



# **Badania jakości wód Jeziora Glinnowieckiego w roku 2017**

*Sprawozdanie z badań wykonanych na zlecenie  
Urzędu Gminy w Suchym Lesie*

**dr Renata Dondajewska**

---

przy współpracy:  
dr Agnieszki Budzyńskiej,  
mgr Michała Rybaka,  
mgr Wandy Romanowicz-Brzozowskiej

Poznań 2017

---

# Spis treści

|                                       |    |
|---------------------------------------|----|
| Wstęp                                 | 1  |
| Charakterystyka terenu badań          | 3  |
| Metody badań                          | 12 |
| Wyniki badań                          | 16 |
| Diagnoza stanu ekosystemu jeziornego  | 46 |
| Kierunki działań naprawczych          | 55 |
| Optymalny skład gatunkowy ichtiofauny | 58 |
| Literatura                            | 60 |

## Wstęp

Produktywność ekosystemu wodnego wynika z wzajemnych zależności pomiędzy występującymi w nim organizmami a abiotycznymi właściwościami środowiska. Zgodnie z tym podejściem czynniki abiotyczne takie jak światło, temperatura oraz koncentracja związków biogennych wpływają na zbiorowiska producentów pierwotnych, tworzących podstawę piramidy troficznej, regulując ich rozwój. W przypadku ekosystemów wodnych są nimi rośliny wodne (makrofity) oraz glony i sinice tworzące fitoplankton. W klasycznej limnologii taki rodzaj regulacji nazywany jest kontrolą *bottom up*, czyli od dołu piramidy troficznej. Przepływ energii i materii w górę piramidy powoduje narastanie oddziaływań: liczebność fitoplanktonu wpływa na liczebność paszującego go zooplanktonu, ten zaś reguluje liczebność ryb planktonożernych, które w dalszej kolejności oddziałują na liczebność ryb drapieżnych. Jednakże wpływ ten przenoszony jest także od góry do dołu łańcucha troficznego, co nazwano kontrolą *top down*, a zatem obsada ryb drapieżnych wpływa na liczebność ryb planktonożernych, te regulują zagęszczenie zooplanktonu, który odżywia się fitoplanktonem, determinując jego rozwój. Oba typy regulacji występują w ekosystemach wodnych jednocześnie i wraz z czynnikami abiotycznymi tworzą dynamiczne środowisko (Jørgensen i in. 2005). Eutrofizacja czyli wzrost żyzności ekosystemu, nasilona działaniami człowieka (dopływ ścieków, spływ powierzchniowy z obszarów wykorzystywanych rolniczo), powoduje zaburzenia w tej naturalnej regulacji produktywności ekosystemu, podobnie jak przekształcenia struktury ichtiofauny dokonywane przez człowieka poprzez selektywne zarybienia i odłowy ryb. Jeziora zdegradowane, cechujące się silnymi zakwitami fitoplanktonu przy jednoczesnym braku makrofitów zanurzonych (tzw. mętnowodne) cechuje kontrola *bottom up*, z uwagi na zbyt małą obsadę ryb drapieżnych mogących wpływać na całą piramidę troficzną z jej szczytu. Odpowiednia struktura odłowów i zarybień może sprzyjać poprawie jakości wód, szczególnie jeśli skorelowana jest z jednoczesnym zmniejszaniem dostępności związków biogennych dla fitoplanktonu.

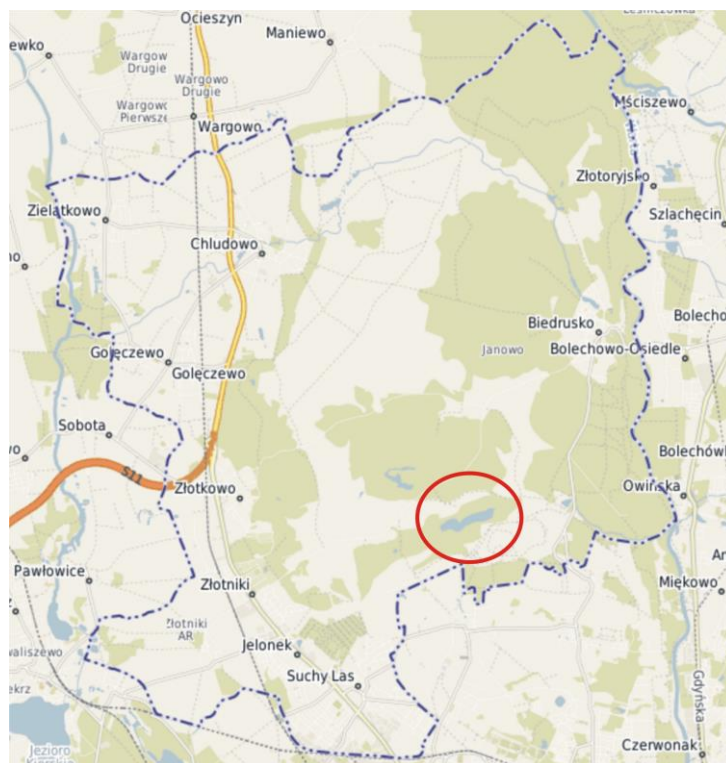
Celem badań przeprowadzonych w okresie od kwietnia do sierpnia 2017 roku w Jeziorze Glinnowieckim, położonym na obszarze gminy Suchy Las, było określenie

jakości jego wód oraz określenie kierunków dalszych działań, mających na celu optymalizację jego funkcjonowania, w tym w szczególności określenie optymalnego składu gatunkowego ryb do jego zarybiania.

## Charakterystyka terenu badań

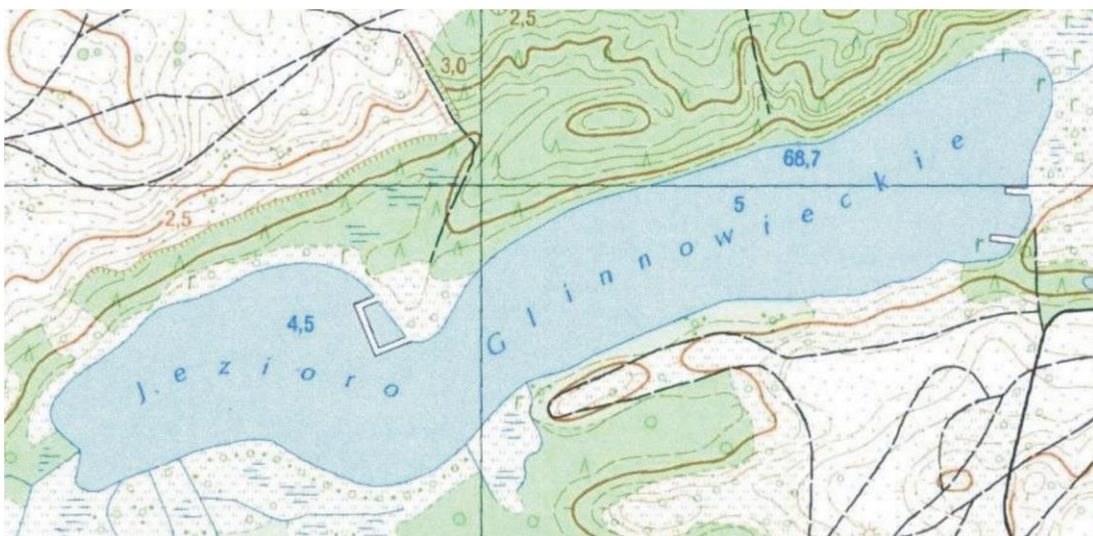
### 1. Jezioro Glinnowieckie

Obiektem badań był niewielki naturalny zbiornik wodny, położony na obszarze gminy Suchy Las, w jej południowej części (Rys. 1). Pod względem geograficznym jezioro jest usytuowane w mezoregionie Pojezierze Poznańskie (Kondracki 2001), w strefie pagórków moreny czołowej rozciągających się od miejscowości Złotkowo w kierunku północno-wschodnim do rzeki Warty (Program ochrony środowiska...2014).



Rys. 1. Lokalizacja Jeziora Glinnowieckiego w granicach gminy Suchy Las (za: suchylas.e-mapa.net, zmienione)

Pod względem morfometrycznym misa jeziorna jest wydłużona w kierunku wschód-zachód. Powierzchnia akwenu sięga 18,5 ha (Choiński 2006), jego długość wynosi około 1 km, a szerokość nie przekracza 250 m. Całkowita długość linii brzegowej jeziora sięga około 2,6 km. Pod względem głębokości jezioro należy do akwenów płytkich, jego maksymalna głębokość nie przekracza bowiem 5 m we wschodniej części misy jeziornej (Rys. 2).

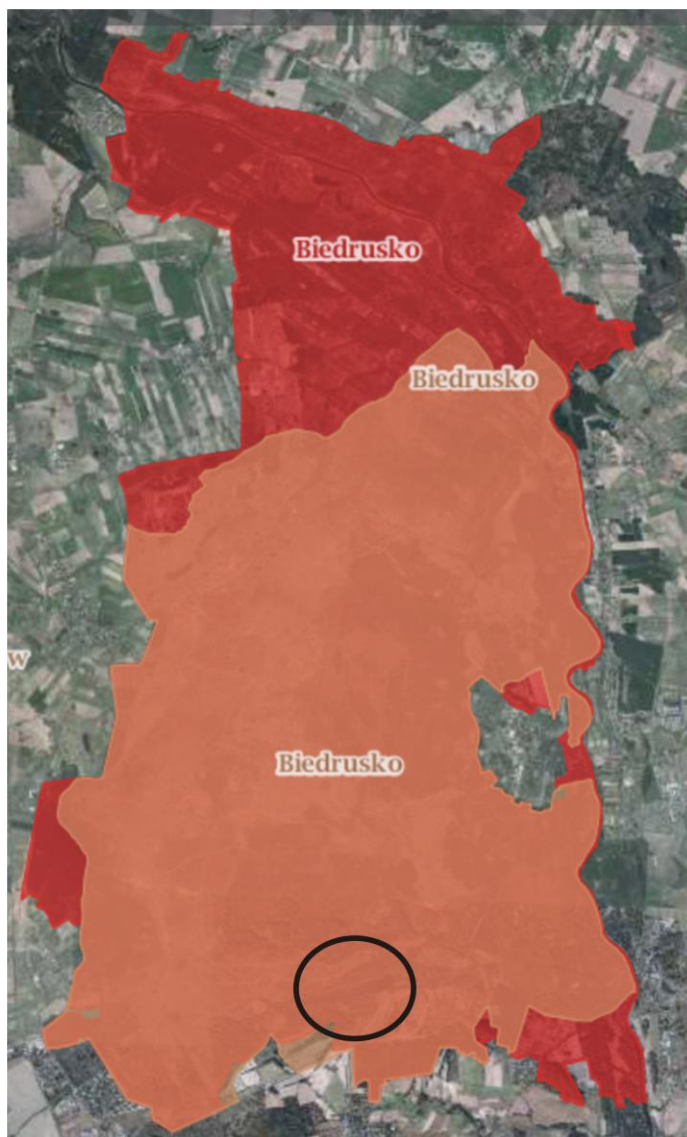


Rys. 2. Kształt misy jeziornej badanego akwenu (za: mapa topograficzna w skali 1:10000, skala nie została zachowana)

Jezioro znajduje się na obszarze terenu wojskowego „Biedrusko”, zajmującego łączną powierzchnię 6318,77 ha, położonego na północ od Poznania. Z uwagi na ograniczony dostęp do tego obszaru, także samo jezioro nie podlega swobodnemu dostępowi do jego zasobów. Akwen podlega także dodatkowej ochronie w ramach obszarów ochrony przyrody, obejmujących je swoimi granicami, tj. w ramach Obszaru Chronionego Krajobrazu „Biedrusko” oraz obszaru Natura 2000 o takiej samej nazwie (Rys. 3).

Obszar Chronionego Krajobrazu w obrębie Biedruska utworzony został w 1995 roku na powierzchni 7266,9 ha, obejmując tereny o cennych wartościach przyrodniczych i naukowo-dydaktycznych. Podstawę prawną stanowi Uchwała nr LI/491/2001 r. Rady Gminy Suchy Las z dnia 13 grudnia 2001 r. w sprawie zmiany uchwał: nr XXV/138/95 Rady Gminy Suchy Las z dnia 7 sierpnia 1995 r. i nr XLVI/243/97 Rady Gminy Suchy Las z dnia 22 stycznia 1997 r. o utworzeniu Obszaru Chronionego Krajobrazu Biedrusko (Dz. Urz. Woj. Wlkp. Nr 162, poz. 4496) poprzedzona uchwałą Nr XXV/138/95 Rady Gminy Suchy Las z dnia 7 sierpnia 1995 r. (Dz. Urz. Woj. Poznańskiego Nr 12/95, poz. 80).





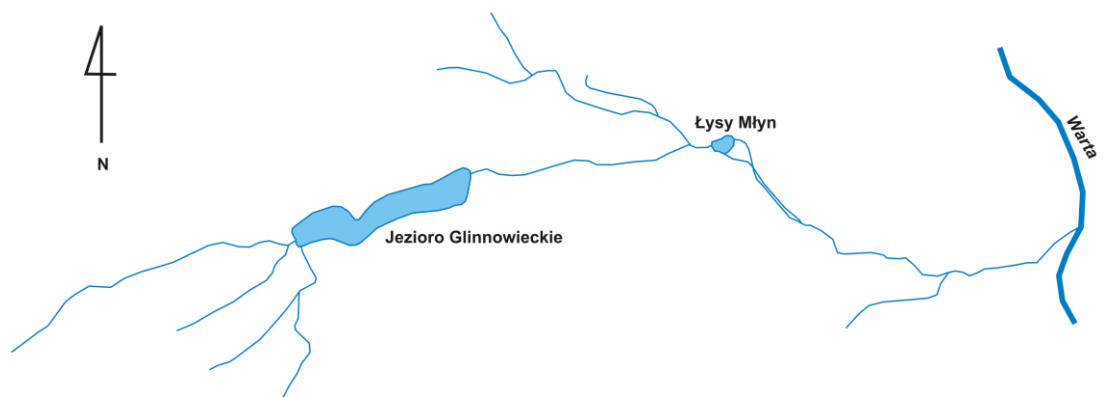
Rys. 3. Lokalizacja jeziora na obszarze Natura 2000 „Biedrusko” (kolor ciemnoczerwony) oraz Obszarze Chronionego Krajobrazu „Bierusko” (kolor jasnoczerwony) (za: geoserwis.gdos.gov.pl, zmienione)

Obszar w ramach sieci Natura 2000 o nazwie „Biedrusko” (PLH300001) zajmuje powierzchnię 9938,1 ha, na której odnotowano występowanie 18 rodzajów siedlisk chronionych dyrektywą siedliskową, w tym muraw psammofilnych, łąk ziołoroślowych oraz kompleksów leśnych, do których należą grądy, kwaśne dąbrowy z udziałem dąbrów świetlistych oraz zbiorowiska łęgowe i olsowe. Stanowią one miejsce występowania 30 gatunków roślin zagrożonych w Wielkopolsce oraz 9

ginących w skali kraju. Jezioro Glinnowieckie wchodzi na tym obszarze w skład sieci drobnych oczek i starorzeczy, będąc największym ekosystemem wodnym. Część z nich połączona jest rozgałęzionym układem drobnych cieków, odwadniających ten teren do rzeki Warty (Program ochrony środowiska... 2014).

## 2. Powiązanie z innymi ekosystemami wodnymi

Jezioro Glinnowieckie zasilane jest od strony zachodniej przez kilka drobnych cieków, natomiast odpływ wód następuje w kierunku wschodnim, poprzez zbiornik Łysy Młyn do rzeki Warty (Rys. 4).



Rys. 4. Powiązania hydrologiczne pomiędzy Jezioro Glinnowieckim o innymi ekosystemami wodnymi (za: mapa topograficzna w skali 1:10000, zmienione, skala nie została zachowana)

## 3. Otoczenie Jeziora Glinnowieckiego

Bezpośrednie otoczenie jeziora stanowią w większości obszary leśne (Rys. 5), w tym ekosystemy związane z obszarami o płytko położonym zwierciadle wód gruntowych, głównie w postaci łągów jesionowo-olszowych. Ich większe fragmenty graniczą z jeziorem od strony północnej oraz zachodniej (Rys. 6). Od strony południowo-wschodniej z akwenem graniczy obszar wykorzystywany w szkoleniach wojskowych (czołgowisko Radojewo).

Część lasów w sąsiedztwie jeziora ma charakter lasów glebochronnych (Program ochrony środowiska...2014).





Rys. 5. Obszary leśne występujące w bezpośrednim sąsiedztwie Jeziora Glinnowieckiego (za: GoogleMaps)



Rys. 6. Zalesione brzegi Jeziora Glinnowieckiego (fot. R. Dondajewska)

#### 4. Roślinność jeziora

Wzdłuż linii brzegowej akwenu rozciąga się niezbyt szeroki pas roślinności szuwarowej, na który składają się zespoły trzciny pospolitej (*Phragmitetum australis*), pałki szerokolistnej (*Typhetum latifoliae*) oraz pałki wąskolistnej (*T. angustifoliae*). Największy płat szuwaru trzcinowego występuje wzdłuż południowo-zachodniego brzegu jeziora (Rys. 7). Przy północnym brzegu akwenu, zwłaszcza na wysokości niewielkiego cypla, przy którym znajduje się największy z pomostów, występuje zbiorowisko roślin o liściach pływających z grzybieniami białymi oraz grążelem żółtym (*Nupharo-Nymphaeetum albae*, Rys. 8). W jeziorze nie stwierdzono występowania zbiorowisk roślinności zanurzonej (elodeidów).



Rys. 7. Pas szuwaru trzcinowego wzdłuż południowo-zachodniego brzegu jeziora (fot. R. Dondajewska)



Rys. 8. Zespół *Nuphar-Nymphaeetum albae* przy północnym brzegu jeziora (fot. R. Dondajewska)

#### 5. Jakość wód jeziornych i dopływających do jeziora

W ramach monitoringu składowiska odpadów w Suchym Lesie od kilkunastu lat prowadzony jest także monitoring jakości wód cieków dopływających do Jeziora Glinnowieckiego, w tym cieków C-3 i C-4 (Rys. 9). Do cieku C-3, zgodnie z pozwoleniem wodnoprawnym, odprowadzane są wody opadowe ze składowiska, podczyszczone w piaskownikach. Jego dopływem jest ciek C-4, w którego zlewni położone są użytki rolne. Dodatkowo, badaniom podlega woda jeziorna.

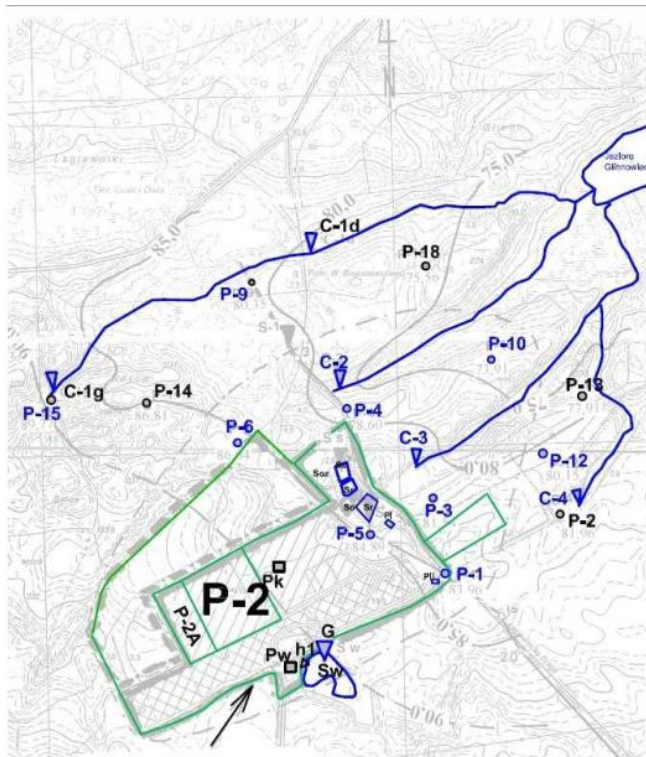
Badania przeprowadzone w latach 2001-2004 nie wykazały zanieczyszczenia wód cieków C-3 i C-4 ani też wód jeziora mineralnymi związkami azotu ani też ich zasolenia (Tab. 1).



Tab. 1. Średnie koncentracje wybranych związków w wodach cieków C-3 i C-4 oraz Jeziora Glinnowieckiego w latach 2001-2004 (za: Raport o oddziaływaniu...2009)

|              | Azot amonowy<br>mg N/l | Azotany<br>mg N/l | Substancje<br>rozpuszczone<br>mg/l | Chlorki<br>mg Cl/l |
|--------------|------------------------|-------------------|------------------------------------|--------------------|
| ciek 3 (C-3) | 0,27                   | 0,44              | 722                                | 154,2              |
| ciek 4 (C-4) | 0,09                   | 6,12              | 614                                | 66,9               |
| jezioro      | 0,07                   | 0,03              | 400                                | 37,25              |

Źródło: wniosek IPPC dla składowiska w Suchym Lesie



Rys. 9. Rozmieszczenie punktów pomiarowych na ciekach dopływających z obszaru składowiska odpadów w Suchym Lesie do Jeziora Glinnowieckiego (za: Raport o oddziaływaniu...2009)

## 6. Rybackie wykorzystanie jeziora

Zgodnie z Rozporządzeniem Dyrektora Regionalnego Zarządu Gospodarki Wodnej z 15 czerwca 2015 roku Jezioro Glinnowieckie wchodzi w skład obwodu rybackiego o nazwie „Jezioro Glinnowieckie na cieku bez nazwy w zlewni rzeki Warty – nr 1”. Opiekunem pod względem rybackiego wykorzystania wód pozostaje koło Polskiego Związku Wędkarskiego „Delfin” z Biedruska, zgodnie z uchwałą Prezydium Zarządu Okręgu z 2012 roku.

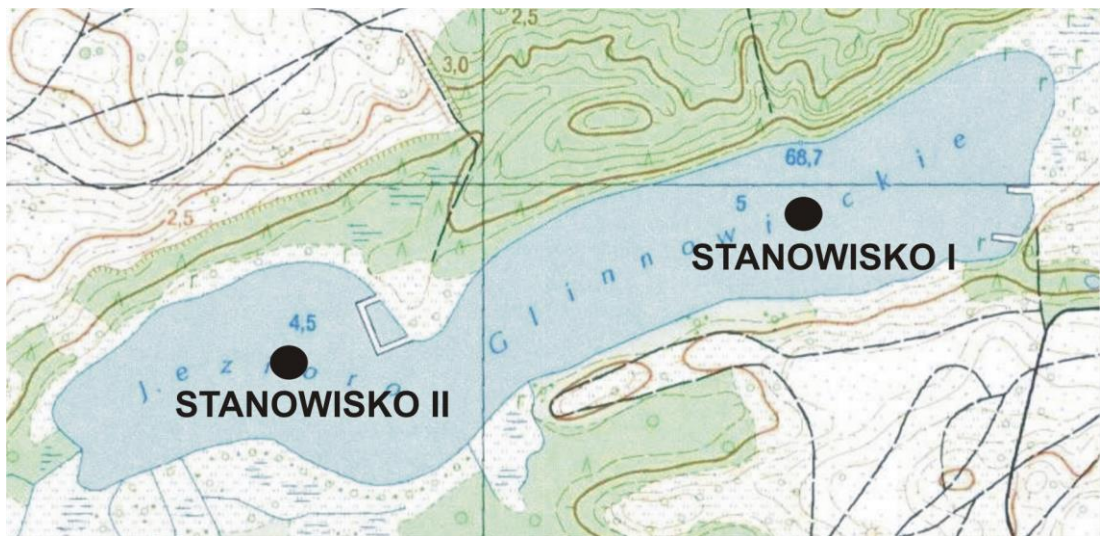
W roku 2016 jezioro zostało zarybione 5 gatunkami ryb, przy czym zdecydowana większość z nich należała do rodziny karpiowatych (*Cyprynidae*, Tab. 2).

Tab. 2. Materiał zarybieniowy dla Jeziora Glinnowieckiego w roku 2016

| gatunek                                         | ilość |
|-------------------------------------------------|-------|
| karp ( <i>Cyprinus carpio</i> ) selekt          | 70 kg |
| karaś ( <i>Carassius carassius</i> ) kroczek    | 70 kg |
| lin ( <i>Tinca tinca</i> ) kroczek              | 70 kg |
| amur ( <i>Ctenopharyngodon idella</i> ) kroczek | 70 kg |
| szczupak ( <i>Esox lucius</i> )                 | 60 kg |

## Metody badań

Badania jakości wód Jeziora Glinnowieckiego przeprowadzono trzykrotnie w roku 2017 tj. jednokrotnie wiosną (kwiecień) oraz dwukrotnie w okresie lata (czerwiec i sierpień) na dwóch stanowiskach badawczych (Rys. 10). Stanowisko I położone było na głęboczku zlokalizowanym we wschodniej części jeziora, gdzie głębokość sięgała maksymalnie 5 m. Stanowisko II zlokalizowano w zachodniej, płytszej części akwenu (do 3, 5 m głębokości).



Rys. 10. Lokalizacja dwóch stanowisk badawczych na Jeziorze Glinnowieckim (za: mapa topograficzna w skali 1:10000, skala nie została zachowana)

Na każdym ze stanowisk dokonywano pomiarów podstawowych właściwości fizyczno-chemicznych wód (temperatury, odczynu, przewodności elektrolitycznej, koncentracji tlenu rozpuszczonego) w przekroju pionowym od powierzchni do dna co 1m za pomocą miernika wieloparametrowego YSI ProPlus. Mierzono także przezroczystość wody za pomocą krążka Secchiego. Poboru próbek wody na potrzeby analiz chemicznych oraz analizy zawartości zawiesiny i chlorofilu-a dokonywano także co 1m głębokości od powierzchni do dna za pomocą czerpacza wody typu Toń, natomiast w przypadku próbek do oceny składu jakościowego i ilościowego fitoplanktonu poboru dokonywano z głębokości 1 m oraz pobierano próbkę zintegrowaną z głębokości od powierzchni do 4 m. W przypadku próbek



zooplanktonu próbki wody o objętości 10 litrów zagęszczano przy użyciu siatki planktonowej o średnicy oczek  $45\mu\text{m}$ , integrując próbki z powierzchni i 1 m głębokości oraz z 2 i 3 m głębokości. Próbki przeznaczone do analizy zawartości związków biogennych utrwalano chloroformem. Próbki na potrzeby analizy składu jakościowego i ilościowego fitoplanktonu i zooplanktonu utrwalano płynem Lugola.

