfikacja jakości wody w kąpielisku opiera się na ocenie mikrobiologicznej oraz ocenie wizualnej obejmującej: występowanie zakwitów sinic (w postaci smugi, kożucha, piany), rozmnażanie makroalg lub fitoplanktonu morskiego, obecność w wodzie zanieczyszczeń, takich jak: materiały smoliste, szkło, tworzywa sztuczne, guma lub inne odpady. Stwierdzenie masowego rozwoju organizmów fitoplanktonowych skutkuje niedopuszczeniem wód powierzchniowych do kąpeli oraz prowadzi do utraty równowagi ekosystemu na skutek pogorszenia warunków tlenowych w wodzie, obumierania organizmów żywych i nagromadzenia substancji toksycznych. Zakwit wody jest zjawiskiem sezonowym uzależnionym od temperatury wody i powietrza oraz dostępności światła [4]. Rozwój fitoplanktonu jest zdeterminowany również dostępnością azotu i fosforu w wodach powierzchniowych (ich żyznością) [5]. Wśród czynników limitujących rozwój organizmów fitoplanktonowych wymienia się także odczyn wody i stężenie dwutlenku węgla [6]. Określenie czynników ograniczających wzrost fitoplanktonu jest podstawą podjęcia działań zapewniających bezpieczeństwo zdrowotne wody i pozwalających na utrzymanie rekreacyjnych funkcji wód powierzchniowych.

Celem niniejszej pracy była ocena zmienności wybranych parametrów fizyko-chemicznych wody zbiornika Tatar Dolny wykorzystywanego do celów rekreacyjnych oraz wytypowanie czynników, które mogłyby decydować o niedopuszczeniu wód zbiornika do kąpeli na skutek masowego rozwoju fitoplanktonu. Dokonano porównania uzyskanych wartości badanych parametrów z wartościami uzyskanymi dla zbiornika Tatar Górny, objętego ochroną.

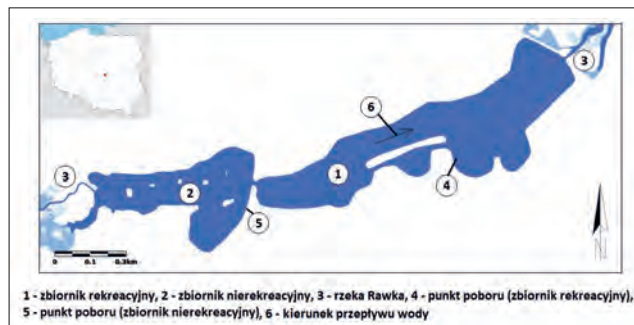
Opis badań

Obiekt badań

Badania prowadzono na obszarze Zalewu Tatar znajdującemu się w Rawie

Rys. 1. Obszar badań i lokalizacja stanowisk badawczych – Zalew Tatar w Rawie Mazowieckiej (opracowanie własne na podstawie [7])

Fig. 1. Study area and location of study sites – Tatar Reservoir in Rawa Mazowiecka (own elaboration based on [7])



Mazowieckiej, w powiecie rawskim, w województwie łódzkim (Rys. 1).

Jest to sztuczny zbiornik utworzony w latach osiemdziesiątych XX wieku poprzez spiętrzenie rzeki Rawki, która powstaje z połączenia dwóch cieków wodnych w odległości ok. 5 km od Kuluszek.

Zalew składa się z dwóch zbiorników wodnych oddzielonych od siebie jazem. Większy zbiornik – o powierzchni 55 ha – nazywany Tatar Dolny, jest zbiornikiem rekreacyjnym z ogólnodostępnym kąpieliskiem otwartym w sezonie wakacyjnym. Tatar Dolny o pojemności 120 tys. m³ pełni również funkcję energetyczną (mała elektrownia wodna o wydajności 90 kW) [8]. Prawy brzeg zbiornika otacza kompleks leśny, natomiast po przeciwnej stronie dominują użytki rolne i zabudowa mieszkalna. Maksymalna głębokość zbiornika wynosi 3,5 m, a średnia jego głębokość to 2 m. Mniejszy ze zbiorników – Tatar Górny – o powierzchni 18 ha nie pełni funkcji rekreacyjnej. Tatar Górny podlega ochronie obszarowej (rezerwat przyrody), gdyż stanowi schronienie dla ptaków wodnych. Zalew Tatar nie posiada ewidencjonowanych punktowych źródeł zanieczyszczeń. Ścieki z sieci kanalizacyjnej Rawy Mazowieckiej odbiera oczyszczalnia ścieków w Żydomicach funkcjonująca od 1976 roku [9]. Głównymi czynnikami wpływającymi na jakość wód zbiorników Tatar Górny i Tatar Dolny są dopływ rzeki Rawki, źródła obszarowe i zasilanie wewnętrzne (osady dennie).

