

**UCHWAŁA NR XXXV.323.2017  
RADY GMINY DARŁOWO**

z dnia 19 maja 2017 r.

**w sprawie przyjęcia Planu Ochrony Jeziora Bukowo**

Na podstawie art. 18 ust. 1, w związku z art. 7 ust. 1 pkt 1 ustawy z dnia 8 marca 1990 roku o samorządzie gminnym (Dz. U. z 2016 r. poz. 446, 1579, 1948, Dz. U. z 2017 poz. 730)

Rada Gminy Darłowo uchwala, co następuje:

- § 1. Przyjmuje się Plan Ochrony Jeziora Bukowo stanowiący Załącznik do niniejszej uchwały.
- § 2. Wykonanie uchwały powierza się Wójtowi Gminy Darłowo.
- § 3. Uchwała wchodzi w życie z dniem podjęcia.

Przewodniczący Rady Gminy

**Grzegorz Hejno**

2017

Załącznik do Uchwały nr XXXV.323.2017  
Rady Gminy Darłowo  
Z dnia 19.05.2017 r.

# Plan Ochrony Jeziora Bukowo

Opracowanie Planu dofinansowano ze środków  
Wojewódzkiego Funduszu Ochrony Środowiska  
i Gospodarki Wodnej w Szczecinie



WOJEWÓDZKI FUNDUSZ  
OCHRONY ŚRODOWISKA  
I GOSPODARKI WODNEJ  
W SZCZĘCINIE



Zespół Badawczo-Dydaktyczny Biologii Środowiskowej  
Politechnika Koszalińska



Zespół badawczy:

Prof. dr hab. inż. Tomasz Heese - kierownik projektu  
dr inż. Katarzyna Pikuła  
dr Magdalena Szelałowska  
dr Magdalena Lampart-Kałużniacka  
dr Katarzyna Lewicka-Rataj  
mgr Michał Arciszewski  
mgr Hanna Chrzczonowicz  
mgr Alicja Zakościelna

## Spis treści

1. Podstawa opracowania.....	1
2. Wstęp .....	1
3. Charakterystyka obszaru badań .....	1
3.1. Charakterystyka Jeziora Bukowo.....	1
3.2. Charakterystyka zlewni Jeziora Bukowo .....	4
4. Metodyka badawcza .....	7
5. Wyniki badań.....	13
5.1. Ocena potencjału/stanu ekologicznego Jeziora Bukowo .....	13
5.2. Ocena zespołu fitoplanktonu.....	13
5.3. Ocena zespołu zooplanktonu.....	16
5.4. Osady dennie Jeziora Bukowo .....	18
5.5. Jakość wód dopływów i Kanału Szczuczego.....	23
6. Bilans biogenów .....	26
7. Podsumowanie .....	30
7.1. Działania mające na celu obniżenie ładunków zewnętrznych obciążających jezioro...31	
7.2. Określenie celowości rekultywacji Jeziora Bukowo.....	52
7.3. Monitoring stanu wód po realizacji zadania.....	52
7.4. Działania związane z edukacją ekologiczną użytkowników i interesariuszy.....	53
8. Materiały źródłowe .....	5454
9. Załączniki.....	5757



## **1. Podstawa opracowania**

Podstawą opracowania była umowa o dzieło Nr 271.OG.2016, zawarta pomiędzy: Gminą Darłowo, z siedzibą przy ul. J. H. Dąbrowskiego 4, 76-150 Darłowo, a Politechniką Koszalińską, z siedzibą przy ul. Śniadeckich 2, 75-453 Koszalin.

## **2. Wstęp**

Jakość wód powierzchniowych jest podstawą rozwoju lokalnych społeczności. Dotyczy to nie tylko zaopatrzenia w wodę pitną o najwyższych walorach konsumpcyjnych ale jakości wód powierzchniowych w jeziorach i rzekach. Gmina Darłowo ma wyjątkowo cenne obszary pokryte wodami jak jeziora i rzeki. Zbiornikiem o największych walorach przyrodniczych i olbrzymim potencjale turystycznym jest Jezioro Bukowo. Walory przyrodnicze doceniono wyznaczając je jako obszar "naturowy" chroniony w oparciu o dyrektywę habitatową (PLH 320041).

Naturalne procesy funkcjonowania jeziora przymorskiego i eutrofizacji tworzą szereg ograniczeń w zagospodarowaniu turystycznym. Podstawowym czynnikiem jest wymiana wody pomiędzy jeziorem a morzem. Drugim to masowe zakwity fitoplanktonu w tym potencjalnie groźnych dla naszego zdrowia to jest sinic.

Ostatnie dekady to także obserwowane zmiany klimatu. Możemy oczekiwać w najbliższych dziesięcioleciach zmniejszenia liczby dni z ujemną temperaturą i wydłużenie okresu wegetacji roślin. Ze zmianami wiąże się zwiększenie chwilowego natężenia opadów i lokalnych podtopień, wzrost liczby dni w roku z temperaturą powyżej 25°C. Będziemy doświadczać wyższej prędkości wiatru, pojawiania się trąb powietrznych czy huraganów. Dla obszarów przymorskich największym problemem stanie się podnoszenie poziomu Morza Bałtyckiego i szybszej abrazji brzegu morskiego.

## **3. Charakterystyka obszaru badań**

### **3.1. Charakterystyka Jeziora Bukowo**

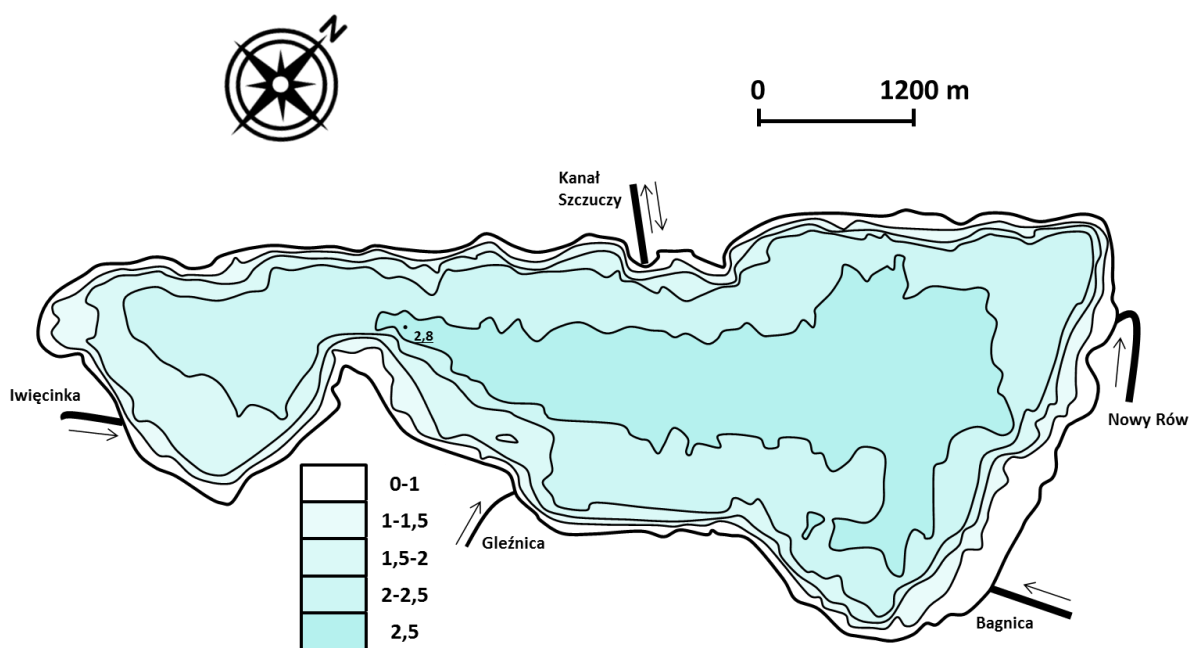
Jezioro Bukowo jest rozległym, płytkim akwenem przybrzeżnym, położonym w północno-zachodniej Polsce. Zgodnie z regionalizacją Kondrackiego (2009) Bukowo

położone jest na obszarze makroregionu Pobrzeża Koszalińskiego (313.4), w mezoregionie Wybrzeża Słowińskiego (313.41). Pod względem administracyjnym przynależy do Gminy Darłowo (powiat sławieński).

Zbiornik ten, powstał przez odcięcie dawnej zatoki morskiej mierzeją (Cieśliński 2012). O morskim pochodzeniu zbiornika świadczą przede wszystkim chemizm wód oraz substrat z jakiego utworzone jest dno. Nawet we wschodniej części zbiornika, poniżej warstwy osadów organicznych występują złoża piasku z muszlami organizmów typowo morskich. W wodach z kolei przeważają jony określane potocznie jako „odmorskie” (sód, chlorki, potas, magnez i siarczany) (Cieśliński 2005).

Bukowo klasyfikowane jest jako szesnaste pod względem wielkości jezioro w Polsce. Jego powierzchnia wynosi 1 747,4 ha. Średnia głębokość zbiornika równa jest 1,8 m, maksymalna zaś 2,8 m. Batymetria zbiornika przedstawiona została na rycinie 1. Linia brzegowa jest stosunkowo słabo rozwinięta, jej długość wynosi 23 200 m. Misa jeziorna ma pojemność 32071,7 tysięcy m<sup>3</sup>. Ze względu na częstotliwość mieszania wody, Bukowo klasyfikowane jest jako polimiktyczne (Choiński 2007)

Jezioro podzielone jest na dwa płosa, rozdzielone od południa półwyspem Węgorzy Ostrów. Mniejsze płoso znajduje się po zachodniej stronie zbiornika. Uchodzą do niego wody Iwęcinki, zwanej również Iwinką. Większe płoso wschodnie zasilane jest wodami pozostałych większych dopływów: Bagienicy, Gleźnicy, Nowego Rowu i szeregu kanałów melioracyjnych. W części tej znajduje się również ujście – Kanał Szczuczy.



Ryc. 1. Plan batymetryczny Jeziora Bukowo

Najważniejsze parametry hydromorfologiczne Jeziora Bukowo posłużyły do obliczenia wskaźnika podatności na degradację, wyznaczonego w oparciu o metodykę zaproponowaną przez Cydzik, Soszkę i Kudelską (1986) (tab. 1).

Tab. 1. Ocena podatności na degradację Jeziora Bukowo

Wskaźnik	Wartość	Kategoria podatności
Głębokość średnia [m]	1,8	4
Objętość jeziora [tys. m <sup>3</sup> ] Długość linii brzegowej [m]	1,38	3
Stratyfikacja wód [%]	0	4
Powierzchnia dna czynnego [m <sup>2</sup> ] Objętość epilimnionu [m <sup>3</sup> ]	0,54	4
Wymiana wody w roku [%]	b.d.	-
Współczynnik Schindlera	3,22	2
Sposób zagospodarowania zlewni bezpośredniej	<60% lasów <60% gruntów ornych	2
<b>Średnia</b>		<b>3,17</b>

Zgodnie z przyjętą klasyfikacją Jezioro Bukowo uznane zostało za zbiornik należący do III grupy. Oznacza to bardzo wysoką podatność na degradację, wynikającą głównie z cech morfometrycznych. Stosunkowo niewielka głębokość oraz duża powierzchnia, przyczyniają się do ciągłego mieszania mas wody. Powoduje to podrywanie z dna osadów dennych bogatych głównie w fosfor. W okresie letnim, przy wysokich temperaturach zjawisko to jest niezwykle szkodliwe, ponieważ powoduje włączenie do ponownego obiegu substancji pożywkowych. Przy takiej morfometrii, jaką posiada analizowany zbiornik powierzchnia tzw. dna czynnego, które bierze udział w procesie resuspensji obejmuje praktycznie całe dno.

Jezioro posiada sztuczne połączenie z Morzem Bałtyckim – Kanał Szczuczy. Stanowi on sztuczną przetokę, która powstała w celu regulowania stosunków wodnych w zbiorniku. Zlokalizowany jest pomiędzy miejscowościami Dąbki i Dąbkowice. Ma długość 500 m. W zależności od jego drożności, odprowadza on wody Jeziora Bukowo do morza. W bardziej wietrznych porach roku, podczas silnych sztormów, doprowadza on wodę morską do zbiornika. Z tego też względu trudno jest ustalić procent wymiany wody w zbiorniku.

Pod względem rybackim, Bukowo zaliczane jest do jezior leszczowych. Gospodarką rybacką zajmuje się Gospodarstwo Rybackie Mielno Sp. z o.o.



### 3.2. Charakterystyka zlewni Jeziora Bukowo

Zgodnie z Atlasem Podziału Hydrograficznego Polski (2005), zlewnię całkowitą Jeziora Bukowo stanowi obszar o powierzchni 85,77 km<sup>2</sup> (liczonej łącznie z powierzchnią jeziora). Z kolei sama zlewnia Jeziora Bukowo stanowi zlewnię cząstkową Kanału Szczuczego, będącego bezpośrednim dopływem Morza Bałtyckiego. Wielkość zlewni bezpośredniej liczonej wraz z powierzchnią jeziora wynosi 36,53 km<sup>2</sup>.

Podział zlewni całkowitej przedstawiony został w załączniku 1. W jej skład wchodzi obszary ujęte w tabeli 2.

Tab. 2. Podział hydrograficzny zlewni Jeziora Bukowo

Nr	Zlewnie cząstkowe	Powierzchnie cząstkowe [km <sup>2</sup> ]
45 812	Gleźnica	15,70
45 814	Iwięcinka (Iwinka)	18,09
45 815	Bagnica	8,41
45 818	Nowy Rów (polder Dąbkowice)	7,04
45 819	Bezpośrednia zlewnia Jeziora Bukowo	36,53

Rzeźba terenu występująca na obszarze zlewni Jeziora Bukowo ma charakter młodoglacjalny. Dno Jeziora Bukowo tworzy kryptodepresję o głębokości 2,5 m (17 miejsce w Polsce) (Choiński 2007). Granicę wododziału wyznaczają niewielkie wzniesienia, sporadycznie przekraczające wysokość 30 m n.p.m. W krajobrazie dominują formy równinne i faliste, charakterystyczne dla nizin nadmorskich. Północna granica zlewni narażona jest szereg zmian związanych głównie z działalnością morza i wiatru.

Mierzeja między Jeziorem Bukowo i Morzem bałtyckim zbudowana jest głównie z gleb piaszczystych – rdzawych i bielcowych. Południowy kraniec zlewni zajęty jest przede wszystkim przez gleby torfowe i murszowe, z niewielkim udziałem gleb: płowych, brunatnych wylugowanych i opadowo-glejowych, utworzonych z piasków naglinowych i glin.

W zlewni dominują grunty charakteryzujące się słabym stopniem przepuszczalności. Z tego względu wody Jeziora Bukowo mogą być narażone na większe oddziaływanie spływu powierzchniowego, tym bardziej, że występują one w najbliższym otoczeniu obszarów użytkowanych rolniczo – w pobliżu miejscowości takich jak m. in.: Iwięcino, Bielkowo, Dobiesław, i Bukowo Morskie. Dodatkowo stanowią je obszary zdrenowane, co może przyspieszać spływ biogenów. Większą przepuszczalnością cechują się obszary, na których

dominują gleby piaszczyste, takie jak mierzeja (zwłaszcza na odcinku wschodniego plosa) oraz okolice południowo-wschodniego brzegu zbiornika w okolicach Bukowa Morskiego. W okolicach Gleźnowa występują grunty o dużej przepuszczalności, z kolei przepuszczalność obszarów bezpośrednio graniczących ze zbiornikiem oraz w pobliżu rowów melioracyjnych jest uzależniona od poziomu wód w zbiorniku.

Obszary zabudowane charakteryzują się różnym stopniem przepuszczalności. Wszystko uzależnione jest od stopnia pokrycia terenu powierzchniami utwardzonymi i nieprzepuszczalnymi (asfalt, polbruk, itp.) oraz obecności terenów zielonych. Większe powierzchnie utwardzone sprzyjają bowiem spływowi obszarowemu, z jednoczesnym wyeliminowaniem procesów samooczyszczania występujących w gruncie.