Na obu stanowiskach dokonywano także poboru próbek osadu dennego z warstwy powierzchniowej o miąższości 10 cm przy użyciu czerpacza osadu typu Kajak. Dodatkowo, za pomocą zmodyfikowanego czerpacza osadu dokonywano poboru trzech niezaburzonych rdzeni osadu dennego na potrzeby doświadczalnych badań kierunku i intensywności wymiany fosforu między osadem a wodą naddenną.

W kwietniu i czerwcu dokonano poboru próbek wody (zintegrowanych z głębokości 0-4 m na stanowisku I i z głębokości 0-3 m na stanowisku II) oraz osadów dennych na potrzeby analizy zawartości wybranych metali, w tym metali ciężkich.

W pobranych próbkach w warunkach laboratoryjnych zbadano zawartość związków azotu (amonyowy, azotynowy, azotanowy, Kjeldahla, organiczny i ogólny) oraz fosforu (fosforany rozpuszczone i fosfor ogólny). Analizy wykonano metodami spektrofotometrycznymi na aparacie firmy Shimadzu UV Mini 1240 w oparciu o następujące metody analityczne:

- ☐ azot amonowy – z odczynnikiem Nesslerera;
- ☐ azot azotynowy – z kwasem sulfanilowym i 1-naftyloaminą;
- ☐ azot azotanowy – z salicylanem sodowym;
- ☐ fosforany i fosfor ogólny – metodą molibdenianową z kwasem askorbinowym jako reduktorem.

W przypadku azotu Kjeldahla zastosowano metodę Kjeldahla z destylacją próbek w aparacie firmy Velp UDK 132. Całość analiz przeprowadzono zgodnie ze standardowymi metodami analitycznymi (Elbanowska i in. 1999).

Analizy zawartości zawiesiny ogólnej dokonano metodą wagową po filtracji próbek na filtrach z włókna szklanego GF/C. Tych samych filtrów użyto podczas analizy koncentracji chlorofilu-a metodą Lorenzena (metoda spektrofotometryczna, monochromatyczna, z poprawką na feopigmenty-a).

Analizy ilościowo-jakościowe fitoplanktonu wykonywano przy pomocy mikroskopu odwróconego i komory cylindrycznej o objętości 10 ml. Różnorodność

grup systematycznych identyfikowano w oparciu o klucze i przewodniki, poświęcone jednostkom taksonomicznym w randze gromady lub rzędu.

W każdej pobranej próbce osadu dennego analizowano zawartość fosforu ogólnego oraz jego frakcji zgodnie ze schematem frakcjonowania zaproponowanym przez Psennera i in. (1988). W mokrej próbce osadu o objętości 1 cm<sup>3</sup> oznaczano 5 frakcji fosforu:

1. luźno związany (NH<sub>4</sub>Cl-P) – ekstrahowany przez 2 godziny 1-molowym roztworem NH<sub>4</sub>Cl;
2. związany z żelazem (Fe-P) – ekstrahowany mieszaniną (1:1) 0,11-molowego NaHCO<sub>3</sub> i 0,11-molowego Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>4</sub> przez 2 godziny;
3. związany z glinem i materią organiczną (NaOH-P i NaOH-nrP) – ekstrahowany 1-molowym roztworem NaOH przez 18 godzin;
4. związany z wapniem (HCl-P) – ekstrahowany przez 18 godzin 0,5-mol. HCl oraz
5. fosforu pozostałego (Res-P), stanowiącego różnicę między zawartością fosforu ogólnego a sumą czterech powyższych frakcji.

Po każdej ekstrakcji próbka osadu była odwirowywana z prędkością 3000 obr./min. przez 20 minut, a w uzyskanym roztworze oznaczano zawartość fosforu metodą molibdenianową z kwasem askorbinowym jako reduktorem.

Każdą próbkę osadu, po wysuszeniu w temperaturze 105°C, poddawano także analizie na zawartość materii organicznej drogą prażenia w piecu muflowym w temp. 550°C przez 4 godziny, po czym z różnicy wagi przed i po prażeniu obliczano procentową zawartość materii organicznej (Myślińska 2001), zaś po ekstrakcji kwasem solnym (1:1) dokonywano analizy zawartości fosforu w osadzie dennym.

Ponadto, część z każdej próbki świeżego osadu odwirowywano przez godzinę przy prędkości 3000 obr./min., celem uzyskania wody interstycjalnej (śródosadowej) do analizy stężenia fosforu ogólnego i fosforanów rozpuszczonych w niej zawartych.

Badania zjawiska kumulowania fosforu w osadach dennych lub jego wydzielania wykonywane były *ex situ* z wykorzystaniem niezaburzonych rdzeni osadów, pobieranych przy pomocy zmodyfikowanego czerpacza rurowego do przezroczystych rur wykonanych z PUMA (polimetakrylanu metylu). Każdą rurę zawierającą pobrany osad wraz ze znajdującą się nad nim wodą nadosadową

zamykano gumowymi korkami. Po przewiezieniu do laboratorium rdzenie osadów eksponowano w ciemności w stałych warunkach termicznych, dostosowanych do panujących w jeziorze. Podczas eksperymentu analizowano stężenie fosforu ogólnego w wodzie nadosadowej, pobieranej z każdej rury początkowo co 1-2 dni, później zaś w odstępach 3-4 dniowych. Każdy eksperyment trwał ca 3 tygodnie, co pozwoliło na przeanalizowanie zmian w stężeniu fosforu zachodzących w wodzie nadosadowej oraz określenie średniego wydzielania lub kumulowania fosforu w przeliczeniu na  $m^2$  osadu w ciągu doby. Na podstawie uzyskanych wyników badań eksperymentalnych wyliczono miesięczne wydzielanie lub kumulowanie fosforu na poszczególnych stanowiskach badawczych.

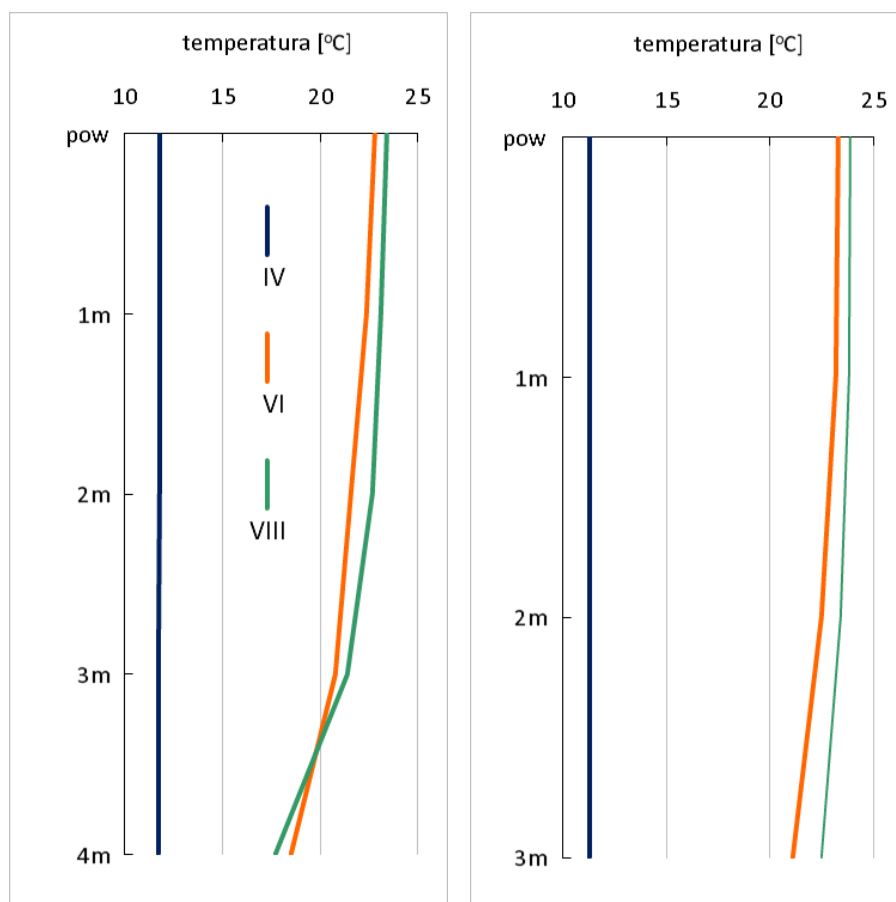
Zawartość azotu ogólnego w osadach dennych zbadano za pomocą analizatora TOC-L firmy Shimadzu. Koncentrację siarczanów określono na podstawie metody grawimetrycznej, ilość wapnia oraz twardość metodą wersenianową, zaś zawartość magnezu obliczono na podstawie różnicy pomiędzy twardością a zawartością jonów wapnia. Koncentrację żelaza zbadano metodą absorpcyjnej spektrometrii atomowej (F-AAS). Koncentracje metali ciężkich w roztworze po ekstrakcji próbki i jej rozkładzie w piecu mikrofalowym, oznaczono za pomocą spektrometru masowego z plazmą wzbudzoną indukcyjnie (ICP-MS).

## Wyniki badań

### 1. Podstawowe właściwości fizyczno-chemiczne wód jeziornych

#### *Temperatura wód*

Wody Jeziora Glinnowieckiego pozostawały w kwietniu całkowicie wymieszane w przekroju pionowym, a ich temperatura wynosiła około 11-12°C (Rys. 11). W czerwcu i sierpniu zaznaczyło się zjawisko obniżania temperatury wraz ze wzrostem głębokości, przy czym różnice wartości pomiędzy poszczególnymi warstwami wody były niewielkie, nie przekraczając 1°C. Nieco wyraźniejsze obniżenie temperatury odnotowano jedynie na głębokości 4 m na stanowisku I.

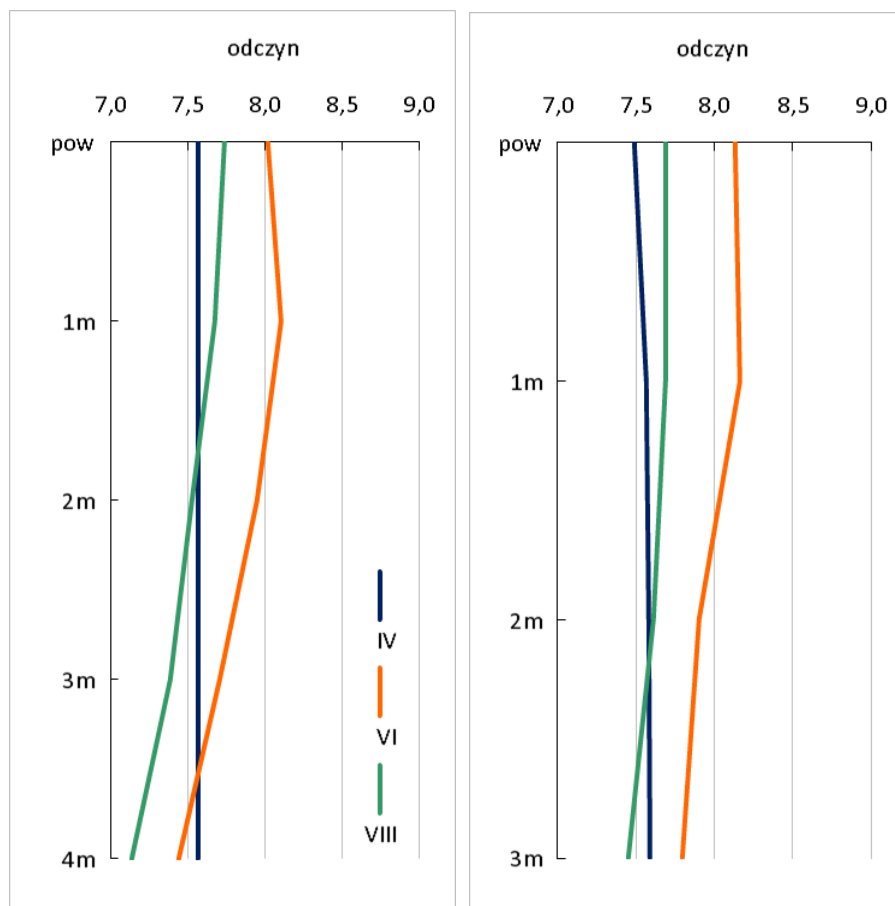


Rys. 11. Zmienność temperatury wody w przekroju pionowym na stanowiskach I (po lewej) i II (po prawej)

W okresie lata wody powierzchniowe cechowały się temperaturą około 23°C, zaś naddenne – około 18°C na głębszym stanowisku I oraz około 21-22°C na stanowisku II. Odnotowane warunki termiczne wskazują na polimiktyczny charakter jeziora.

#### Odczyn wód

Podobnie jak temperatura wód, także ich odczyn utrzymywał się na zbliżonym poziomie w przekroju pionowym na obu stanowiskach w kwietniu 2017 roku, wahając się od 7,5 do 7,6. W czerwcu notowane wartości uległy wyraźnemu zwiększeniu do ponad 8,0 w płytszych warstwach wód, w sierpniu zaś ponownie obniżyły do wartości nie przekraczających 7,8 na stanowisku I i 7,7 na stanowisku II (Rys. 12).

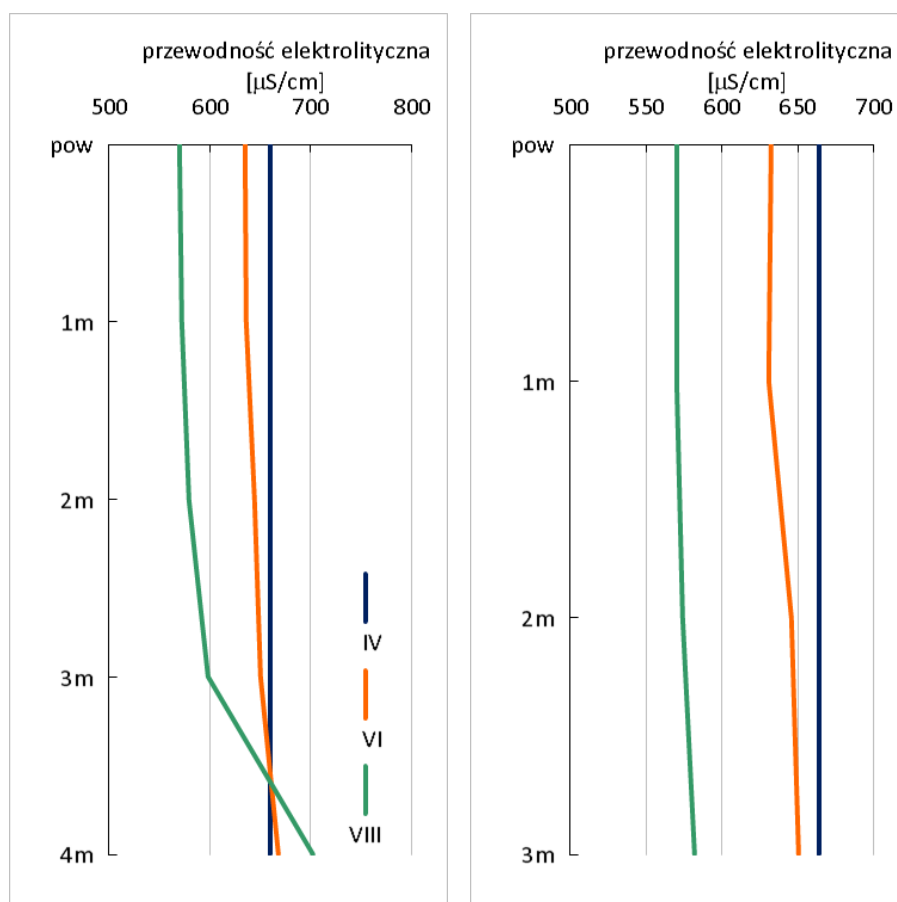


Rys. 12. Zmienność odczynu wody w przekroju pionowym na stanowiskach I (po lewej) i II (po prawej)



### Przewodność elektrolityczna

Najwyższą zawartość jonów rozpuszczonych w wodzie odnotowano w kwietniu, a wynosiła ona około 660  $\mu\text{S}/\text{cm}$  na obu stanowiskach badawczych. W czerwcu zaobserwowano niewielkie obniżenie przewodności do głębokości 3 m, lecz wciąż przekraczała ona 630  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Niższe wartości stwierdzono w sierpniu – poniżej 600  $\mu\text{S}/\text{cm}$  na głębokości do 3 m na obu stanowiskach, zaś nad dnem na stanowisku I wystąpiło wyraźne zwiększenie przewodności do ponad 700  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Rys. 13).

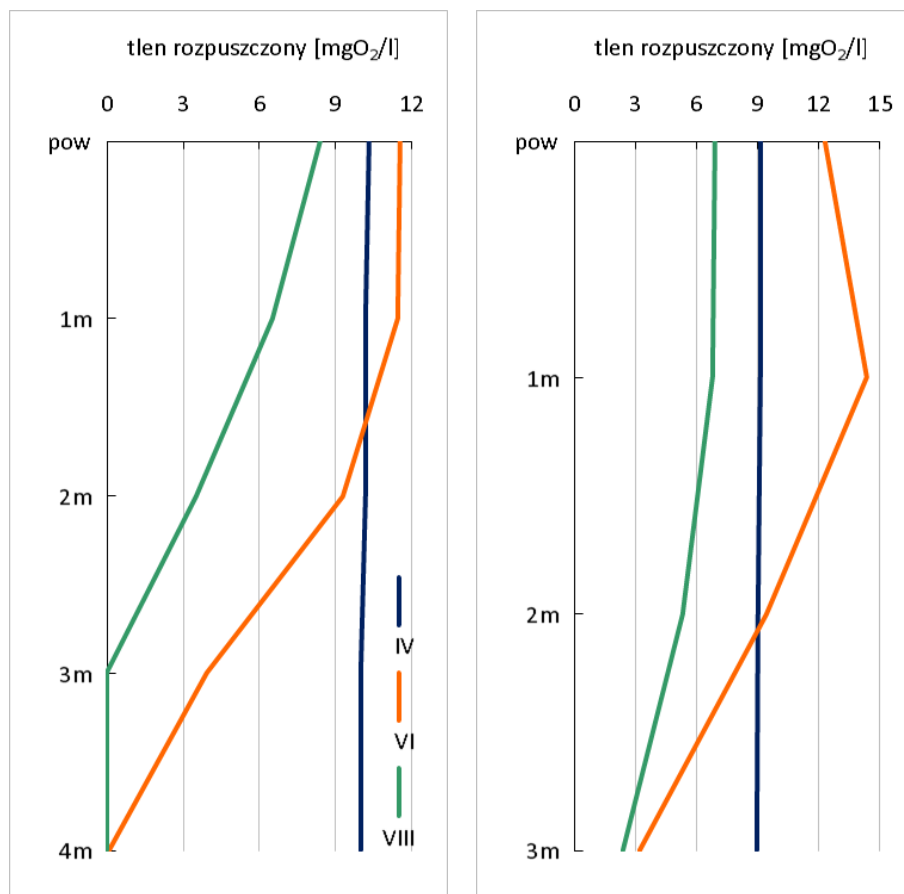


Rys. 13. Zmienność przewodności elektrolitycznej wody w przekroju pionowym na stanowiskach I (po lewej) i II (po prawej)

### Koncentracja tlenu rozpuszczonego

Wody jeziorne pozostawały dobrze natlenione w całym przekroju pionowym jedynie w kwietniu, a stężenia tlenu wahały się od 9  $\text{mgO}_2/\text{l}$  nad dnem na stanowisku II do 10,3  $\text{mgO}_2/\text{l}$  w strefie powierzchniowej na stanowisku I (Rys. 14). W czerwcu wyraźnie

zwiększyło się natlenienie wód do głębokości 1 m na obu stanowiskach, a maksymalne zawartości tlenu sięgnęły ponad 14 mgO<sub>2</sub>/l.



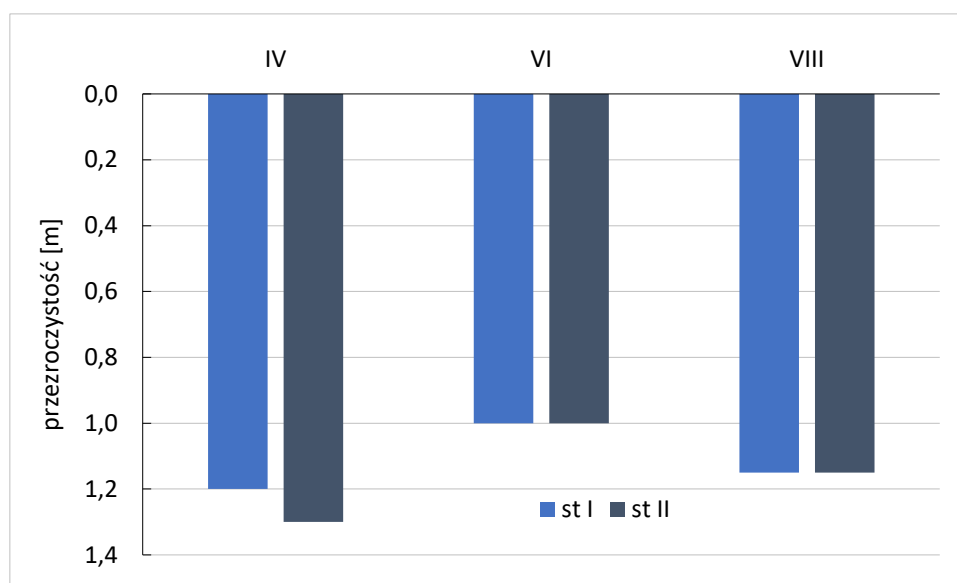
Rys. 14. Zmienność koncentracji tlenu rozpuszczonego w wodzie w przekroju pionowym na stanowiskach I (po lewej) i II (po prawej)

Pogorszenie warunków tlenowych obserwowano na głębokości 3 m (poniżej 4 mgO<sub>2</sub>/l) na obu stanowiskach oraz nad dnem na stanowisku I, gdzie wystąpiły warunki beztlenowe. W sierpniu ilości tlenu w wodzie obniżyły się, przy czym na stanowisku II w całym przekroju pionowym pierwiastek ten był obecny w ilości od 6,9 mgO<sub>2</sub>/l w płytszych warstwach wód do 2,4 mgO<sub>2</sub>/l na głębokości 3 m. Na głębszym stanowisku I zaobserwowano silne obniżanie koncentracji tlenu wraz ze wzrostem głębokości i pojawienie się deficytu tlenowego już na 3 m, a towarzyszył mu wyraźny zapach siarkowodoru. W czerwcu był on słabo wyczuwalny na głębokości 4 m.



### Przezroczystość wód

Obserwacje przezroczystości wód wskazały na występowanie zbliżonych wartości na obu stanowiskach badawczych. W kwietniu sięgały one około 1,2-1,3 m, obniżając się w czerwcu do 1 m i zwiększając ponownie w sierpniu do 1,15 m na obu stanowiskach (Rys. 15).