Metodyka badań

Wodę do badań pobierano z dwóch zbiorników wodnych raz w miesiącu w okresie od maja do grudnia 2023 roku. Miejsca poboru prób zaznaczono na rys. 1. – punkty 4 i 5. W przypadku zbiornika rekreacyjnego próbki wody pobierano z odległości 1,5 m od brzegu i głębokości 20–30 cm. Punkt poboru wody do badań w zbiorniku nierekreacyjnym był uzależniony od poziomu wody, ale przeważnie była to odległość około 50 cm od brzegu z głębokości 15–20 cm. Bezpośrednio w terenie dokonywano pomiaru temperatury i pH

wody za pomocą przenośnego pH-metru CP-411 firmy Elmetron. Pozostałe analizy fizyko-chemiczne wody wykonano w laboratorium bezpośrednio po przywiezieniu próbek. Do pomiaru stężenia tlenu rozpuszczonego w wodzie zastosowano tlenomierz Thermo-Scientific Orion 3 Star DO Benchtop. Mętność wody oznaczano z wykorzystaniem mętnościomierza HACH 2100N IS. Oznaczenia elektrycznej przewodności właściwej dokonano konduktometrem Radelkis OK-102/1. Za pomocą spektrofotometru HITACHI model U-2001 mierzono zawartość związków azotu, fosforu i żelaza. Oznaczenia chemicznego zapotrzebowania tlenu (utlenialność) wykonywano metodą nadmanganianową, z kolei oznaczenia stężenia chlorków metodą argentometryczną (metodą Mohra). Biochemiczne zapotrzebowanie na tlen obliczano jako różnicę zawartości tlenu rozpuszczonego w wodzie oznaczonego w dniu poboru wody oraz po 5 dobach.

Uzyskane wartości przedstawiono na wykresach obrazujących zmianę danych wskaźników w zależności od panującej pory roku.

Wyniki badań

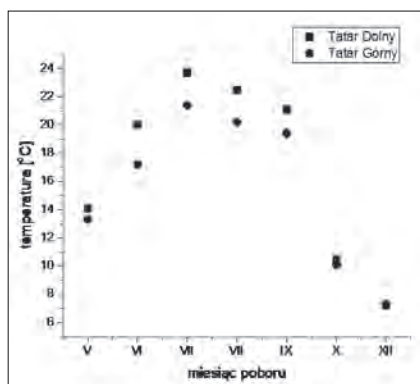
Ocenę jakości wód zbiorników Tatar Górny i Tatar Dolny przeprowadzono na podstawie wybranych wskaźników: temperatura wody, odczyn pH, mętność, przewodność elektryczna właściwa, stężenie tlenu rozpuszczonego, biochemiczne zapotrzebowanie na tlen (BZT₅), chemiczne zapotrzebowanie na tlen metodą nadmanganianową (ChZT-Mn), stężenie azotu amonowego (N-NH₄⁺), fosforu ortofosforanowego (P-PO₄³⁻), żelaza (F-Fe³⁺) oraz chlorków.

Na podstawie uzyskanych wyników stwierdzono, że niektóre właściwości fizyko-chemiczne wód badanych zbiorników podlegały wahaniom sezonowym.

Temperatura wody

W analizowanym przedziale czasu temperatura wody badanych zbiorników zmieniała się w szerokim zakresie od

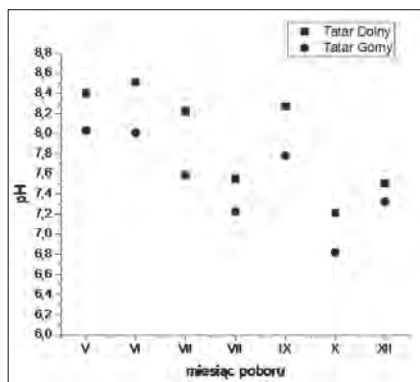
7,2°C do 23,7°C (Tatar Dolny) oraz od 7,3°C do 21,4°C (Tatar Górny) (rys. 2). Zbiornik Tatar Dolny charakteryzował się wyższą średnią temperaturą (17°C) w porównaniu to zbiornika Tatar Górny (15,5°C). W obydwu przypadkach najchłodniejszym miesiącem był grudzień, a najcieplejszym lipiec. Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Infrastruktury w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych [10], warunki termiczne panujące w zbiornikach odpowiadały I klasie jakości wód, jedynie w lipcu i w sierpniu w zbiorniku Tatar Dolny nastąpił nieznaczny wzrost tego wskaźnika odpowiadający II klasie jakości.



Rys. 2. Zmienność temperatury wody w zbiornikach Tatar Górny i Tatar Dolny w okresie od maja do grudnia 2023 roku
Fig. 2. Variability of temperature of water in Tatar Górny and Tatar Dolny reservoirs from May to December 2023

Odczyn wody

W ciągu roku dynamicznie zmieniały się wartości pH wody (rys. 3). W zbiorniku Tatar Górny wahały się od 6,82 do 8,03,