Pod względem meteorologicznym, opierając się o klasyfikacje: Gumińskiego (1948) i Wosia (1993), zlewnia Jeziora Bukowo położona jest na obszarze stosunkowo ciepłym i suchym w odniesieniu do innych rejonów Polski. Średnia roczna temperatura na tym obszarze kształtuje się na poziomie ok. 7,5°C. Pokrywa śnieżna zalega tu średnio od 40 do 60 dni. Na terenie zlewni przeważa pogoda określana jako umiarkowanie ciepła. Najrzadziej notowane są dni bardzo ciepłe z pogodą słoneczną oraz niektóre typy pogody przymrozkowej i mroźnej.

Obszar zlewni zasobny jest w opady. Średnia wieloletnia wysokość opadu notowana w położonej najbliższej stacji meteorologicznej (Koszalin) to ok. 714 mm. Najobfitsze opady notowane są lecie – lipcu, sierpniu oraz we wrześniu (średnio 70-85 mm). Najmniejsze ilości opadów występują pod koniec zimy i na początku wiosny (Choiński 2006).

Najważniejszymi dopływami Jeziora Bukowo są rzeki Bagnica, Iwięcinka i Gleźnica.

- Bagnica, określana również jako rzeka Bukowa, która stanowi odnogę rzeki Grabowej. W typologii abiotycznej klasyfikuje się ją w kategorii 23 – potok organiczny. Rozdziela się ona od rzeki Grabowej na wysokości osady Kępka.
- Iwięcinka, inaczej określana jako Iwinka. Swój początek bierze w okolicach Wiekowa. W klasyfikacji abiotycznej, przypisuje się typ 17 – potok nizinny piaszczysty. Uchodzi do plosa zachodniego.
- Gleźnica, w niektórych źródłach określana także jako dopływ spod Wiekowic, gdzie bierze swój początek. Uchodzi do Jeziora Bukowo na wschód od Iwiecińskiego Lasu.

Pozostałe dopływy bezpośrednio zbiornika mają głównie charakter sztuczny. Odpływ wody wielu z nich regulowany jest pracą przepompowni. W bezpośrednim sąsiedztwie zbiornika pracują zespoły pomp przedstawione w tab. 3.

Tab. 3. Wykaz stacji, których odpływ analizowany był w ramach badań w 2016 roku

Nazwa stacji	Sumaryczna wydajność przepompowni [dm <sup>3</sup> /s]	Powierzchnia odwadniana [ha]	Użytkowanie gruntu
Bukowo Morskie	800	520	- użytki zielone - grunty orne
Dąbki	600	62	- grunty orne - użytki zielone - las

\* w zestawieniu pominięto przepompownie pośrednie oraz te, w których dokonywano pomiaru bezpośrednio na rzece, do której odprowadzano przepompowaną wodę

Wody podziemne na obszarze zlewni zalegają stosunkowo płytko. W bezpośrednim otoczeniu zbiornika wody gruntowe notowane są na głębokości ok. 1 m od powierzchni terenu. Na obszarach oddalonych od cieków i zbiorników wodnych poziom wód gruntowych mieści się w średnim przedziale od 1 do 2 m pod powierzchnią terenu. Głębokość ich zalegania jest ściśle uzależniona od przebiegu rzeźby terenu.

W zagospodarowaniu zlewni całkowitej dominują obszary użytkowane rolniczo (tab. 4). Mapa sposobów użytkowania terenu przedstawiona została w załączniku 2.

Tab. 4. Sposoby zagospodarowania terenu zlewni całkowitej Jeziora Bukowo

Forma użytkowania terenu	Powierzchnia [ha]	Udział [%]
Grunty orne poza zasięgiem urządzeń nawadniających	3834,4	56,1
Lasy liściaste	937,1	13,7
Łąki	740,7	10,8
Lasy mieszane	390,6	5,7
Bagna śródlądowe	367,9	5,4
Zabudowa luźna	267,9	3,9
Złożone systemy upraw i działek	157,2	2,3
Lasy iglaste	122,3	1,8
Tereny głównie zajęte przez rolnictwo z dużym udziałem roślinności naturalnej	6,0	0,1
Zbiorniki wodne	6,0	0,1
Morze i ocean	0,1	0,001
<b>Suma</b>	<b>6830,0</b>	<b>100,0</b>

Analiza właściwości zlewni prowadzona zgodnie z metodyką zaproponowaną przez Bajkiewicz-Grabowską (2010) pozwoliła na określenie potencjalnej możliwości uruchamiania i dostarczania ładunku biogenów przez zlewnię (tab. 5).

Tab. 5. Ocena zlewni Jeziora Bukowo pod kątem możliwości uruchamiania i transportowania biogenów do zbiornika

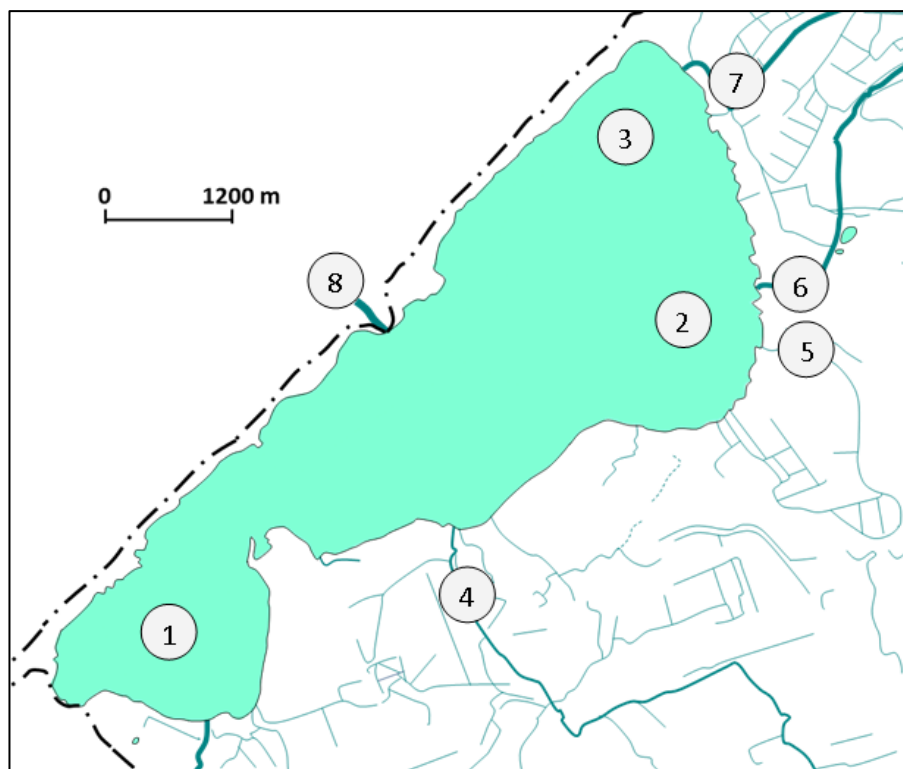
Wskaźnik	Wartość	Kategoria podatności
Współczynnik Ohlego	0,72	1
Typ bilansowy	przepływowe	3
Gęstość sieci rzecznej [km·km <sup>2</sup> ]	1,0	1
Średni spadek zlewni [‰]	<5	0
Udział obszarów bezodpływowych [%]	<20	3
Budowa geologiczna	bagienna	0
Użytkowanie zlewni	pastwiskowo-leśno-rolnicza	0
<b>Średnia</b>		<b>2,1</b>

Na tej podstawie stwierdzono, że zlewnia Jeziora Bukowo należy do grupy III. Posiada tym samym umiarkowane właściwości uruchamiania ładunku oraz transportowania go bezpośrednio do zbiornika.

#### 4. Metodyka badawcza

W ramach niniejszego opracowania wykonano szereg analiz parametrów fizykochemicznych oraz biologicznych Jeziora Bukowo oraz jego bezpośrednich dopływów. Podstawą wyboru analizowanych parametrów było Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 22 października 2014 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych.

W przypadku badań samego akwenu, wyznaczono na nim trzy reprezentatywne stanowiska. Stanowisko 1 wyznaczone zostało w centralnej części zachodniego plosa. Dwa pozostałe w plosie zachodnim. W przypadku stanowiska 2 wyznaczono je w pobliżu miejscowości Bukowo Morskie, natomiast 3 w okolicy Dąbek. Rozmieszczenie stanowisk przedstawiono na rycinie 2.



Ryc. 2. Rozmieszenie stanowisk badawczych, oznaczenia: 1-3 – Jezioro Bukowo, 4 – Iwięcinka, 5 – Dopływ z polderu Bukowo Morskie, 6 – Bagnica, 7 – Nowy Rów, 8 – Kanał Szczuczyn.

Badania wód jeziornych prowadzono w dwóch terminach: 7 czerwca oraz 1 września. Obejmowały one swoim zasięgiem okres wegetacyjny – najistotniejszy z punktu widzenia oceny jakości środowiska.

Na każdym stanowisku dokonywano pomiaru widoczności krążka Secchiego. Za pomocą sondy wieloparametrycznej YSI mierzono wartości parametrów takich jak: pH, potencjał oksydacyjno-redukcyjny, konduktancja, zasolenie oraz stężenie chlorków. Zmierzone bezpośrednio w terenie: zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie oraz temperatura, posłużyły do wykonania profili termiczno-tlenowych. Na ich podstawie stwierdzono wysoki stopień wymieszania wód. Z tego względu do badań laboratoryjnych pobierano wodę pochodzącą z jednej głębokości (ok. 1 m pod powierzchnią zwierciadła wody).

Bezpośrednio w terenie pobierano także próbki wody do analiz biologicznych. W tym celu pozyskano próby zooplanktonu oraz fitoplanktonu, który jest niezbędny do wyznaczenia wartości wskaźnika PMPL. Co do zooplanktonu, obecne Rozporządzenie Ministra Środowiska nie uwzględnia w ocenie wskaźników zooplanktonowych, nie mniej jednak pozwalają one na określenie pewnych zależności troficznych, panujących w środowisku wodnym.

Analizy laboratoryjne parametrów fizyko-chemicznych wykonywane były zgodnie obowiązującymi aktualnie wymogami (Hermanowicz 1999)(Pokojska 1999). Metody wykorzystane w badaniach przedstawione zostały w tab. 6.

Tab. 6. Procedury badawcze wykorzystane w ocenie jakości wód Jeziora Bukowo

Parametr	Metoda
azot amonowy	metoda bezpośredniej nessleryzacji
azot azotanowy (III)	metoda spektrofotometryczna z kwasem sulfanilowym i $\alpha$ -naftyloaminą
azot azotanowy (V)	metoda kolorymetryczna z salicylanem sodu
azot Kjeldahla	metoda dostosowana do zestawu firmy Gerhardt oparta o wykorzystanie ekstrakcji wysokotemperaturowej i destylacji parowej
azot ogólny	wyznaczony jako suma azotu azotanowego (III), azotanowego (V) i azotu Kjeldahla
ortofosforany	metoda molibdenowa z użyciem chlorku cyny (II)
fosfor ogólny	metoda molibdenowa z użyciem chlorku cyny (II) poprzedzona mineralizacją próbek w kwasie siarkowym
ogólny węgiel organiczny	metodyka analizatora TOC Sievers InnovOx firmy GE Analytical Instruments ???

Badania fitoplanktonu prowadzone były w oparciu o zalecenia metodyczne Hutorowicz (2013). Próbkę do badań pozyskiwane były obu terminach badawczych, wymienionych uprzednio. Do analiz pobierano 1 dm<sup>3</sup> wody, utrwalanej płynem Lugola. Zakonserwowane w ten sposób próbki transportowano do laboratorium.

Próbki sedymentowano i zagęszczano. Oznaczeń dokonano przy użyciu mikroskopu świetlnego. Przy identyfikacji posłużono się opracowaniami autorstwa: Starmacha (1989), Wehr i Seath (2002), Bellinger i Sigeo (2010), oraz Burchardt i in. (2010).W opisie taksonomicznym posłużono się obowiązującym nazewnictwem.

Analizę ilościową przeprowadzono zgodnie z metodyką opracowaną przez Starmacha (1989). Za osobnika przyjmowano pojedyncze komórki, cenobia i kolonie. W przypadku form nitkowatych za jednego osobnika przyjmowano fragment o długości 100  $\mu$ m. Liczebność organizmów określono jako ilość osobników w 1 dm<sup>3</sup> wody. Biomasa fitoplanktonu wyznaczono jako iloczyn liczebności danego taksonu i średniej objętości komórki, przyporządkowanej do kształtu figury geometrycznej odpowiadającej danemu taksonowi (Kawecka i Eloranta 1994, Hutorowicz 2009). Wyniki przedstawiono w mg/dm<sup>-3</sup>. Strukturę dominacji określono według zakresów przyjętych przez Kasprzaka i Niedbałą (1981).

Oprócz oceny składu jakościowego i ilościowego zespołu fitoplanktonu, wyznaczono również wartość multimetriksa fitoplanktonowego (PMPL). Przeliczenia wykonane zostały na podstawie wytycznych zaproponowanych przez Hutorowicza i Pasztaleniec (2011). Do

obliczeń wykorzystano wzory dla jezior niestratyfikowanych o wartości współczynnika Schindlera większej niż 2. W jego skład wchodzi następujące metryki: chlorofil *a* (oznaczany w oparciu o normę PN-86/C-05560/02 (1986)), biomasa ogólna oraz biomasa sinic.

Zooplankton pozyskiwany był za pomocą czerpacza typu TON 2. Próbkę zagęszczano, filtrując 5 dm<sup>3</sup> wody, przez siatkę planktonową o średnicy oczek ok. 50 µm. W dalszej kolejności utrwalano je na miejscu 40% formaliną do uzyskania roztworu o końcowym stężeniu 4%.

Kolejne etapy badań prowadzono w warunkach laboratoryjnych. Zagęszczone próby oglądano w komorze Sedgwicka-Raftera o pojemności 1 cm<sup>3</sup>. Oznaczeń składu taksonomicznego dokonano przy użyciu kluczy autorstwa: Balcera i in. (1984), Rybaka (1994) oraz Rybaka i Błędzkiego (2010). W przypadku niektórych bezpancerzykowych wrotków, których oznaczenie po utrwaleniu nie było możliwe, ujęto je w grupę nieoznaczonych wrotków *Rotatoria non det. (nd)*. Analizy ilościowe zooplanktonu przeprowadzono zgodnie z metodami używanymi w badaniach hydrobiologicznych (Wetzel i Likens 2000). Przy zliczaniu organizmów brano pod uwagę stadia rozwojowe organizmów zwierzęcych. Wyniki przeliczono na ilość osobników występujących w 1 dm<sup>3</sup> wody. Biomasa wyznaczono na podstawie przeliczników długości i masy (Starmach 1955, Hillbricht-Ilkowska i Patalas 1967, Wilk-Woźniak i Pocięcha 2000). Wyniki podano w mg/dm<sup>3</sup>. Podobnie jak w przypadku fitoplanktonu, strukturę dominacji określono według zakresów przyjętych przez Kasprzaka i Niedbałę (1981).

Analiza jakościowo-ilościowa zespołu zooplanktonu, pozwoliła na dokonanie oceny stanu trofii zbiornika. Posłużono się w tym celu wzorami regresji, zaproponowanymi przez Ejsmont-Karabin (2013) dla zbiorowisk: wrotków oraz skorupiaków planktonowych. Zarówno w przypadku wskaźników opartych o zespół wrotków, jaki i skorupiaków planktonowych, ostateczna wartość wskaźników trofii, wyznaczona została jako średnia ze wskaźników cząstkowych.

Oceny stanu/potencjału ekologicznego wód Jeziora Bukowo dokonano w oparciu o wytyczne zamieszczone w załączniku 2 do Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (nowelizacja) dla zbiorników wodnych typu abiotycznego 4.

Badaniami objęto także osady dennego, które nakierowane były na określenie zawartości poszczególnych form fosforu. W tym celu posłużono się zmodyfikowaną metodą Psennera i in. (1988) (Lewandowski 2002)(Da-Peng i Yong 2010).

Z każdego stanowiska (1-3), za pomocą czerpacza porcjowego LIMNOS pozyskiwano rdzeń osadów dennych, który dzielono na 5 warstw o następujących miąższościach:

- 1 → 0-2,0 cm
- 2 → 2,1-5,0 cm
- 3 → 5,1-10,0 cm
- 4 → 10,1-15,0
- 5 → 15,1-20,0

W ramach badań dla każdej próbki przeanalizowano frakcje fosforu zamieszczone w tab. 7. Wyniki podawano w przeliczeniu na gram suchej masy osadu.