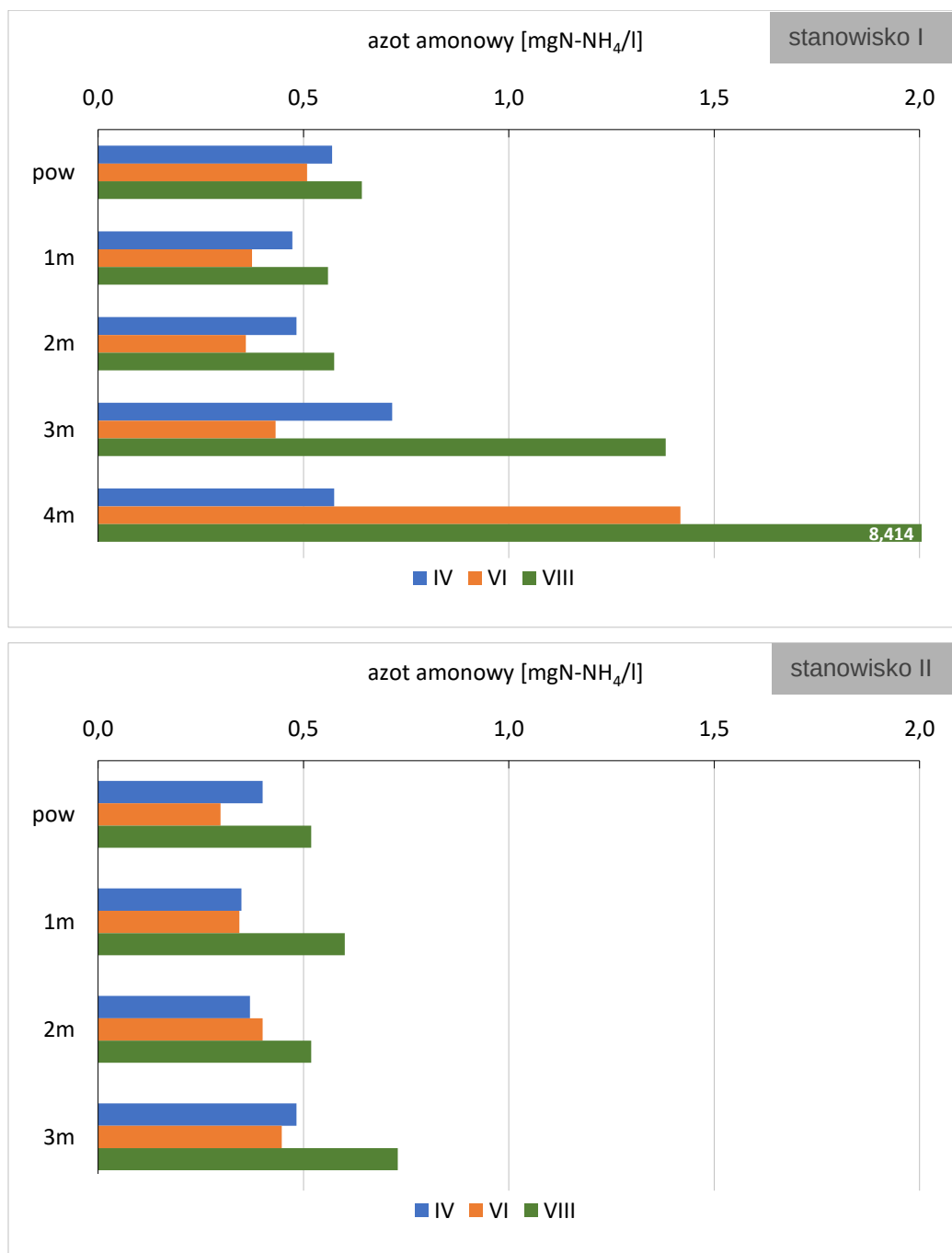


Rys. 15. Zmienność przezroczystości wód Jeziora Glinnowieckiego

## 2. Koncentracje związków biogenych w wodach jeziornych

### Azot amonowy

Stężenia azotu amonowego w płytszych warstwach wód na stanowisku I nie przekraczały 0,75 mgN-NH<sub>4</sub>/l. Nieco wyższe wartości cechowały wody w strefie powierzchniowej, po czym ulegały one obniżeniu na głębokości 1-2 m. Od głębokości 3 m zauważalne było zwiększanie koncentracji azotu amonowego. W czerwcu maksymalną koncentrację na poziomie ponad 1,4 mgN-NH<sub>4</sub>/l stwierdzono na głębokości 4 m, zaś w sierpniu podobna wartość cechowała wody już na 3 m głębokości, natomiast na 4 m ilość azotu wzrosła do ponad 8,4 mgN-NH<sub>4</sub>/l (Rys. 16). Średnia koncentracja w przekroju pionowym wahała się od 0,56 mgN-NH<sub>4</sub>/l w kwietniu przez 0,62 mgN-NH<sub>4</sub>/l w czerwcu do 2,32 mgN-NH<sub>4</sub>/l w sierpniu.



Rys. 16. Zawartość azotu amonowego w wodach jeziora na stanowiskach I i II

Koncentracje azotu amonowego na stanowisku II wahały się od 0,3 mgN-NH<sub>4</sub>/l na głębokości 1 m w czerwcu do ponad 0,70 mgN-NH<sub>4</sub>/l na głębokości 3 m w

sierpniu, były więc niższe niż na stanowisku I. Niższe koncentracje odnotowano w kwietniu i czerwcu, wyższe w sierpniu (Rys. 16). Średnia koncentracja w przekroju pionowym wahała się od 0,37 mgN-NH<sub>4</sub>/l w czerwcu przez 0,40 mgN-NH<sub>4</sub>/l w kwietniu do 0,59 mgN-NH<sub>4</sub>/l w sierpniu.

#### *Azot azotynowy*

Stężenia azotu azotynowego na stanowisku I w kwietniu i czerwcu nie przekraczały 0,01 mgN-NO<sub>2</sub>/l, zwiększając się jedynie na głębokości 4 m w czerwcu do 0,014 mgN-NO<sub>2</sub>/l. Wyższe stężenia odnotowano w sierpniu w każdej z badanych warstw wody a maksymalna koncentracja cechowała wody naddenne – blisko 0,04 mgN-NO<sub>2</sub>/l (Rys. 17). Średnia koncentracja w przekroju pionowym wahała się od 0,005 mgN-NO<sub>2</sub>/l w kwietniu przez 0,008 mgN-NO<sub>2</sub>/l w czerwcu, do 0,017 mgN-NO<sub>2</sub>/l w sierpniu.

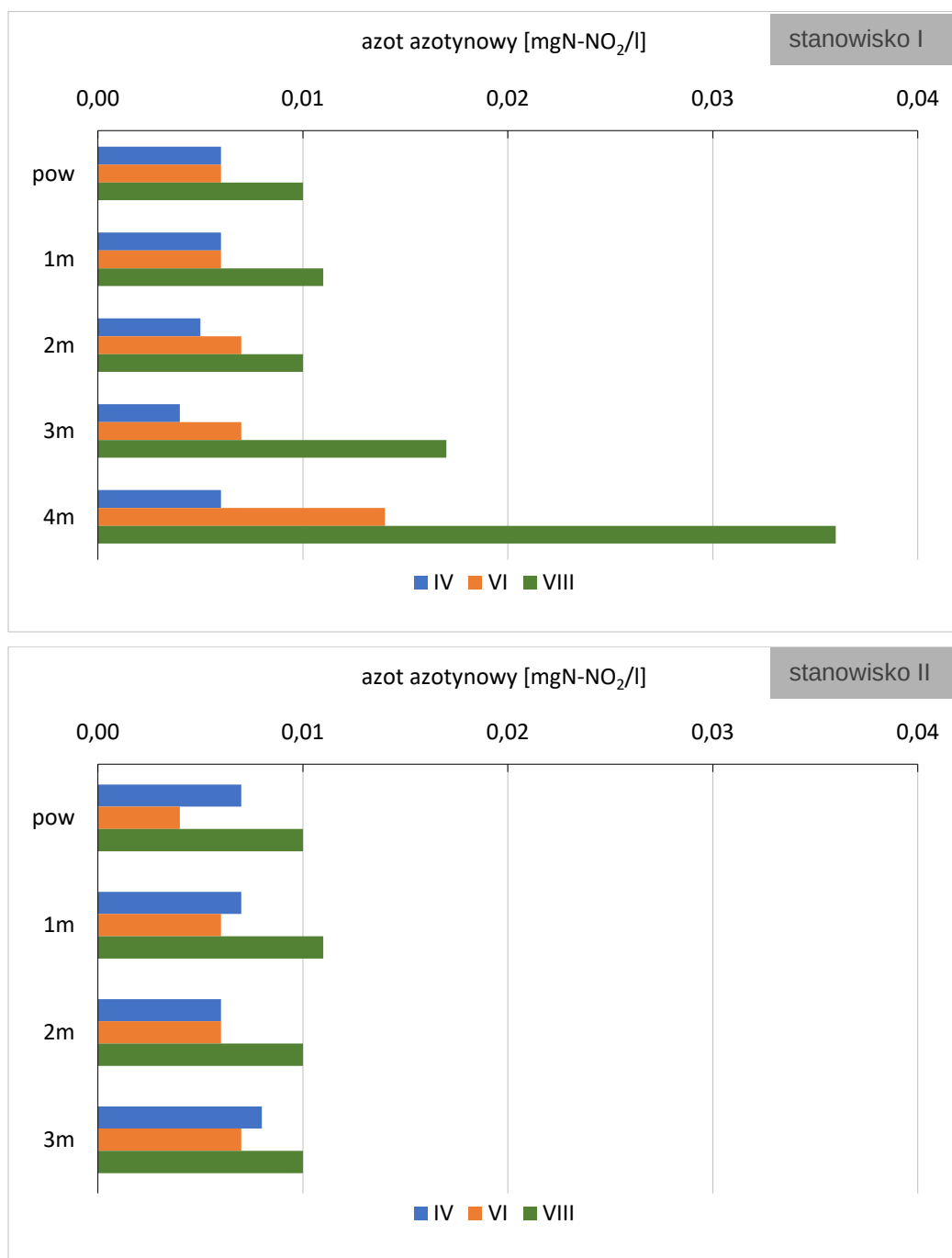
Podobną zmienność czasową stwierdzono na stanowisku II, gdzie zawartość azotynów w kwietniu i czerwcu nie przekraczała 0,01 mgN-NO<sub>2</sub>/l, wzrastając do maksymalnie 0,011 mgN-NO<sub>2</sub>/l w sierpniu (Rys. 17). Średnia koncentracja w przekroju pionowym wahała się od 0,006 mgN-NO<sub>2</sub>/l w czerwcu przez 0,007 mgN-NO<sub>2</sub>/l w kwietniu do 0,010 mgN-NO<sub>2</sub>/l w sierpniu.

#### *Azot azotanowy*

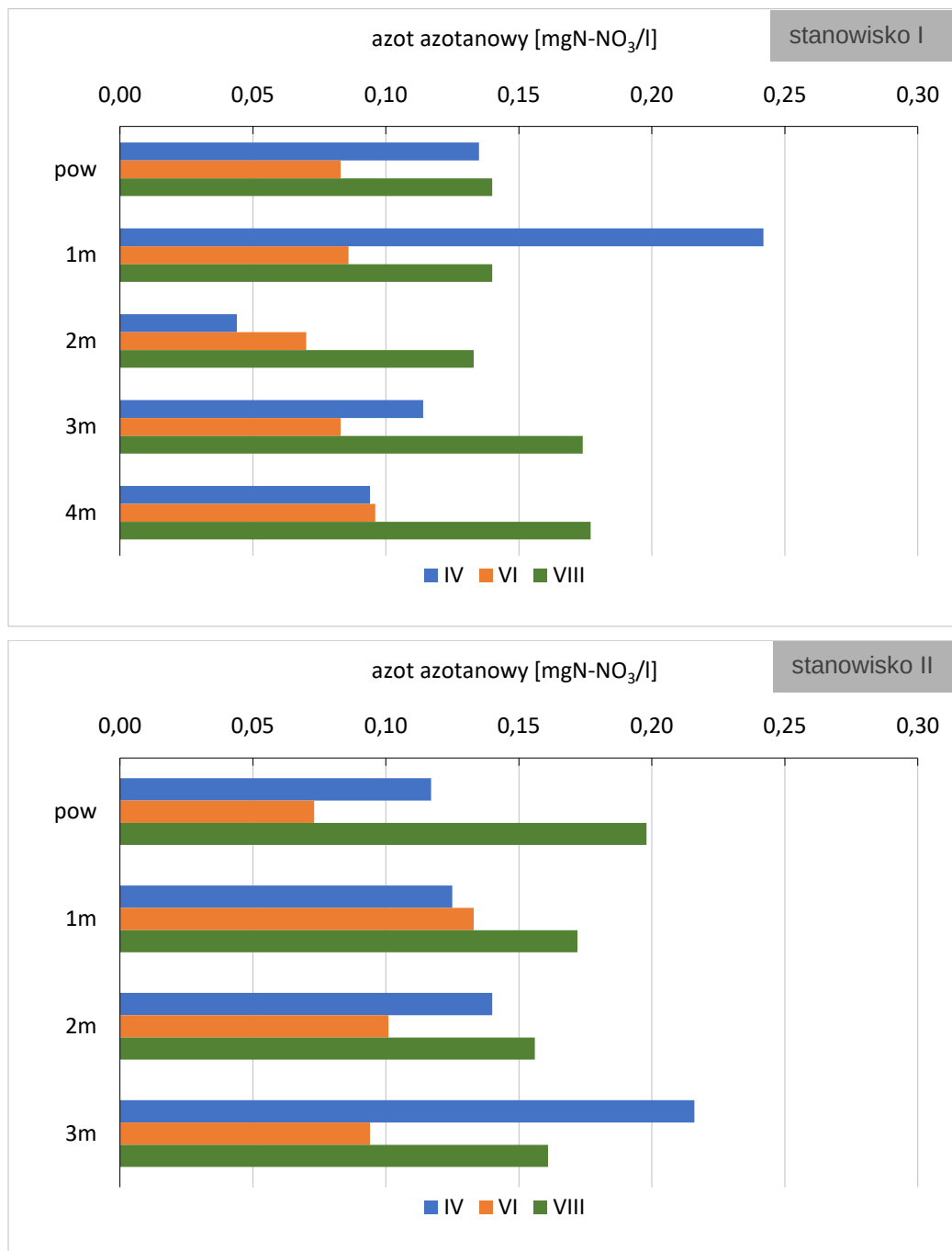
Zawartość azotanów na stanowisku I w kwietniu ulegała znacznym wahaniom od zaledwie 0,04 mgN-NO<sub>3</sub>/l na głębokości 2 m do 0,24 mgN-NO<sub>3</sub>/l na głębokości 1 m. W czerwcu i sierpniu stężenia uległy wyrównaniu. W czerwcu obniżyły się do poziomu 0,07-0,10 mgN-NO<sub>3</sub>/l, w sierpniu zaś zwiększyły do zakresu 0,13-0,18 mgN-NO<sub>3</sub>/l (Rys. 18). Średnia koncentracja w przekroju pionowym wahała się od 0,084 mgN-NO<sub>3</sub>/l w czerwcu przez 0,126 mgN-NO<sub>3</sub>/l w kwietniu do 0,153 mgN-NO<sub>3</sub>/l w sierpniu.

Na stanowisku II niższe stężenia azotanów także występowały w czerwcu, nie przekraczając 0,13 mgN-NO<sub>3</sub>/l na głębokości 1 m. Wyższe koncentracje odnotowano w kwietniu oraz sierpniu, zaś maksymalna ilość azotu azotanowego sięgnęła na tym stanowisku 0,22 mgN-NO<sub>3</sub>/l (Rys. 18). Średnia koncentracja w przekroju pionowym wahała się od 0,100 mgN-NO<sub>3</sub>/l w czerwcu przez 0,150 mgN-NO<sub>3</sub>/l w kwietniu do 0,172 mgN-NO<sub>3</sub>/l w sierpniu.





Rys. 17. Zawartość azotu azotynowego w wodach jeziora na stanowiskach I i II

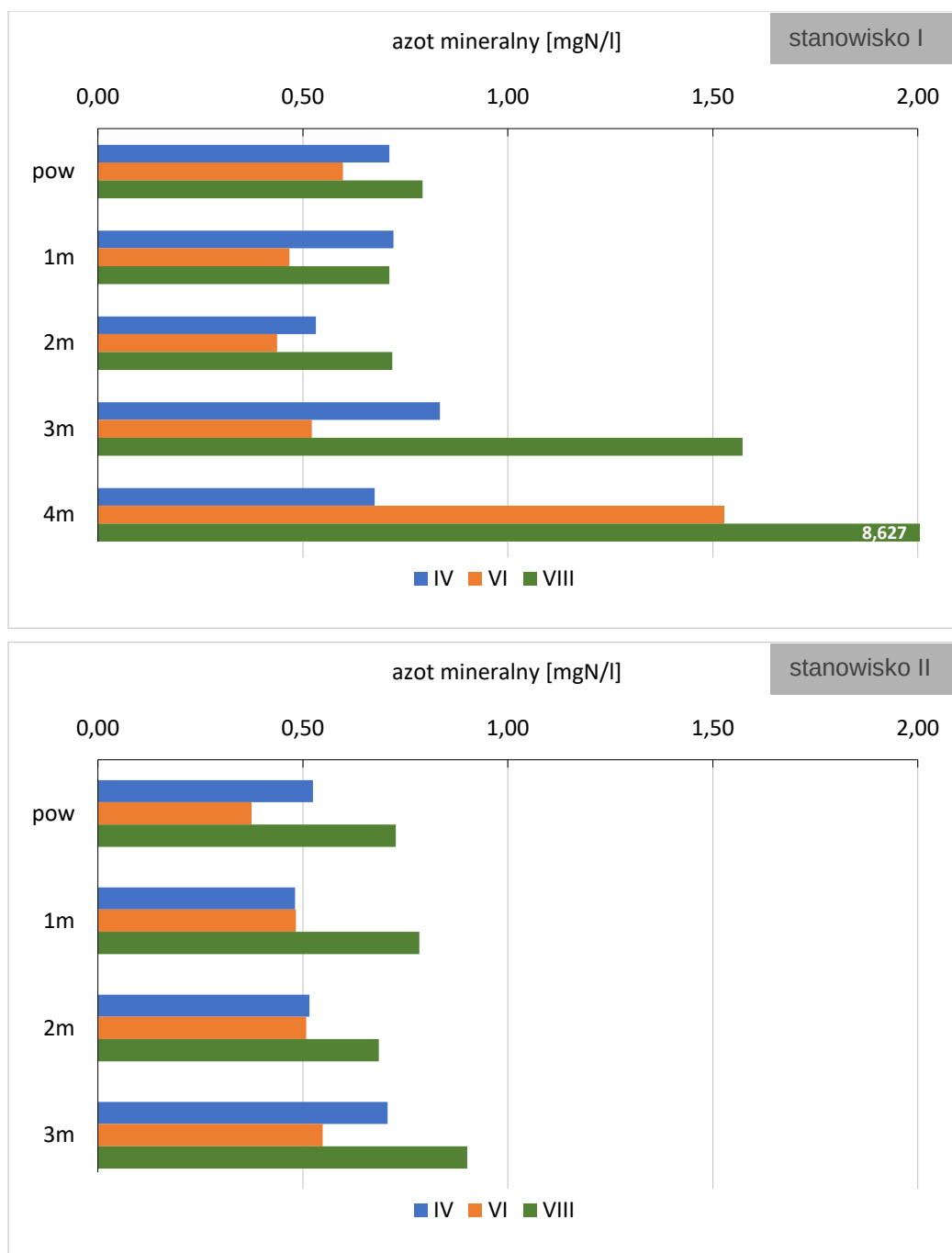


Rys. 18. Zawartość azotu azotanowego w wodach jeziora na stanowiskach I i II

#### *Azot mineralny*

Na kształtowanie się stężeń azotu mineralnego największy wpływ miały koncentracje azotu amonowego, w drugiej kolejności zaś azotany. W rezultacie sumaryczna

zawartość azotu amonowego, azotynowego i azotanowego wyższe wartości przyjmowała w kwietniu i sierpniu, zaś w czerwcu zaobserwowano obniżenie koncentracji azotu mineralnego (Rys. 19).



Rys. 19. Zawartość azotu mineralnego w wodach jeziora na stanowiskach I i II

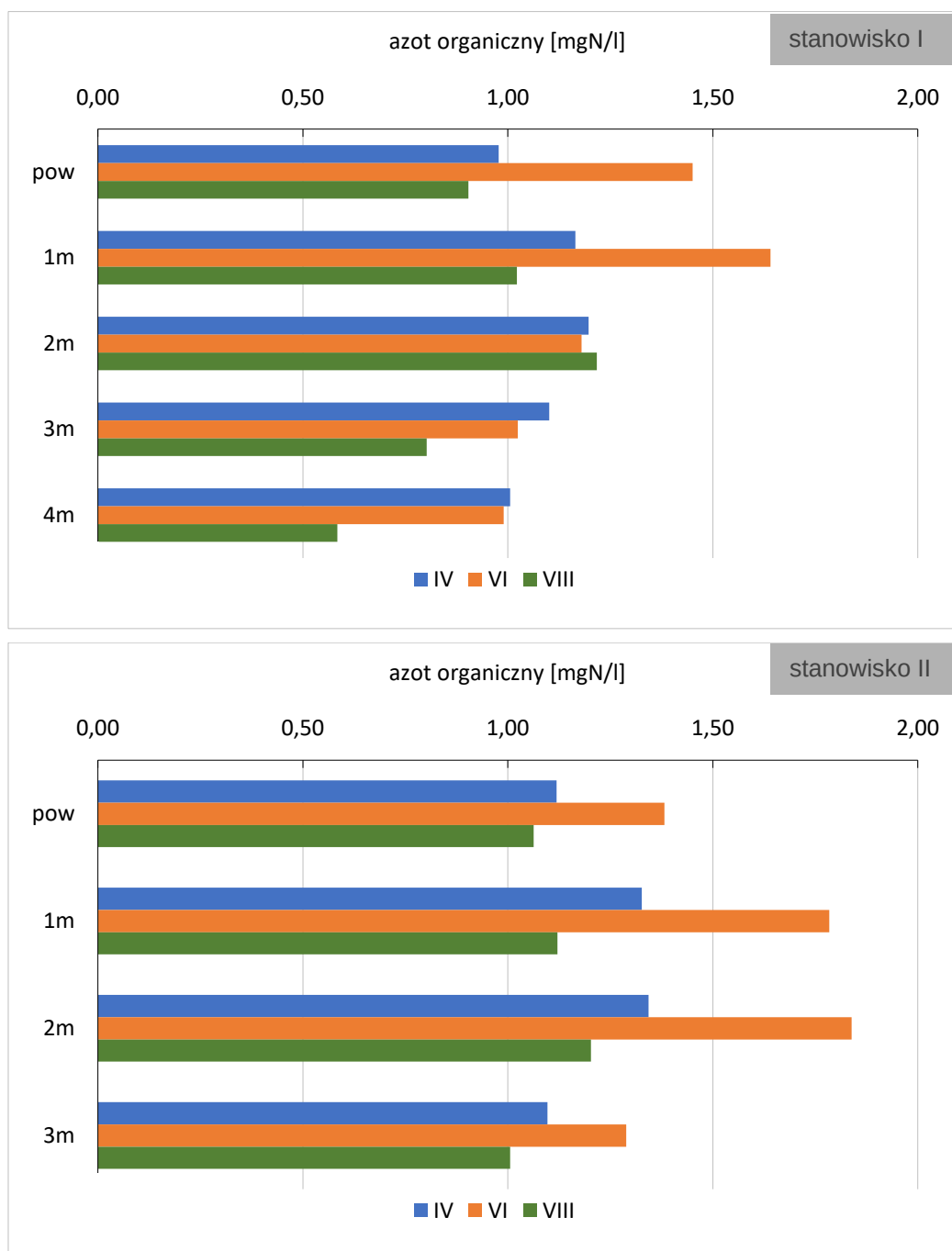
W przypadku stanowiska I maksymalne ilości odnotowano w strefie naddennej, gdzie w czerwcu (na głębokości 4 m) i sierpniu (na głębokości 3 i 4 m) stężenia przekraczały 1,5 mgN/l, sięgając maksymalnie ponad 8,6 mgN/l. Najniższe koncentracje cechowały wody na głębokości 1 i 2 m w czerwcu – poniżej 0,5 mgN/l. Średnia koncentracja w przekroju pionowym wahała się od 0,70 mgN/l w kwietniu przez 0,71 mgN/l w czerwcu do 2,48 mgN/l w sierpniu.

Stanowisko II cechowało się podobnym rytmem zmian sezonowych i tutaj także maksymalne ilości azotu mineralnego występowały w sierpniu, nie przekraczając jednak 1 mgN/l w strefie naddennej (Rys. 19). Średnia koncentracja w przekroju pionowym wahała się od 0,48 mgN/l w czerwcu przez 0,56 mgN/l w kwietniu do 0,77 mgN/l w sierpniu.

#### *Azot organiczny*

Zawartość organicznych związków azotu – w przeciwieństwie do form mineralnych – najwyższe koncentracje przyjmowała w czerwcu 2017 roku, sięgając na stanowisku I ponad 1,45 mgN/l w strefie powierzchniowej i na głębokości 1 m (Rys. 20). W tych samych warstwach wody ilość azotu organicznego w kwietniu i sierpniu nie przekraczała 1,1 mgN/l, podobnie jak na głębokości 3-4 m przez cały okres badawczy. Dość stabilne ilości azotu organicznego stwierdzono natomiast na głębokości 2 m (około 1,2 mgN/l) w każdym z badanych miesięcy. Średnia koncentracja w przekroju pionowym wahała się od 0,91 mgN/l w sierpniu przez 1,09 mgN/l w kwietniu do 1,26 mgN/l w czerwcu.

Na stanowisku II we wszystkich badanych warstwach wód koncentracje azotu organicznego przyjmowały najwyższe wartości w czerwcu, sięgając maksymalnie 1,84 mgN/l. Wyraźnie niższe stężenia odnotowano w kwietniu (do 1,34 mgN/l) i sierpniu (do 1,20 mgN/l). Maksymalne ilości organicznych związków azotu cechowały wody na głębokości 1 i 2 m (Rys. 20). Średnia koncentracja w przekroju pionowym wahała się od 1,1 mgN/l w sierpniu przez 1,22 mgN/l w kwietniu do 1,57 mgN/l w czerwcu.



Rys. 20. Zawartość azotu organicznego w wodach jeziora na stanowiskach I i II

*Azot ogólny*

Stężenia organicznej frakcji azotu wpłynęły na kształtowanie się koncentracji azotu ogólnego w płytszych warstwach wody, zaś w strefie naddennej determinowane były przez formy mineralne, zwłaszcza azot amonowy.