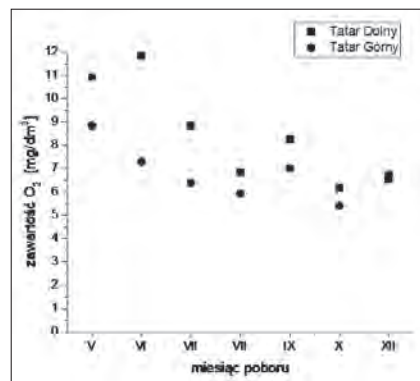
Rys. 3. Zmienność pH wody w zbiornikach Tatar Górny i Tatar Dolny w okresie od maja do grudnia 2023 roku
Fig. 3. Variability of pH of water in Tatar Górny and Tatar Dolny reservoirs from May to December 2023

a ich wartość średnia wynosiła 7,54, z kolei w zbiorniku rekreacyjnym utrzymywały się w przedziale od 7,21 do 8,51, a wartość średnia wynosiła 7,95. W obydwu badanych zbiornikach najniższe wartości pH wody obserwowano w październiku, natomiast najwyższe w maju, czerwcu i we wrześniu.

Niska wartość pH wody, odnotowana w październiku 2023 roku, mogła być skorelowana z największą miesięczną sumą opadów (wynoszącą 125,5 mm) opublikowaną przez Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej [11]. Jednocześnie najwyższe wartości pH przypadły na miesiące z najniższą sumą opadów 22,3 mm (05.2023r.), 15,1 mm (06.2023r.) i 13,8 mm (09.2023r.). Wartości pH w przedziale 7,5-8,5 przypadające na miesiące maj, czerwiec i lipiec mogły być związane również z absorpcją dwutlenku węgla przez roślinność wodną i fitoplankton. Otrzymane wartości pH wody badanych zbiorników mieściły się w granicach I klasy jakości wód powierzchniowych [10].

Tlen rozpuszczony

Wykonane pomiary stężenia tlenu rozpuszczonego uwidoczniły różnice w natlenieniu pomiędzy badanymi zbiornikami (rys. 4). Zbiornik Tatar Górny charakteryzował się mniejszą średnią zawartością tlenu rozpuszczonego (6,8 mg O₂/dm³) w porównaniu do zbiornika Tatar Dolny (8,49 mg O₂/dm³). Prawdopo-

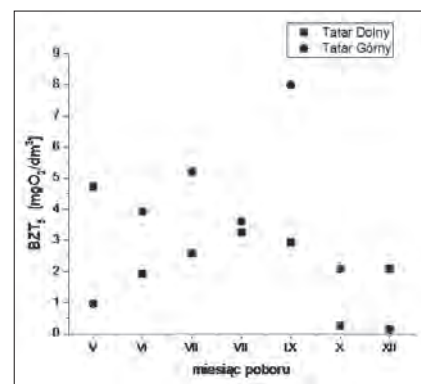


Rys. 4. Zmienność zawartości tlenu w wodzie w zbiornikach Tatar Górny i Tatar Dolny w okresie od maja do grudnia 2023 roku
Fig. 4. Variability of oxygen content in water in Tatar Górny and Tatar Dolny reservoirs from May to December 2023

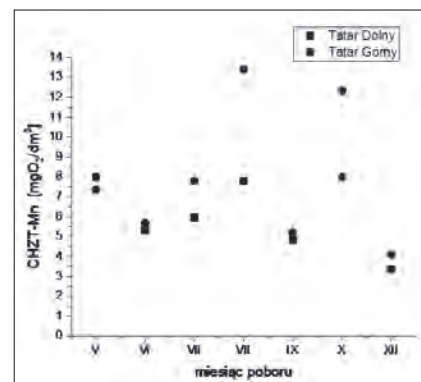
dobnie zaobserwowane różnice wynikały z napowietrzenia wody przepływającej przez stopień wodny znajdujący się między badanymi zbiornikami. Zanotowane w trakcie prowadzonych badań wartości stężenia tlenu rozpuszczonego nie pozwalały jednoznacznie sklasyfikować obydwu zbiorników. W zależności od

miesiąca warunki tlenowe panujące w zbiornikach wskazywały na I bądź II klasę jakości wody [10].

Wyższe wartości stężenia tlenu w zbiorniku Tatar Dolny mogły wynikać również z mniejszego zanieczyszczenia materią organiczną na co wskazywały oznaczone wartości BZT₅ i indeksu nadmanganianowego (ChZT-Mn) (rys. 5 i 6). Średnia wartość BZT₅ w badanym okresie w przypadku zbiornika Tatar Dolny wynosiła 2,54 mg O₂/dm³ (I klasa) a wartość maksymalna była równa 4,72 mg O₂/dm³ (II klasa). Zbiornik Tatar Górny charakteryzował się większą wartością średnią i maksymalną BZT₅ wynoszącą odpowiednio 3,42 mg O₂/dm³ (II klasa) i 8 mg O₂/dm³ (poniżej II klasy jakości). Na większe obciążenie zbiornika Tatar Górny materią organiczną trudno rozkładalną wskazywa-



Rys. 5. Zmienność wartości BZT₅ wody w zbiornikach Tatar Górny i Tatar Dolny w okresie od maja do grudnia 2023 roku
Fig. 5. Variability of BOD₅ value of water in Tatar Górny and Tatar Dolny reservoirs from May to December 2023