Tab. 7. Frakcje fosforu w osadach dennych (opracowano na podstawie: Gonsiorczyk i in. 1998, Kisand 2005, Ribeiro i in. 2008)

Oznaczenie frakcji	Charakterystyka
<b>NH<sub>4</sub>Cl SRP</b>	Fosfor biodostępny, luźno związany lub zaadsorbowany na powierzchni osadów.
<b>NH<sub>4</sub>Cl NRP</b>	Frakcja rozpuszczalna o wielkości cząstek mniejszej niż 0,45 μm.
<b>BD SRP</b>	Fosforany zaadsorbowane głównie na powierzchni wodorotlenków metali takich jak żelazo czy glin. Frakcja wrażliwa na zmiany potencjału redoks.
<b>BD NRP</b>	Organiczna frakcja fosforu, występująca głównie w połączeniach z substancjami humusowymi. Wrażliwa na zmiany potencjału redoks.
<b>NaOH SRP</b>	Fosfor związany z tlenkami metali, głównie żelazem i glinem, wymienny z OH <sup>-</sup> , fosfor nieorganiczny rozpuszczalny w zasadach.
<b>NaOH NRP</b>	Fosfor wchodzący w skład mikroorganizmów, detrytusu, związków humusowych, polifosforanów i fosfolipidów.
<b>HCl SRP</b>	Fosfor związany z węglanami, fosfor apatytowy, śladowo zhydrolizowany fosfor organiczny.
<b>HCl NRP</b>	Frakcja fosforu organicznego, wrażliwa na niskie pH.

Oznaczenia:

BD - *bicarbonate/dithionite* (NaHCO<sub>3</sub>+Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>4</sub>)

SRP - fosfor rozpuszczony reaktywny (*soluble reactive P*)

NRP - fosfor niereaktywny (*non reactive P*)

Poza analizą stanu samego jeziora, duży nacisk położono na ocenę jakości wód bezpośrednich dopływów. Wojewódzkie Inspektoraty Środowiska koncentrują się głównie na najważniejszych ciekach. Często odbywa się to z pominięciem dodatkowych dopływów, często sztucznych.

Podstawą do wyboru stanowisk badawczych w zlewni Jeziora Bukowo był Atlas podziału hydrograficznego Polski (2005). Na jego podstawie wybrano następujące ciek:

- rzeki: Bagnicę i Iwięcinę
- kanały: Nowy Rów, dopływ z polderu Bukowo Morskie
- odpływ Jeziora Bukowo – Kanał Szczuczy



Z badań wyeliminowano rzekę Gleźnówkę. powodem był utrudniony dostęp do rzeki. Współrzędne geograficzne poszczególnych stanowisk zaprezentowane zostały w załączniku 3.

Badania prowadzono w oparciu o zalecenia Rozporządzenia MŚ. W przypadku cieków naturalnych podstawą oceny stanu był załącznik 1 Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych. Z kolei jakość cieków sztucznych odnoszona była do wartości zamieszczonych w załączniku 5 wspomnianego rozporządzenia. W związku z tym, że sztuczne cieki w zlewni Jeziora Bukowo nie mają przyporządkowanych typów abiotycznych, przypisano im typy umowne.

Badania prowadzono w okresie od maja do września. Wyniki uzyskane w czasie tych badań pozwoliły na przypisanie poszczególnym ciekom stanu/potencjału ekologicznego. W grudniu wykonano także dodatkowe analizy zawartości biogenów we wspomnianych ciekach. Spośród badań fizyko-chemicznych wykonano takie same pomiary jak wymienione uprzednio dla wód jeziornych oraz analizy dodatkowe zawarte w tab. 8.

Tab. 8. Procedury badawcze wykorzystane w ocenie jakości cieków dopływających do i wypływających z Jeziora Bukowo

Parametr	Metoda
<b>jony wapnia</b>	metoda wersenianowa
<b>jony magnezu</b>	różnica między twardością ogólną i zawartością jonów wapnia
<b>twardość ogólna</b>	metoda wersenianowa
<b>zasadowość ogólna</b>	metoda miareczkowa z oranżem metylowym
<b>siarczany</b>	metoda Viso-Color
<b>BZT<sub>5</sub></b>	metodyka zestawu OxiTop
<b>ChZT-Cr</b>	metodyka spektrofotometryczna Merck

Spośród analiz biologicznych wykonano ocenę wskaźnika makrofitowego dla rzeki Bagnicy. Badania te oparto o metodykę zaproponowaną przez Koladę i Ciecierską (2009). Na wyznaczonym 100 m odcinku rzeki, wykonana została analiza fitosocjologiczna grup ekologicznych fitolitoralu. Przy określeniu składu gatunkowego wykorzystano klucz do oznaczania makrofitów dla potrzeb oceny stanu ekologicznego wód powierzchniowych (Szoszkiewicz i in. 2010). Przy identyfikacji zbiorowisk roślinnych, oszacowano procentowy stopień pokrycia powierzchni każdego wyodrębnionego rodzaju zbiorowiska.

W badaniach badano także przepływ wody w ciekach naturalnych, który dla większych rzek wyznaczany był za pomocą przepływomierza typu ADCP riversurveyor, natomiast w mniejszych – młynkiem hydroakustycznym. W przypadku rowów melioracyjnych ładunki

wnoszonych biogenów określone zostały na podstawie ilości wody tłoczony na odpowiednich przepompowniach.

## 5. Wyniki badań

### 5.1. Ocena potencjału/stanu ekologicznego Jeziora Bukowo

Stan ekologiczny Jeziora Bukowo wyznaczony na podstawie części parametrów zdefiniowanych w RMS określony został jako zły (tab. 9). Kluczowym okazała się wartość wskaźnika PMPL. Jest ona odzwierciedleniem silnego zakwitów, zdominowanego przez sinice z rodzajów *Oscillatoria* i *Microcystis*, jaki notowany był w zbiorniku w trakcie sezonu badawczego.

Tab. 9. Wartości wskaźników branych pod uwagę przy ocenie stanu ekologicznego Jeziora Bukowo

Termin	Widoczność [m]	Tlen rozpuszczony [mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	Azot ogólny [mgP/dm <sup>3</sup> ]	Fosfor ogólny [mgP/dm <sup>3</sup> ]	PMPL	Indeks zooplanktonowy (wrotki)	Indeks zooplanktonowy (skorupiaki)
07.06.	0,2	7,4	0,44	0,47	-	-	-
01.09.	0,2	9,0	0,77	0,91	-	-	-
Średnia	0,2	8,2	0,60	0,69	5,7	60,2	61,7

Spośród parametrów fizyko-chemicznych najkorzystniejszą wartością było stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie. Potwierdza to charakter zbiornika, który cechuje się intensywnym mieszaniem wody praktycznie aż do dna, nawet w jego najgłębszym punkcie, gdzie wartość ta była równa 5,7 mgO<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>. W odniesieniu do substancji biogenych, zdecydowanie bardziej niekorzystnie przedstawia się stężenie fosforu ogólnego. W związku z dużą biodostępnością tego pierwiastka traci on swoje właściwości jako pierwiastek limitujący produkcję pierwotną. Jest to konsekwencją intensywnego dopływu fosforu ze zlewni zbiornika.

### 5.2. Ocena zespołu fitoplanktonu

W wodach Jeziora Bukowo stwierdzono ogółem obecność 59 taksonów fitoplanktonu (tab. 10). W czerwcu zidentyfikowano 39 taksonów, natomiast we wrześniu 48. Różnice w ilości zidentyfikowanych taksonów między kolejnymi stanowiskami nie były wysokie. W czerwcu najbardziej bioróżnorodnym okazało się stanowisko 2, we wrześniu - stanowisko 3.

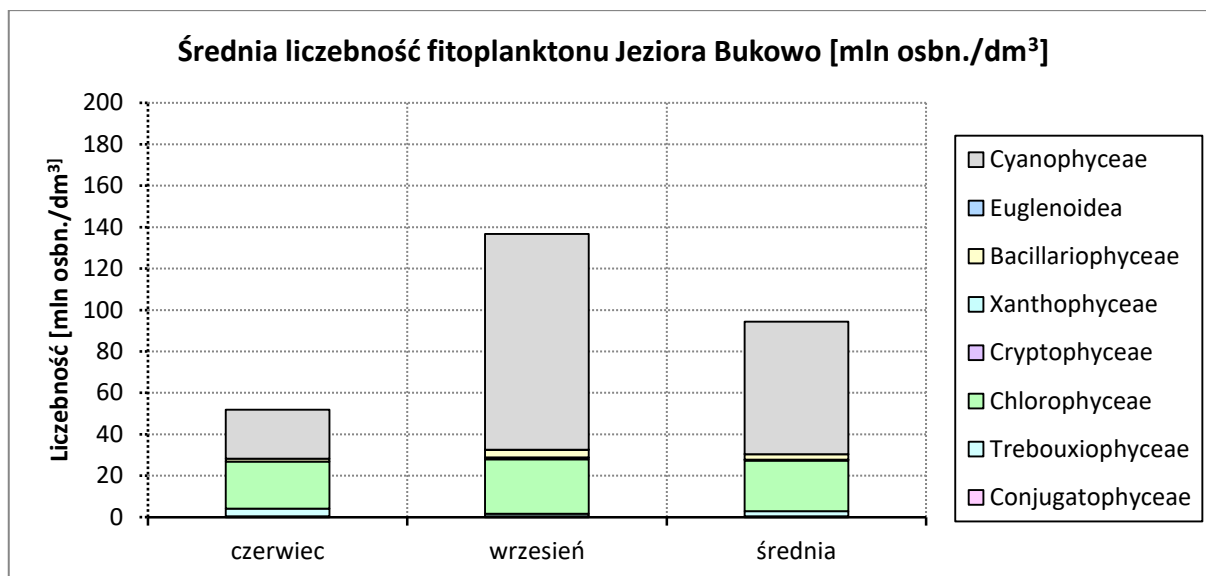
Najliczniej notowano przedstawicieli klasy sinic. Ogółem zidentyfikowano wśród nich 22 taksony. Kolejnymi pod względem ilości były okrzemki oraz zielenice właściwe – po 19 taksonów. W pozostałych klasach notowano mniej niż 4 taksony.

Tab. 10. Ilość taksonów fitoplanktonu zidentyfikowanych w wodach Jeziora Bukowo

Klasa	Czerwiec 2016				Wrzesień 2016				Ogółem			
	1	2	3	Σ	1	2	3	Σ	1	2	3	Σ
Cyanophyceae Sinice	8	12	7	15	11	14	15	17	13	20	17	22
Euglenoidea Eugleniny	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1
Bacillariophyceae Okrzemki	7	7	5	14	8	8	7	14	13	12	10	19
Cryptophyceae Kryptofity	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1
Xanthophyceae Różnowiciowce	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	1
Chlorophyceae Zielenice właściwe	12	12	10	15	13	11	12	16	16	15	13	19
Trebouxiophyceae	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Conjugatophyceae Sprzężnice	1	1	2	2	1	1	3	3	2	2	4	4
<b>Suma</b>	24	26	21	39	32	32	34	48	42	43	40	59

Średnia liczebność fitoplanktonu dla całego zbiornika wyniosła ok. 94,2 mln osbn./dm<sup>3</sup>(ryc. 3). Mniejsze ilości notowano w zbiorniku podczas badań czerwcowych. Biorąc pod uwagę cały sezon badawczy, dominującą klasę stanowiły sinice, które stanowiły średnio ok. 68% ogółu. Najliczniej reprezentowani byli przedstawiciele rodzaju *Oscillatoria*, którzy pojawili się w zbiorniku dopiero we wrześniu. Pozostałymi dominantami byli przedstawiciele rodzajów *Microcystis* i *Merispomedia*. Spośród pozostałych klas istotną okazały się zielenice właściwe, stanowiące średnio ok. 26% całego zespołu. Pozostałe klasy stanowiły niewielki odsetek ogółu. Należy zaznaczyć, że klasa okrzemek była liczniej notowana po zachodniej części jeziora na stanowisku 1.

Ryc. 3. Średnia sezonowa liczebność fitoplanktonu Jeziora Bukowo



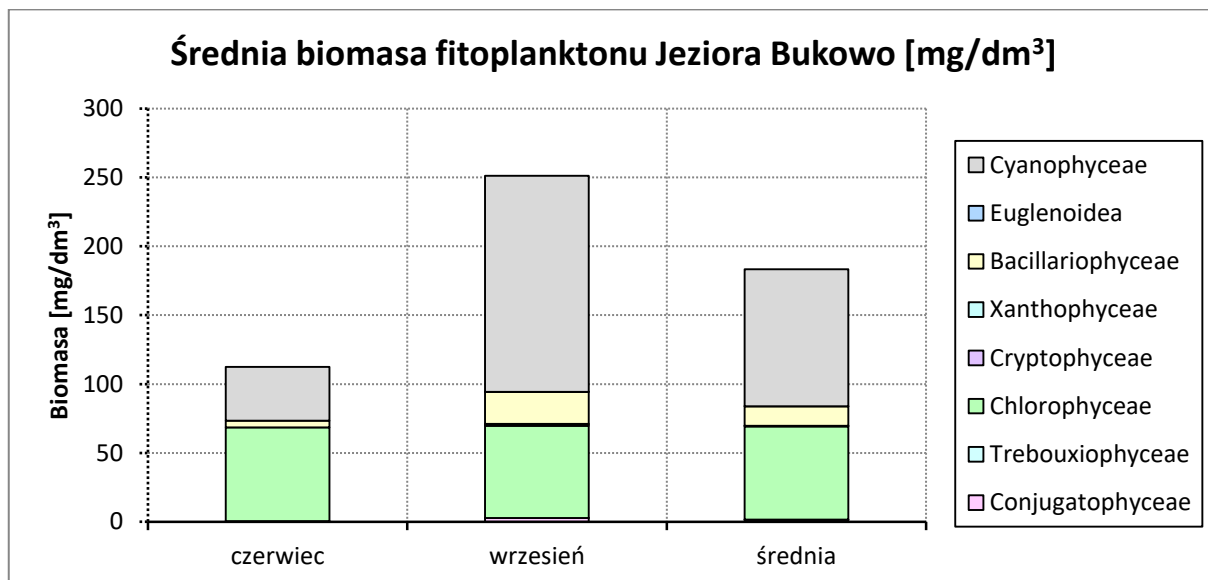
W czerwcu sinice współdominowały z zielenicami właściwymi. Pod koniec sezonu wegetacyjnego wyraźnie nad nimi przeważały. Wynika to prawdopodobnie z lepszych przystosowań tej grupy organizmów. W szczególności dotyczy to rodzaju *Microcystis*. Wykazują one tendencję do tworzenia intensywnych zakwitów. Cechą, która determinuje ich przewagę jest tzw. pływalność dodatnia związana z obecnością wakuol gazowych w strukturach komórkowych. Dzięki nim większość sinic, w tym także te z rodzaju *Microcystis*, utrzymują się na powierzchni, przez co odbierają konkurencyjnym gatunkom dostęp do światła. Ponadto, kolonie które tworzą, wykluczają je jako pokarm dla wyższych pięter troficznych. Poważnym problemem jest także fakt produkcji toksyn sinicowych przez te organizmy. Badania dowiodły, że produkowanie przez *Microcystis* mikrocytyny, zaliczane do grupy hepatotoksyn (substancji toksycznych dla wątroby). O ile komórki żywe nie stanowią poważnego zagrożenia, tak w momencie ich obumierania, kiedy dochodzi do rozpadu komórki, uwolnione wówczas toksyny wykazują tendencję do kumulowania się w organizmach wyższych pięter troficznych (Gałczyński i Ociepa 2008).

Organizmy należące do klasy sinic, to przede wszystkim organizmy kolonijne lub nitkowate. Ich nagromadzenie powoduje wzrost ogólnej liczebności komórek. Z tego też względu stwierdzono dość wysoką biomasę ogólną fitoplanktonu. Średnia sezonowa wartość tego parametru to ok. 183,4 mg/dm<sup>3</sup> (ryc. 4). Jako parametr skorelowany z liczebnością, jego niższą wartość odnotowano w czerwcu (112,4 mg/dm<sup>3</sup>), większą w sierpniu (251,3 mg/dm<sup>3</sup>).

Także w przypadku biomasy, dominującymi taksonami były sinice z rodzajów *Microcystis* i *Oscillatoria*. Duży udział miały również zielenice właściwe, w szczególności z rodzaju *Pediastrum*. Pierwsze z wymienionych dominowały we wrześniu, kolejne w czerwcu.