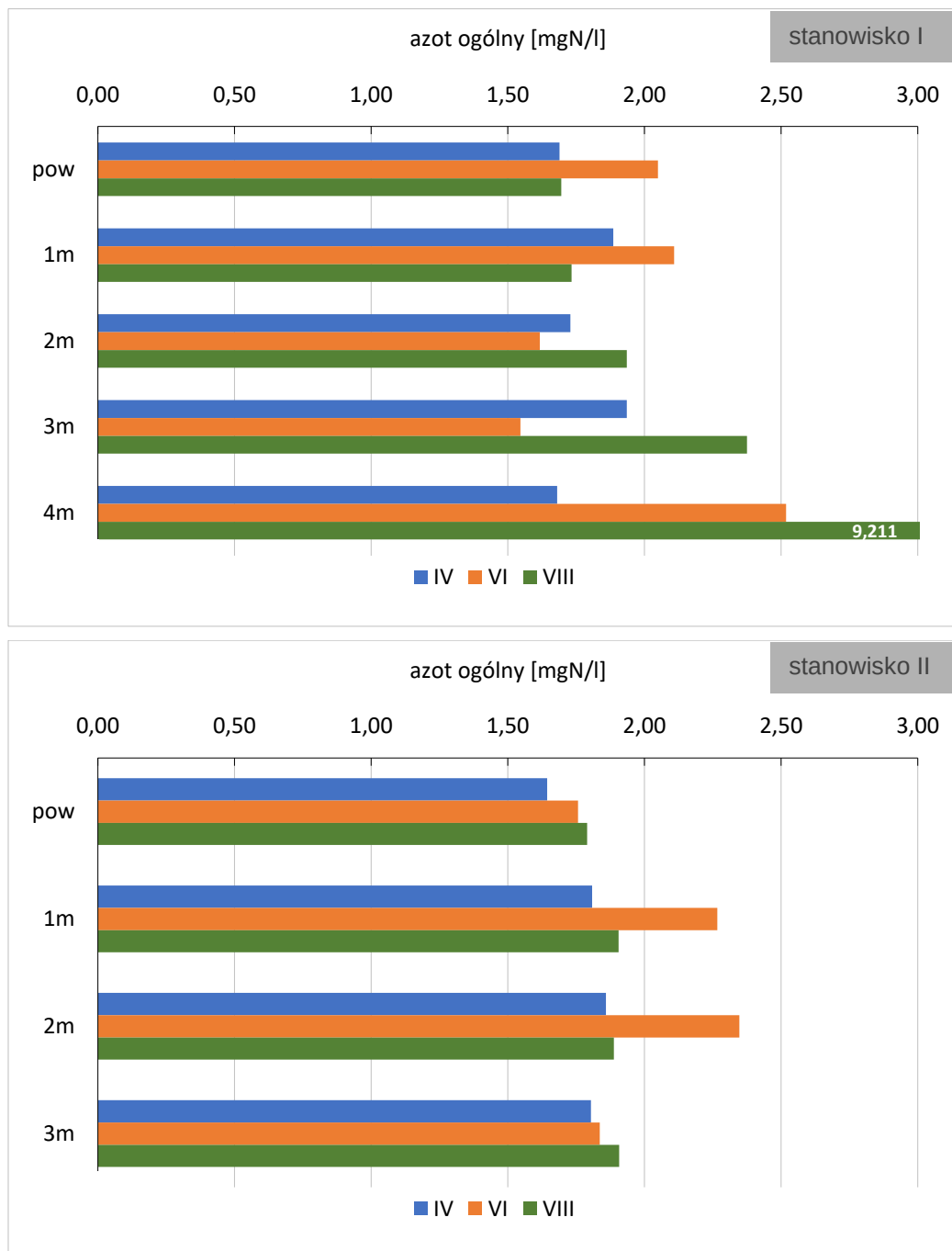
Na stanowisku I w strefie powierzchniowej i na głębokości 1 m odnotowano wyraźne zwiększenie ilości azotu w czerwcu do ponad 2,0 mgN/l. W przypadku wód na głębokości 2 i 3 m wyższe stężenia wystąpiły w kwietniu i sierpniu (do 2,38 mgN/l), natomiast nad dnem zawartość azotu wzrastała od kwietnia do sierpnia, osiągając maksymalnie ponad 9,21 mgN/l (Rys. 21). Średnia koncentracja w przekroju pionowym wahała się od 1,78 mgN/l w kwietniu przez 1,97 mgN/l w czerwcu do 3,39 mgN/l w sierpniu.

Wszystkie notowane na stanowisku I koncentracje przekraczały 1,5 mgN/l, podobnie jak na stanowisku II. Tutaj maksymalne ilości azotu ogólnego stwierdzono w czerwcu na głębokości 1-2 m (ponad 2,27 mgN/l). W wodach powierzchniowych oraz na głębokości 3 m zawartość azotu była bardziej wyrównana w analizowanym okresie, wahając się od 1,64 do 1,91 mgN/l (Rys. 21). Średnia koncentracja w przekroju pionowym wahała się od 1,78 mgN/l w kwietniu przez 1,87 mgN/l w sierpniu do 1,87 mgN/l w czerwcu.

*Fosforany rozpuszczone*

Stężenia ortofosforanów na stanowisku I wyraźnie wyższe wartości przyjmowały w kwietniu i sierpniu, przekraczając często 0,02 mgP/l w całym przekroju pionowym. Wiosną maksymalna zawartość fosforanów sięgnęła 0,025 mgP/l w strefie powierzchniowej i naddennej, natomiast w pełni lata koncentracje zwiększyły się znacząco na głębokości 3 i 4 m, przekraczając 0,04 mgP/l (Rys. 22). Maksymalna ilość ortofosforanów wyniosła 0,24 mgP/l nad dnem w sierpniu 2017 roku. W czerwcu zawartość fosforanów uległa zmniejszeniu, szczególnie w płytszych warstwach wody (poniżej 0,01 mgP/l). Średnia koncentracja w przekroju pionowym wahała się od 0,01 mgP/l w czerwcu przez 0,02 mgP/l w kwietniu do 0,07 mgP/l w sierpniu.

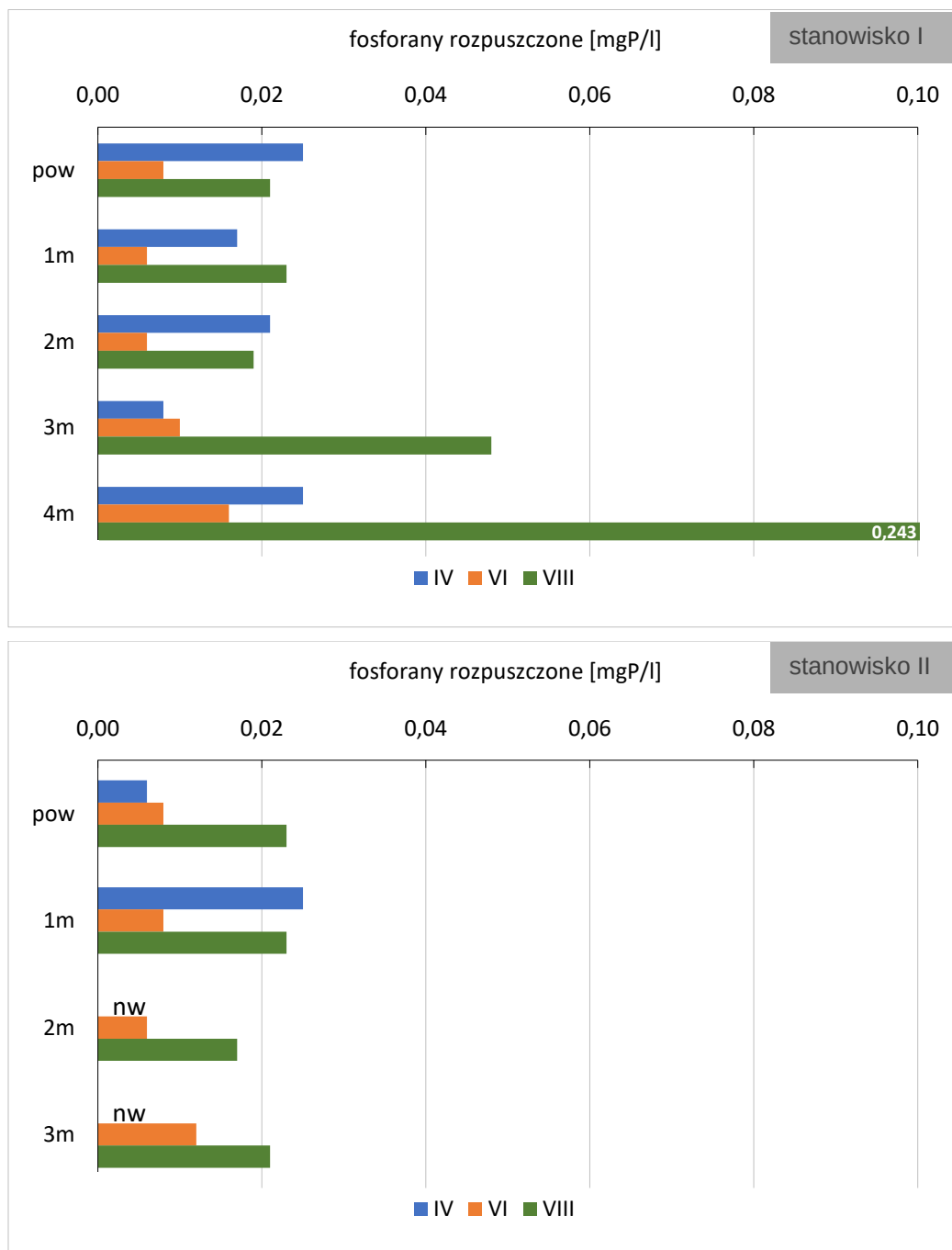




Rys. 21. Zawartość azotu ogólnego w wodach jeziora na stanowiskach I i II

Na stanowisku II stężenia ortofosforanów utrzymywały się na niskim poziomie przez cały okres badań, nie przekraczając 0,03 mgP/l (Rys. 22). Najniższe koncentracje cechowały wody na głębokości 3-4 m w kwietniu (poniżej czułości

zastosowanej metody analitycznej). Średnia koncentracja w przekroju pionowym wahała się od 0,01 mgP/l w kwietniu i czerwcu do 0,02 mgP/l w sierpniu.

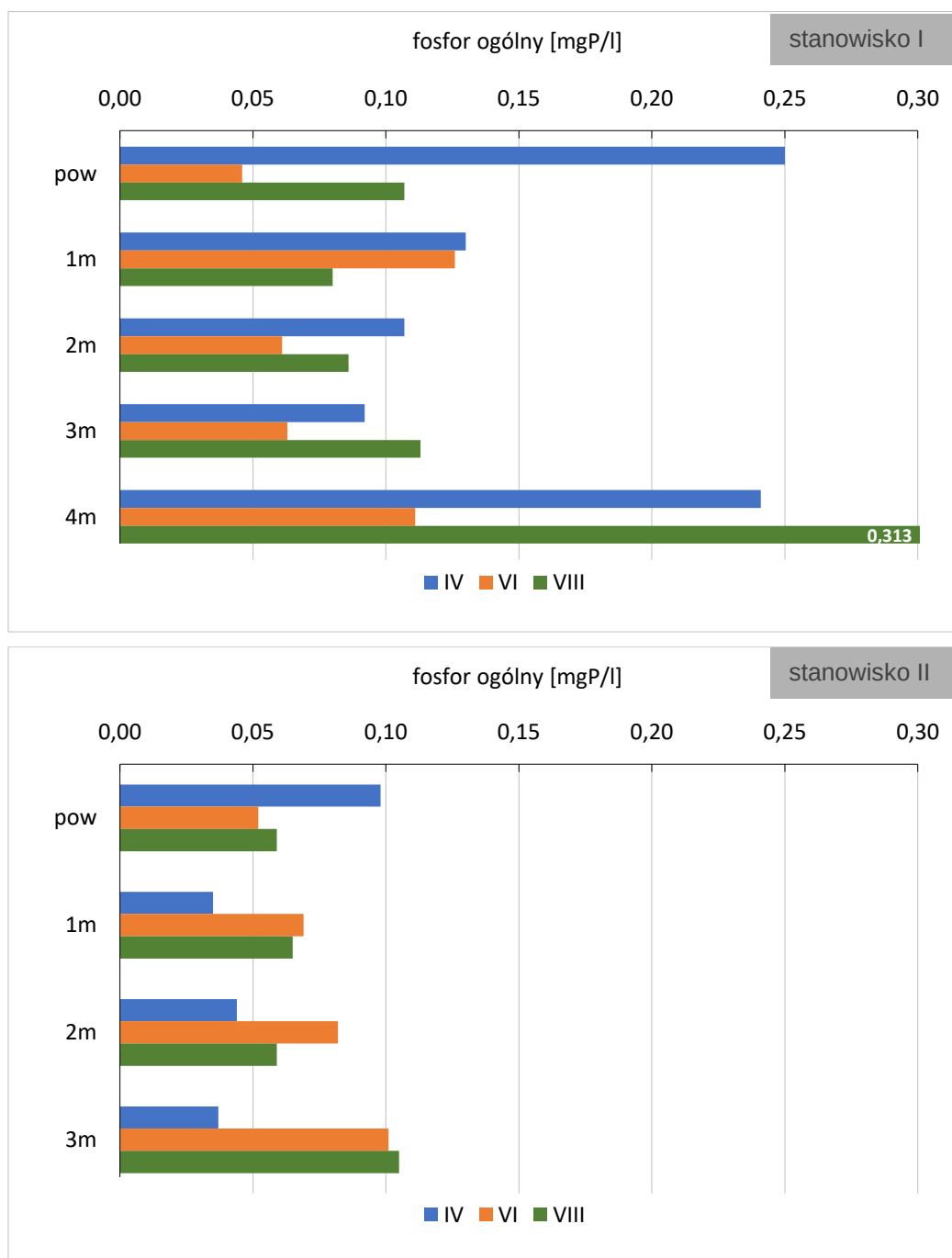


Rys. 22. Zawartość fosforanów rozpuszczonych w wodach jeziora na stanowiskach I i II

*Fosfor ogólny*

Stężenia fosforu ogólnego na stanowisku I wyraźnie wyższe wartości przyjmowały w kwietniu w powierzchniowych warstwach wody a w sierpniu nad dnem. Wiosną ilość fosforu zmieniała się w zakresie od 0,09 mgP/l na głębokości 3 m do 0,25 mgP/l w strefie powierzchniowej. Znaczną zawartość fosforu odnotowano także nad dnem (0,24 mgP/l), lecz przewyższała ją ilość tego pierwiastka w wodach naddennych w pełni lata (0,31 mgP/l). W tym samym czasie na mniejszych głębokościach stężenia fosforu nie przekraczały 0,11 mgP/l (Rys. 23). Na tym tle koncentracje odnotowane w czerwcu okazały się niższe, wahając się od 0,05 do 0,13 mgP/l. Średnia zawartość fosforu w przekroju pionowym wahała się od 0,08 mgP/l w czerwcu przez 0,14 mgP/l w sierpniu do 0,16 mgP/l w kwietniu.

Na stanowisku II przez cały okres badawczy zawartość fosforu nie przekraczała 0,11 mgP/l. Stężenia na poziomie około 0,1 mgP/l odnotowano jedynie trzykrotnie tj. w kwietniu w wodach powierzchniowych oraz w czerwcu i sierpniu nad dnem. W pozostałym okresie ilość fosforu nie przekraczała z reguły 0,07 mgP/l, a niższe koncentracje cechowały okres wiosenny (Rys. 23). Średnia zawartość fosforu w przekroju pionowym wahała się od 0,05 mgP/l w kwietniu przez 0,07 mgP/l w sierpniu do 0,08 mgP/l w czerwcu.



Rys. 23. Zawartość fosforu ogólnego w wodach jeziora na stanowiskach I i II

### 3. Zawartość zawiesiny i chlorofilu-a w wodach jeziornych

#### *Zawiesina ogólna*

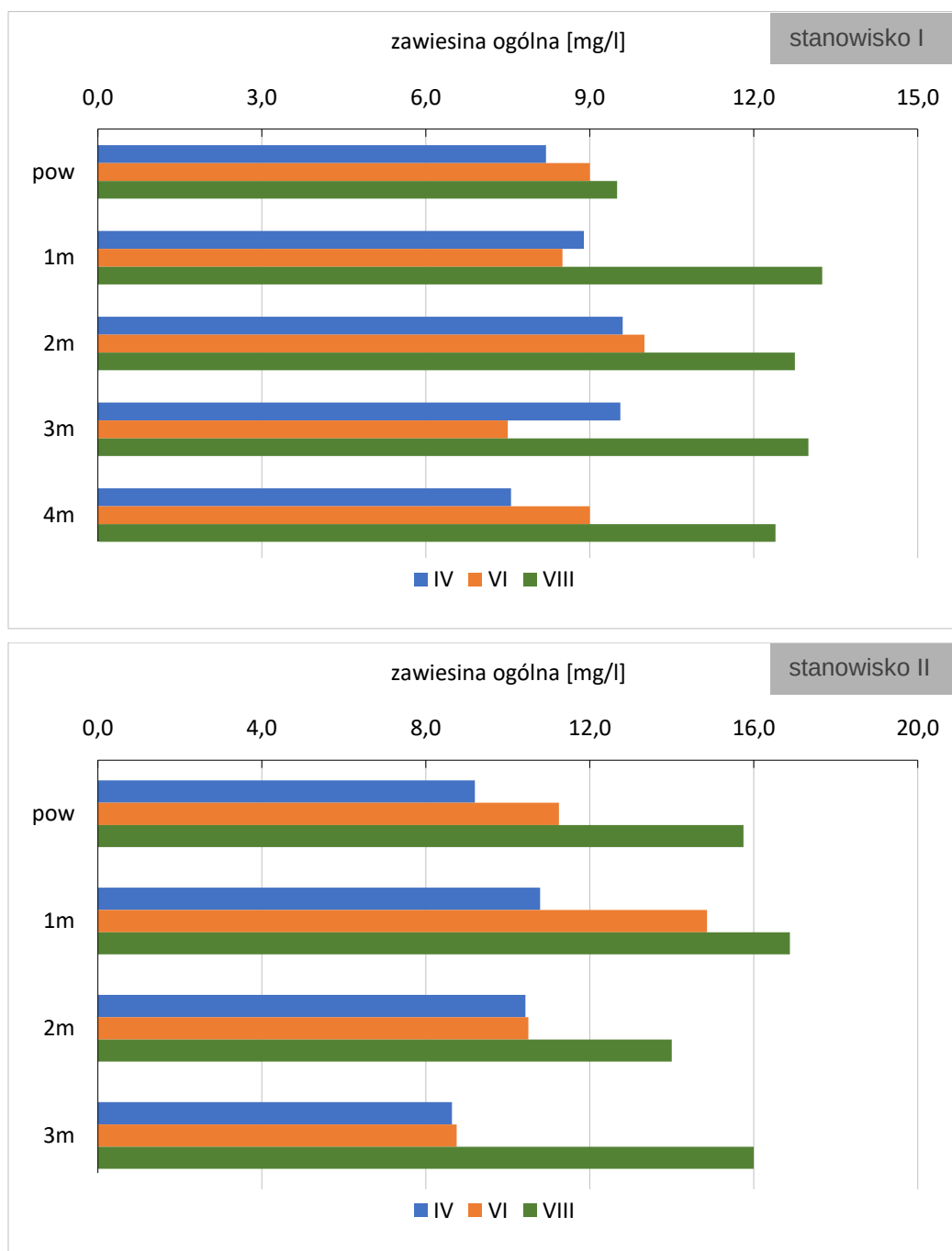
Pod względem zawartości sestonu w wodach jeziornych wszystkie badane na stanowisku I warstwy wody wykazywały się zwiększeniem wartości w sierpniu w stosunku do wcześniejszych miesięcy. Wahały się one w tym okresie od 9,5 mg/l w strefie powierzchniowej do ponad 12 mg/l na pozostałych głębokościach (Rys. 24). W czerwcu ilość sestonu nie przekraczała 10 mg/l, zaś w kwietniu 9,6 mg/l. Pod względem zmienności przestrzennej, wyższe wartości cechowały wody na głębokości 1-2 m. Średnia zawartość zawiesiny w przekroju pionowym wahała się od 8,8 mg/l w kwietniu i czerwcu do 12,2 mg/l w sierpniu.

Występowanie najwyższych ilości zawiesiny w sierpniu odnotowano także na stanowisku II, gdy notowane wartości wahały się od 14 do 16,9 mg/l. W kwietniu ilość sestonu nie przekraczała 11 mg/l, a w czerwcu 15 mg/l. We wszystkich badanych miesiącach największe ilości zawiesiny stwierdzano na głębokości 1 m (Rys. 24). Średnia zawartość zawiesiny w przekroju pionowym wahała się od 9,8 mg/l w kwietniu przez 11,3 mg/l czerwcu do 15,7 mg/l w sierpniu.

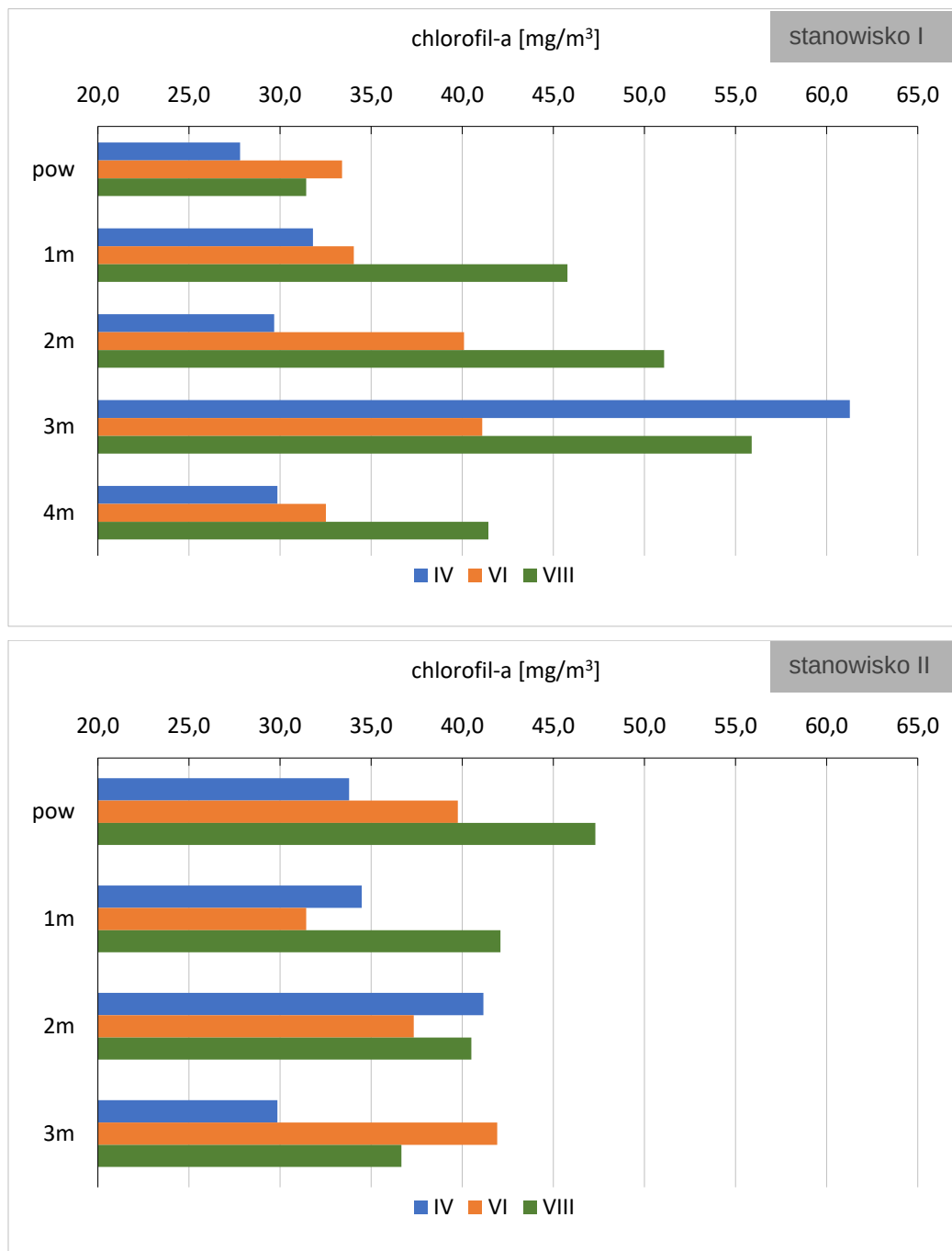
#### *Chlorofil-a*

Koncentracje chlorofilu-a przez cały okres badawczy utrzymywały się we wszystkich badanych warstwach wody na stanowisku I na poziomie powyżej 25 mg/m<sup>3</sup>. Wysokie wartości stwierdzono w sierpniu – ponad 40 mg/m<sup>3</sup> na głębokości od 1 do 4 m, lecz maksymalna ilość barwnika została stwierdzona w kwietniu na głębokości 3 m (ponad 61 mg/m<sup>3</sup>) (Rys. 25). Średnia zawartość chlorofilu-a w przekroju pionowym wahała się od 36,1 mg/m<sup>3</sup> w kwietniu przez 36,2 mg/m<sup>3</sup> czerwcu do 45,1 mg/m<sup>3</sup> w sierpniu.

Na stanowisku II ilości chlorofilu-a także przez cały okres badawczy przekraczały 25 mg/m<sup>3</sup>, sięgając maksymalnie 47 mg/m<sup>3</sup> w sierpniu w warstwie powierzchniowej (Rys. 25). Średnia zawartość chlorofilu-a w przekroju pionowym wahała się od 34,8 mg/m<sup>3</sup> w kwietniu przez 37,6 mg/m<sup>3</sup> czerwcu do 41,6 mg/m<sup>3</sup> w sierpniu.