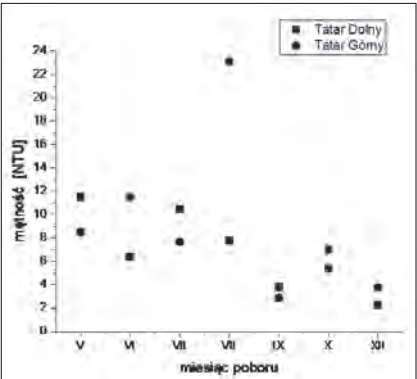
Rys. 6. Zmienność wartości ChZT-Mn wody w zbiornikach Tatar Górny i Tatar Dolny w okresie od maja do grudnia 2023 roku
Fig. 6. Variability of COD-Mn value of water in Tatar Górny and Tatar Dolny reservoirs from May to December 2023

ły otrzymane wartości ChZT-Mn (wartość średnia: 7,74 mg O₂/dm³; wartość maksymalna: 13,4 mg O₂/dm³). Próbkę wody pochodzącą ze zbiornika rekreacyjnego

charakteryzowały się niższymi wartościami indeksu nadmanganianowego (wartość średnia: 6,04 mg O_2/dm^3 ; wartość maksymalna: 8,0 mg O_2/dm^3).

Mętność wody

Zaobserwowane różnice w zawartości tlenu rozpuszczonego w wodach badanych zbiorników mogły mieć związek z efektywnością procesu fotosyntezy prowadzonego przez rośliny wodne i fitoplankton. Wydzielanie tlenu w procesie fotosyntezy przebiega intensywniej w wodzie klarownej o wysokiej przepuszczalności światła słonecznego. Wzrost mętności i zaburzenie przenikania światła przez warstwę wody działa ograniczająco na przebieg procesu i uwalnianie tlenu. Zbiornik Tatar Dolny charakteryzował się niższą średnią mętnością (6,39 NTU) w porównaniu do Zbiornika Tatar Górny (8,36 NTU) (rys. 7). Maksymalną mętność w zbiorniku Tatar Górny wynoszącą 23,1 NTU zanotowano w sierpniu i była ona spowodowana obecnością organizmów fitoplanktonowych. Nadmierną produkcję pierwotną (fitoplankton) prowadzącą do obciążenia wód zbiornika materią organiczną zaobserwowano również w wartościach BZT₅ i ChZT-Mn, które osiągnęły maksymalne wartości w sierpniu i we wrześniu.

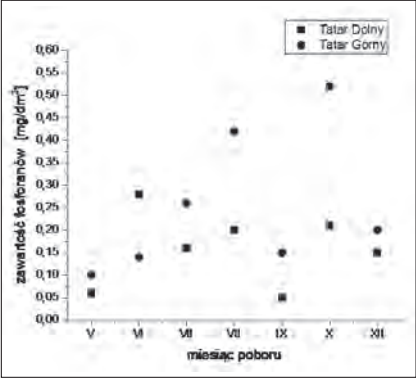


Rys. 7. Zmienność mętności wody w zbiornikach Tatar Górny i Tatar Dolny w okresie od maja do grudnia 2023 roku
Fig. 7. Variability of water turbidity in Tatar Górny and Tatar Dolny reservoirs from May to December 2023

Fosfor ortofosforanowy

Analiza otrzymanych wartości wskaźników jakości wody wskazywała na zróżnicowany poziom związków biogennych w badanym okresie. Próbkę wody pobierane ze zbiorników Tatar Górny i Tatar Dolny charakteryzowały się wysokimi stężeniami ortofosforanów przekraczającymi maksymalne wartości dla II klasy jakości wód, z wyjątkiem dwóch miesięcy (maj, wrzesień), kiedy wodę w zbiorniku Tatar

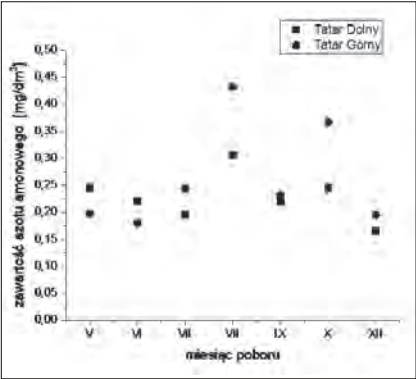
Dolny zaklasyfikowano do I klasy jakości, a wody zbiornika Tatar Górny do II klasy jakości [10]. Najwyższe stężenia ortofosforanów w wodach zbiornika Tatar Górny wynoszące 0,52 i 0,42 mg $P-PO_4^{3-}/dm^3$ zaobserwowano w październiku i w sierpniu, natomiast w wodach zbiornika rekreacyjnego odnotowano w czerwcu (0,28 mg $P-PO_4^{3-}/dm^3$) i w październiku (0,21 mg $P-PO_4^{3-}/dm^3$) (rys. 8).