Szczegółowy wykaz taksonów, oraz ich udział liczbowy oraz masowy, przedstawione zostały w załącznikach 4 i 5.

Ryc. 4. Średnia sezonowa biomasa fitoplanktonu Jeziora Bukowo



### 5.3. Ocena zespołu zooplanktonu

W zespole zooplanktonu zidentyfikowano ogółem 25 taksonów, z których 17 oznaczono w czerwcu, natomiast 20 na początku września (tab. 11).

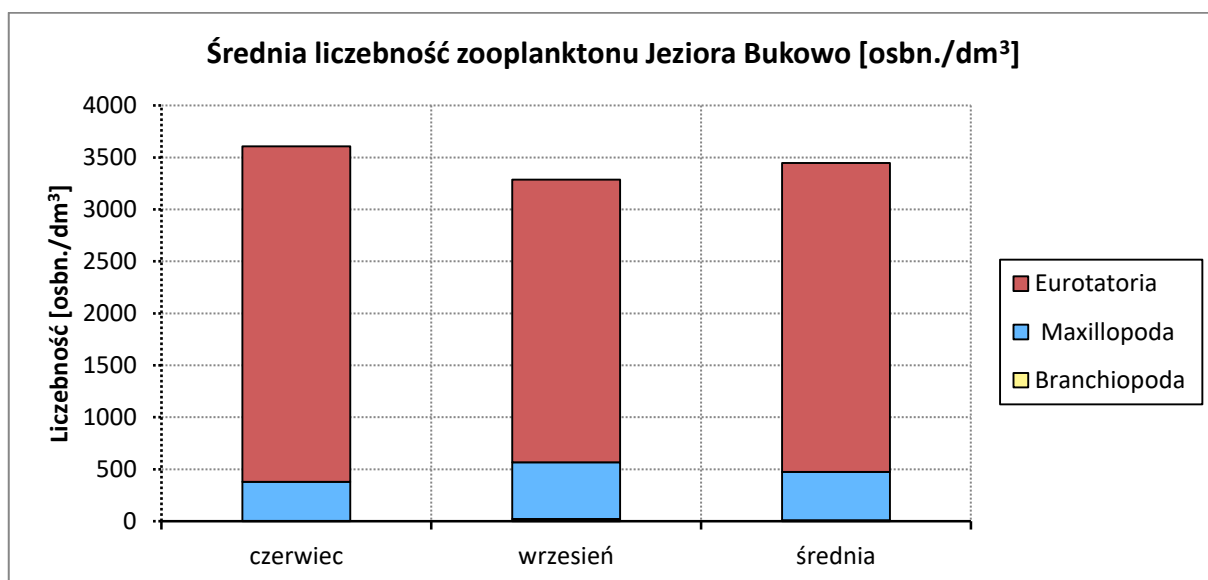
Tab. 11. Ilość taksonów zooplanktonu zidentyfikowanych w wodach Jeziora Bukowo

Klasa	Czerwiec 2016				Sierpień 2016				Ogółem			
	1	2	3	Σ	1	2	3	Σ	1	2	3	Σ
Eurotatoria (wrotki planktonowe)	8	11	10	12	10	9	9	13	13	13	14	17
Maxillopoda (skorupiaki - widłonogi)	5	4	4	5	3	4	3	4	5	4	4	5
Branchiopoda (skorupiaki - wioślarki)	0	0	0	0	2	1	0	3	2	1	0	3
<b>Suma</b>	13	15	14	17	15	14	12	20	20	18	18	25

Średnia sezonowa liczebność zooplanktonu to 3447 osbn./dm<sup>3</sup> (ryc. 5). Zespół ten zdominowany był przez wrotki planktonowe, których udział stanowił ponad 50%. Wśród nich wyraźną dominację osiągnęli przedstawiciele gatunku *Keratella cochlearis f. tecta*, zaliczanego

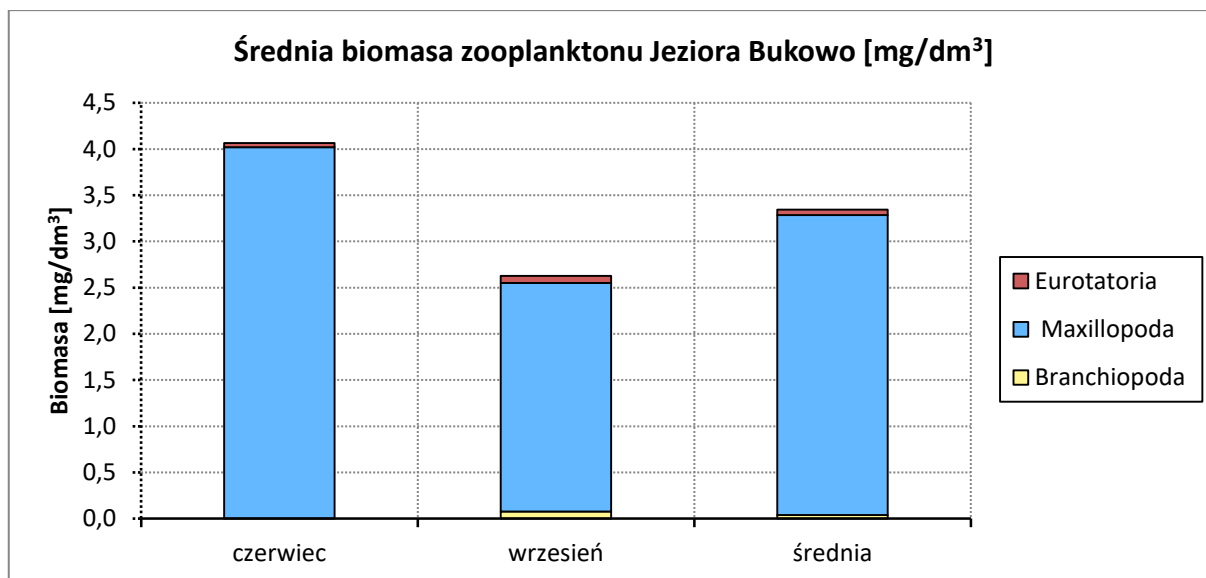
do grupy taksonów wysokiej trofii. W czerwcu oprócz nich powszechnie występował takson *Anuraeopsis fissa*, aczkolwiek jego znaczący udział utrzymywał się jedynie we wschodniej części zbiornika – na stanowiskach 2 i 3. W miesiącu tym nie odnotowano obecności ani jednego przedstawiciela wioślarek. Pojawiły się one dopiero we wrześniu, jednak ich udział nie był znaczący. Reprezentowane były tylko przez 3 taksony, z których 2 odnotowano w płosie zachodnim, a 1 na stanowisku 2.

W zbiorniku dominacja wrotków planktonowych odbywa się kosztem większych, bardziej pożądaných w środowisku wioślarek. Taksony wioślarek zidentyfikowane w Jeziorze Bukowo należą niestety do wyjątkowo małych. Nie są one w stanie filtrować kolonijnych i nitkowatych form fitoplanktonu. Konsumują one tym samym bardziej przystępne pokarmowo inne, mniejsze organizmy.



Ryc. 5. Średnia sezonowa liczebność zooplanktonu Jeziora Bukowo

Średnia sezonowa wartość biomasy była równa 3,35 mg/dm<sup>3</sup> (ryc. 6). Ze względu na większe rozmiary ciała dominantami były widłonogi. Tendencja ta nie wykazywała zmienności czasowej i przestrzennej. Taksonem dominującym w biomacie był *Cyclops* sp.



Ryc. 6. Średnia sezonowa biomasa zooplanktonu Jeziora Bukowo

Potwierdzeniem wysokiej trofii zbiornika są wartości wskaźników zooplanktonowych, nie uwzględnianych przez obecnie obowiązujące rozporządzenie. Wskaźnik zooplanktonowy uzyskany dla zbiorowiska wrotków wskazał na politrofię zbiornika (tab. 12). Najgorszymi parametrami okazały się; udział formy *tecta* w populacji *Keratella cochlearis* oraz stosunek biomasy do liczebności zespołu wrotków. Ich wartości świadczą o dominacji małych organizmów charakteryzujących się niewielkim potencjałem filtracyjnym.

Niewiele lepszy stan wyznaczony został na podstawie wskaźnika opartego o występowanie skorupiaków planktonowych. Jego wartość wskazała na wysoką eutrofię zbiornika (ryc. 13). Do najniżej ocenionych należały parametry związane z niską biomasą skorupiaków w planktonie oraz niekorzystna relacja ilościowa między widłonogami i wioślarkami. Osiągnięcie pewnych celów środowiskowych wymaga większego udziału filtratorów, którymi są przeważnie wioślarki w stosunku do widłonogów, preferujących drapieżnictwo.

Szczegółowy wykaz taksonów oraz ich udział liczbowy oraz masowy przedstawione zostały w załącznikach 6 i 7.

#### 5.4. Osady denne Jeziora Bukowo

Analizę wyników specjacji fosforu dla Jeziora Bukowo przeprowadzono dla kilku wariantów. Analiza rozkładu stężeń form fosforu badanych osadów z jeziora Bukowo w

czerwcu 2016 roku (ryc. 7) ukazuje zróżnicowane tendencje w zależności od stanowiska i głębokości badanego rdzenia. Na stanowisku 1 największe stężenia fosforu całkowitego stwierdzono w warstwie 0-2,0 cm i wynosi ono 1,7 mg P/g<sub>s.m.</sub>, a najniższe - na głębokości od 10,1-15,0 cm miąższości osadu (próbka 1.4.). Na kolejnym stanowisku (nr 2) stężenia fosforu całkowitego są najwyższymi z odnotowanych na jeziorze Bukowo, zwłaszcza na głębokości od 5,1 – 10,0 cm. Stężenie uzyskanego fosforu wyniosło tam 4,9 mg P/g<sub>s.m.</sub>. Na stanowisku 3 w warstwie powierzchniowej uzyskano również bardzo wysokie stężenie fosforu w osadach dennych, stężenie dochodziło do 4 mg P/g<sub>s.m.</sub>. Z form biodostępnych (SRP) największy udział mają formy związane z hydroksotlenkiem żelaza i manganu (kolor żółty) oraz formy związane z węglanami i Ca (kolor fioletowy).

Tab. 12. Wartości wskaźników zooplanktonowych (Rotifera)

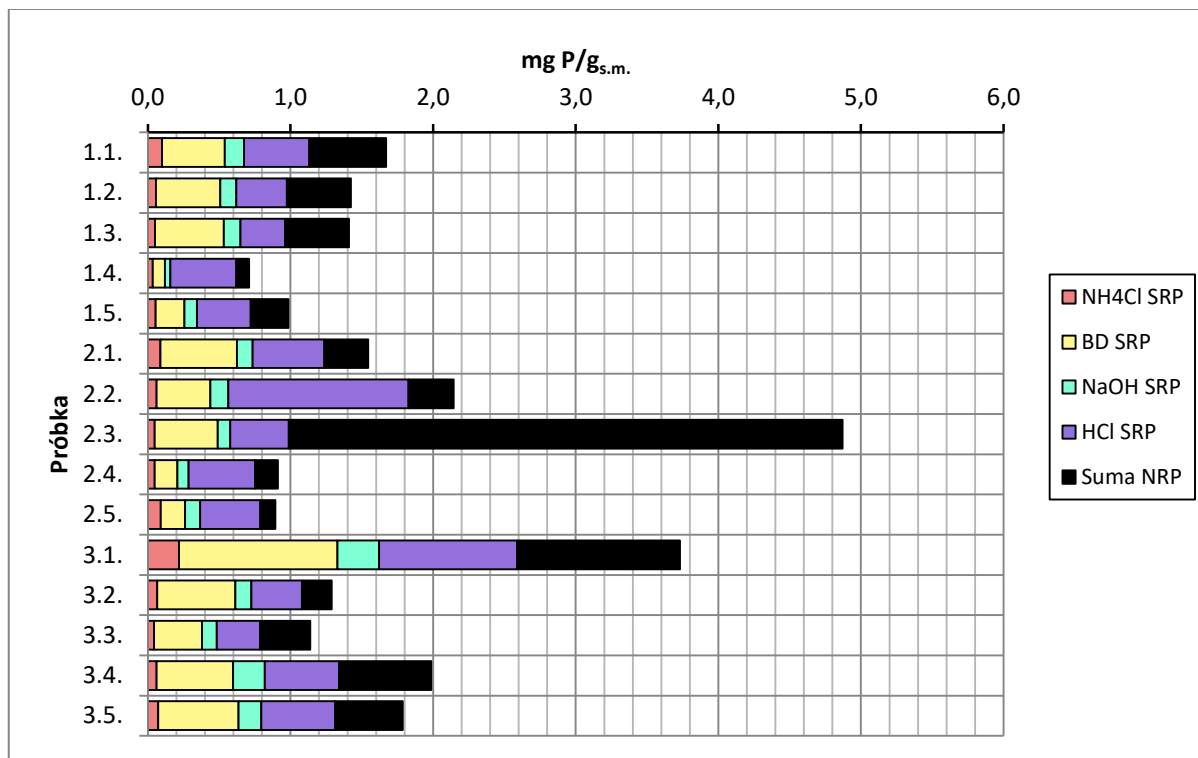
Wskaźnik	Wartość	Stan
1. Liczebność wrotków	62,3	Wysoka eutrofia
2. Biomasa całkowita	50,1	Wysoka mezo-eutrofia
3. Udział bakteriożerców w liczebności ogólnej	64,4	Wysoka eutrofia
4. Udział formy <i>tecta</i> w populacji <i>Keratella cochlearis</i>	68,6	Politrofia
5. Stosunek biomasy do liczebności	110,7	Politrofia
6. Udział gatunków wskaźnikowych wysokiej trofii w liczebności zespołu wskaźnikowego	60,2	Wysoka eutrofia
<b>Średnia</b>	<b>69,4</b>	<b>Politrofia</b>

Tab. 13. Wartości wskaźników zooplanktonowych (Crustacea)

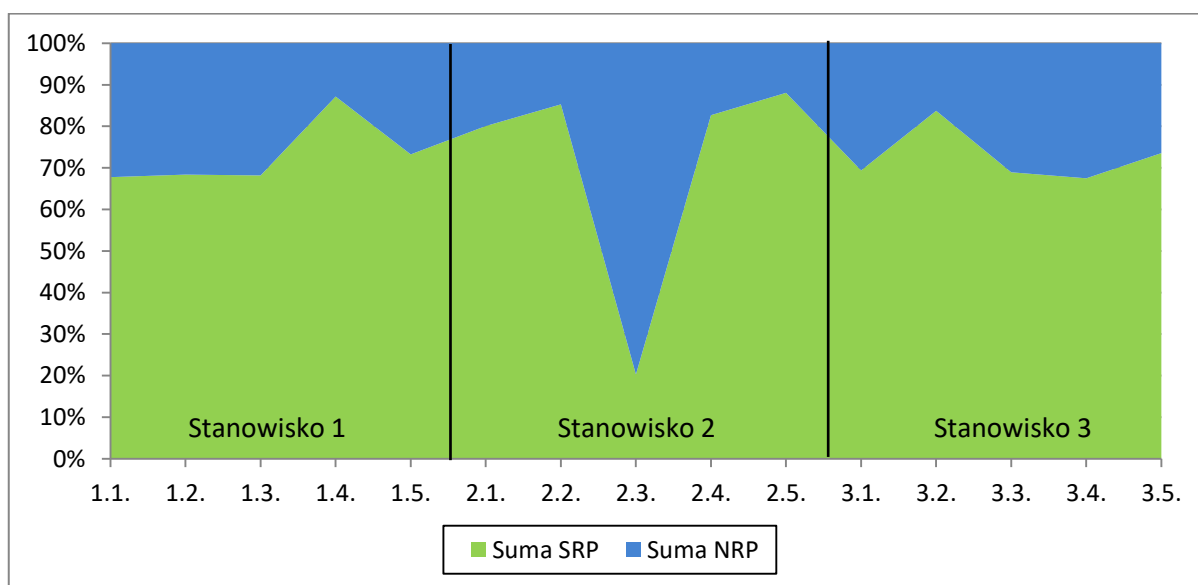
Wskaźnik	Wartość	Stan
1. Liczebność Crustacea	64,0	Wysoka eutrofia
2. Biomasa Crustacea	65,3	Politrofia
3. Udział biomasy Cyclopoida w całkowitej biomasy Crustacea	59,7	Niska eutrofia
4. Stosunek biomasy Cyclopoida do biomasy Cladocera	75,9	Politrofia
5. Udział gatunków wskaźnikowych wysokiej trofii w liczebności zespołu wskaźnikowego	43,8	Mezotrofia
<b>Średnia</b>	<b>61,7</b>	<b>Wysoka eutrofia</b>



Taka zależność jest cechą wszystkich badanych stanowisk. Aby lepiej tę zależność ukazać zaprezentowano na ryc. 8 procentowy udział form SRP do NRP, gdzie wyraźnie widać przewagę form reaktywnego fosforu w każdej warstwie badanych stanowisk a obserwowane różnice nie mają zmian kierunkowych.