Rys. 24. Zawartość zawiesiny ogólnej w wodach jeziora na stanowiskach I i II



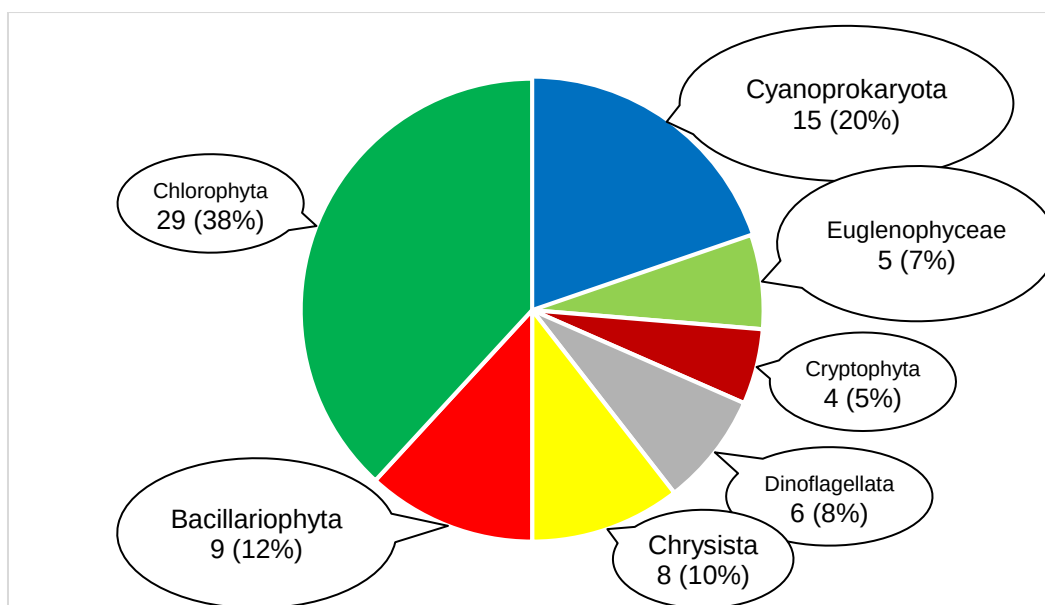
Rys. 25. Zawartość chlorofilu-a w wodach jeziora na stanowiskach I i II

#### 4. Skład jakościowy i ilościowy fitoplanktonu

Spośród 7 grup taksonomicznych w zbiorowisku fitoplanktonu największą liczbą taksonów wykazywały się zielenice (Chlorophyta – 38% udział w ogólnej liczbie



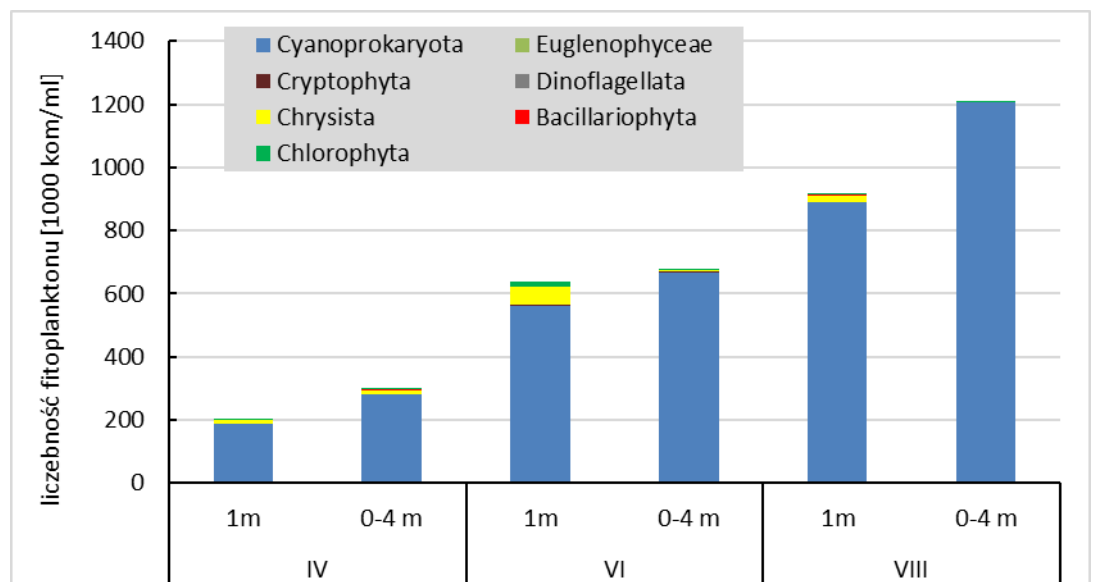
taksonów) oraz sinice (Cyanoprokaryota – 20% udział w ogólnej liczbie taksonów). W pozostałych grupach liczba stwierdzanych taksonów nie przekraczała 10, co przekładało się na udział na poziomie od 5 do 12% (Rys. 26).



Rys. 26. Skład jakościowy zgrupowania fitoplanktonu (pod nazwą grupy podano liczbę odnotowanych taksonów, w nawiasie podano udział procentowy danej grupy w ogólnej liczbie odnotowanych taksonów)

Ogólna liczebność fitoplanktonu zwiększała się stopniowo w czasie, wynosząc w zintegrowanych próbkach wody dla warstw od powierzchni do 4 m głębokości od niecałych 300 tys. kom/ml w kwietniu przez ponad 680 tys. kom/ml w czerwcu do 1,2 mln kom/ml w sierpniu (Rys. 27). Grupą dominującą przez cały okres badawczy były sinice (Cyanoprokaryota), których liczebności wahały się od blisko 280 tys. kom/ml w kwietniu do 1,2 mln kom/ml w sierpniu, a zatem stanowiły od 94,0 do 99,4% ogólnej liczebności fitoplanktonu. Do najliczniej reprezentowanych taksonów należały: *Aphanizomenon gracile* i *Pseudanabaena limnetica* oraz *Merismopedia* sp., przy czym pierwsze dwa gatunki występowały znacznie liczniej w próbkach pobranych na głębokości do 1 m, zaś *Merismopedia* sp. preferowała większe głębokości, co spowodowało wyraźne zwiększenie jej liczebności w próbkach zintegrowanych.

W próbkach wody pobranych na głębokości 1 m nieco większym udziałem cechowały się złotowiciowce (Chrysista, Rys. 27), ze szczególnie licznym w czerwcu i sierpniu gatunkiem *Erkenia subaequiliata*.

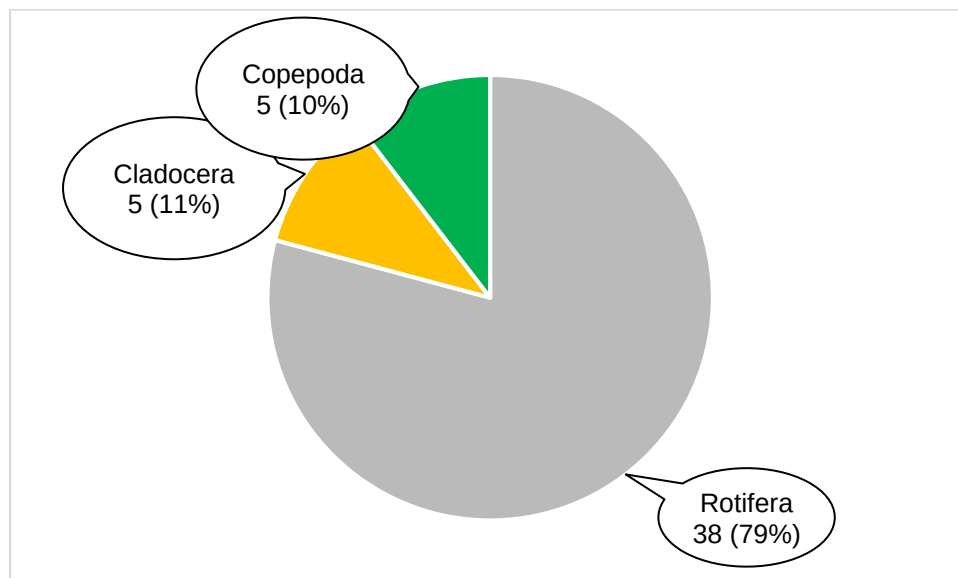


Rys. 27. Liczebność fitoplanktonu z podziałem na poszczególne grupy taksonomiczne

## 5. Skład jakościowy i ilościowy zooplanktonu

Spośród 3 grup taksonomicznych w zooplanktonie Jeziora Glinnowieckiego wyraźną dominację wykazywały wrotki (Rotifera), których 39 taksonów przełożyło się na 79% udział w ogólnej liczbie odnotowanych taksonów zooplanktonu. Udział obu grup skorupiaków był niewielki z uwagi na niską liczbę stwierdzonych taksonów (Rys. 28).

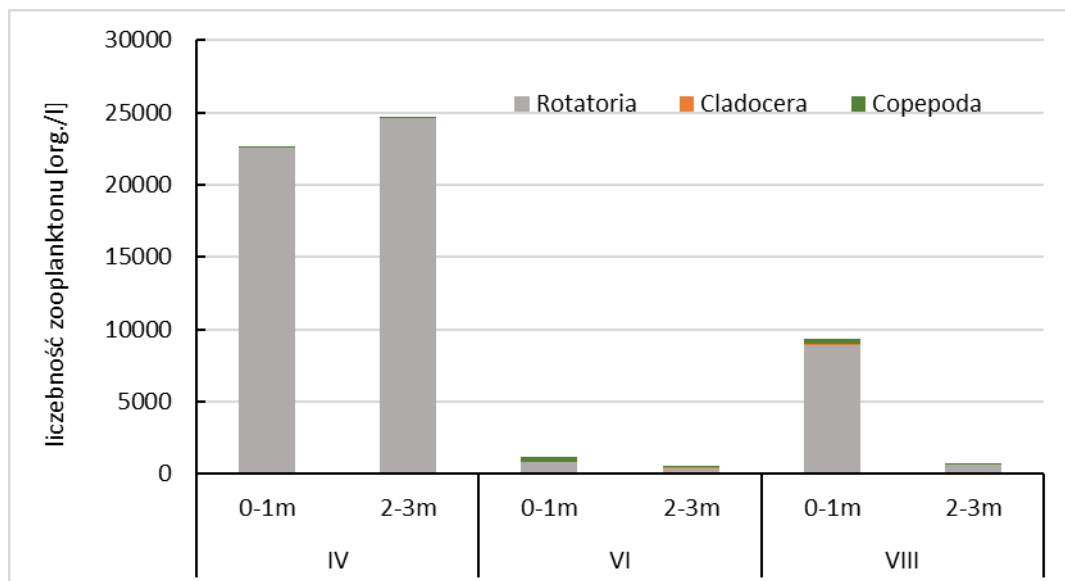
Ogólna liczebność zooplanktonu była bardzo zróżnicowana w okresie badawczym. Najwyższe zagęszczenie odnotowano w kwietniu – powyżej 20 tys. org/l we wszystkich badanych warstwach wody, natomiast w czerwcu znacząco się ono obniżyło poniżej 1,2 tys. org/l. W sierpniu w płytszych warstwach wody liczebność zooplanktonu ponownie zwiększyła się, lecz jedynie do niecałych 10 tys. org/l. Na głębokości 2-3 m wciąż pozostawała bardzo niska (Rys. 29).



Rys. 28. Skład jakościowy zgrupowania zooplanktonu (pod nazwą grupy podano liczbę odnotowanych taksonów, w nawiasie podano udział procentowy danej grupy w ogólnej liczbie odnotowanych taksonów)

Niezależnie od zmian liczebności zooplanktonu grupą dominującą pozostawały wrotki. Ich udział największe wartości przyjmował w kwietniu (blisko 100%), nieco niższe w sierpniu (około 96-97%) i czerwcu (około 70%). Zmianie ulegały najliczniej notowane taksony: w kwietniu były to *Keratella cochlearis cochlearis* oraz *K. cochlearis macracantha*; w czerwcu *K. cochlearis* i *Polyarthra vulgaris*; a w sierpniu *Ascomorpha* sp., *Polyarthra remata* i *Trichocerca pusilla*.

Skorupiaki z podgromady Copepoda zwiększyły swoją liczebność w czerwcu, co spowodowało zwiększenie udziału w ogólnej liczebności do blisko 30%, przy czym za zwiększenie to odpowiadał wzrost liczebności form młodocianych (nauplii i copepodites). Liczebności wioślarek (Cladocera) pozostawały niskie przez cały okres badawczy. W kwietniu odnotowano jedynie występowanie kilkunastu osobników z rodzaju *Bosmina*, w czerwcu zaledwie 30 osobników z gatunku *Daphnia cucullata*, zaś w sierpniu 24 osobników z gatunku *Diaphanosoma brachyurum* w litrze wody jeziornej.



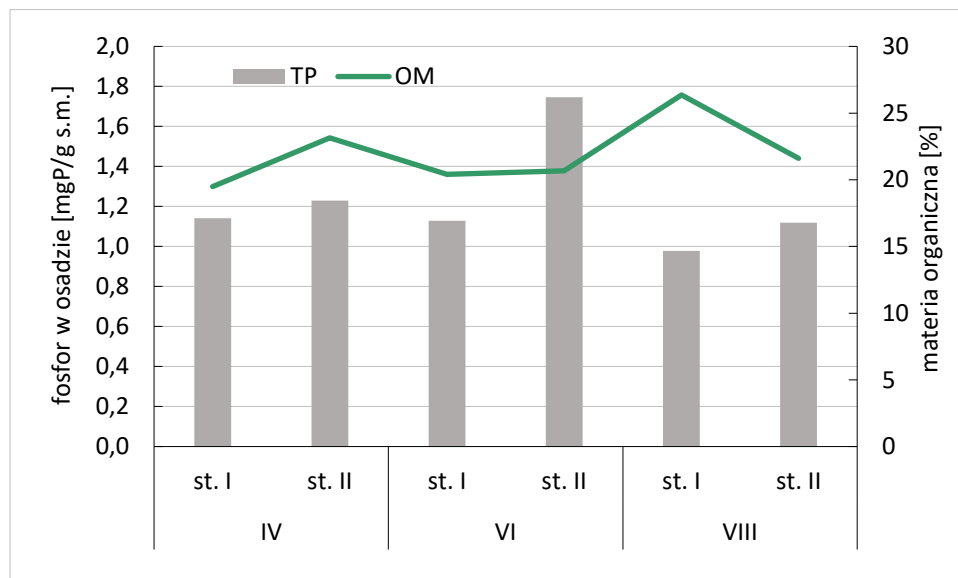
Rys. 29. Liczebność zooplanktonu z podziałem na poszczególne grupy taksonomiczne

#### 6. Zawartość fosforu i jego frakcji oraz materii organicznej w osadach dennych

Zawartość fosforu w osadach dennych pobranych na dwóch stanowiskach badawczych w kwietniu i sierpniu utrzymywała się na zbliżonym poziomie, wahając się od 0,98 do 1,23 mgP/g s.m. Nieco wyższe wartości cechowały osad pobrany na stanowisku II (Rys. 30). W czerwcu zawartość fosforu na stanowisku I nie uległa zmianie w stosunku do kwietnia i była nieco wyższa niż w sierpniu, lecz na stanowisku II odnotowano wyraźne zwiększenie ilości fosforu w osadzie do 1,75 mgP/g s.m. Średnia zawartość fosforu w osadzie na stanowisku I wyniosła 1,09 mgP/g s.m., a na stanowisku II – 1,37 mgP/g s.m.

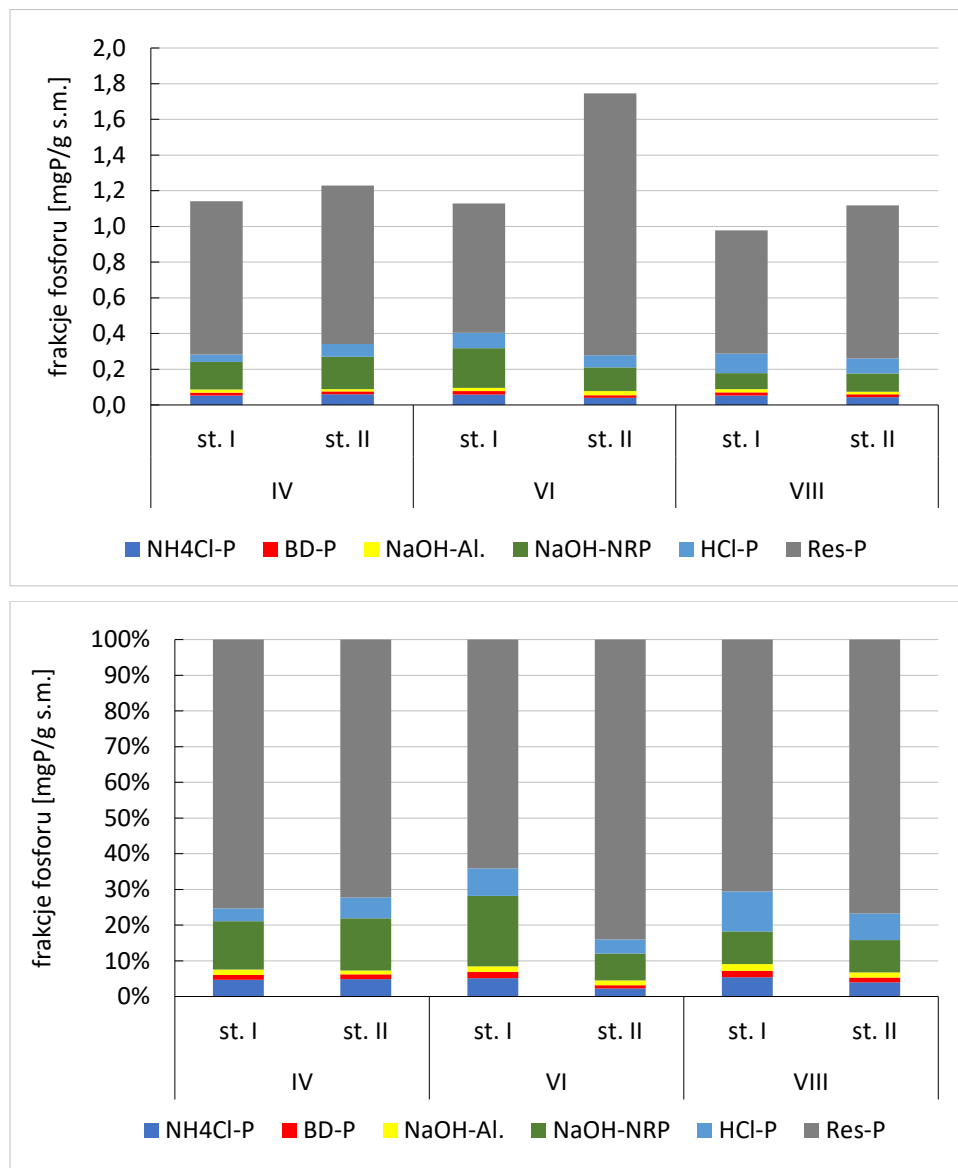
Udział procentowy materii organicznej w osadzie wahał się w zakresie od 19,5 do 26,4%. W kwietniu i czerwcu wyższe wartości cechowały stanowisko II, natomiast w sierpniu odnotowano wyraźne zwiększenie zawartości materii organicznej w osadzie na stanowisku I (Rys. 30).

Spośród frakcji fosforu występujących w osadach dennych na obu stanowiskach dominującą była frakcja Res-P, czyli fosfor trwale związany w osadzie. Jego ilość wynosiła średnio 0,76 mgP/g s.m. na stanowisku I i 0,94 mgP/g s.m. na stanowisku II (Rys. 31), co przekłada się na odpowiednio 70% i 79% puli fosforu zgromadzonego w osadzie dennym.



Rys. 30. Zawartość fosforu oraz udział procentowy materii organicznej w osadach dennych Jeziora Glinnowieckiego

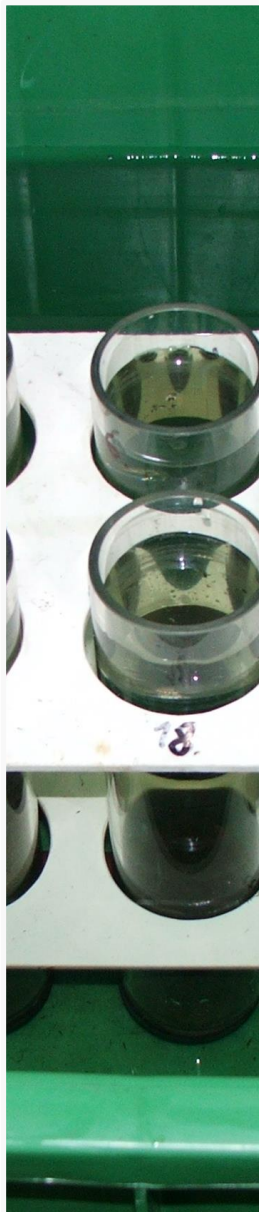
Związki fosforu zawarte w materii organicznej obecnej w osadach, oznaczane jako frakcja NaOH-NRP stanowiły drugą frakcję pod względem udziału w ogólnej puli fosforu w osadzie dennym. Jej zawartość w kwietniu i czerwcu była wyższa na stanowisku I, zaś w sierpniu zbliżona na obu stanowiskach. Średnia ilość fosforu związanego z materią organiczną wyniosła 0,16 mgP/g s.m. na stanowisku I i 0,14 mgP/g s.m. na stanowisku II, co przekładało się na udział przekraczający 10% ogólnej ilości fosforu w osadzie (Rys. 31). Progu tego nie przekroczyły pozostałe frakcje fosforu, w tym te uznawane za najbardziej mobilne np. fosfor związany z żelazem (BD-P). Zawartość tej frakcji nie przekraczała 0,03 mgP/g s.m., co odpowiadało udziałowi niższemu niż 2% w puli fosforu w osadzie. Na podobnym poziomie kształtowała się zawartość fosforu związanego z glinem (NaOH-Al). Nieco wyższe wartości cechowały fosfor labilny ( $\text{NH}_4\text{Cl-P}$ ), czyli najłatwiej uwalniający się z osadu dennego – jego zawartość sięgała średnio 0,06 mgP/g s.m. na stanowisku I i 0,05 mgP/g s.m. na stanowisku II, co przekładało się na odpowiednio 5,1% i 3,5% całości fosforu obecnego w osadzie dennym. Jeszcze wyższe zawartości cechowały fosfor związany z wapniem ( $\text{HCl-P}$ ) – maksymalnie do 0,11 mgP/g s.m., a udział procentowy sięgał 7,3% na stanowisku I i 5,5% na stanowisku II.



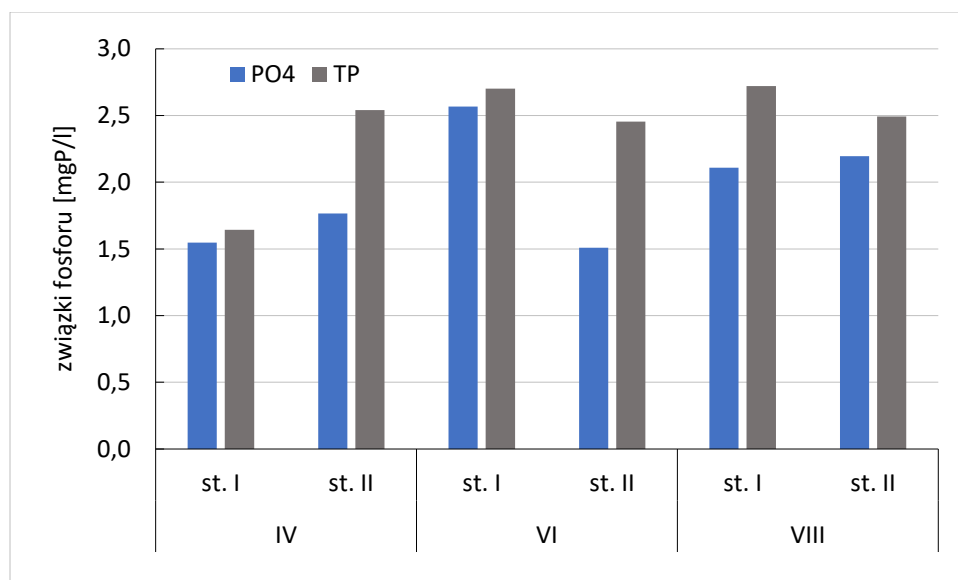
Rys. 31. Zawartość frakcji fosforu w osadach dennych jeziora wyrażona w mgP/g s.m. (rysunek górny) oraz jako udział procentowy poszczególnych frakcji w puli fosforu w osadzie (rysunek dolny)

## 7. Zawartość fosforu w wodzie interstycjalnej osadów dennych

W wodzie śródporowej stężenia ortofosforanów nie spadały poniżej 1,5 mgP/l. Niższe koncentracje odnotowano na obu stanowiskach w kwietniu oraz na stanowisku II w czerwcu (poniżej 1,8 mgP/l), wyższe - na stanowisku I w czerwcu i na obu stanowiskach w sierpniu (powyżej 2,0 mgP/l). Koncentracje fosforu ogólnego w



większości przypadków przekraczały 2,4 mgP/l, zmniejszając się jedynie w kwietniu na stanowisku I do 1,64 mgP/l. W czerwcu i sierpniu stężenia na obu stanowiskach były zbliżone, aczkolwiek nieco wyższe wartości cechowały stanowisko I (Rys. 32).



Rys. 32. Stężenia fosforanów rozpuszczonych oraz fosforu ogólnego w wodzie interstycjalnej osadów dennych Jeziora Glinnowieckiego

## 8. Zawartość metali ciężkich w wodach i osadach dennych

### Wody jeziorne

Koncentracje wybranych metali w wodach jeziora badanych na dwóch stanowiskach wykazywały się przede wszystkim zmiennością czasową. W przypadku chromu, miedzi, niklu oraz cynku stwierdzono występowanie wyższych zawartości w czerwcu w porównaniu do kwietnia. Nieco słabiej zarysowała się zmienność przestrzenna, polegająca na występowaniu wyższych koncentracji w wodach pobranych na stanowisku II. Dotyczyła ona niektórych z badanych metali: miedzi i cynku w obu miesiącach oraz chromu w czerwcu (Tab. 3). Jedynie stężenia kadmu utrzymywały się na stałym, niskim poziomie, zaś w przypadku niklu i ołowiu niewielkie różnice między dwoma badanymi stanowiskami zarysowały się w czerwcu.

Tab. 3. Stężenia wybranych metali w wodach Jeziora Glinnowieckiego [w µg/l]

| stanowisko | Cd   | Cr   | Cu   | Ni   | Pb   | Zn   |
|------------|------|------|------|------|------|------|
| kwiecień   |      |      |      |      |      |      |
| I          | <0,1 | <0,5 | 15,8 | <0,7 | <3   | 6,0  |
| II         | <0,1 | <0,5 | 38,8 | <0,7 | <3   | 48,8 |
| czerwiec   |      |      |      |      |      |      |
| I          | <0,1 | 0,69 | 41,0 | 1,01 | <3   | 51,8 |
| II         | <0,1 | 1,19 | 49,6 | 1,18 | 3,77 | 60,9 |

*Osady denne*

Zawartość wybranych metali w osadach dennych wykazywała się wyraźniejszą zmiennością przestrzenną i czasową niż miało to miejsce w przypadku próbek wody. Koncentracje chromu, miedzi, niklu oraz ołowiu zwiększyły się na obu stanowiskach w czerwcu w porównaniu do wyników uzyskanych w kwietniu. Dla kadmu i cynku stężenia uległy zmniejszeniu wraz z upływem czasu. W przypadku niemal wszystkich metali wyraźnie wyższe zawartości cechowały osad denny pobrany na stanowisku II. Jedynie koncentracje niklu stwierdzone w czerwcu przyjmowały wyższą wartość na stanowisku I (Tab. 4).