Rys. 8. Zmienność zawartości fosforanów w wodzie w zbiornikach Tatar Górny i Tatar Dolny w okresie od maja do grudnia 2023 roku
Fig. 8. Variability of phosphate content in Tatar Górny and Tatar Dolny reservoirs from May to December 2023

Azot amonowy

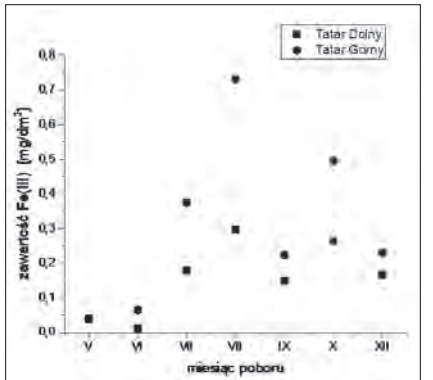
Stężenia azotu amonowego w próbkach wody pochodzących z Zalewu Tatar nie przekroczyły wartości 0,5 mg $N-NH_4^+/dm^3$. W obydwu badanych zbiornikach najwyższe stężenia zanotowano w sierpniu i osiągnęły one wartość 0,43 $N-NH_4^+/dm^3$ (Tatar Górny) i 0,31 $N-NH_4^+/dm^3$ (Tatar Dolny) (rys. 9). Prawdopodobnie podwyższone wartości azotu amonowego wynikały z biochemicznego rozkładu związków organicznych pochodzenia roślinnego (intensywny wzrost organizmów fitoplanktonowych).



Rys. 9. Zmienność azotu amonowego w wodzie w zbiornikach Tatar Górny i Tatar Dolny w okresie od maja do grudnia 2023 roku
Fig. 9. Variability of ammonium nitrogen content in Tatar Górny and Tatar Dolny reservoirs from May to December 2023

Żelazo (III)

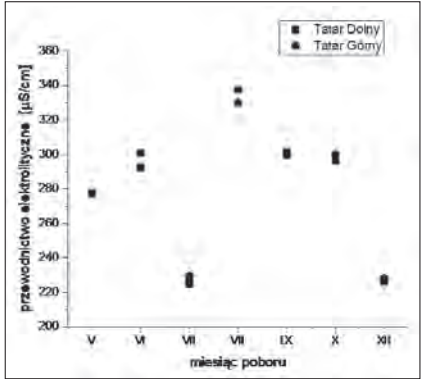
Na podstawie prowadzonych badań stwierdzono, że wody badanych zbiorników charakteryzują się niewielkim stężeniem związków żelaza (rys. 10). Wody zbiornika Tatar Górny zawierały nieco większą ilość żelaza osiągając wartość maksymalną w sierpniu równą 0,73 mg Fe^{3+}/dm^3 . W przypadku zbiornika Tatar Dolny wartość ta nie przekroczyła 0,30 Fe^{3+}/dm^3 . Niska zawartość jonów Fe^{3+} w wodach Zalewu Tatar świadczy o naturalnym pochodzeniu związków żelaza (kwas huminowe i fulwowe).



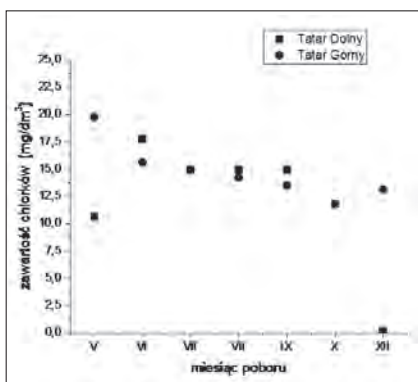
Rys. 10. Zmienność zawartości żelaza (III) w wodzie w zbiornikach Tatar Górny i Tatar Dolny w okresie od maja do grudnia 2023 roku
Fig. 10. Variability of iron (III) content in Tatar Górny and Tatar Dolny reservoirs from May to December 2023

Zasolenie – przewodność elektryczna właściwa i stężenie chlorków

Wody Zalewu Tatar podczas okresu objętego badaniami charakteryzowały się niewielką dynamiką zmian wartości przewodności elektrycznej właściwej i stężenia chlorków (rys. 11 i 12). Oznaczone wartości przewodności elektrycznej właściwej poniżej 350 odnotowane w obydwu



Rys. 11. Zmienność wartości przewodności elektrolitycznej wody w zbiornikach Tatar Górny i Tatar Dolny w okresie od maja do grudnia 2023 roku
Fig. 11. Variability of electrolytic conductivity values of water in Tatar Górny and Tatar Dolny reservoirs from May to December 2023



Rys. 12. Zmienność zawartości chlorków w wodzie w zbiornikach Tatar Górny i Tatar Dolny w okresie od maja do grudnia 2023 roku
Fig. 9. Variability of water chloride content in Tatar Górny and Tatar Dolny reservoirs from May to December 2023

badanych zbiornikach mieściły się w granicach I klasy jakości wód powierzchniowych [10]. O niewielkim zasoleniu wód Zalewu Tatar świadczyły również zaobserwowane wartości stężenia chlorków, które w obydwu przypadkach nie przekroczyły wartości 20 mg Cl⁻/dm³.