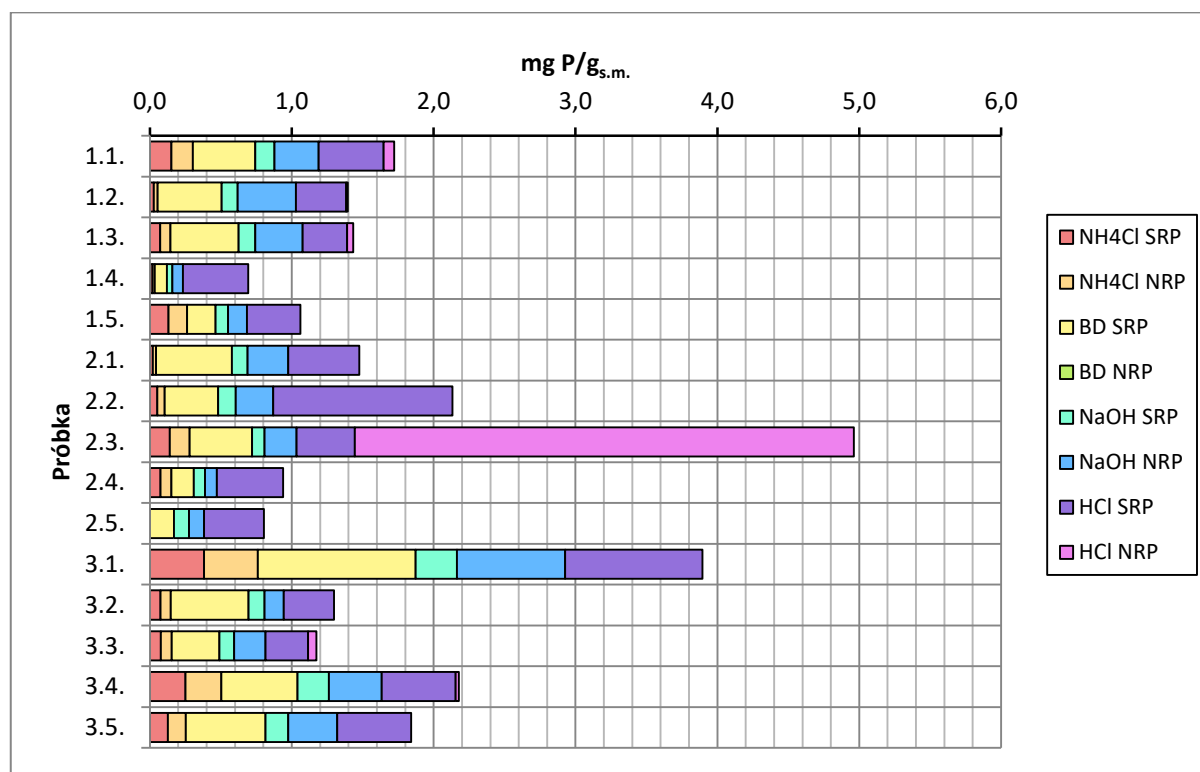


Ryc. 7. Stężenia kolejnych form fosforu reaktywnego SRP (mg P/g s.m.) oraz suma stężeń form fosforu niedostępnego biologicznie NRP, na trzech stanowiskach badawczych Jeziora Bukowo w czerwcu w roku 2016



Ryc. 8. Udział procentowy sumy frakcji reaktywnej SRP i sumy frakcji niereaktywnej NRP na trzech stanowiskach badawczych jeziora Bukowo w czerwcu w roku 2016

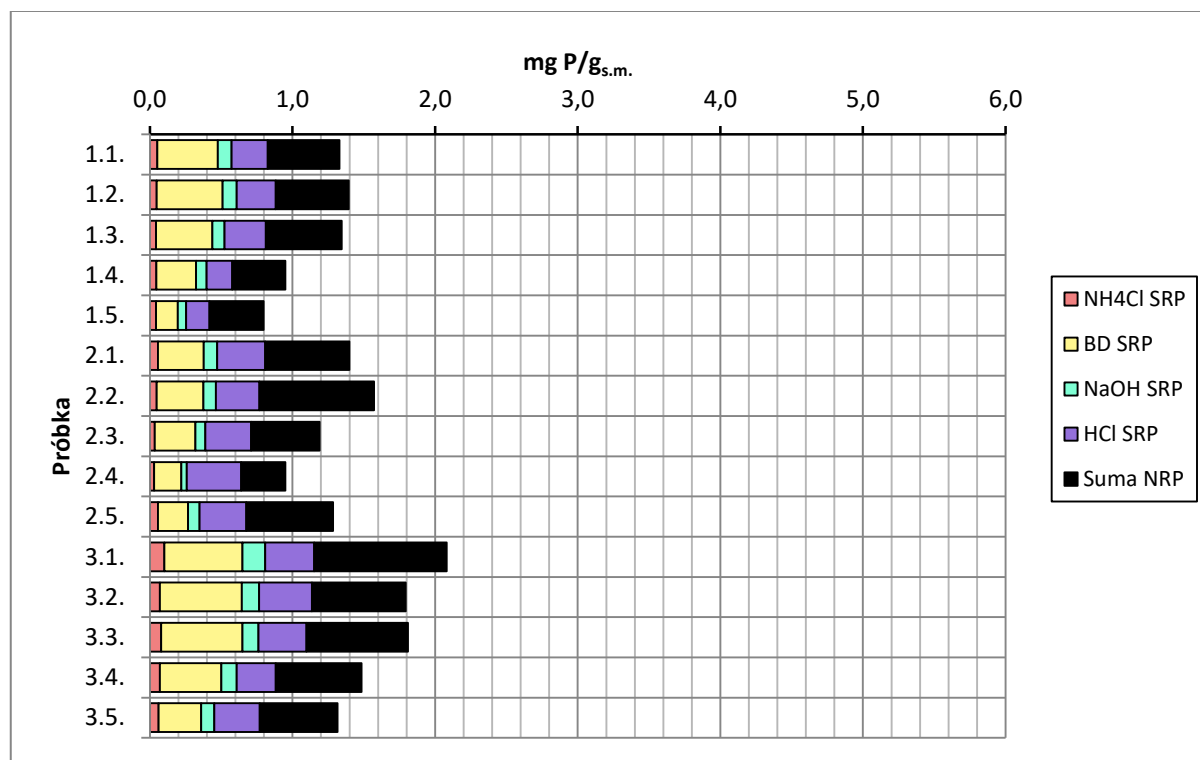
Dalszą szczegółową analizę specjacji fosforu w osadach przedstawiono na rycinie 9. Tutaj porównano formy reaktywne SRP i niereaktywne NRP dla każdej frakcji osobno. Odnotowano, że nie wszystkie formy niereaktywne NRP występują w badanym profilu. Brak jest frakcji BD NRP oraz HCl NRP, która pojawiła się tylko w trzech warstwach badanych osadów. Z frakcji niereaktywnych największy udział ma frakcja NaOH NRP, jej udział jest wyższy niż frakcji NaOH SRP, ale nie jest to dobry znak, ponieważ frakcja NaOH NRP najprawdopodobniej przyczynia się do stymulowania zakwitów sinicowych w jeziorze (Da-Peng i Yong2010).



Ryc. 9. Stężenia fosforu frakcji reaktywnych i niereaktywnych w osadach jeziora Bukowo w czerwcu w 2016 roku

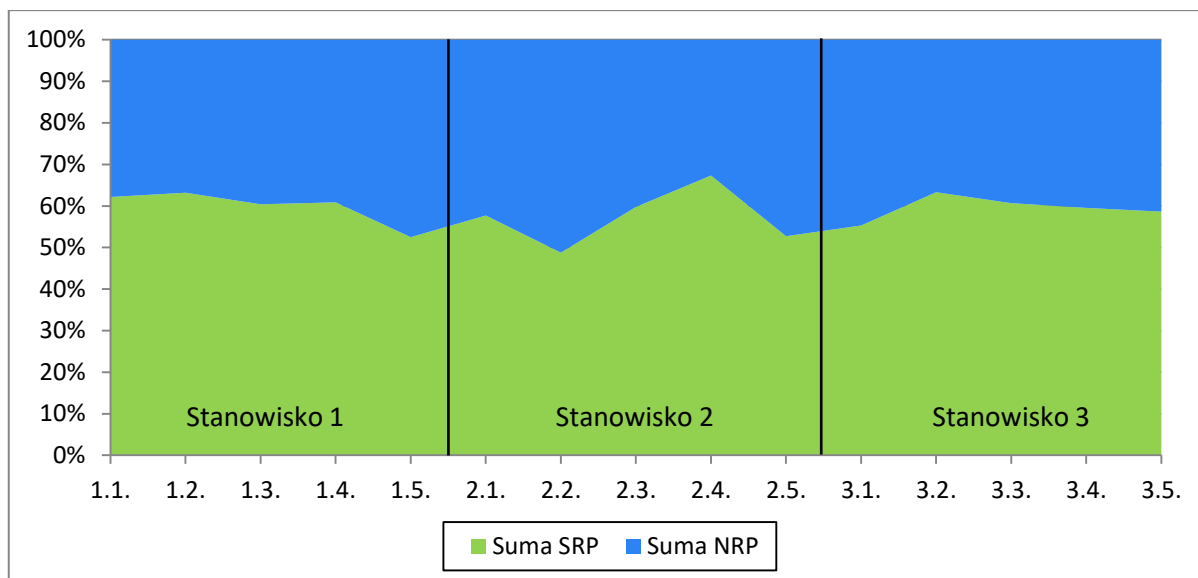
W kolejnym terminie badań wykonanym 1 września na osadach pochodzących z jeziora Bukowa można zauważyć, że stężenia fosforu całkowitego w osadach uległy zmniejszeniu w stosunku do badań wykonanych w czerwcu (ryc. 10). Na badanych stanowiskach stwierdzono

spadek stężenia fosforu wraz z głębokością. Podobnie jak w czerwcu dominującą frakcją fosforu jest frakcja BD SRP, czyli frakcja wrażliwa na potencjał redoks, bardzo dostępna dla organizmów żywych.

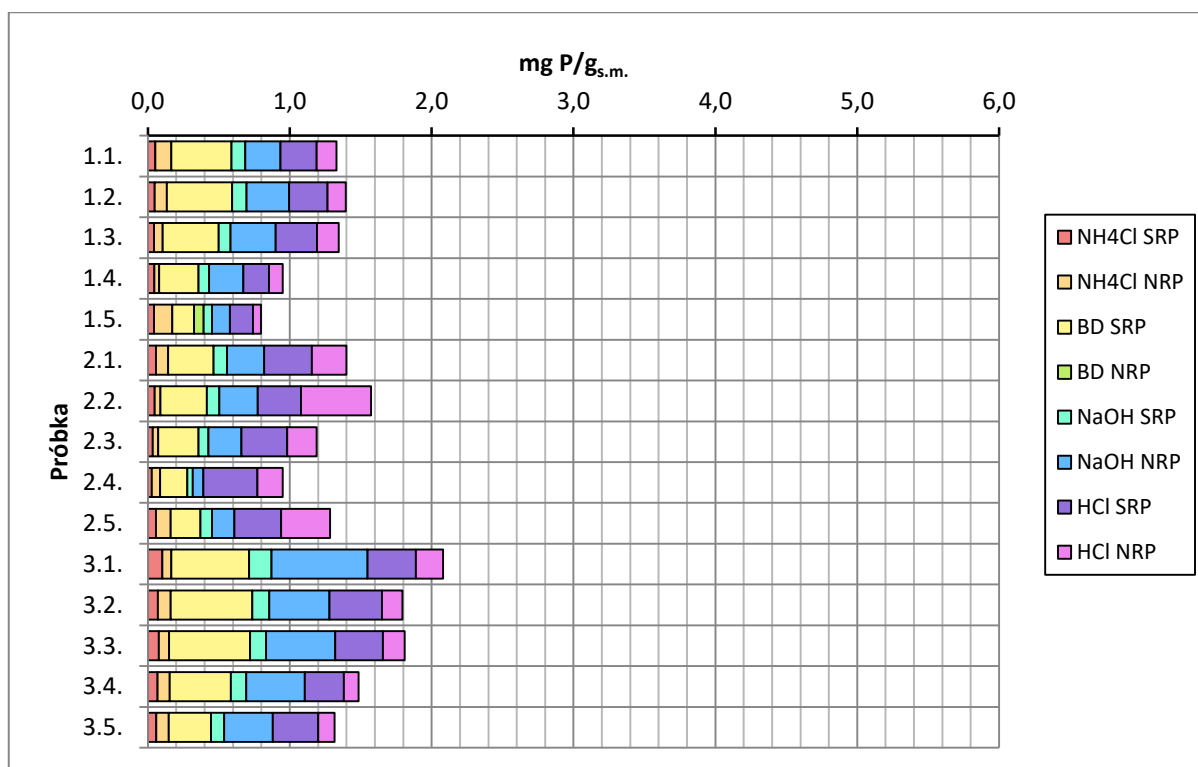


Ryc. 10. Stężenia kolejnych form fosforu reaktywnego SRP (mg P/g<sub>s.m.</sub>) oraz suma stężeń form fosforu niedostępnego biologicznie NRP, na trzech stanowiskach badawczych Jeziora Bukowo we wrześniu 2016

Podobnie jak w czerwcu utrzymywała się przewaga form reaktywnych nad nieaktywnymi biologicznie, co można zaobserwować na ryc. 11 Jednak udział frakcji reaktywnej zmniejszył się o ok. 20% w stosunku na do badań uzyskanych w czerwcu.



Ryc. 11. Udział procentowy sumy frakcji reaktywnej SRP i sumy frakcji niereaktywnej NRP na trzech stanowiskach badawczych jeziora Bukowo we wrześniu w roku 2016  
Z otrzymanych wyników można zauważyć, że podobnie jak w czerwcu dominującą frakcją z form niereaktywnych była frakcja NaOH NRP, która jest odpowiedzialna za zakwity glonów w zbiorniku wodnym (ryc. 12).



Rys. 12. Stężenia fosforu frakcji reaktywnych i niereaktywnych w osadach Jeziora Bukowo w sierpniu w 2016 roku

### 5.5. Jakość wód dopływów i Kanalu Szczuczego

W przypadku dopływów Jeziora Bukowo, wszystkie osiągnęły stan poniżej dobrego. Przyczyną takiego stanu rzeczy był fakt, iż duża część parametrów wskazywała na stan poniżej dobrego.

Dwa naturalne dopływy – Bagnica i Iwięcinka, charakteryzowały się zbliżonymi wartościami parametrów fizyko-chemicznych. Najbardziej problematyczne okazały się stężenia pierwiastków biogennych. W szczególności fosforu ogólnego i fosforanów (tab. 14). Na stan poniżej dobrego wskazywała również grupa parametrów określających zasolenie. Należy jednak zauważyć, że wszystkie dopływy Jeziora Bukowo, ze względu na soją lokalizację i wysoki poziom wody gruntowej, mogą pozostawać pod wpływem wód słonawych. Stąd ponadnormowe wartości wskaźników charakteryzujących zasolenie, mogą wynikać w większym stopniu z czynników naturalnych, niż antropogenicznych.