Tab. 4. Zawartość wybranych metali w osadach Jeziora Glinnowieckiego [w mg/kg]

| stanowisko | Cd   | Cr   | Cu    | Ni   | Pb    | Zn    |
|------------|------|------|-------|------|-------|-------|
| kwiecień   |      |      |       |      |       |       |
| I          | 0,33 | 0,34 | 2,24  | 1,00 | 2,30  | 9,38  |
| II         | 0,63 | 0,77 | 3,08  | 1,80 | 3,71  | 14,62 |
| czerwiec   |      |      |       |      |       |       |
| I          | 0,22 | 3,63 | 8,26  | 6,65 | 10,32 | 1,0   |
| II         | 0,29 | 3,66 | 11,06 | 5,43 | 12,62 | 10,9  |

**9. Zawartość innych pierwiastków i związków w osadach dennych**

Koncentracje wybranych pierwiastków w osadach dennych Jeziora Glinnowieckiego wykazywały wartości typowe dla akwenów o znacznej żyzności. Wskazywała na to



m.in. zawartość azotu na poziomie ponad 2 gN/kg (Tab. 5). Niskie stężenia cechowały natomiast żelazo, którego ilość nie przekraczała 2 gFe/kg. W przypadku każdego z badanych pierwiastków wyższe wartości stwierdzano w osadzie pobranym na stanowisku II, a największe różnice dotyczyły koncentracji glinu oraz manganu.

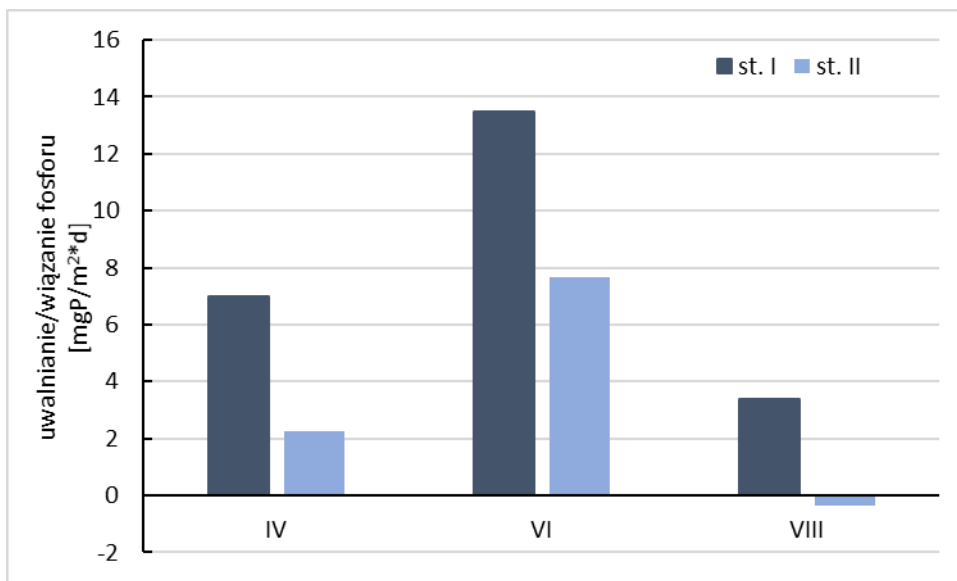
Tab. 5. Zawartość wybranych pierwiastków i związków w osadach dennych Jeziora Glinnowieckiego w kwietniu 2017 roku

| stano-<br>wisko | azot<br>[gN/kg] | siarczan<br>[gSO <sub>4</sub> /kg] | żelazo<br>[gFe/kg] | wapń<br>[gCa/kg] | magnez<br>[gMg/kg] | glin<br>[mgAl/kg] | mangan<br>[mgMn/kg] |
|-----------------|-----------------|------------------------------------|--------------------|------------------|--------------------|-------------------|---------------------|
| I               | 2,23            | 2,41                               | 0,91               | 247,77           | 1,83               | 445,4*            | 731,6*              |
| II              | 2,52            | 2,56                               | 1,92               | 256,16           | 2,29               | 810,9*            | 855,7*              |

\*średnia z próbek pobranych w kwietniu i czerwcu

#### 10. Zasilanie wewnętrzne w fosfor z osadów dennych

W kwietniu i czerwcu osady dennie stanowiły źródło fosforu dla toni wodnej na obu badanych stanowiskach. Wiosną proces uwalniania fosforu zachodził w warunkach tlenowych w dość niskiej temperaturze (poniżej 5°C) a był intensywniejszy na stanowisku I, gdzie średnio do wody przechodziło blisko 7 mgP/m<sup>2</sup>\*d (Rys. 33). Na początku lata proces zasilania wód w fosfor pochodzący z osadów dennych uległ nasileniu na obu stanowiskach badawczych. W przypadku stanowiska I w warunkach beztlenowych uwalniało się blisko 14 mgP/m<sup>2</sup>\*d, zaś na stanowisku II w obecności niewielkich ilości tlenu (około 3 mgO<sub>2</sub>/l) osad zasilął wody fosforem w ilości średnio niemal 8 mgP/m<sup>2</sup>\*d. W pełni lata zjawisko zasilania na stanowisku I zmniejszyło swoją intensywność do około 3,4 mgP/m<sup>2</sup>\*d, lecz w dalszym ciągu proces ten zachodził w warunkach beztlenowych w temperaturze około 20°C. Na stanowisku II zaobserwowano natomiast niewielkie wiązanie fosforu w osadzie na poziomie niecałych 0,4 mgP/m<sup>2</sup>\*d (Rys. 33) w obecności tlenu w ilości około 5mgO<sub>2</sub>/l.



Rys. 33. Uwalnianie (wartości dodatnie) lub wiązanie (wartości ujemne) fosforu w osadach dennych Jeziora Glinnowieckiego



## Diagnoza stanu ekosystemu jeziornego

### 1. Stan troficzny wód Jeziora Glinnowieckiego

Przeprowadzone badania jakości wód jeziornych dowiodły:

- ☐ polimiktycznego charakteru Jeziora Glinnowieckiego;
- ☐ występowania deficytów tlenowych na głębokości 3-4 m w szczycie sezonu wegetacyjnego pomimo niewielkiej głębokości akwenu;
- ☐ utrzymywania się wysokich koncentracji azotu amonowego w strefie naddennej na skutek jego uwalniania w procesie dekompozycji materii organicznej;
- ☐ stałego wykorzystywania azotanów przez fitoplankton jako podstawowego źródła azotu, przez co ich stężenia w wodzie jeziora nie przekraczały 0,3 mgN-NO<sub>3</sub>/l;
- ☐ stałego wykorzystania ortofosforanów przez fitoplankton, powodującego ich występowanie okresowo w ilościach niewykrywalnych dla zastosowanej metody analitycznej;
- ☐ utrzymywania się dość wysokich koncentracji azotu organicznego (ponad 1 mgN/l) i ogólnego (z reguły ponad 2 mgN/l, maksymalnie ponad 9 mgN/l nad dnem);
- ☐ występowania stężeń fosforu ogólnego w wodach jeziora na poziomie ponad 0,1 mgP/l w płytszych warstwach wody i ponad 0,3 mgP/l w strefie naddennej, co wskazuje na jego pochodzenie z osadów dennych;
- ☐ utrzymywania się zakwitów fitoplanktonu w jeziorze zarówno wiosną, jak i latem, na co wskazują koncentracje chlorofilu-a nie spadające poniżej 25 mg/m<sup>3</sup>;
- ☐ zdominowania fitoplanktonu przez sinice, których udział w liczebności w szczycie sezonu sięgał niemal 100%
- ☐ występowania niewielkich liczebności zooplanktonu, jak i zdominowania tego zgrupowania przez typowe dla wód eutroficznych wrotki.

Wszystkie powyższe właściwości wód jeziora wskazują na silnie eutroficzny charakter jego wód. Potwierdzeniem tego stanu jest ocena stanu trofii jeziora w oparciu o wybrane wskaźniki, wskazujące na wysoką żyzność ekosystemu.

Ocena stanu troficznego wód Jeziora Glinnowieckiego dokonana w oparciu o indeks Carlsona (1977) wskazuje na pozostawanie wód jeziora w każdym z badanych miesięcy w stanie eutroficznym (średnia wartość wskaźnika TSI, obliczona na podstawie wskaźników dla przezroczystości wód (SD), koncentracji chlorofilu-a (chl-a) i stężenia fosforu ogólnego (TP) zawierająca się w przedziale 50-70). Przyczyną były przede wszystkim dość wysokie koncentracje fosforu ogólnego (Tab. 6). Indeks stanu trofii ma przede wszystkim zastosowanie do okresu letniego, lecz uzyskane wyniki wskazują wyraźnie na wysoką trofię wód również w okresie wiosennym.

Tab. 6. Ocena stanu troficznego wód Jeziora Glinnowieckiego w oparciu o indeks Carlsona (1977)

| wskaźnik TSI   | kwiecień | czerwiec | sierpień |
|----------------|----------|----------|----------|
| TSI (SD)       | 57,37    | 60,0     | 57,98    |
| TSI (chl-a)    | 65,75    | 65,79    | 67,94    |
| TSI (TP)       | 77,73    | 67,62    | 75,42    |
| średnia        | 66,95    | 64,47    | 67,11    |
| stan troficzny | eutrofia | eutrofia | eutrofia |

Analiza stanu troficznego wód jeziora w oparciu o kryteria zaproponowane przez OECD (1982), do których należą zawartość fosforu ogólnego oraz chlorofilu-a, wskazały na jeszcze większą żyzność wód jeziornych, określaną mianem stanu hypertroficznego (Tab. 7).

Na silnie eutroficzny charakter jeziora wskazują także osady dennie, stanowiące źródło fosforu dla toni wodnej. Ich zasobność w materię organiczną warunkuje uwalnianie fosforu podczas dekompozycji związków organicznych. Ich znacznym źródłem są zakwity fitoplanktonu sedymentujące do osadu, stanowiące łatwo rozkładalną materię, co sprzyja powracaniu pierwiastków, w tym fosforu do toni wodnej i ponownemu stymulowaniu zakwitów. Niska koncentracja żelaza nie zapewnia wydajnego kumulowania fosforu w osadzie, aczkolwiek zaobserwowane w sierpniu wiązanie fosforu na poziomie około 0,4 mgP/m<sup>2</sup>\*d wskazuje na potencjał

osadów do pełnienia funkcji pułapki dla fosforu. Przeszkodą są jednak występujące latem deficyty tlenowe (stanowisko I) lub obniżenie koncentracji tlenu (stanowisko II). Podczas doświadczenia prowadzonego w warunkach laboratoryjnych zapewniono ciągłe dobre warunki tlenowe, co umożliwiło związanie niewielkiej ilości fosforu w osadzie. W tym samym czasie w jeziorze osad pozostawał odtleniony, zatem żelazo w nim obecne nie pełniło swojej roli w kompleksie sorpcyjnym osadów. Odtlenianiu osadów w sezonie wegetacyjnym sprzyja wspomniana wysoka zawartość materii organicznej, na której rozkład zużywane są zasoby tlenu, jak i dość wysoka temperatura, typowa dla akwenów o niewielkiej głębokości.

Tab. 7. Ocena stanu troficznego wód Jeziora Glinnowieckiego w oparciu o kryteria OECD (1982)

| stan troficzny   | TP [ $\mu\text{gP/l}$ ] –<br>zakres stężeń | TP [ $\mu\text{gP/l}$ ] –<br>średnie<br>stężenie na<br>stanowisku I | chlorofil-a<br>[ $\text{mg/m}^3$ ] –<br>zakres<br>koncentracji | chlorofil-a<br>[ $\text{mg/m}^3$ ] –<br>średnia<br>koncentracja<br>na<br>stanowisku I |
|------------------|--------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------|
| ultraoligotrofia | $\leq 4$                                   | 128                                                                 | $\leq 1$                                                       | 39,14                                                                                 |
| oligotrofia      | $\leq 10$                                  |                                                                     | $\leq 2,5$                                                     |                                                                                       |
| mezotrofia       | $\leq 35$                                  |                                                                     | $\leq 8$                                                       |                                                                                       |
| eutrofia         | $\leq 100$                                 |                                                                     | $\leq 25$                                                      |                                                                                       |
| hypertrofia      | $> 100$                                    |                                                                     | $> 25$                                                         |                                                                                       |

## 2. Problem zakwitów sinicowych

Zakwitem nazywany jest masowy rozwój fitoplanktonu w zbiornikach wodnych powodujący silne zmętnienie i zabarwienie wody. Miara jego występowania mogą być koncentracje chlorofilu-a, przekraczające  $25 \text{ mg/m}^3$ , co w badanym jeziorze obserwowano zarówno wiosną, jak i latem. Grupą fitoplanktonu powodującą zakwity w Jeziorze Glinnowieckim były sinice, czyli prokariotyczne mikroorganizmy o bardzo zróżnicowanej morfologii, często kolonijne, zdolne do produkcji wielu różnorodnych związków toksycznych (Burchardt i Pawlik-Skowrońska 2005). Masowy wzrost sinic wpływa negatywnie na jakość wody, powodując obniżenie stężenia tlenu i pojawienie się siarkowodoru w wodach przydennych, co obserwowano w badanym jeziorze już w czerwcu, a zjawisko nasiliło się istotnie w sierpniu. Rezultatem zakwitu sinicowego jest także zanik różnorodności gatunkowej, obniżenie trwałości układu

biocenotycznego, obecność dużej liczby bakterii, zwłaszcza w fazie rozkładu sinic i hamowanie fotosyntezy u towarzyszących sinicom glonów planktonowych.

Przyczyną zakwitu sinic może być zespół jednocześnie występujących kilku czynników sprzyjających procesowi szybkiego namnażania. Niewątpliwie koniecznym warunkiem jest występowanie znacznych koncentracji związków fosforu, których poważnym źródłem w przypadku Jeziora Glinnowieckiego są osady dennie, na co wskazały wyniki doświadczeń *ex-situ* na rdzeniach osadów. W przypadku azotu ważna jest chemiczna forma mineralnych związków azotu. Obserwowany jest wpływ jonów amonowych uwalniających się z osadów dennych i unoszonych w czasie mieszania wód w górne warstwy toni wodnej, na dominację sinic w lecie w eutroficznych zbiornikach (Ferber et al. 2004). Bogate w materię organiczną osady dennie Jeziora Glinnowieckiego stanowią poważne źródło azotu amonowego, wykorzystywanego przez sinice. Dodatkowe wzbogacenie wód w azot następuje podczas zakwitów gatunków z rodzajów *Anabaena*, *Aphanizomenon* (np. *A. gracile*, bardzo licznie występujący w badanym akwenie) w wyniku wiązania azotu atmosferycznego przez ich heterocysty. Zjawisko to może przyspieszać proces eutrofizacji, jak również wpływać pośrednio na efektywność produkcji wtórnej w toni wodnej i osadach dennych (Burchardt i Pawlik-Skowrońska 2005).

Dotychczas znanych jest około 40 gatunków sinic zdolnych do produkcji toksyn (tzw. cyjanotoksyn). Są to w większości kosmopolityczne gatunki należące do 20 rodzajów, takich jak: *Microcystis*, *Woronichinia*, *Snowella*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Nodularia*, *Nostoc*, *Planktothrix*, *Lyngbya*, *Cylindrospermum*, *Cylindrospermopsis*, *Gloeotrichia* i inne (Burchardt i Pawlik-Skowrońska 2005). Spośród wyżej wymienionych, 5 odnotowano w wodach Jeziora Glinnowieckiego. Zdolność sinic do produkcji toksyn jest przede wszystkim wyrazem adaptacji, która umożliwia im obronę przed zooplanktonem a także formą zmniejszania konkurencji ze strony innych grup fitoplanktonu. Wyniki badań prowadzonych w Europie Północnej wskazują, że około 50% wszystkich zakwitów wód jest toksycznych (Sivonen et al. 1990). Ze względu na charakter działania, wśród toksyn sinicowych wyróżnia się następujące grupy:

1. hepatotoksyny – działające toksycznie na komórki wątroby,
2. neurotoksyny – wchodzące w negatywne interakcje z układem nerwowym,

3. cytotoksyny – zdolne do uszkodzania tkanek innych narządów,
4. dermatotoksyny – wywołujące podrażnienia i stany zapalne skóry.

Przyżyciowo sinice produkują związki toksyczne w niewielkich stężeniach, co najczęściej ma niewielki wpływ na organizmy występujące w środowisku wodnym czy człowieka. Największe ilości toksyn uwalniane są natomiast podczas lizy komórki, do której masowo dochodzi w okresach zakwitów sinic. Stężenie cyjanotoksyn ulega wtedy wielokrotnieniu i stanowi realne niebezpieczeństwo dla organizmów żywych, w tym człowieka, korzystającego bezpośrednio (rekreacja) lub pośrednio (żywność, woda pitna) z zasobów wodnych (Rzymski 2009).

Zakwity sinic mogą być jedno- lub wielogatunkowe. W Jeziorze Glinnowieckim dominującym gatunkiem była *Pseudanabaena limnetica*. Przyjęto, że jej liczebność na poziomie 16 – 20 tys. kom/ml stanowi poziom wskazujący na potencjalne zagrożenie dla innych organizmów (Reynolds 2006), tymczasem w wodach jeziora liczba jej komórek w 1 ml wody sięgała ponad 600 tys. Rodzaj *Pseudanabaena* podejrzewany jest o produkcję mikrocystyny, czyli toksyny o działaniu toksycznym dla komórek wątroby (Oudra i in. 2002).



*Aphanizomenon gracile*, gatunek, który w Jeziorze Glinnowieckim występował szczególnie licznie w czerwcu i w sierpniu, został uznany za głównego producenta cylindrospermopsyny w wodach jezior Polski zachodniej (Kokociński i in. 2013). Substancja ta wykazuje działanie hepatotoksyczne i cytotoksyczne. Czysty związek uszkodza wątrobę, natomiast surowy ekstrakt z komórek cyjanobakterii go produkujących wywołuje patologiczne zmiany również w nerkach, śledzionie, grasicy i sercu (Błaszczuk i in. 2010).

Występowanie znacznych liczebności sinic w wodach Jeziora Glinnowieckiego, dominujących w fitoplanktonie szczególnie w szczycie sezonu, ale licznie obecnych także wiosną, budzi zaniepokojenie w kontekście rybackiego wykorzystania zasobów akwenu. Cyjanotoksyny mają bowiem zdolność akumulacji w tkankach zwierzęcych. Mikrocystyny znajdowano w tkankach skorupiaków zooplanktonowych, ślimaków, larw krabów, małżach i rybach (Rzymski 2009). Badania przeprowadzone w silnie eutroficznym Jeziorze Syczyńskim wykazały występowanie mikrocystyny i anatoksyny w mięśniach oraz wątrobie takich ryb jak płoć, karaś srebrzysty i okoń w stężeniu mogącym stanowić zagrożenie dla



konsumentów (Pawlik-Skowrońska i in. 2012). Co warto podkreślić, w przypadku niektórych toksyn, gotowanie ich nie niszczy, a jedynie dystrybuje między mięsem, wnętrznościami a wodą użytą do gotowania (Rzymski 2009).

Sinice jako składnik fitoplanktonu podlegają presji zooplanktonu, lecz liczne badania wskazują, że formy nitkowate, do których należą sinice dominujące w Jeziorze Glinnowieckim z uwagi na swoją wielkość „zatykają” aparaty filtracyjne wioślarek, które mogłyby je skonsumować (Wilk-Woźniak i in. 2001). Przede wszystkim jednak brak kontroli rozwoju sinic przez zooplankton wynika z jego struktury – jest ona zdominowana przez wrotki, drobne organizmy odżywiające się głównie martwą materią organiczną i niewielkimi przedstawicielami fitoplanktonu, zaś zdolne do wyżerania większych sinic wioślarki w wodach Jeziora Glinnowieckiego występują bardzo nielicznie. Fitoplankton podlega zatem kontroli *bottom up*, czyli od dołu piramidy troficznej przez związki biogenne.

Problemem w zwalczaniu zakwitów sinicowych jest możliwość długiego zalegania spor i heterocyst sinic w powierzchniowych i w głębszych warstwach osadów dennych, co stwarza możliwość ponownego uruchamiania i odnawiania dużej biomasy zakwitu w kolejnych latach (Burchardt i Pawlik-Skowrońska 2005).

### 3. Specyfika zooplanktonu w jeziorze silnie eutroficznym

Licznie występujący, lecz drobny zooplankton nie jest w stanie ograniczyć rozwoju większych organizmów fitoplanktonowych, w tym nitkowatych sinic. Ponadto, drobni filtratorzy, do których należą wrotki dominujące w zooplanktonie Jeziora Glinnowieckiego, swoim sposobem odżywiania się „utrwalają” stan wysokiej trofii akwenu. Ich głównym pokarmem jest detrytus oraz bakterie, ponieważ brakuje pokarmu w postaci drobnych frakcji fitoplanktonu. Owe duże glony, niewyżerane przez zooplankton, obumierają i podlegają rozkładowi, prowadzącemu do zwiększenia puli detrytusu i bakterii w wodzie. Zjadanie tego materiału przez zooplankton przyspiesza znacznie jego mineralizację, stymulując krążenie związków biogennych, wykorzystywanych przez duży fitoplankton (Opuszyński 1997).

### 4. Struktura ichtiofauny jeziora

Silne zakwity sinic oraz skład jakościowy i ilościowy zooplanktonu wskazują na zdominowanie ichtiofauny jeziora przez ryby karpowate. Bezpośrednie wyżeranie



przez ryby, ale także brak elodeidów, tworzących refugia dla zooplanktonu, powodują, że duże filtratory oraz fitofagi np. *Daphnia cucullata* czy *Eudiaptomus* sp. zastępowane są przez znacznie drobniejsze organizmy, zwłaszcza wrotki. Te zaś, jak już wspomniano, odżywiając się detrytusem i bakteriami, stymulują dodatkowo proces eutrofizacji poprzez przyspieszanie krążenia pierwiastków biogennych.

Do powracania związków azotu i fosforu do wody przyczyniają się także ryby karpowate poprzez bentosożerność - mieszanie osadów i ich resuspensja sprzyja wymianie związków biogennych w interfejsie osad – woda. O nasileniu tego zjawiska w jeziorze świadczy luźna struktura powierzchniowej warstwy osadów dennych i praktycznie półpłynny charakter tej części osadów. Uniemożliwia to ukorzenienie się roślinności zanurzonej (elodeidów), a zatem sprzyja jej eliminacji ze zbiornika. Zjawisko resuspensji w płytkich polimiktycznych akwenach sprzyja także zmniejszaniu się przezroczystości wód, co dodatkowo utrudnia funkcjonowanie elodeidów (Opuszyński 1997).

Dane dotyczące materiału zarybieniowego, ale także obserwacje zniszczeń roślinności o liściach pływających, jak i braku elodeidów w jeziorze wskazują na negatywne oddziaływania amura białego i karpia w badanym ekosystemie. Amur w początkowym etapie odżywia się zooplanktonem, a także larwami ochotkowatych i innych owadów wodnych. Pokarmem narybku o długości około 30 cm stają się makrofity oraz flora i fauna z nimi związane (tzw. organizmy poroślowe). Wraz ze wzrostem zmienia ulega rodzaj pokarmu roślinnego, albowiem najpierw stanowią go glony nitkowate, rzęsy, rdestnice czy moczarka, a dopiero większe ryby żerują na tzw. florze twardej, do której należą młode pędy trzciny lub manny mielec. Co ciekawe, dane literaturowe wskazują, że roślinność o liściach pływających jest przez amura zjadana niechętnie. Jej utrzymywanie się w Jeziorze Glinnowieckim potwierdza tę obserwację, z drugiej zaś strony zauważalne ślady zgryzania liści wskazują, że w wodach akwenu brakuje innej, lepiej przyswajalnej bazy pokarmowej.

Zniszczenie roślinności zanurzonej jest w ekosystemach jeziornych przyczyną eliminacji ryb drapieżnych np. szczupaka, który wymaga ich jako miejsca rozrodu. Jak już wspomniano, roślinność stanowi także refugium, czyli miejsce schronienia dla zooplanktonu. Brak elodeidów jest zatem jednym z czynników uniemożliwiających poprawę jakości wód poprzez ich oddziaływanie na ryby drapieżne czy zooplankton, ale także poprzez brak konkurencji o zasoby dla fitoplanktonu.

### 5. Zanieczyszczenie metalami ciężkimi

Obecność wyższych koncentracji badanych metali w wodach jeziornych na stanowisku II, położonym bliżej cieków dopływających do jeziora od strony składowiska odpadów w Suchym Lesie, wskazuje na ten obiekt jako źródło zanieczyszczenia wód. Potwierdza to również fakt zwiększenia się zanieczyszczenia wód jeziornych pomiędzy kwietniem a czerwcem, wskazujący na zwiększenie wypłukiwania zanieczyszczeń z gleby przez zwiększającą się ilość opadów atmosferycznych (72 mm opadu w czerwcu 2017 roku, dane za: [weatheronline.pl](http://weatheronline.pl) dla posterunku Poznań-Ławica). Porównanie maksymalnych zawartości kadmu, ołowiu i niklu z maksymalnymi dopuszczalnymi stężeniami dla wód śródlądowych, wymienionymi w Rozporządzeniu Ministra Środowiska dotyczącymi sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych z roku 2016, wykazało brak przekroczeń dopuszczalnych koncentracji w wodach jeziornych (Tab. 8).