Podsumowanie i wnioski

Prowadzone badania umożliwiły określenie sezonowego zróżnicowania właściwości fizyko-chemicznych wód zbiorników Tatar Górny i Tatar Dolny. Największą amplitudą wartości w badanym okresie charakteryzowała się temperatura wody, której przebieg nawiązywał do przebiegu temperatury powietrza i ekspozycji na promieniowanie słoneczne. Dynamiczne zmiany temperatury wody są charakterystyczne dla płytkich, niestratyfikowanych zbiorników wodnych, takich jak Tatar Górny i Tatar Dolny. Z punktu widzenia funkcjonowania ekosystemu rzeczno-go znajdującego się poniżej badanych zbiorników istotna jest temperatura wody zanotowana w miesiącach letnich, które osiągnęła w lipcu wartość maksymalną (21,4°C – Tatar Górny i 23,7°C – Tatar Dolny). Według Łaszewski [12] płytkie zbiorniki pozbawione uwarstwienia termicznego w znaczący sposób modyfikują ustrój termiczny rzek nizinnych, przerywając jego naturalne kontinuum. Podwyższenie temperatury wody wpływa na funkcjonowanie ekosystemu rzeczno-go oraz przebudowę struktury gatunkowej zbiorowisk roślinnych, bezkręgowców oraz ryb.

Wahaniom sezonowym podlegał także odczyn wody badanych zbiorników. Zauważono, że najwyższe wartości pH wody przypadają na miesiące z najniższą sumą opadów, a najniższe wartości pH wody odnotowano w miesiącu z najwięk-

szą miesięczną sumą opadów. Podwyższenie odczynu wody w okresie wiosenno-letnim mogło być związane także z absorpcją dwutlenku węgla przez roślinność wodną i fitoplankton.

Sezonowość zmian warunków tlenowych wód Zalewu Tatar również nawiązywała do cyklu wegetacyjnego organizmów fotosyntetyzujących – największe wartości zanotowano w maju i w czerwcu, kiedy dodatkowym źródłem tlenu była roślinność wodna. Należy zauważyć, że wody Zbiornika Tatar Dolny odznaczały się większą zawartością tlenu rozpuszczonego niemal w całym cyklu pomiarowym (wyjątek stanowi grudzień), co prawdopodobnie wynika z napowietrzenia wody przepływającej przez stopień wodny znajdujący się między badanymi zbiornikami. Uzyskane rezultaty nawiązują do wyników otrzymanych przez Krzemińska i in. [13], według których zabudowa hydrotechniczna wpływa na zwiększenie zawartości tlenu w wodzie. Według autorów największy udział budowli piętrzących w procesie napowietrzania się wody i w ogólnym bilansie tlenowym zaobserwowano w okresie letnim.

Sezonowe zmiany pozostałych analizowanych w poniższej pracy wskaźników były bardziej złożone i nie pozwalały na jednoznaczną interpretację.

Przedstawione wyniki wydają się istotne z punktu widzenia oceny stanu i funkcjonowania ekosystemów wód zbiorników Tatar Górny i Tatar Dolny. Na szczególną uwagę zasługują zanotowane w trakcie prowadzonych badań stężenia fosforu występującego w formie biodostępnej, czyli jonów ortofosforanowych. W całym cyklu badawczym większość uzyskanych wartości P-PO₄³⁻ – przekraczały wartości dla II klasy jakości wód powierzchniowych będących zbiornikami zaporowymi. Zgodnie z przyjętą zasadą Ramowej Dyrektywy Wodnej „najgorszy decyduje” przekroczenie stężenia jonów ortofosforanowych w przypadku obydwu analizowanych zbiorników spowodowało zaklasyfikowanie ich potencjału ekologicznego jako „umiarkowanego”, nawet przy braku klasyfikacji dla pozostałych elementów. Z kolei umiarkowany potencjał ekologiczny decydował o tym, że wody zbiorników Tatar Górny i Tatar Dolny oceniono jako będące w stanie złym. Decydująca rola najłagodszego ogniwa w klasyfikacji wskaźników i ocenie jakości wód powierzchniowych przypomina o zagrożeniu jakie jego stan niesie całemu systemowi. Wysokie stężenie ortofosforanów w wodach stojących, w których nie ma możliwości szybkiej ich wymiany, po-