Tab. 14. Zestawienie sezonowych wartości badanych parametrów dla cieków należących do zlewni bezpośredniej Jeziora Bukowo oraz Kanału Szczuczego

Parametr	Ciek (typ abiotyczny)				
	Bagienica (23)	Iwięcinka (17)	Nowy Rów (0/23*)	Dopływ z polderu Bukowo Morskie (0/17*)	Kanał Szczuczy (0/22*)
ESMI	43,7	-	-	-	-
Temperatura [°C]	15,4	16,7	18,1	17,7	17,1
Zawiesina ogólna [mg/l]	3,6	3,5	6,9	5,7	22,4
Tlen rozpuszczony [mgO <sub>2</sub> /l]	8,58	9,04	5,87	7,62	8,71
BZT <sub>5</sub> [mgO <sub>2</sub> /l]	2	3	6	5	5
TOC [mgC/l]	6,5	6,6	15,6	12,7	5,1
ChZT-Cr [mgO <sub>2</sub> /l]	22	27	72	55	83
Przewodność [µS/cm]	364,4	506,6	550,6	682,5	3640,9
Substancje rozpuszczone [mg/l]	263	372	412	508	3101
Siarczany [mgSO <sub>4</sub> /l]	24	24	60	34	97
Chlorki [mgCl/l]	40,53	37,35	44,56	54,9	160,58
Wapń [mgCa/l]	102,1	140,6	136,9	133,0	122,4
Magnez [mgMg/l]	11	15,9	25,6	25,9	140
Twardość ogólna [mgCaCO <sub>3</sub> /l]	276,1	373,7	405	389	772,2
Odczyn pH	8,66	8,82	8,21	8,77	9,36

Zasadowość ogólna [mgCaCO <sub>3</sub> /l]	4,5	4,5	4,8	5,9	4,3
Azot amonowy [mgN <sub>NH4</sub> /l]	0,27	0,29	0,53	0,4	0,42
Azot Kjeldahla [mgN/l]	0,64	0,88	0,84	0,72	0,86
Azot azotanowy [mgN <sub>NO3</sub> /l]	1,409	1,89	1,614	1,925	0,383
Azot azotynowy [mgN <sub>NO2</sub> /l]	0,042	0,05	0,081	0,069	0,01
Azot ogólny [mgN/l]	2,089	2,822	2,537	2,719	1,25
Fosfor fosforanowy [mgP <sub>PO4</sub> /l]	0,164	0,081	0,115	0,101	0,028
Fosfor ogólny [mgP/l]	0,849	0,694	0,789	0,944	1,035

\* typ abiotyczny założony na potrzeby oceny stanu/potencjału

Dla Bagnicy określono także wartość makrofitowego indeksu rzeczno. Na jego podstawie określono, że jakość rzeki jest dobra. Niestety zbyt duża ilość wskaźników fizykochemicznych spowodowała, że ogólny stan rzeki zakwalifikowano w kategorii – poniżej dobrego. Pomimo tego, że Iwięcinka również jest dopływem naturalnym, w roku 2016 prowadzono na niej prace porządkowe, związane m. in. z usunięciem porastającej jej roślinności, badań wskaźnika makrofitowego nie realizowano.

W przypadku pomniejszych cieków, cechują się one gorszymi wartościami ocenianych parametrów niż główne dopływy zbiornika. Podobnie jednak, jak dopływy główne ich zasadniczym problemem są przekroczenia stężeń fosforu i czynników opisujących zasolenie. Dodatkowym aspektem negatywnym są przekroczenia ilościowe dla grupy parametrów opisujących zanieczyszczenia organiczne. Dotyczy to Nowego Rowu oraz dopływu z polderu Bukowo Morskie. Wynika to z faktu, iż dopływ wód z tych cieków regulowany jest pracą przepompowni. W momencie, kiedy woda nie jest tłoczona do zbiornika, ulega ona zastaniu, co wiąże się z pogorszeniem pewnych właściwości fizyko-chemicznych.

Wartości poszczególnych parametrów uzyskanych w okresie maj-wrzesień przedstawione zostały w załącznikach 9-13.

Wody odpływu - Kanału Szczuczego również zakwalifikowane zostały, jako posiadające stan poniżej dobrego. Wartości notowane w jego przypadku były ściśle uzależnione od tego czy kanał był zasypany czy otwarty, oraz od tego czy przepływ następował z kierunku morza czy jeziora. O przekroczeniach wartości parametrów opisujących zasolenie decydował intensywny dopływ wód z Bałtyku. Z kolei czynniki opisujące warunki biogenne, były odzwierciedleniem ich odpływu z jeziora.

## 6. Bilans biogenów

W 2016 roku przeanalizowano ilość biogenów dostających się do zbiornika za pośrednictwem dopływów bezpośrednich, wraz ze spływem ze zlewni oraz z opadami.

Dane dla cieków naturalnych bądź sztucznych, dopływających bezpośrednio do zbiornika, określono na podstawie pomiarów średniego rocznego przepływu oraz średniego rocznego stężenia biogenów: azotu ogólnego oraz fosforu ogólnego. W przypadku przepompowni posłużono się rocznymi wielkościami odpływu z poszczególnych obiektów, podanymi przez Oddział Terenowy Sławno Zarządu Melioracji i Urządzeń Wodnych oraz średnimi rocznymi stężeniami biogenów uzyskanych dla tych wód. Na tej podstawie określono wartości, które zamieszczono w tab. 15

Tab. 15. Bilans biogenów dostających się do Jeziora Bukowo na podstawie badań w 2016 roku

Dopływ	Odpływ [m <sup>3</sup> /rok]	Azot ogólny [mgN/m <sup>3</sup> ]	Ładunek azotu ogólnego [kgN/rok]	Udział [%]	Fosfor ogólny [mgP/m <sup>3</sup> ]	Ładunek fosforu ogólnego [kgP/rok]	Udział [%]
Bagienica	61231086	1917,2	117393,8	62,9	815,7	49945,2	73,4
Iwięcinka	19764873	3041,6	60117,0	32,2	708,5	14004,1	20,6
Nowy Rów	2367360	1088,5	2576,8	1,4	787,3	1863,9	2,7
Dopływ z polderu Bukowo Morskie	2685960	2414,7	6485,8	3,5	817,8	2196,7	3,2
<b>Suma biogenów pochodzących z dopływów</b>			<b>186573,3</b>	<b>100,0</b>	<b>Suma</b>	<b>68009,8</b>	<b>100,0</b>

Z powyższego zestawienia wynika, że spośród bezpośrednich dopływów Jeziora Bukowo, największe ładunki azotu i fosforu wprowadzane są do zbiornika za pośrednictwem rzeki Bagienicy. Rzeka ta jest odnogą większej rzeki – Grabowej. Ponadto przepływa ona przez Bukowo Morskie. Drugim pod względem ilości doprowadzanych biogenów jest Iwięcinka. Sztuczne kanały, których jakość została przeanalizowana w trakcie badań, wносиły znikome ilości substancji biogenych (poniżej 4%).

Oprócz wyliczeń ładunku biogenów dostających się do Jeziora Bukowo wraz z wodami dopływów bezpośrednich, wyznaczono także ilości tych substancji dostających się do zbiornika z obszaru zlewni i wraz z opadem. Jako wartości ładunków, przyjęto dane literaturowe (Ministerstwo Środowiska 2010). Analizy takie wykonano uwzględniając zlewnię całkowitą

(wariant A) (tab. 16) oraz obszar będący obrysem zbiornika o promieniu 1000 m, który uznano za potencjalnie najbardziej aktywny pod względem dostarczania biogenów do jeziora (wariant B) (tab. 17).

Podstawą do opracowania stały się dane gromadzone w ramach projektu CORINE LAND COVER. Na podstawie legendy tej bazy danych, formy zagospodarowania terenu występujące w zlewni, pogrupowano w zaprezentowane w poniższej tabeli zespoły.

Tab. 16. Bilans biogenów dostających się do Jeziora Bukowo wraz ze sływem powierzchniowym ze zlewni całkowitej oraz opadami (wariant A)

Sposób użytkowania terenu	Powierzchnia [ha]	Udział [%]	Ładunek azotu [kgN/ha/rok]	Udział [%]	Ładunek fosforu [kgP/ha/rok]	Udział [%]
Obszary użytkowane rolniczo	3 991,6	58,4	35 924,3	55,2	1 197,5	48,5
Lasy	1 445,0	21,2	2 174,9	3,3	145,0	5,9
Łąki	740,7	10,8	2 222,0	3,4	148,1	6,0
Ugory	6,0	0,1	17,9	0,03	1,2	0,05
Środowiska podmokłe	367,9	5,4	551,8	0,8	36,8	1,5
Zabudowa	267,9	3,9	1 607,2	2,5	241,1	9,8
Zbiorniki wodne	6,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>Suma</b>	<b>6 829,9</b>	<b>100,0</b>				
Opady*	1 747,4		22 541,5	34,7	699,0	28,3
<b>Suma</b>			<b>65 039,6</b>	<b>100,0</b>	<b>2 468,6</b>	<b>100,0</b>

\* opady obliczane bezpośrednio na powierzchnię zbiornika

Tab. 17. Bilans biogenów dostających się do Jeziora Bukowo wraz ze sływem powierzchniowym ze obszaru o promieniu 1000 m od linii brzegowej oraz opadami (wariant B)

Sposób użytkowania terenu	Powierzchnia [ha]	Udział [%]	Ładunek azotu [kgN/ha/rok]	Udział [%]	Ładunek fosforu [kgP/ha/rok]	Udział [%]
Obszary użytkowane rolniczo	463,9	31,4	4 175,3	14,5	139,2	13,7
Lasy	390,8	26,5	586,2	2,0	39,1	3,9
Łąki	231,5	15,7	694,4	2,4	46,3	4,6
Ugory	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Środowiska podmokłe	318,4	21,6	477,6	1,7	31,8	3,1
Zabudowa	64,9	4,4	389,3	1,3	58,4	5,8
Zbiorniki wodne	6,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>Suma</b>	<b>1 475,5</b>	<b>100,0</b>				
Opady*	1 747,4		22 541,5	78,1	699,0	68,9
<b>Suma</b>			<b>28 864,3</b>	<b>100,0</b>	<b>1 013,8</b>	<b>100,0</b>



Z obu powyższych zestawień wynika, że w przypadku zlewni całkowitej głównym dostawcą biogenów jest spływ powierzchniowy z obszarów użytkowanych rolniczo. Przekłada się to także na opisany uprzednio bilans. Ze względu na to, iż przemiany biogenów w środowisku są niezwykle dynamiczne, bardziej uzasadnione jest opieranie się w tej sytuacji na danych pochodzących z najbliższego otoczenia zbiornika.

W przypadku wariantu B wykazano, że pomimo stosunkowo dużych powierzchni zajmowanych przez obszary użytkowane rolniczo, największe ilości biogenów doprowadzane są do zbiornika wraz z bezpośrednim opadem. Stanowi on dość kłopotliwe źródło biogenów, ponieważ nie można mu w większym stopniu zaradzić.

Ostatnim etapem szacowania ilości biogenów dostarczanych do zbiornika było określenie procentowego udziału poszczególnych źródeł w ogólnym bilansie (tab. 18). W obliczeniach tych przyjęto założenie, że brana będzie pod uwagę wartość biogenów wyznaczonych dla wariantu B.

Tab. 18. Ogólny bilans biogenów trafiających do Jeziora Bukowo

Źródło	Ładunek azotu [kgN]	Udział [%]	Ładunek fosforu [kgP]	Udział [%]
Bagienica	117 393,8	54,5	49 945,2	72,4
Iwięcinka	60 117,0	27,9	14 004,1	20,3
Nowy Rów	2 576,8	1,2	1 863,9	2,7
Dopływ z polderu Bukowo Morskie	6 485,8	3,0	2 196,7	3,2
Obszar o promieniu 1000 m od linii brzegowej	6 322,8	2,9	314,8	0,5
Opady	22 541,5	10,5	699,0	1,0
<b>Suma</b>	<b>215 437,7</b>	<b>100,0</b>	<b>69 023,7</b>	<b>100,0</b>

Po uwzględnieniu wszystkich zewnętrznych źródeł biogenów w zbiorniku (tab. 18) oszacowano, że największe ilości substancji pożywkowych dostają się do zbiornika za pośrednictwem głównych dopływów i to zachowanie ich jakości jest kluczowym w celu ograniczenia tempa eutrofizacji.

W analizach podjęto również próbę oszacowania wielkości odpływu biogenów z Jeziora Bukowo. W tym celu przeanalizowano ładunki biogenów określone dla Kanału Szczuczego oraz wielkość odpływu. Analiza ta ma jedynie charakter poglądowy, ponieważ Kanał Szczuczy stanowi zarówno drogę odprowadzania, jak i doprowadzania wody do Jeziora Bukowo. Sytuacja odprowadzania biogenów zależy, więc głównie od występowania zjawiska cofki oraz faktu czy kanał jest zasypyany piaskiem czy jest otwarty.

Nie mniej jednak w celach porównawczych przeanalizowano kilka wariantów. Najniższy odnotowany podczas badań przepływ wynosił 0,14 m<sup>3</sup>/s, podczas gdy najwyższy był bliski 1,95 m<sup>3</sup>/s. Wartości maksymalne z odnotowanych wartości przepływu zbliżone są do obserwacji średniego przepływu notowanego na sąsiednim Jeziorze Jamno. Wartości maksymalne, które zostały na nim odnotowane w tym samym czasie były bliskie 21 m<sup>3</sup>/s (w sytuacji, gdy wrota sztormowe były otwarte, a poziom wód wysoki). Użytkownicy Jeziora Bukowo wskazują, że w związku z dość niskim poziomem wód w zbiorniku, Kanał Szczuczy bardzo rzadko jest drożny. W sytuacji wzrostu poziomu w wodzie i udrożnieniu kanału wartości odprowadzanych ilości wody mogły być zbliżone do tych, notowanych na Jamnie. Z tego względu wzięto pod uwagę również możliwość wystąpienia hipotetycznego odpływu maksymalnego (tab. 19).

W ten sposób przeanalizowano wielkość odpływu biogenów. Do obliczeń przyjęto średnią sezonową wartość stężeń azotu i fosforu, ponieważ ich wielkość nie jest jednoznacznie definiowana przez wielkość odpływu.

Tab. 19. Ilość biogenów odpływająca z Jeziora Bukowo w wariantach minimalnym, średnim i maksymalnym

Wariant odpływu wody za pośrednictwem Kanału Szczuczego [m <sup>3</sup> /rok]		Azot ogólny [mgN/m <sup>3</sup> ]	Ładunek azotu ogólnego [kgN/rok]	Fosfor ogólny [mgP/m <sup>3</sup> ]	Ładunek fosforu ogólnego [kgP/rok]
minimalny	4 257 360	1 046,3	4 454,4	954,0	4 061,4
<b>średni</b>	<b>32 828 976</b>		<b>34 348,0</b>		<b>31 317,8</b>
maksymalny	61 400 592		64 241,7		58 574,3
maksymalnyhipotetyczny	662 256 000		692 899,4		631 771,7

Przy założeniu, że w ciągu roku przeważa średni odpływ, ilość odprowadzanego ładunku azotu stanowi 1/6 ładunku doprowadzanego za pośrednictwem bezpośrednich dopływów. W przypadku fosforu odprowadzana jest więcej niż połowa ładunku doprowadzanego w sposób opisany powyżej.

Otrzymane wyniki porównano z kryteriami Vollenweidera (1976), podanymi przez Giercuskiewicz-Bajtlik (1990), które określają dopuszczalne i niebezpieczne obciążenie jeziora azotem i fosforem (tab. 20).

Tab. 20. Wartości graniczne ładunku dopuszczalnego i niebezpiecznego dla Jeziora Bukowo

	<b>Jednostka</b>	<b>Ładunek azotu</b>	<b>Ładunek fosforu</b>
Dopływ*	[kg/rok]	215 437,7	69 023,7
Odpływ**	[kg/rok]	34 348,0	31 317,8
<b>Retencja biogenów w zbiorniku</b>	[kg/rok]	<b>181 089,7</b>	<b>37 705,9</b>
<b>Roczne obciążenie 1 m<sup>2</sup>zbiornika biogenami</b>	[g/m <sup>2</sup> r]	<b>12,4</b>	<b>2,2</b>
Ładunek dopuszczalny	[g/m <sup>2</sup> r]	0,53	0,04
Ładunek niebezpieczny	[g/m <sup>2</sup> r]	1,07	0,07

\* wariant opisujący dopływ ze zlewni bezpośrednio

\*\* wariant średniego odpływu biogenów ze zbiornika

Po odniesieniu ładunku biogenów w zbiorniku do wartości zaproponowanych przez Vollenweidera stwierdzono, że oba pierwiastki w znacznym stopniu przekraczają wartości dopuszczalne. Ich stężenia przekraczają również wartości określone jako niebezpieczne. W przypadku azotu wartość ta przekroczona jest blisko 11-krotnie, natomiast w odniesieniu do fosforu ponad 31-krotnie.