W przypadku osadów dennych zaobserwowano taką samą tendencję jak w przypadku wód, a zatem występowanie wyższych koncentracji badanych metali na stanowisku II, a więc bliższym dopływających cieków, jak i wyraźne zwiększenie ilości metali w osadzie pomiędzy kwietniem i czerwcem. Zgodnie z geochemiczną klasyfikacją jakości osadów dennych stosowaną przez Państwowy Instytut Geologiczny, osady Jeziora Glinnowieckiego na obu stanowiskach mieszczą się w klasie I. Niemniej jednak, w przypadku 4 metali odnotowano przekroczenie koncentracji uznawanych za tło geochemiczne (Tab. 9), co potwierdza występowanie w zlewni jeziora źródła zanieczyszczeń. Jest to zjawisko niepokojące z uwagi na ciągłą obecność tego źródła w sąsiedztwie jeziora, zapewniającą dalszą dostawę metali, których ilość będzie narastała w osadzie dennym, jak i z uwagi na rybackie wykorzystanie jeziora. Ryby karpiowate, których żerowanie związane jest ze strefą osadu dennego, mogą akumulować toksyczne metale (kadm, nikiel, ołów, miedź) w swoich tkankach, trafiając następnie do człowieka poprzez ich spożycie. Zjawisko akumulacji metali w tkankach ryb zostało udokumentowane m.in. dla Jeziora Swarzędzkiego, położonego na granicy z Poznaniem (Chudzińska i in. 2016).

Tab. 8. Porównanie maksymalnych zawartości metali w wodzie Jeziora Glinnowieckiego z maksymalnymi dopuszczalnymi stężeniami z załącznika 9 Rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych z 2016 roku

| metal | MAC (maksymalne dopuszczalne stężenie) | stanowisko I | stanowisko II |
|-------|----------------------------------------|--------------|---------------|
| µg/l  |                                        |              |               |
| Cd    | 0,45 (klasa I)                         | <0,1         | <0,1          |
| Pb    | 14                                     | <3           | 3,77          |
| Ni    | 34                                     | 1,01         | 1,18          |

Tab. 9. Porównanie maksymalnych zawartości metali w osadzie dennym Jeziora Glinnowieckiego z klasyfikacją jakości osadów stosowaną przez Państwowy Instytut Geologiczny (za: Bojakowska, Sokołowska 1998)

| metal | tło geochemiczne | klasa I | stanowisko I | stanowisko II |
|-------|------------------|---------|--------------|---------------|
| mg/kg |                  |         |              |               |
| Cd    | <0,5             | <1      | 0,33         | <b>0,63</b>   |
| Cr    | 5                | <20     | 3,63         | 3,66          |
| Cu    | 6                | <20     | <b>8,26</b>  | <b>11,06</b>  |
| Ni    | 5                | <30     | <b>6,65</b>  | <b>5,43</b>   |
| Pb    | 10               | <50     | <b>10,32</b> | <b>12,62</b>  |
| Zn    | 48               | <200    | 9,38         | 14,62         |

## Kierunki działań naprawczych

Biorąc pod uwagę potrzebę ograniczenia zakwitów fitoplanktonu, a szczególnie sinic w nim obecnych, konieczna jest kontrola rozwoju tego zgrupowania zarówno od dołu (*bottom up*), jak i od góry (*top down*) piramidy troficznej. Presja na nadmiernie rozwijający się fitoplankton powinna być wywierana zarówno poprzez ograniczanie zasobów niezbędnych do jego namnażania (związki biogenne), jak i poprzez zwiększenie presji zooplanktonu, uzyskane dzięki zmianom w strukturze ichtiofauny.

W zakresie kontroli *bottom up* konieczne jest zmniejszenie koncentracji związków biogennych w wodach jeziora. Najskuteczniejszą metodą jest usunięcie pewnej puli tych substancji poza ekosystem np. wraz z osadami dennymi, lecz operacja ta byłaby zbyt kosztowna i uniemożliwiłaby rybackie wykorzystanie jeziora przez okres jej prowadzenia. Ponadto, zagospodarowania wymagałyby wydobyte, silnie uwodnione osady denne, co wymagałoby zapewnienia miejsca do ich składowania, jak i systemu oczyszczania wód z nich odciekających. Wymagania te powodują, że lepszym rozwiązaniem jest próba skutecznego związania fosforu w osadzie dennym w postaci niedostępnej dla fitoplanktonu. Na rynku funkcjonuje szereg różnych środków chemicznych, których zadaniem jest strącenie fosforu z toni wodnej do osadów i unieczynnienie go w tej części zbiornika. Wybór odpowiedniego preparatu powinien być zależny od warunków środowiskowych panujących w jeziorze (okresowe odtlenienie, zawartość materii organicznej), jak i charakterystyki samego osadu, którego luźna struktura może powodować konieczność zastosowania większych dawek niż w przypadku osadów silniej skompaktowanych. Niewątpliwie, w podjęciu decyzji o wyborze środka chemicznego pomocne będą doświadczenia laboratoryjne, dzięki którym możliwe jest ustalenie dawki czy formy preparatu. Ważne jest precyzyjne dobranie dawki preparatu dla związania obecnych w ekosystemie stężeń mobilnego fosforu, by nie dopuścić do rozwoju sinicowego zakwitu wodu (w przypadku zbyt małych dawek) lub negatywnego wpływu na inne organizmy wodne (w przypadku nadmiernych dawek). Korzystne jest działanie zrównoważone, wykorzystujące naturalne procesy, organizmy i związki chemiczne obecne w ekosystemie, jednak nieefektywne ze względu na zaburzenia spowodowane antropogeniczną eutrofizacją. Dlatego oprócz precyzyjnych działań związanych z

ograniczeniem stężeń fosforu w toni wodnej, konieczne są zabiegi dotyczące ichtiofauny i makrofitów.

Proces inaktywacji fosforu w osadzie powinien być więc poprzedzony intensywnymi odłowami ryb karpiowatych, najlepiej sięgającymi 70-75% obsady. Ich intensywne żerowanie w osadzie dennym może zakłócać skuteczność działania środków wiążących fosfor. Przede wszystkim jednak usunięcie większości ryb karpiowatych ma za zadanie ograniczyć krążenie pierwiastków biogenych w ekosystemie, ograniczyć resuspensję osadów dennych, sprzyjającą wyczerpywaniu tlenu w strefie naddennej oraz zmniejszyć ich presję na roślinność wodną i zooplankton. Zwiększenie wskutek tych zabiegów liczebności filtrującego zooplanktonu wioślarkowego, żywiącego się fitoplanktonem, będzie sprzyjało zmniejszeniu liczebności fitoplanktonu i poprawie przezroczystości wody (kontrola *top down*).

Konieczne jest usunięcie z jeziora osobników amura, który wywiera presję zarówno na zooplankton (w pierwszej fazie życia), a następnie na roślinność, zwiększając tym samym intensywność krążenia pierwiastków biogenych w jeziorze. Zamiast akumulacji w biomacie roślin, azot i fosfor trafiają do wody w postaci fekalii, których rozkład uwalnia te pierwiastki dla fitoplanktonu. Konieczne jest również zrezygnowanie z dalszego zarybiania jeziora karpiem. Jego obecność powoduje bardzo silną resuspensję osadów dennych oraz uniemożliwia opanowanie dna przez roślinność zanurzoną.

W kolejnym etapie wskazane jest zarybienie jeziora drapieżnymi gatunkami ryb tj. narybkiem szczupaka i sandacza. Długość ryb powinna wynosić 10-12 cm, ponieważ przy tej wielkości przechodzą one na drapieżny tryb życia. Niezbędne jest wpuszczenie przynajmniej 1 tys. sztuk narybku na hektar. Zabieg ten trzeba powtarzać w kolejnych latach, gdyż przeżywalność narybku w jeziorze pozbawionym roślinności zanurzonej jest nieduża, rzędu 5%. Dopiero po pojawieniu się większych powierzchni zajętych przez tę roślinność, można zarybianie przerwać, gdyż stanowi ona miejsce rozrodu i schronienia dla ryb, dzięki czemu ich populacje stabilizują się.

Wskazane jest dodatkowe zarybienie jeziora jesienią, tzw. jesiennym narybkiem szczupaka, w ilości ok. 20 kg/ha. Narybek ten utrzymuje niską liczebność narybku gatunków karpiowatych, które nie zostały wyeliminowane przez

wcześniejsze zarybienie. Również to zarybienie powinno być kontynuowane, przynajmniej przez pięć kolejnych lat.

Jeśli w ciągu kilku lat nie pojawi się roślinność podwodna, konieczna będzie jej introdukcja z innych akwenów w okolicy poprzez przeniesienie nasion, turionów lub sadzonek młodych roślin, które zapoczątkują ich dalszy rozwój w jeziorze.

Z uwagi na (i) dominację sinic w składzie fitoplanktonu, w tym gatunków zdolnych do produkcji cyjanotoksyn, co wskazuje na wysokie prawdopodobieństwo ich obecności w wodzie jeziornej, oraz (ii) zanieczyszczenie wód a w szczególności osadów dennych metalami ciężkimi, rozważyć należy przeprowadzenie badań zawartości tych szkodliwych substancji w tkankach odławianych ryb. Konsumpcja ryb pochodzących z Jeziora Glinnowieckiego może stanowić zagrożenie dla zdrowia człowieka, co należałoby zweryfikować mając na uwadze liczbę wędkarzy korzystających z wód akwenu (około 300 osób w kole PZW Delfin Biedrusko). W przypadku stwierdzenia nadmiernych koncentracji cyjanotoksyn i/lub metali ciężkich w tkankach ryb, należy rozważyć czasowe zamknięcie łowiska do czasu rekultywacji jeziora.

## Optymalny skład gatunkowy ichtiofauny do zarybienia

Badania przedstawione w niniejszym opracowaniu nie obejmowały bezpośredniej analizy struktury ichtiofauny, dokonywanej na drodze odłowów, lecz wskazują na kondycję rybostanu pośrednio poprzez jakość wód, w tym strukturę fito- i zooplanktonu. Jak wspomniano wcześniej, owa pośrednia analiza wykazała dominację ryb karpiowatych, przy braku lub zbyt małej obsadzie ryb drapieżnych. Dodatkową informacją o składzie jakościowym ichtiofauny Jeziora Glinnowieckiego jest zestaw materiału zarybieniowego, na który składały się przede wszystkim gatunki ryb karpiowatych, w tym gatunki nierodzone. Ta niekorzystna struktura ryb jest z jednej strony konsekwencją silnego zeutrofizowania wód jeziora (zbyt wysokie koncentracje związków biogennych, stymulujące rozwój sinicowego fitoplanktonu, zmniejszającego przezroczystość wody i eliminującego makrofity jako refugia dla zooplanktonu i ryb drapieżnych), jak i czynnikiem ten negatywny stan utrwalaającym (resuspensja osadów wraz ze związkami biogennymi, brak możliwości odnawiania elodeidów pod presją ryb roślinożernych).

Biorąc powyższe pod uwagę w planowaniu dalszych zarybień jeziora, w pierwszej kolejności należy wyeliminować gatunki obce, tym bardziej, że ich wprowadzanie do wód jest regulowane Rozporządzeniem Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z 2012 roku (Dz. U. z 2012 poz. 1355). Karp i amur zostały wymienione w załączniku 1, jako gatunki ryb uznanych za nierodzone, których wprowadzenie do wód jeziornych powinno być określone w operacie rybackim. W przypadku jezior odpływowych, mających połączenia w innymi ekosystemami wodnymi, do których gatunki te mogą się przedostawać zarybienia te mają szczególne znaczenie, zatem wprowadzanie amura, którego niszczący wpływ na roślinność wodną jest bezsporny, wymaga zezwolenia Ministra. Rozporządzenie wprowadza także limity w zakresie zarybienia karpem, które w przypadku Jeziora Glinnowieckiego nie zostały przekroczone (4 kg/ha).

Z punktu widzenia jakości wody zarybienia karpem, amurem (a także tołpygą pstrą i białą) nie powinny mieć miejsca. Gatunki utrwalają negatywny stan troficzny,

uniemożliwiając skuteczną eliminację zakwitów sinicowych, jak tworzenie warunków do rozwoju ryb drapieżnych, których promowanie jest konieczne.

W zakresie zarybienia gatunkami drapieżnymi, jak wspomniano we wcześniejszym rozdziale, należy dokonywać zarybień, zarówno w okresie wiosennym, jak i jesiennym za pomocą narybku wprowadzanego w ilości nie mniejszej niż 1000 szt/ha. Do wprowadzanych gatunków należeć powinien szczupak i sandacz. Niezwykle istotna jest jednak – zanim dojdzie do zarybień gatunkami drapieżnymi – eliminacja nadmiaru ryb karpiowatych. Dlatego też przed kolejnymi zarybieniami należałoby przeprowadzić dokładne badania obecnej struktury ichtiofauny w Jeziorze Glinnowieckim. Powinno się to odbyć na drodze odłowów kontrolnych, prowadzonych koniecznym zestawem sieci nordyckich o zróżnicowanej wielkości oczek. Pozwoli to dokładnie oszacować skład i liczebność wszystkich ryb obecnych w jeziorze, łącznie ze stadiami narybkowymi. Na podstawie tej struktury będzie można oszacować ile i jakich gatunków jest za dużo i trzeba się będzie ich pozbyć, a jakie powinny znaleźć się w zarybieniach (oprócz ryb drapieżnych, o których była mowa w poprzednim rozdziale).

W końcowej strukturze ryb Jeziora Glinnowieckiego – uzyskanej po odłowach nadmiaru ryb karpiowatych i zarybieniu drapieżnikiem, ta ostatnia grupa ryb powinna stanowić minimum 30% składu całej ichtiofauny jeziora. Skład ten powinien być bogaty i zrównoważony, z obecnością ryb w różnym wieku i o różnych zapotrzebowaniach pokarmowych i w liczebności nie powodującej nadmiernej presji na skorupiakowy zooplankton, tak by mógł on kontrolować rozwój fitoplanktonu.

Kształtowanie struktury ryb jeziora wymagać będzie współpracy z rybackim opiekunem jeziora tj. kołem PZW. Powyższe propozycje przekształcania struktury ichtiofauny mogą się spotkać z niezbyt przychylnym odbiorem, co wynika z trudności w pogodzeniu problemu jakości wód z oczekiwaniami wędkarzy co do odławianych gatunków ryb. Konieczne jest jednak uświadomienie problemu wpływu sinicowych zakwitów wód, bezsprzecznie stwierdzonych w jeziorze na występowanie cyjanotoksyn w łańcuchu pokarmowym, w tym w mięśniach ryb, skąd trafiają one do konsumentów, stanowiąc zagrożenie dla ich zdrowia, szczególnie przy regularnym spożyciu. Dodatkowe badania obecności toksyn (i metali ciężkich) w tkankach odławianych ryb mogą stanowić ważny argument za zmianami w rybostanie.



## Literatura

---

1. Błaszczuk A., Toruńska A., Kobos J., Browarczyk-Matusiak G., Mazur-Marzec H., 2010, Ekologia toksycznych sinic, Kosmos Problemy nauk biologicznych 59, 1-2: 173-198
2. Bojakowska I., Sokołowska G., 1998, Geochemiczne klasy czystości osadów wodnych. Przegląd Geologiczny 46: 49–54
3. Burchardt L., Pawlik-Skowrońska B., 2005, Zakwity sinic - konkurencja międzygatunkowa i środowiskowe zagrożenie, Wiadomości Botaniczne 49, 1-2: 39-49
4. Carlson R.E., 1977, A trophic state index for lakes, Limnol. Oceanography 22: 361-369
5. Choiński A., 2006, Katalog jezior Polski, Wyd. Nauk. UAM
6. Chudzińska M., Komorowicz I., Hańć A., Gołdyn R., Barańkiewicz B., 2016, Chemometric approach to evaluate element distribution in muscle, liver and fish bone of roach (*Rutilus rutilus*), silver bream (*Blicca bjoerkna*) and crucian carp (*Carassius carassius*) from Swarzędzkie Lake (Poland) using ICP-MS and FIAS-CVAAS techniques. Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes 51, 11: 790-800
7. Elbanowska H., Zerbe J., Siepak J., 1999, Fizyczno-chemiczne badania wód. Wyd. nauk PWN, Poznań
8. Ferber L. R., Levine S. N., Lini A., Livingstone G. P., 2004, Do cyanobacteria dominate in eutrophic lakes because they fix atmospheric nitrogen? Freshwat. Biol. 49 (6): 690–698
9. Jørgensen S.E., Löffler H., Rast. W., Straškraba M., 2005, Lake and reservoir management. Developments in Water Science 54: 1-502
10. Kokociński M., Mankiewicz-Boczek J., Jurczak T., Spoof L., Meriluoto J., Rajmonczyk E., Hautala H., Vehniainen M., Pawełczyk J., Soininen J., 2013, *Aphanizomenon gracile* (Nostocales), a cylindrospermopsis-producing cyanobacterium in Polish lakes, Environ. Sci. Pollut. Res. 20: 5243-5264
11. Kondracki J., 2001, Geografia regionalna Polski, Wyd. Nauk. PWN Warszawa
12. Myślińska E., 2001, Grunty organiczne i laboratoryjne metody ich badania. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, 208 str.

13. Opuszyński K., 1997, Wpływ gospodarki rybackiej, szczególnie ryb roślinożernych, na jakość wody w jeziorach, Biblioteka Monitoringu Środowiska, WIOŚ Zielona Góra
14. Oudra B., Loudiki M., Vasconcelos V., Sabour B., Sbiyyaa B., Oufdou Kh., Mezrioui N., 2001, Detection and quantification of microcystin from cyanobacteria strains isolated from reservoirs and ponds in Morocco, *Environ. Toxicol* 17, 1: 32-39
15. Pawlik-Skowrońska B., Toporowska M., Rechulicz J., 2012, Simultaneous accumulation of anatoxin-a and microcystins in three fish species indigenous to lakes affected by cyanobacterial blooms, *Oceanological and Hydrobiological Studies* 41 (4): 53-65
16. Program ochrony środowiska dla gminy Suchy Las na lata 2014-2017 z perspektywą na lata 2018-2021, 2014
17. Psenner R., Bostrom B., Dinka M., Pettersson K., Pucsko R., Sager M., 1988, Fractionation of phosphorus in suspended matter and sediment. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 30, 83-112
18. Raport o oddziaływaniu przedsięwzięcia na środowisko dla przedsięwzięcia: Budowa instalacji do demontażu odpadów wielkogabarytowych w Suchym Lesie jako element projektu „System gospodarki odpadami dla miasta Poznania”, 2009, Warszawa, Socotec Polska Sp. z o.o.
19. Reynolds C., 2006, *Ecology of phytoplankton*, Cambridge University Press
20. Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 16 listopada 2012r. w sprawie wykazu gatunków ryb uznanych za nierodzące i wykazu gatunków ryb uznanych za rodzime oraz warunków wprowadzania gatunków uznanych za nierodzące, dla których nie jest wymagane zezwolenie na wprowadzenie, Dz.U. z dnia 3 grudnia 2012r., poz. 1355
21. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych, Dz. U. z dnia 5 sierpnia 2016 r., poz. 1187
22. Rzymski P., 2009, Wpływ toksyn sinicowych na zdrowie człowieka, *Nowiny Lekarskie* 78 (5-6): 353-359
23. Sivonen K., Niemela S. I., Niemi R. M., Lepisto L., Luoma T. H., Rasanen L. A., 1990, Toxic cyanobacteria (blue-green algae) in Finnish fresh and coastal waters, *Hydrobiologia* 190: 267–275

24. Wilk-Woźniak E., Pociecha A., Bucka H., 2001, Phytoplankton-zooplankton interactions, size relations and adaptive responses. A short review. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 1 (4): 511–517
25. Vollenweider R.A., Kerekes J.J., 1982, Eutrophication of waters. Monitoring assessment and control. Technical report. Environment Directorate, OECD, Paris

## Załączniki

Zał. 1. Wyniki pomiarów podstawowych właściwości fizyczno-chemicznych wód jeziornych

| data       | stan. | warstwa | temp [°C] | pH   | przewodność<br>[μS/cm] | tlen<br>rozp.<br>[mgO <sub>2</sub> /l] | nasycenie<br>tlenem<br>[%] | przezroczystość<br>[m] |
|------------|-------|---------|-----------|------|------------------------|----------------------------------------|----------------------------|------------------------|
| 12.04.2017 | I     | pow     | 11,8      | 7,57 | 660                    | 10,32                                  | 95,4                       | 1,2                    |
|            |       | 1m      | 11,8      | 7,57 | 660                    | 10,17                                  | 94                         |                        |
|            |       | 2m      | 11,8      | 7,57 | 660                    | 10,17                                  | 94                         |                        |
|            |       | 3m      | 11,7      | 7,57 | 660                    | 9,99                                   | 92,4                       |                        |
|            |       | 4m      | 11,7      | 7,57 | 660                    | 9,99                                   | 92,4                       |                        |
|            |       | 4,7m    | 11,5      | 7,44 | 666                    | 3,5                                    | 33,5                       |                        |
|            | II    | pow     | 11,3      | 7,49 | 664                    | 9,16                                   | 83,8                       | 1,3                    |
|            |       | 1m      | 11,3      | 7,57 | 664                    | 9,12                                   | 83,4                       |                        |
|            |       | 2m      | 11,3      | 7,58 | 664                    | 9,02                                   | 82,5                       |                        |
|            |       | 3m      | 11,3      | 7,59 | 664                    | 8,99                                   | 82,3                       |                        |
| 29.06.2017 | I     | pow     | 22,8      | 8,02 | 635                    | 11,57                                  | 138,7                      | 1                      |
|            |       | 1m      | 22,4      | 8,11 | 636                    | 11,47                                  | 136,1                      |                        |
|            |       | 2m      | 21,6      | 7,95 | 645                    | 9,3                                    | 109,1                      |                        |
|            |       | 3m      | 20,8      | 7,71 | 650                    | 3,91                                   | 44,3                       |                        |
|            |       | 4m      | 18,5      | 7,44 | 668                    | 0,08                                   | 0,7                        |                        |
|            |       | 4,7m    | nb        | nb   | nb                     | nb                                     | nb                         |                        |
|            | II    | pow     | 23,3      | 8,13 | 633                    | 12,35                                  | 149,6                      | 1                      |
|            |       | 1m      | 23,2      | 8,16 | 631                    | 14,4                                   | 149,7                      |                        |
|            |       | 2m      | 22,5      | 7,9  | 646                    | 9,43                                   | 113                        |                        |
|            |       | 3m      | 21,1      | 7,8  | 651                    | 3,18                                   | 36,6                       |                        |
| 11.08.2017 | I     | pow     | 23,4      | 7,74 | 570                    | 8,42                                   | 100,5                      | 1,15                   |
|            |       | 1m      | 23,1      | 7,68 | 572                    | 6,54                                   | 80,3                       |                        |
|            |       | 2m      | 22,7      | 7,53 | 580                    | 3,51                                   | 41,1                       |                        |
|            |       | 3m      | 21,4      | 7,39 | 599                    | 0                                      | 0                          |                        |
|            |       | 4m      | 17,7      | 7,14 | 702                    | 0                                      | 0                          |                        |
|            |       | 4,7m    | nb        | nb   | nb                     | nb                                     | nb                         |                        |
|            | II    | pow     | 23,9      | 7,69 | 570                    | 6,93                                   | 81,6                       | 1,15                   |
|            |       | 1m      | 23,8      | 7,69 | 570                    | 6,8                                    | 79,9                       |                        |
|            |       | 2m      | 23,4      | 7,61 | 574                    | 5,35                                   | 63,5                       |                        |
|            |       | 3m      | 22,5      | 7,45 | 582                    | 2,4                                    | 28,2                       |                        |

Zał. 2. Stężenia związków azotu w wodach jeziora

| data       | stan. | warstwa | NH4 [mgN-NH <sub>4</sub> /l] | NO2 [mgN-NO <sub>2</sub> /l] | NO3 [mgN-NO <sub>3</sub> /l] | Nmin [mgN/l] | Norg [mgN/l] | TN [mgN/l] |
|------------|-------|---------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|--------------|--------------|------------|
| 12.04.2017 | I     | pow     | 0,57                         | 0,006                        | 0,135                        | 0,711        | 0,978        | 1,689      |
|            |       | 1m      | 0,473                        | 0,006                        | 0,242                        | 0,721        | 1,165        | 1,886      |
|            |       | 2m      | 0,483                        | 0,005                        | 0,044                        | 0,532        | 1,197        | 1,729      |
|            |       | 3m      | 0,716                        | 0,004                        | 0,114                        | 0,834        | 1,101        | 1,935      |
|            |       | 4m      | 0,575                        | 0,006                        | 0,094                        | 0,675        | 1,006        | 1,681      |
|            |       | 4,7m    | nb                           | nb                           | nb                           | nb           | nb           | nb         |
|            | II    | pow     | 0,401                        | 0,007                        | 0,117                        | 0,525        | 1,119        | 1,644      |
|            |       | 1m      | 0,349                        | 0,007                        | 0,125                        | 0,481        | 1,327        | 1,808      |
|            |       | 2m      | 0,37                         | 0,006                        | 0,14                         | 0,516        | 1,343        | 1,859      |
|            |       | 3m      | 0,483                        | 0,008                        | 0,216                        | 0,707        | 1,097        | 1,804      |
| 29.06.2017 | I     | pow     | 0,509                        | 0,006                        | 0,083                        | 0,598        | 1,451        | 2,049      |
|            |       | 1m      | 0,375                        | 0,006                        | 0,086                        | 0,467        | 1,641        | 2,108      |
|            |       | 2m      | 0,36                         | 0,007                        | 0,07                         | 0,437        | 1,18         | 1,617      |
|            |       | 3m      | 0,432                        | 0,007                        | 0,083                        | 0,522        | 1,024        | 1,546      |
|            |       | 4m      | 1,418                        | 0,014                        | 0,096                        | 1,528        | 0,99         | 2,518      |
|            |       | 4,7m    | nb                           | nb                           | nb                           | nb           | nb           | nb         |
|            | II    | pow     | 0,298                        | 0,004                        | 0,073                        | 0,375        | 1,382        | 1,757      |
|            |       | 1m      | 0,344                        | 0,006                        | 0,133                        | 0,483        | 1,784        | 2,267      |
|            |       | 2m      | 0,401                        | 0,006                        | 0,101                        | 0,508        | 1,839        | 2,347      |
|            |       | 3m      | 0,447                        | 0,007                        | 0,094                        | 0,548        | 1,289        | 1,837      |
| 11.08.2017 | I     | pow     | 0,642                        | 0,01                         | 0,14                         | 0,792        | 0,904        | 1,696      |
|            |       | 1m      | 0,56                         | 0,011                        | 0,14                         | 0,711        | 1,022        | 1,733      |
|            |       | 2m      | 0,575                        | 0,01                         | 0,133                        | 0,718        | 1,217        | 1,935      |
|            |       | 3m      | 1,382                        | 0,017                        | 0,174                        | 1,573        | 0,802        | 2,375      |
|            |       | 4m      | 8,414                        | 0,036                        | 0,177                        | 8,627        | 0,584        | 9,211      |
|            |       | 4,7m    | nb                           | nb                           | nb                           | nb           | nb           | nb         |
|            | II    | pow     | 0,519                        | 0,01                         | 0,198                        | 0,727        | 1,063        | 1,79       |
|            |       | 1m      | 0,601                        | 0,011                        | 0,172                        | 0,784        | 1,121        | 1,905      |
|            |       | 2m      | 0,519                        | 0,01                         | 0,156                        | 0,685        | 1,203        | 1,888      |
|            |       | 3m      | 0,73                         | 0,01                         | 0,161                        | 0,901        | 1,006        | 1,907      |