woduje ich szybką eutrofizację oraz nadmierny rozwój organizmów fitoplanktonowych. Zgodnie z empirycznym stosunkiem Redfielda opisującym proporcje molowe składników odżywczych w próbkach fitoplanktonu (P : N : C = 1 : 16 : 106), w optymalnych warunkach świetlnych i termicznych, ortofosforany są głównym czynnikiem wywołującym proces eutrofizacji. Masowy rozwój organizmów fitoplanktonowych w wodach zalewu Tatar Dolny w sezonie letnim może powodować istotne straty w gospodarce wodnej ograniczając wędkarskie i turystyczno-rekreacyjne użytkowanie wód. Ponadto, organizmy fitoplanktonowe (głównie sinice) mogą być przyczyną występowania substancji toksycznych stanowiących zdrowotne zagrożenie dla użytkowników kąpielisk [14, 15, 16]. Zgodnie z badaniami prowadzonymi przez Powiatową Stację Sanitarno-Epidemiologiczną w Rawie Mazowieckiej w 2023 roku nie stwierdzono zakwitu wód zbiornika Tatar Dolny pełniącego funkcję rekreacyjną. Jednak już w kolejnym roku (09.07.2024 r.) zgodnie z komunikatem wydanym przez Państwowego Powiatowego Inspektora Sanitarnego [17] zostały naruszone wymagania określone w Rozporządzeniu Ministra Zdrowia [3]. Woda z kąpieliska „Tatar” nie nadawała się do kąpieli ze względu na nadmierny zakwit glonów (smugi, kożuch). Świadczy to o tendencji zbiornika Tatar Dolny do okresowego pogarszania parametrów wody oraz zarastania. Według Skotak i in. [18] co piąte kąpielisko zlokalizowane nad zalewem lub zbiornikiem retencyjnym w Polsce zmagają się z problemem zarastania wód, a około 25% zakazów kąpieli wynika z występowania zakwitu sinic. Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że czynnikiem, który może sprzyjać rozwojowi fitoplanktonu oprócz stężenia jonów P-PO₄³⁻ – są wysokie temperatury w okresie letnim (powyżej 20°C).

Dążąc do poprawy funkcjonowania ekosystemu wód badanych zbiorników oraz do utrzymania funkcji rekreacyjnych zbiornika Tatar Dolny, wody zalewu Tatar powinny być objęte stałym monitoringiem. Aktualnie obowiązująca sieć punktów pomiarowo kontrolnych, na które składają się reprezentatywne punkty diagnostyczne i operacyjne, stanowiąca podstawę oceny stanu jednolitych części wód, nie uwzględnia zbiorników Tatar Górny i Dolny. Obecnie klasyfikacja wskaźników i grup wskaźników w jednolitych częściach wód powierzchniowych rzek i zbiorników zaporowych wykonana przez Państwowy Monitoring Środowiska obejmuje jedynie punkt

pomiarowo kontrolny Rawka-Kęszyce (JCWP – PLRW2000112726999) zlokalizowany poniżej Zalewu Tatar (w 2023 roku z uwagi na stan chemiczny poniżej dobrego, stan ekologiczny jcwp oceniono jako zły, a wody badanego odcinka były eutroficzne) [19, 20]. Drugi ppk zlokalizowany na rzece Rawce – Boguszyce (JCWP – PLRW2000102726199) zlokalizowany powyżej Zalewu Tatar uwzględniany jest jedynie w ocenie eutrofizacji wód powierzchniowych. Na podstawie badań prowadzonych przez PMS w latach 2020-2023 stwierdzono, że w badanym punkcie pomiarowo-kontrolnym proces eutrofizacji nie zachodził [20]. Jednak zebrane dane wskazują, że proces eutrofizacji jest realnym zagrożeniem dla wód badanych zbiorników z uwagi na zanotowane stężenia ortofosforanów. Zbiorniki Tatar Górny i Dolny nie posiadają ewidencjonowanych punktowych źródeł zanieczyszczeń. Głównymi czynnikami decydującymi o stanie troficznym zbiorników są: dopływ rzeki Rawki, źródła obszarowe oraz zasilanie wewnętrzne (osady denne). Płytkie zbiorniki wodne tj. Tatar Górny i Tatar Dolny są szczególnie podatne na obciążenie wewnętrzne związkami biogennymi. Uwalnianie fosforu z osadów dennych do wód nadosadowych ma istotny wpływ na koncentrację tego pierwiastka w wodzie jeziora, a w konsekwencji na jakość wód i wysoki stan troficzny [21].

Podsumowując, regularnie prowadzone pomiary i stałe monitorowanie zmian wskaźników jakości wody i osadów dennych w badanych zbiornikach jest niezbędne do prowadzenia zrównoważonej gospodarki wodnej, utrzymania rekreacyjnej funkcji zbiornika Tatar Dolny oraz osiągnięcia dobrego stanu wód zalewu Tatar. Rozważyć należy również podjęcie działań rekultywacyjnych polegających na usunięciu fosforu z toni wodnej oraz jego inaktywację w osadach dennych poprzez zastosowanie odpowiedniego środka koagulującego w postaci soli żelaza i glinu lub związków adsorbujących w postaci gliny [22, 23, 24]. Jedynie kompleksowe podejście do poprawy stanu wód może doprowadzić do uzyskania zado-

walącej jakości wód powierzchniowych, które spełniają wymagania wody wykorzystywanej do kąpieli oraz wymagania narzucone przez Ramową Dyrektywę Wodną.