## 7. Podsumowanie

Dzięki prowadzonym badaniom uzyskano ocenę aktualnego stanu ekologicznego Jeziora Bukowo. Dla jeziora obecnie określono stan ekologiczny jako zły. Wpływ na to miała przede wszystkim ocena jakości fitoplanktonu. Nieco korzystniej wypadły wody dopływów choć i te okazały się źródłem dostawy biogenów do jeziora. Biorąc pod uwagę nasze doświadczenia z minionych lat (Heese 2007) to jakość wody się pogorszyła. Przyczyny raczej należy upatrywać w procesach związanych z gospodarką wodno-ściekową i postępująca urbanizacją terenów miejskich i podmiejskich oraz intensyfikacją rolnictwa.

W obecnej sytuacji nie można zaproponować jakiegokolwiek interwencji w misie jeziornej Jeziora Bukowo. Zaproponowanie zabiegów ochronnych dotyczą rzeki Bagienicy oraz dopływu Iwięcinki. Tutaj można zaproponować ochronę z wykorzystaniem siedlisk wodno-błotnych wprowadzając elementy oczyszczalni botanicznych. Dodatkowo ważnym elementem będzie opracowanie kompleksowej ochrony strefy przybrzeżnej jeziora wraz z oceną presji turystycznej. Ważnym elementem ochrony będzie zachowanie procesów naturalnych wynikających z połączenia jeziora z morzem. Koniecznie należy rozważyć wprowadzenie automatycznych stacji monitoringu poziomu wody i zasolenia podobnie jak to zrealizowano na jeziorze Jamno

## 7.1. Działania mające na celu obniżenie ładunków zewnętrznych obciążających jezioro

Eutrofizacja wód jako proces naturalny jest efektem wielu zjawisk zachodzących na powierzchni ziemi od erozji wodnej, wietrznej (eolitycznej) i produkcji biologicznej ekosystemów lądowych. Wraz z rozwojem cywilizacyjnym, powstawaniem wielkich aglomeracji miejskich, uprzemysłowienia produkcji rolnej i jej chemizacji jeziora i inne zbiorniki wodne okazały się odbiornikami zanieczyszczeń pochodzących już nie tylko ze zlewni ale też i atmosfery. Jednocześnie nasilającej presji człowieka na ekosystemy wodne nie towarzyszyła równolegle odpowiednio dostosowana gospodarka wodno-ściekowa. Lata zaniedbań skutkowały przyspieszeniem eutrofizacji i w konsekwencji obecnie liczne jeziora odznaczają się silnymi zakwitami fitoplanktonu, w tym niebezpiecznych sinic, spadkiem produkcji rybackiej cennych gatunków ryb, zanikiem tlenu w strefie przydennej itd. Postępy w rozwoju technologii chroniących środowisko naturalne i olbrzymie inwestycje jedynie powstrzymały niebezpieczny trąd obniżania jakości wód. Jeziora jako miejsca akumulacji materii organicznej zgromadziły jej nadmiar a w procesach biogeochemicznych (rozkładu) ekosystemy wodne stają się nie wydolne. Zaradzić tym zjawiskom można poprzez zastosowanie zabiegu rekultywacji. Aktualnie w Polsce około 30% jezior wymaga zabiegów ochronnych o charakterze interwencji polegającej na obniżeniu trofii zbiornika. Zwykle to dotyczy jezior ważnych z punktu widzenia rozwoju regionalnego, turystyki i jezior położonych w bliskim sąsiedztwie miast.

Rekultywacja jezior to generalnie działania służące kontroli eutrofizacji. Dzielimy je na zabiegi prowadzone w warunkach:

- *ex situ* – obejmujące działania zewnątrz, realizowane w obrębie zlewni – utożsamiane z pojęciem ochrony zbiorników wodnych;
- *in situ* – prowadzone w obrębie misy jeziornej, będące odpowiednikiem pojęcia rekultywacja (Heese i in. 2013)

Należy przy tym pamiętać, że jedynie odpowiednio skonstruowane przepisy prawne i normy społeczne, odnoszące się do racjonalnego korzystania z wód, dają gwarancję skuteczności działań ochronnych czy zabiegu rekultywacji (Klapper 2003).

Działania ochronne koncentrują się głównie na ograniczeniu ilości zanieczyszczeń powstających w zlewni oraz opóźnieniu ich odpływu do zbiornika. Najczęściej obejmują one:

- wprowadzenie zmian w sposobie zagospodarowania i użytkowania zlewni (w szczególności rolniczych);

- ograniczenie ilości zanieczyszczeń pochodzących ze źródeł punktowych;
- kontrolę ilości biogenów dopływających do zbiornika wraz z wodami dopływów.

Zdarzyć się może, że działania pozwalające na osiągnięcie wyżej wymienionych efektów, mogą w zupełności wystarczyć do spowolnienia tempa eutrofizacji zbiornika. Tam, gdzie okażą się one niewystarczające, należy przedsięwziąć stosowne działania rekultywacyjne. Zaznaczyć należy jednak, że bez działań ochronnych, osiągnięcie zamierzonych celów rekultywacyjnych może być w znacznym stopniu utrudnione, a czasem wręcz niemożliwe.

W literaturze spotkać można wiele sposobów klasyfikacji wewnętrznych metod kontroli eutrofizacji. Najczęściej wymienianym kryterium podziału jest sposób prowadzenia zabiegu. Wyróżnia się wówczas metody oparte o wykorzystanie:

- zjawisk fizycznych i jednostkowych procesów mechanicznych – metody fizyczne (techniczne);
- substancji chemicznych – metody chemiczne;
- organizmów żywych i relacji między nimi (głównie troficznych) – metody biologiczne

W związku z opracowaniem coraz to nowych technik, kryteria te ulegają jednak zatarciu. Przykładowo, opisana poniżej technika *cappingu* z wykorzystaniem barier aktywnych, może być jednocześnie rozpatrywana jako technika fizyczna lub chemiczna. Ich krótką charakterystykę przedstawiono poniżej.

## **Metody kontroli eutrofizacji *in situ***

### **Napowietrzanie wód**

Technika ta należy do najczęściej stosowanych metod rekultywacyjnych na świecie (Lossow 1998; Gawrońska i in. 2000). W Polsce stosowano ją w przypadku ok. 62% zbiorników wodnych poddanych zabiegowi rekultywacji (Burak i Pawlik 1988; Solarczyk i Burak 2000; Jankowski 2007). Jej zasadniczą rolą jest doprowadzenie powietrza (lub coraz częściej także czystego tlenu) do wody. W teorii służy to poprawie warunków habitatowych oraz wpływa na wartość potencjału oksydacyjno-redukcyjnego, od którego w zależą warunki rozkładu materii w ekosystemach wodnych (Browne 2013).

Prowadzenie napowietrzania zalecane jest głównie w przypadku zbiorników głębokich, wykazujących stratyfikację termiczno-tlenową. Rzadziej stosowane jest w zbiornikach płytkich, gdzie przeważnie wykorzystuje się je jako działanie doraźne – poprawiające warunki habitatowe lub wspierające inne zabiegi (Lossow 1996)(Cooke i in. 2005). Wyróżnić można dwa zasadnicze sposoby prowadzenia napowietrzania:

a) aeracja z destratyfikacją termiczną

W rozwiązaniu tym uwzględnia się wymieszanie całej masy wody, przez co dochodzi do zniszczenia panującego w czasie stagnacji uwarstwienia termiczno-tlenowego. Najczęściej wykorzystuje się w tym celu aeratory dyfuzorowe, składające się na ogół z posadowionej na brzegu sprężarki, połączonej z systemem perforowanych rur, dysz lub innych prostych dyfuzorów. Generowane przez nie pęcherzyki powietrza, wnoszą równocześnie chłodniejsze wody hypolimnionu ku powierzchni. Kiedy tam dotrą, ulegają nagrzaniu, po czym rozchodzą się po powierzchni i ponownie opadają, wywołując efekt mieszania wody (Lossow 1996)(Jørgensen i in. 2005). Kluczowym procesem zapewniającym wymianę gazową jest kontakt wody z powietrzem atmosferycznym. Sama dyfuzja tlenu, do której dochodzi podczas wylotu powietrza z dyszy, stanowi tylko niewielki procent całego procesu napowietrzania (Cooke i in. 2005). Podobny efekt można osiągnąć stosując techniki mechanicznego mieszania wody, w których obrót śruby lub śmigła powoduje wtłoczenie wody powierzchniowej w głąb zbiornika, wymuszając tym samym ruch cyrkulacyjny wody i związane z nim napowietrzanie (Lorenzen i Fast 1977)(Cooke i in. 2005).

Efekty zabiegów napowietrzania, prowadzonych z destratyfikacją są trudne do przewidzenia. Największym problemem jest wzrost temperatury wody, będący następstwem jej mieszania. Zmiana wartości tego parametru wpływa bezpośrednio na właściwości fizyczne wody oraz przebieg procesów biologicznych i chemicznych, co oznacza trudne do przewidzenia skutki prowadzenia tego zabiegu (Cooke i in. 2005).

b) aeracja z zachowaniem uwarstwienia termicznego

Stosowanie zabiegów klasyfikowanych w tej grupie metod, pozwala na ograniczenie możliwości wystąpienia potencjalnych, negatywnych skutków destratyfikacji. Techniki te są bardziej precyzyjne, dzięki czemu napowietrzane są tylko określone warstwy wody (Jørgensen i in. 2005).

Z oczywistych względów najczęściej napowietrzaną strefą jest hypolimnion (Nordin i McKean 1982). Pierwsze techniki, polegały głównie na wypompowywaniu wód hypolimnionu do znajdujących się na brzegu basenów rozpryskowych, gdzie ulegały one napowietrzeniu, po czym grawitacyjnie odprowadzano je do profundalu zbiornika. Wzrost temperatury był w takich przypadkach niewielki, dzięki czemu nie dochodziło do zaburzenia pierwotnego uwarstwienia wód. Techniki te stały się podstawą do opracowania różnorodnych metod napowietrzania pulweryzacyjnego, w których dochodzi do celowego rozpylenia wód w powietrzu, wspomaganego czasami pracą wentylatorów lub wiatraków, dzięki którym dochodzi do intensyfikacji wymiany gazowej (Rzewuska i Jankowski 1988).

Oprócz technik aeracji pulweryzacyjnej, stosować można także aerację z unoszeniem powietrza. Najprostszą grupą urządzeń tego typu są aeratory dyfuzorowe, które prowadzą proces napowietrzania z mniejszą intensywnością i generują mniejsze pęcherzyki gazu, dzięki czemu są one w stanie rozpuścić się w wodzie przed dotarciem do metalimnionu (Cooke i in. 2005).

Bardziej wyspecjalizowaną grupę stanowią aeratory, w których proces napowietrzania odbywa się wewnątrz korpusu urządzenia. W zależności od konstrukcji wyróżnić można aeratory z częściowym lub całkowitym unoszeniem powietrza. W obu grupach urządzeń, powietrze podawane jest od dołu. W przypadku aeratorów z częściowym unoszeniem powietrza mieszanina wody i powietrza nie dociera do powierzchni zbiornika, ponieważ do jej rozdzielenia dochodzi poniżej zwierciadła wody. W efekcie napowietrzona woda powraca do hypolimnionu, a niewykorzystana nadwyżka powietrza, ulatuje bezużytecznie do atmosfery. Bardziej ekonomicznym wydaje się, więc stosowanie aeratorów z całkowitym unoszeniem powietrza, w których mieszanina wody i gazu wznosi się na wysokość zbliżoną do powierzchni wody. Wyklucza to problem związany ze stratami energetycznymi, do jakich dochodzi w czasie sprężania powietrza. Oprócz tego wydłużenie czasu kontaktu wody z powietrzem, zapewnia efektywniejszą aerację. Aeratory tego typu cieszyły się w Polsce dużą popularnością w latach 70, 80 i 90-tych, do najpowszechniej stosowanych, należały wówczas aeratory Limnox (aerator z częściowym unoszeniem powietrza) i Ekoflox (aerator z całkowitym unoszeniem powietrza) (Rzewuska i Jankowski 1988; Lossow 1996).

Zdecydowanie mniejszą popularnością cieszą się urządzenia przeznaczone do napowietrzania epilimnionu lub płytkich zbiorników niestratyfikowanych, w których deficyty tlenowe zdarzają się niezmiernie rzadko. Aeratory stosuje się wówczas w celu poprawy warunków habitatowych i przeważnie łączą one w sobie funkcje napowietrzania i ozdoby (np. aeratory rozbryzgowo lub kaskadowe) (Podsiadłowski i Andrzejewski 2000; Hudson i Kirschner 1997).

Pełną dowolność w zakresie doboru głębokości napowietrzania zapewniają aeratory warstwowe. Woda, która ulega napowietrzeniu wewnątrz ich korpusu może zostać odprowadzona na dowolną głębokość zbiornika, bez zaburzania występującej w nim stratyfikacji. Daje to możliwość wyeliminowania negatywnych skutków ubocznych, które mogą wystąpić podczas stosowania innych technik napowietrzania, tj.: przesylenie wody azotem, zwiększenie dyfuzji gazów do epilimnionu czy też odtlenienie metalimnionu (Cooke i in. 2005; Jørgensen i in. 2005).

## Usuwanie osadów dennych

Technika ta uznawana jest za najbardziej skuteczną metodę rekultywacji. W teorii – usunięcie określonej objętości osadów, powoduje przywrócenie stanu zbiornika do momentu, kiedy osadów, a więc i wewnętrznego źródła biogenów było mniej (Kajak 1994; Faithfull 2005). Dodatkowo, zabieg ten może mieć na celu: pogłębienie zbiornika, ograniczenie zasięgu występowania makrofitów lub pozbycie się osadów zanieczyszczonych substancjami uznawanymi za niebezpieczne (Peterson 1981; Cooke i in. 2005).

Przed przystąpieniem do zabiegu należy jednak dokładnie zbadać skład chemiczny osadów i zapoznać się ze skalą zjawiska wewnętrznego zasilania zbiornika fosforem. W niektórych przypadkach, pojemność sorpcyjna osadów może być na tyle duża, że właśnie po ich usunięciu może dojść do pogorszenia się stanu środowiska (Drábková 2007).

W praktyce jest to zabieg bardzo złożony i skomplikowany pod względem technicznym (Lossow 1996). Najczęściej stosowaną techniką jest bagrowanie, polegające na wydobyciu osadów spod powierzchni wody. Urządzeniami wykorzystywanymi w tym procesie są bagrownice, wśród których wyróżnić można:

### a) bagrownice mechaniczne

W ich przypadku, do wydobycia osadów dochodzi na skutek bezpośredniego wykorzystania siły mechanicznej. Do najpopularniejszych urządzeń tego typu zalicza się bagrownice chwytakowe oraz bardziej efektywne – bagrownice wieloczerpakowe (kubłowe) (Kozioł i Machniak 2011). Możliwości ich pracy zależą głównie od stabilności podłoża, ponieważ przystosowane są do usuwania osadów o dużej zawartości cząstek stałych. Niestety, ich stosowanie powoduje duże zmiany w strukturze dna oraz przyczynia się do resuspensji (Cooke i in. 2005; OSWER 2005).

### b) bagrownice hydrauliczne

Urządzenia z tej grupy, przystosowane są do usuwania osadu w postaci szlamu. Podstawowymi konstrukcjami tego typu są bagrownice ssące, które zasysają mieszaninę wody i osadów. Może być ona odprowadzana bezpośrednio na ląd, jak ma to miejsce w przypadku bagrownic refulujących lub gromadzona w zbiornikach znajdujących się na pokładzie bagrownic nasiębiernych (tzw. *hoopers*). Urządzenia te pozwalają na bardziej precyzyjne usunięcie osadów oraz większą kontrolę resuspensji (Cooke i in. 2005).