Zał. 3. Stężenia związków fosforu oraz zawartość zawiesiny i chlorofilu-a

| data       | stan. | warstwa | PO4                  |       | TP                   |       | seston<br>[mg/l] | chlorofil<br>[mg/m³] |
|------------|-------|---------|----------------------|-------|----------------------|-------|------------------|----------------------|
|            |       |         | mgPO <sub>4</sub> /l | mgP/l | mgPO <sub>4</sub> /l | mgP/l |                  |                      |
| 12.04.2017 | I     | pow     | 0,077                | 0,025 | 0,766                | 0,25  | 8,2              | 27,8                 |
|            |       | 1m      | 0,053                | 0,017 | 0,398                | 0,13  | 8,89             | 31,81                |
|            |       | 2m      | 0,065                | 0,021 | 0,328                | 0,107 | 9,6              | 29,67                |
|            |       | 3m      | 0,024                | 0,008 | 0,281                | 0,092 | 9,56             | 61,27                |
|            |       | 4m      | 0,077                | 0,025 | 0,737                | 0,241 | 7,56             | 29,86                |
|            |       | 4,7m    | nb                   | nb    | nb                   | nb    | nb               | nb                   |
|            | II    | pow     | 0,018                | 0,006 | 0,299                | 0,098 | 9,2              | 33,79                |
|            |       | 1m      | 0,077                | 0,025 | 0,106                | 0,035 | 10,79            | 34,48                |
|            |       | 2m      | 0,001                | 0     | 0,135                | 0,044 | 10,43            | 41,16                |
|            |       | 3m      | 0                    | 0     | 0,1112               | 0,037 | 8,64             | 29,86                |
| 29.06.2017 | I     | pow     | 0,024                | 0,008 | 0,141                | 0,046 | 9                | 33,4                 |
|            |       | 1m      | 0,018                | 0,006 | 0,386                | 0,126 | 8,5              | 34,05                |
|            |       | 2m      | 0,018                | 0,006 | 0,188                | 0,061 | 10               | 40,1                 |
|            |       | 3m      | 0,03                 | 0,01  | 0,194                | 0,063 | 7,5              | 41,1                 |
|            |       | 4m      | 0,048                | 0,016 | 0,34                 | 0,111 | 9                | 32,52                |
|            |       | 4,7m    | nb                   | nb    | nb                   | nb    | nb               | nb                   |
|            | II    | pow     | 0,024                | 0,008 | 0,159                | 0,052 | 11,25            | 39,76                |
|            |       | 1m      | 0,024                | 0,008 | 0,211                | 0,069 | 14,86            | 31,43                |
|            |       | 2m      | 0,018                | 0,006 | 0,252                | 0,082 | 10,5             | 37,33                |
|            |       | 3m      | 0,036                | 0,012 | 0,31                 | 0,101 | 8,75             | 41,91                |
| 11.08.2017 | I     | pow     | 0,065                | 0,021 | 0,328                | 0,107 | 9,5              | 38,3                 |
|            |       | 1m      | 0,071                | 0,023 | 0,246                | 0,08  | 13,25            | 45,78                |
|            |       | 2m      | 0,059                | 0,019 | 0,264                | 0,086 | 12,75            | 51,08                |
|            |       | 3m      | 0,147                | 0,048 | 0,345                | 0,113 | 13               | 55,88                |
|            |       | 4m      | 0,743                | 0,243 | 0,959                | 0,313 | 12,4             | 41,43                |
|            |       | 4,7m    | nb                   | nb    | nb                   | nb    | nb               | nb                   |
|            | II    | pow     | 0,071                | 0,023 | 0,182                | 0,059 | 15,75            | 47,31                |
|            |       | 1m      | 0,071                | 0,023 | 0,199                | 0,065 | 16,88            | 42,1                 |
|            |       | 2m      | 0,053                | 0,017 | 0,182                | 0,059 | 14               | 40,5                 |
|            |       | 3m      | 0,065                | 0,021 | 0,322                | 0,105 | 16               | 36,66                |

Załącznik 4. Stężenia związków fosforu w wodach interstycjalnych

| data       | stan. | PO <sub>4</sub>      |       | TP                   |       |
|------------|-------|----------------------|-------|----------------------|-------|
|            |       | mgPO <sub>4</sub> /l | mgP/l | mgPO <sub>4</sub> /l | mgP/l |
| 12.04.2017 | I     | 4,735                | 1,547 | 5,027                | 1,643 |
|            | II    | 5,406                | 1,767 | 7,772                | 2,54  |
| 29.06.2017 | I     | 7,859                | 2,568 | 8,268                | 2,702 |
|            | II    | 4,618                | 1,509 | 7,509                | 2,454 |
| 11.08.2017 | I     | 6,458                | 2,11  | 8,326                | 2,721 |
|            | II    | 6,72                 | 2,196 | 7,626                | 2,492 |

Załącznik 5. Zawartość fosforu i materii organicznej w osadach

| data       | stan. | TP         | OM    |
|------------|-------|------------|-------|
|            |       | mgP/g s.m. | %     |
| 12.04.2017 | I     | 1,141      | 19,49 |
|            | II    | 1,229      | 23,15 |
| 29.06.2017 | I     | 1,129      | 20,4  |
|            | II    | 1,746      | 20,68 |
| 11.08.2017 | I     | 0,978      | 26,36 |
|            | II    | 1,119      | 21,61 |

Załącznik 6. Zawartość frakcji fosforu w osadach

| data       | stan. | mgP/g s.m.           |       |          |          |       |       |
|------------|-------|----------------------|-------|----------|----------|-------|-------|
|            |       | NH <sub>4</sub> Cl-P | BD-P  | NaOH-Al. | NaOH-NRP | HCl-P | Res-P |
| 12.04.2017 | I     | 0,053                | 0,016 | 0,017    | 0,155    | 0,041 | 0,86  |
|            | II    | 0,06                 | 0,016 | 0,013    | 0,18     | 0,072 | 0,888 |
| 29.06.2017 | I     | 0,064                | 0,021 | 0,020    | 0,221    | 0,080 | 0,725 |
|            | II    | 0,044                | 0,014 | 0,029    | 0,143    | 0,075 | 1,138 |
| 11.08.2017 | I     | 0,053                | 0,017 | 0,019    | 0,090    | 0,110 | 0,691 |
|            | II    | 0,044                | 0,015 | 0,016    | 0,102    | 0,084 | 0,858 |

Zař. 7. Skřad jakořciowy i ilořciowy fitoplanktonu

| Takson                                                                                                                                | IV              |                 | VI              |                 | VIII            |                  |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|------------------|
|                                                                                                                                       | 1m              | 0-4m            | 1m              | 0-4m            | 1m              | 0-4m             |
| <b>Cyanoprokaryota</b>                                                                                                                |                 |                 |                 |                 |                 |                  |
| <i>Aphanizomenon gracile</i><br>Lemmermann                                                                                            |                 |                 | 156242,2        | 82167,0         | 111858,8        | 77317,5          |
| <i>Aphanizomenon klebahnii</i> Elenkin ex<br>Pechar                                                                                   | 17842,5         | 17019,0         |                 |                 | 2287,5          |                  |
| <i>Cuspidothrix issatschenkoi</i> (Usachev)<br>P.Rajaniemi, Komárek, R.Willame, P.<br>Hrouzek, K.Kastovská, L.Hoffmann &<br>K.Sivonen |                 |                 |                 | 1189,5          | 7045,5          | 3477,0           |
| <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i><br>(Wolosz.) Seenaya et Subba Raju                                                              |                 |                 |                 |                 | 21228,0         | 6313,5           |
| <i>Dolichospermum planctonicum</i><br>(Brunnthal) Wacklin, L.Hoffmann &<br>Komárek                                                    |                 |                 | 471,6           | 25,2            | 4030,4          |                  |
| <i>Dolichospermum spiroides</i> (Kleban)<br>Wacklin, L.Hoffmann & Komárek                                                             |                 |                 | 27,6            |                 |                 |                  |
| <i>Limnothrix redeckei</i> (van Goor)<br>Meffert                                                                                      | 18391,5         | 211227,8        |                 |                 |                 | 2104,5           |
| <i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing)<br>Kützing                                                                                    |                 |                 | 212,4           | 163,2           |                 |                  |
| <i>Microcystis wesenbergii</i> (Komárek)<br>Komárek ex Komárek in Joosen                                                              |                 |                 |                 | 24,0            |                 |                  |
| <i>Merismopedia</i> sp.                                                                                                               | 1372,5          | 183,0           |                 | 272212,5        | 732,0           | 535289,9         |
| <i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemm.)<br>Komárková-Legnerová et Cronberg                                                            |                 |                 |                 |                 | 4695,4          |                  |
| <i>Planktothrix aghardii</i> (Gom.)<br>Anagnostidis                                                                                   | 11818,8         | 6742,1          | 91981,6         | 34794,1         | 63857,4         | 58391,4          |
| <i>Pseudanabaena limnetica</i><br>Lemmermann                                                                                          | 137908,8        | 44743,5         | 311841,2        | 277794,0        | 674336,7        | 521367,0         |
| <i>Sphaerospermopsis<br/>aphanizomenoides</i> (Forti)<br>Zapomelová, Jezberová, Hrouzek,<br>Hisem, Reháková & Komárková               |                 |                 | 61,2            |                 |                 |                  |
| <i>Woronichinia naegeliana</i> (Unger)<br>Elenkin                                                                                     |                 |                 |                 | 93,6            |                 |                  |
| <b>suma</b>                                                                                                                           | <b>187334,1</b> | <b>279915,4</b> | <b>560837,8</b> | <b>668463,1</b> | <b>890071,7</b> | <b>1204260,8</b> |
| <b>Euglenophyceae</b>                                                                                                                 |                 |                 |                 |                 |                 |                  |
| <i>Euglena</i> sp.                                                                                                                    | 91,5            |                 | 2,4             | 1,2             |                 | 1,2              |
| <i>Phacus longicauda</i> (Ehrenberg)<br>Dujardin                                                                                      |                 |                 |                 | 1,2             |                 | 2,4              |
| <i>Phacus longicauda</i> var. <i>tortus</i><br>(Popowa) Lemmermann                                                                    |                 |                 |                 |                 | 22,9            |                  |
| <i>Phacus orbicularis</i> K.Hübner                                                                                                    |                 |                 | 1,2             | 1,2             | 22,9            |                  |
| <i>Trachelomonas</i> sp.                                                                                                              |                 |                 |                 | 2,4             |                 | 91,5             |
| <b>suma</b>                                                                                                                           | <b>91,5</b>     | <b>0,0</b>      | <b>3,6</b>      | <b>6,0</b>      | <b>45,8</b>     | <b>95,1</b>      |
| <b>Cryptophyta</b>                                                                                                                    |                 |                 |                 |                 |                 |                  |
| <i>Cryptomonas marsonii</i> Skuja                                                                                                     | 91,5            | 183,0           | 274,5           |                 | 91,5            |                  |
| <i>Cryptomonas ovata</i> Ehrenberg                                                                                                    | 183,0           | 183,0           | 1464,0          | 915,0           | 183,0           | 274,5            |
| <i>Cryptomonas rostratiformis</i> Skuja                                                                                               |                 | 22,9            |                 |                 | 2,4             |                  |
| <i>Rhodomonas lacustris</i> Pascher et<br>Rutner                                                                                      | 640,5           | 823,5           | 3202,5          | 1830,0          |                 |                  |
| <b>suma</b>                                                                                                                           | <b>915,0</b>    | <b>1212,4</b>   | <b>4941,0</b>   | <b>2745,0</b>   | <b>276,9</b>    | <b>274,5</b>     |
| <b>Dinoflagellata</b>                                                                                                                 |                 |                 |                 |                 |                 |                  |
| <i>Ceratium furcoides</i> (Levander)<br>Langhans                                                                                      |                 |                 | 14,4            | 10,8            | 10,8            | 2,4              |
| <i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.Müller)<br>Dujardin                                                                                 |                 |                 | 1,2             | 1,2             | 1,2             | 1,2              |



|                                                               |                |                |                |               |                |               |
|---------------------------------------------------------------|----------------|----------------|----------------|---------------|----------------|---------------|
| <i>Peridiniopsis cunningtonii</i> Lemmermann                  |                |                |                |               | 160,3          | 183,0         |
| <i>Peridiniopsis polonicum</i> (Woloszynska) Bourrelly        |                |                |                |               | 22,9           |               |
| <i>Peridinium willei</i> Huitfeldt-Kaas                       |                | 22,9           | 9,6            | 7,2           | 91,6           | 22,9          |
| <i>Dinophyceae</i> n. det.                                    |                | 91,5           |                |               | 183,0          |               |
| <b>suma</b>                                                   | <b>0,0</b>     | <b>114,4</b>   | <b>25,2</b>    | <b>19,2</b>   | <b>469,8</b>   | <b>209,5</b>  |
| <b>Chrysista</b>                                              |                |                |                |               |                |               |
| <i>Chrysococcus</i> sp.                                       | 2745,0         | 1921,5         | 183,0          | 457,5         |                |               |
| <i>Dinobryon bavaricum</i> Imhof                              | 183,0          | 183,0          |                |               | 183,0          |               |
| <i>Dinobryon crenulatum</i> West & West                       | 640,5          | 503,8          |                |               |                |               |
| <i>Dinobryon sociale</i> Ehrenberg                            | 1555,5         | 3572,4         | 366,0          | 183,0         |                | 91,5          |
| <i>Erkenia subaequiliata</i> Skuja                            |                |                | 56089,5        | 3385,5        | 18757,5        | 274,5         |
| <i>Ochromonas</i> sp.                                         | 3934,5         | 3660,0         |                |               |                |               |
| <i>Pseudokephyrion entzii</i> (Conrad) Schmid                 |                | 183,0          |                |               |                |               |
| <i>Synura</i> sp.                                             | 1921,5         | 1098,0         |                |               |                |               |
|                                                               |                |                |                |               |                | 1,2           |
| <b>suma</b>                                                   | <b>10980,0</b> | <b>11121,7</b> | <b>56638,5</b> | <b>4026,0</b> | <b>18940,5</b> | <b>367,2</b>  |
| <b>Bacillariophyta</b>                                        |                |                |                |               |                |               |
| <i>Asterionella formosa</i> Hassall                           |                |                | 160,3          | 12,0          |                |               |
| <i>Acanthoceras zachariasii</i> (Brun) Simonsen               |                |                |                |               |                | 183,0         |
| <i>Cyclotella</i> sp.                                         | 1098,0         | 1006,5         | 91,5           | 457,5         |                | 91,5          |
| <i>Fragilaria</i> sp.                                         | 961,8          | 1372,5         | 366,4          | 366,4         | 2104,5         | 2104,5        |
| <i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton                          |                |                | 2,4            | 13,2          |                |               |
| <i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch) Lange-Bertalot               |                |                | 22,9           |               |                |               |
| <i>Nitzschia</i> sp.                                          |                |                |                | 91,5          | 1189,5         |               |
| <i>Nitzschia acicularis</i> W. Smith                          |                | 274,5          |                |               |                |               |
| <i>Rhizosolenia longiseta</i> O.Zacharias                     | 366,0          | 458,0          |                | 183,0         |                |               |
| <b>suma</b>                                                   | <b>2425,8</b>  | <b>3111,5</b>  | <b>643,5</b>   | <b>1123,6</b> | <b>3294,0</b>  | <b>2379,0</b> |
| <b>Chlorophyta</b>                                            |                |                |                |               |                |               |
| <i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim                       |                |                |                |               | 183,2          | 732,0         |
| <i>Chlamydomonas</i> sp.                                      | 915,0          | 457,5          |                | 91,5          |                | 183,0         |
| <i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lemm) Kreiger |                |                | 2,4            | 69,6          |                |               |
| <i>Coelastrum astroideum</i> De Notaris                       |                |                |                |               | 274,8          | 274,8         |
| <i>Coelastrum microporum</i> Nägeli                           |                |                |                |               |                | 91,5          |
| <i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchner) Kuntze                |                |                | 366,0          |               |                | 366,0         |
| <i>Desmodesmus armatus</i> (Chod.) Hegewald                   | 366,0          |                | 366,0          |               |                |               |
| <i>Desmodesmus communis</i> (Hegew.) Hegewald                 |                |                |                | 183,0         |                |               |
| <i>Desmodesmus opoliensis</i> (P. Richt.) Hegewald            |                |                |                | 183,0         |                |               |
| <i>Desmodesmus spinosus</i> (Chod.) Hegewald                  |                |                | 1098,0         |               |                |               |
| <i>Dictyosphaerium ehrenberghianum</i> Nägeli                 |                |                |                | 366,0         |                |               |
| <i>Elakatothrix genevensis</i> (Reverd.) Hindák               |                | 183,0          |                |               |                |               |
| <i>Eudorina</i> sp.                                           |                |                |                |               | 91,6           |               |
| <i>Kirchneriella</i> sp.                                      | 1372,5         | 549,0          | 7,2            |               |                |               |
| <i>Koliella</i> sp.                                           | 366,0          | 549,0          | 91,5           |               |                | 366,0         |
| <i>Monoraphidium contortum</i> (Thur.) Komárková-Legnerová    | 366,0          | 183,0          |                | 91,5          | 274,5          | 91,5          |

|                                                                   |                 |                 |                 |                 |                 |                  |
|-------------------------------------------------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|------------------|
| <i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley)<br>Komárková-Legnerová | 183,0           |                 |                 |                 |                 |                  |
| <i>Monoraphidium minutum</i> (Näg.)<br>Komárková-Legnerová        |                 |                 | 274,5           |                 | 183,0           |                  |
| <i>Oocystis lacustris</i> Chodat                                  |                 |                 | 183,0           | 549,0           |                 | 640,5            |
| <i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.)<br>Meneghini                   |                 |                 |                 | 16,8            |                 |                  |
| <i>Pediastrum duplex</i> Meyen                                    |                 |                 | 9,6             |                 |                 |                  |
| <i>Phacotus lenticularis</i> (Ehr.) Stein                         |                 | 183,0           | 732,0           | 366,0           | 274,5           |                  |
| <i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh.)<br>Chodat                 |                 | 91,6            |                 |                 |                 |                  |
| <i>Scenedesmus linearis</i> Komárek                               |                 |                 | 366,0           |                 |                 |                  |
| <i>Staurastum</i> sp.                                             |                 |                 | 13,2            | 8,4             |                 |                  |
| <i>Tetraedron minimum</i> (A. Br.)<br>Hansgirg                    | 91,5            |                 | 1830,0          | 1006,5          | 91,5            | 183,0            |
| <i>Tetrastrum triangulare</i> (Chodat)<br>Komárek                 |                 |                 | 2928,0          | 1464,0          | 366,0           | 823,5            |
| <i>Treubaria triappendiculata</i> C. Bernard                      |                 | 183,0           |                 |                 |                 |                  |
| <i>Ulothrix</i> sp.                                               |                 |                 | 5215,5          |                 |                 |                  |
| suma                                                              | 3660,0          | 2379,1          | 13482,9         | 4395,3          | 1739,1          | 3751,8           |
| <b>ŁĄCZNIE</b>                                                    | <b>205406,4</b> | <b>297854,5</b> | <b>636572,5</b> | <b>680778,2</b> | <b>914837,8</b> | <b>1211337,9</b> |

Zał. 8. Skład jakościowy i ilościowy zooplanktonu

| takson                                  | 12.04.2017 |      | 29.06.2017 |      | 11.08.2017 |      |
|-----------------------------------------|------------|------|------------|------|------------|------|
|                                         | 0-1m       | 2-3m | 0-1m       | 2-3m | 0-1m       | 2-3m |
| <b>Rotatoria</b>                        |            |      |            |      |            |      |
| <i>Anuraeopsis fissa</i>                |            |      |            | 10   | 286        | 21   |
| <i>Ascomorpha ecaudis</i>               |            |      |            |      | 333        |      |
| <i>Ascomorpha</i> sp.                   |            |      |            |      | 1095       | 42   |
| <i>Brachionus angularis</i>             | 357        | 238  | 16         | 29   |            |      |
| <i>Brachionus calycifl. calycifl.</i>   | 79         | 79   |            |      |            |      |
| <i>Brachionus diversic. diversic.</i>   |            |      |            |      | 24         | 21   |
| <i>Brachionus diversic. homoceros</i>   |            |      |            |      | 119        | 21   |
| <i>Collotheca</i> sp.                   |            |      |            |      | 238        | 21   |
| <i>Filinia longiseta</i>                |            |      |            | 48   | 738        | 84   |
| <i>Filinia terminalis</i>               | 40         | 79   |            |      |            |      |
| <i>Keratella cochlearis</i>             | 6868       | 6942 | 270        | 114  | 428        | 42   |
| <i>Keratella cochlearis cochlearis</i>  | 5240       | 6181 | 16         | 20   |            |      |
| <i>Keratella cochlearis hispida</i>     |            |      |            | 10   |            |      |
| <i>Keratella cochlearis macracantha</i> | 6987       | 8369 |            |      |            |      |
| <i>Keratella cochlearis tecta</i>       |            |      | 127        | 48   | 762        | 42   |
| <i>Keratella quadrata</i>               | 1231       | 1157 |            |      |            |      |
| <i>Polyarthra euryptera</i>             |            |      |            | 10   | 119        | 21   |
| <i>Polyarthra dolichoptera</i>          | 1548       | 1442 |            |      |            |      |
| <i>Polyarthra longiremis</i>            |            |      |            |      | 95         |      |
| <i>Polyarthra major</i>                 |            |      |            |      | 143        |      |

|                                |              |              |             |            |             |            |
|--------------------------------|--------------|--------------|-------------|------------|-------------|------------|
| <i>Polyarthra remata</i>       |              |              |             |            | 1809        | 42         |
| <i>Polyarthra vulgaris</i>     |              |              | 143         | 10         | 119         |            |
| <i>Polyarthra</i> sp.          | 40           | 48           | 127         | 20         | 83          | 84         |
| <i>Pompholyx sulcata</i>       |              |              |             | 20         |             |            |
| <i>Pompholyx</i> sp.           |              |              |             | 20         | 24          |            |
| <i>Synchaeta pectinata</i>     | 119          | 79           |             |            |             |            |
| <i>Synchaeta</i> sp.           | 79           |              |             |            |             |            |
| <i>Trichocerca capucina</i>    |              |              | 16          | 10         |             |            |
| <i>Trichocerca pusilla</i>     |              |              |             |            | 1238        | 63         |
| <i>Trichocerca rousseleti</i>  |              |              |             |            | 238         |            |
| <i>Trichocerca similis</i>     |              |              | 32          | 20         | 29          | 21         |
| <i>Trichocerca</i> sp.         |              |              | 48          | 10         | 809         | 63         |
| Rotatoria n.det.               |              |              |             |            | 190         | 42         |
| <b>razem</b>                   | <b>22588</b> | <b>24614</b> | <b>795</b>  | <b>399</b> | <b>8919</b> | <b>630</b> |
| <b>Cladocera</b>               |              |              |             |            |             |            |
| <i>Bosmina</i> sp.             |              | 16           |             |            |             |            |
| <i>Daphnia cucullata</i>       |              |              | 32          | 20         |             |            |
| <i>Diaphanosoma brachyurum</i> |              |              |             |            | 24          |            |
| Cladocera n.det.               |              |              |             | 10         |             |            |
| <b>razem</b>                   | <b>0</b>     | <b>16</b>    | <b>32</b>   | <b>30</b>  | <b>24</b>   | <b>0</b>   |
| <b>Copepoda</b>                |              |              |             |            |             |            |
| <i>Eudiaptomus</i> sp.         |              |              |             | 10         |             |            |
| <i>Mesocyclops</i> sp.         |              |              |             | 10         |             |            |
| <i>Thermocyclops</i> sp.       |              |              |             | 20         |             |            |
| Copepodites                    |              | 16           | 127         | 48         |             |            |
| Nauplii                        | 40           | 48           | 206         | 38         | 381         | 21         |
| <b>razem</b>                   | <b>40</b>    | <b>64</b>    | <b>333</b>  | <b>126</b> | <b>381</b>  | <b>21</b>  |
| <b>ogółem</b>                  | <b>22628</b> | <b>24694</b> | <b>1160</b> | <b>555</b> | <b>9324</b> | <b>651</b> |