LITERATURA

- [1] Ramowa Dyrektywa Wodna 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej.
- [2] Ustawa Prawo wodne (Dz. U. 2017 r., poz. 1566).
- [3] Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 17 stycznia 2019 r. w sprawie nadzoru nad jakością wody w kąpielisku i miejscu okazjonalnie wykorzystywanym do kąpieli (Dz. U. z 2019 r., poz. 255).
- [4] Jachniak E. Analiza warunków rekreacji w zbiorniku Tresna na podstawie oceny stanu żywności wody zbiornikowej. Instal. 2023; 12:134-139. DOI: 10.36119/15.2023.12.23.
- [5] Czaplicka-Kotas A., Ślusarczyk Z., Pięta M., Szoszek A. Analiza zależności między wskaźnikami jakości wody w Jeziorze Goczałkowskim w aspekcie zakwitów fitoplanktonu. Ochrona Środowiska. 2012; 34(1):21-27.
- [6] Błaszyk A., Toruńska A., Kobos J., Browarczyk-Matusiak G., Mazur-Marzec A. Ekologia toksycznych sinic. Kosmos. 2010; 59(1-2):173-198.
- [7] https://wody.isok.gov.pl/imap_kzgw/. Dostęp: 20.01.2025.
- [8] Lik J., Soltunak J. Wykorzystanie zasobów wodnych województwa łódzkiego na cele energetyki i towarzyszącej jej turystyki. Opracowanie w ramach projektu „Bioenergia dla Regionu – Zintegrowany Program Rozwoju Doktorantów”. Łódź, Centrum Badań i Innowacji Pro-Akademia, 2012. ISBN: 978-83-63704-01-8.
- [9] <https://rawik.pl/oczyszczalnica-sciekow-wyzdomicach-dla-rawy-mazowieckiej/>. Dostęp: 20.01.2025.
- [10] Rozporządzenie Ministra Infrastruktury w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U. 2021 poz. 1475).
- [11] Rocznik Meteorologiczny, Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej Państwowego Instytutu Badawczego, 2023, 82. <https://danepubliczne.imgw.pl/>. Dostęp: 20.01.2025.
- [12] Łaszewski M. Wpływ niewielkich zbiorników na temperaturę wody rzek nizinnych na przykładzie Jeziora i Rządzy. Przegląd Naukowy – Inżynieria i Kształtowanie Środowiska. 2015; 24(1):13–25.
- [13] Krzemińska A., Adyniewicz-Piragas M., Kazińska R. Ocena warunków tlenowych dolne-

go odcinka rzeki Smortawy jako podstawa oceny samooczyszczania się wód w świetle wymogów Ramowej Dyrektywy Wodnej. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich. 2006; 3/4(3):67-76.

- [14] Metcalf J. S., Richer R., Cox P. A., Codd G. A. Cyanotoxins in desert environments may present a risk to human health. Science of the Total Environment. 2012; 421-422:18-123. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.01.053.
- [15] Merel S., Walker D., Chicana R., Snyder S., Baures E., Thomas O. State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. Environment International. 2013; 59:303-327. DOI: 10.1016/j.envint.2013.06.013.
- [16] Rastogi R. P., Sinha R. P., Incharoensakdi A. The cyanotoxin – Microcystins: current overview. Reviews in Environmental Science and Biotechnology 2014; 13:215-249. DOI: 10.1007/s11157-014-9334-6.
- [17] Komunikat nr 4 Państwowego Powiatowego Inspektora Sanitarnego w Rawie Mazowieckiej z dnia 9 lipca 2024 roku. Państwowa Inspekcja Sanitarna.
- [18] Skotak K., Bratkowski J., Jamsheer-Bratkowska M., Stankiewicz A., Maziarz D. Ocena wpływu zakwitów sinic na jakość wody w kąpieliskach w Polsce. Medycyna Środowiskowa. 2012; 15(4):71-79.
- [19] Klasyfikacja wskaźników i grup wskaźników w jednolitych częściach wód powierzchniowych rzek i zbiorników zaporowych za rok 2023. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska. <https://wody.gios.gov.pl/piwp/publication/DAMS/109>. Dostęp: 20.01.2025.
- [20] Ocena eutrofizacji wód powierzchniowych wykonana na podstawie danych pomiarowych z lat 2020-2023. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska. <https://wody.gios.gov.pl/piwp/publication/449>. Dostęp 20.01.2025.
- [21] Søndergaard M., Jensen J.P., Jeppesen E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. Hydrobiologia. 2003; 506-509:135-145. DOI: 10.1023/b:hydr.0000008611.12704.dd.
- [22] Ross G., Haghsereht F., Cloete T.E. The effect of pH and anoxia on the performance of Phoslock, a phosphorus binding clay. Harmful Algae. 2008; 7:545-550. DOI: 10.1016/j.hal.2007.12.007
- [23] Meis S., Spears B.M., Maberly S.C., O'Malley M.B., Perkins R.G. Sediment amendment with Phoslock in Clatto Reservoir (Dundee, UK): Investigating changes in sediment elemental composition and phosphorus fractionation. Journal of Environmental Management. 2012; 93: 185-193. DOI: 10.1016/j.jenvman.2011.09.015.
- [24] Łopata M., Augustyniak R., Grochowska J., Parszuto K., Tandykar R. Phosphorus Removal with Coagulation Processes in Five Low Buffered Lakes—A Case Study of Mesocosm Research. Water. 2019; 11(9):1812. DOI: 10.3390/w11091812.