### c) bagrownice pneumatyczne

Stanowią najbardziej wyspecjalizowaną grupę urządzeń, które mogą być dostosowywane do potrzeb konkretnych zbiorników. Przykładami takich konstrukcji mogą być urządzenia: *Oozer*, *Cleanup*, *Pneuma* lub *Sanieromat*. Do zassania osadów, dochodzi



najczęściej na skutek wytworzenia podciśnienia w korpusie urządzenia. Kiedy komora napelni się osadem, zamknięciu ulega zawór zwrotny, a doprowadzone do korpusu powietrze, wtlacza zgromadzony w nim osad do przewodu odprowadzającego. Bagrownice te cechuje najwyższy stopień kontroli resuspensji, jednak wysokie koszty powodują, że dotychczas stosowano je na niewielu zbiornikach (Cooke i in. 2005).

Poza bagrowaniem zastosować można jeszcze jedną technikę. Polega ona na całkowitym odpompowaniu wody ze zbiornika. Odsłonięte wówczas osady mogą być usunięte metodami wykorzystywanymi podczas zwykłych robót ziemnych. Stosowana jest niezmiernie rzadko, przeważnie w przypadku małych zbiorników wodnych (Klapper 2003).

Usuwanie osadów dennych należy do najdroższych technik rekultywacyjnych. Poza kosztami samego wydobycia, zawsze należy mieć na uwadze los urobku. Często musi on ulec odwodnieniu, a pozostałości po tym procesie muszą zostać odpowiednio zagospodarowane (Cooke i in. 2005; Faithfull 2005; Jørgensen i in. 2005). Najkorzystniejsza sytuacja ma miejsce wtedy, gdy wydobyte osady mogą zostać wykorzystane w celach nawozowych. Tam gdzie ich jakość nie pozwala na zastosowanie w rolnictwie, mogą być one wykorzystane jako materiał poprawiający właściwości strukturalne gruntów (Wysocki 1993). Rozważane jest również wykorzystanie energetyczne dla osadów o wysokiej wartości ciepła spalania (Boguski i in., 2015).

### **Izolowanie osadów dennych**

Technika ta stanowi tańszą alternatywę bagrowania. Polega ona na oddzieleniu osadów dennych od wody nadosadowej, poprzez przykrycie ich powierzchni odpowiednią dla danego przypadku warstwą izolującą (Wiśniewski 2009; Pęczuła 2012; Wawrzonkowski i in. 2013). Początkowo technikę tą stosowano w przypadku zanieczyszczonych osadów morskich i oceanicznych. Zabezpieczano je poprzez przykrycie ich stosowną warstwą izolującą, od czego wywodzi się angielska nazwa tej metody – *capping* (z ang. przykrywanie). Przybierający na sile problem eutrofizacji, przyczynił się do rozwoju tej techniki w zakresie izolowania pierwiastków biogennych w osadach dennych.

W technice tej stosować można dwie grupy barier – mechaniczne lub aktywne. Zadaniem bariery mechanicznej jest fizyczne oddzielenie wody naddennej od osadów, następujące poprzez ułożenie na nich warstwy izolującej. Może być ona utworzona z materiałów naturalnych (tj. piasek, glina, żwir), syntetycznych (geowłóknin i tworzyw sztucznych) lub ich kombinacji (Drábková 2007).

Bariery aktywne stanowią udoskonaloną wersję barier mechanicznych. Zawierają dodatkowe warstwy, utworzone z substancji o właściwościach sorpcyjnych, redukcyjnych lub reaktywnych. Znane są przypadki stosowania materiałów takich jak: bentonit, węgiel aktywny, syderyt (dla kontroli pH), biopolimery, kalcyt, zeolity czy koagulanty (Lin i in. 2011).

Stosowanie wymienionych substancji przybliża tą technikę do innych metod polegających na immobilizacji biogenów. Z tego powodu, w literaturze mianem *cappingu* określa się czasem proces tworzenia warstwy izolującej na dnie, będący efektem sedymentacji kompleksów koagulant–zawiesina (Lampert 2010; Miller 2005).

Za *cappingiem*, jako metodą rekultywacji przemawiają relatywnie niskie koszty, jednak należy mieć na uwadze, że są one głównie uzależnione od stopnia złożoności warstwy izolującej, dobieranej w zależności od konkretnych potrzeb. Wybór sposobu układania warstw zależy od wielu czynników, do których zalicza się: wielkość powierzchni przeznaczanej do przykrycia, rodzaj dna oraz postać materiału izolacyjnego. Niezwykle istotnym elementem *cappingu* jest dobór odpowiedniej grubości warstwy izolującej. Należy pamiętać o tym, że grubsza warstwa izolacji, niekoniecznie przekłada się na jej skuteczność. W niektórych sytuacjach zbyt silny nacisk izolacji na dno, może doprowadzić do wypchnięcia wody interstycjalnej z przestrzeni między ziarnami osadu i jej przeniknięcia do wody nadosadowej (Miller 2005; Wiśniewski 2009).

Izolowanie osadów sprawdza się najlepiej w głębokich zbiornikach stratyfikowanych, o możliwie równym i łagodnie nachylnym dnie. Charakter zabiegu w znacznym stopniu ogranicza jednak jego wykorzystanie w zbiornikach płytkich lub strefach płytkowodnych, w których występują silne ruchy wody. Powodują one poważne zagrożenie dla stateczności warstwy izolującej. Poza tym *capping* powoduje wypływanie zbiornika, które może skutkować nadmierną ekspansją roślinności wodnej (Cooke i in. 2005).

### **Regulacje hydrauliczne**

Techniki te polegają się na prowadzeniu kontrolowanych regulacji poziomu wody w zbiorniku. Szczególnie predysponowanymi do ich zastosowania są akweny, których dopływy oraz/lub odpływy wyposażone są w zespoły budowli hydrotechnicznych (Nowak i Grześkowiak 2010). Obecność konstrukcji regulujących przepływ w znacznym stopniu obniża koszty zabiegu, ponieważ wykorzystuje się istniejącą już infrastrukturę (Cooke i in. 2005). Wśród nich, wyróżnić można trzy najważniejsze grupy technik:

a) okresowe obniżenie poziomu zwierciadła wody

Metoda ta proponowana jest jako sposób kontroli rozwoju niektórych organizmów wodnych – w szczególności makrofitów. Obniżenie poziomu wody może skutkować odsłonięciem roślinności wodnej, która w zależności od pory roku może ulec przemrożeniu lub wysuszeniu. Zabieg ten polecany jest także, jako działanie stabilizujące silnie uwodnione osady denne. W miejscach gdzie występuje taki problem, konsolidacja osadów pozwala na ukorzenianie się roślin wodnych, które dodatkowo stabilizują dno. Ponadto, obniżenie poziomu wody może być stosowane jako działanie wspierające inne zabiegi – w szczególności bagrowanie lub capping.

Stosowanie tej metody wzbudza jednak pewne obawy. Ograniczenie ilości makrofitów powoduje osłabienie zależności konkurencyjnych, jakie występują między nimi a fitoplanktonem. Oprócz tego, obniżenie poziomu wody wpływa również na przekształcenia w zespole ichtiofauny i stanowi zagrożenie dla organizmów bentosowych. W skrajnych przypadkach, zmiana stosunków wodnych w otoczeniu zbiornika, może prowadzić do uwolnienia biogenów, zgromadzonych w jego strefie buforowej (Cooke i in. 2005).

#### b) okresowe podwyższenie poziomu zwierciadła wody (rozcieńczenie wód)

Sztuczne podwyższenie poziomu wody ma na celu wywołanie efektu zmniejszenia koncentracji biogenów, będącego następstwem zwiększenia objętości wody (Cooke i in. 2005)(Jørgensen i in. 2005)(Chełmicki 2012). Pierwszym warunkiem prowadzenia tego zabiegu jest obecność infrastruktury umożliwiającej regulację przepływu, która pozwoli na ochronę okolicznych terenów przed zalaniem. Drugi wymóg dotyczy dostarczenia do zbiornika lepszej jakościowo wody. Dotychczas wykorzystywano w tym celu wodę pochodzącą z wodociągów miejskich, innych mniej zeutrofizowanych akwenów lub ze specjalnie skierowanych cieków (Lossow 1996). Wysokie koszty przesyłu wody, trudności techniczne oraz zaburzenie warunków hydrologicznych w zlewni, mogą uniemożliwić wykorzystanie tej metody.

#### c) wymiana wód

Także w przypadku tej techniki, niezbędnym staje się doprowadzenie wody o korzystniejszych parametrach jakościowych. Różnicą w stosunku do poprzednich, jest konieczność utrzymania stałego poziomu wody w zbiorniku.

Istnieje kilka wariantów tej techniki, których wybór uzależniony jest głównie od typu miktycznego zbiornika, poddawanego rekultywacji. W zbiornikach polimiktycznych, najczęściej prowadzi się zabieg przemywania. Idea tego procesu zbliżona jest w teorii do techniki rozcieńczania i pozwala osiągnąć te same efekty, dodatkowo przyspieszając tempo

wymiany wody (Welch 1981). Obarczona jest niestety także pewnymi niedogodnościami. Metoda ta nie jest polecana w przypadku jezior położonych w ciągu, ponieważ biogeny wypłukane z jednego zbiornika mogą zostać skumulowane w kolejnym. Z kolei w akwenach o zbyt urozmaiconym kształcie, może dojść do gromadzenia biogenów w tych częściach zbiornika, które nie leżą bezpośrednio na linii dopływ–odpływ (Lossow 1996). Inną ważną kwestią jest wybór odpowiedniego odbiornika. Wody, które będą do niego odprowadzane nie mogą powodować w nim zaburzeń reżimu hydrologicznego, termicznego i chemicznego (Chełmicki 2012). W Polsce testowano tą metodę na Jeziorze Długim w Olsztynie, jednak nie przyniosła ona zamierzonych efektów (Gawrońska i in. 2005).

W akwenach stratyfikowanych, mechanizm wymiany wód uzależniony jest od panującej w nich struktury termicznej. W okresie letnim, wymianie podlegają ciepłe i lżejsze wody powierzchniowe, z kolei w czasie cyrkulacji wymieniania jest już cała masa wody (Kudelska i in. 1994). Występowanie tych zależności powoduje, że w przypadku zbiorników stratyfikowanych stosuje techniki usuwania wód hypolimnionu lub ich selektywną wymianę.

Pierwsza z nich określana jest mianem: metody rurociągu Olszewskiego lub metody kortowskiej (Mientki 1986). Zamierzonym efektem stosowania tej techniki jest usunięcie wód naddennych bogatych w fosfor, który przedostaje się do nich na skutek odtlenienia hypolimnionu (Lossow 1996). Działanie tej techniki oparte jest o wykorzystanie rurociągu, spełniającego rolę lewara hydraulicznego, który odprowadza zassaną ze zbiornika wodę. Ważnym elementem jest obecność zastawki piętrzącej na odpływie, dzięki której można kontrolować warunki odprowadzania wód (Mientki 1996). Technika ta jest relatywnie tania i skuteczna, jednak osiągnięcie zadowalających wyników wymaga czasu. Niektórzy praktycy, nie polecają jej stosowania w zbiornikach o objętościach przekraczających 250 000 m<sup>3</sup>. W ich przypadku, technika ta może okazać się niewystarczająca do ograniczenia procesu uwalniania fosforu z osadów dennych (Nürnberg 1987). Koniecznym jest także utrzymanie stałego poziomu wody, bez którego może dojść do odkrycia dużych połąci dna i uwolnienia zmagazynowanych w nim biogenów (Chełmicki 2012)(Kumar 2008).

Nowszą wersją tej techniki jest metoda selektywnej wymiany wód. Do jej rozwoju przyczyniły się korzystne rezultaty, osiągnięte w momencie równoczesnego odprowadzania części wód naddennych oraz powierzchniowych. Usunięcie wód epilimnionu pozwala na ograniczenie zjawiska sedymentacji materii powstającej w procesie fotosyntezy. Technika ta jest szczególnie popularna w przypadku zbiorników zaporowych. Wykorzystane w nich konstrukcje, pozwalają na pełną dowolność w zakresie wyboru głębokości, z których odprowadzana będzie woda (Klapper 2003; Drábková 2007).

W grupie technik obejmujących zabiegi związane z wymianą wód, wymienić należy jeszcze jeden, najbardziej radykalny. Jest nim osuszenie zbiornika i ponowne napełnienie go wodą. Względy techniczne nie pozwalają na jego na szersze zastosowanie. Zabieg ten zazwyczaj wykonywany jest w przypadku mniejszych zbiorników, niejednokrotnie przeznaczonych równocześnie do bagrowania (Klapper 2003).

### **Inaktywacja związków biogenych**

Podstawy teoretyczne tej techniki, wywodzą się z praktyki oczyszczania ścieków (Kajak 1994). Za jej główny cel przyjmuje się obniżenie zawartości biogenów w toni wodnej. Z racji tego, że w większości przypadków czynnikiem limitującym produkcję pierwotną jest fosfor, dlatego zabiegi inaktywacyjne skupiają głównie się na ograniczeniu ilości biodostępnej formy tego pierwiastka. W tym celu do zbiornika podaje się odpowiednio dobrane reagenty, na skutek czego dochodzi do koagulacji zawiesin oraz ich sedymentacji na powierzchni osadów dennych. W przypadku niektórych odczynników, powstałe kłaczkę, mogą być dodatkowo utworzone z cząstek materii organicznej lub komórek glonów (VanLoon i Duffy 2008; Chełmicki 2012). W Polsce technikę tą zastosowano w ok. 19% przypadków rekultywacji (Burak i Pawlik 1988)(Solarczyk i Burak 2000; Jankowski 2007; Heese i in. 2013).

O sposobie aplikacji reagentów decydują przede wszystkim: cechy morfologiczne zbiornika, postać preparatu oraz głębokość aplikacji. Do mniejszych zbiorników substancje te mogą być podawane z brzegu. Jeżeli występują w postaci płynnej, zazwyczaj tłoczy się je za pośrednictwem pomp. Jeżeli aplikuje się granulaty, wówczas można go rozsypywać ręcznie. W przypadku większych powierzchni wykorzystuje się specjalne tratwy, łodzie lub samoloty (Klapper 2003).

Rynek preparatów, które mogą być stosowane do immobilizacji biogenów stale się rozwija. Do najczęściej stosowanych należą:

#### a) związki glinu

W tej grupie substancji, najczęściej wykorzystuje się: uwodniony siarczan glinu ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ ), chlorek glinu ( $\text{AlCl}_3$ ), chlorek hydroksoglinu ( $\text{Al}(\text{OH})_2\text{Cl}$ ), chlorek-siarczan (VI) glinu ( $\text{AlSO}_4\text{Cl}$ ) lub polichlorki glinu (Lind 1997). Działanie tych preparatów jest silnie uzależnione od pH panującego w środowisku wodnym, od którego zależy jaki produkt hydrolizy będzie dominował i jaka będzie jego rozpuszczalność w wodzie (NYSFOLA 2009).

Najbardziej optymalne działanie sole glinu osiągają przy pH mieszczącym się w przedziale od 6 do 8. Immobilizacja następuje wówczas poprzez bezpośrednie wiązanie nieorganicznych fosforanów z glinem lub na skutek ich adsorpcji na powierzchni tworzących

się kłaczków. Problemy związane z stosowaniem soli glinu, rozpoczynają się gdy wartość pH obniży się poniżej 4. Wiąże się to z dominacją rozpuszczalnej, toksycznej formy  $\text{Al}^{3+}$ , która przy stężeniach większych od  $50 \mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$ , staje się niebezpieczna dla życia organizmów wodnych (Gworek 2006). Przy pH większym od 8, zwiększa się rozpuszczalność soli glinu, a powstająca wówczas forma  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ , cechuje się słabszymi zdolnościami sorpcyjnymi (Dojlido 1995; Cooke i in. 2005; Drábková 2007).

Do niewątpliwych zalet stosowania tych środków należą: skuteczność, szybko zauważalne efekty oraz zdolność do współstrącania zawieszin i komórek glonów. Niestety, duża wrażliwość na zmiany pH, w znacznym stopniu ogranicza możliwość ich stosowania w niektórych zbiornikach, charakteryzujących się zarówno zbyt wysokim zakwaszeniem, jak i dużą zasadowością. Trzeba mieć na uwadze także fakt, że samo stosowanie soli glinu, przyczynia się do zakwaszenia wody, a ograniczenie tego zjawiska może wiązać się z koniecznością zastosowania substancji buforujących, co z kolei podwyższa koszty zabiegu (Cooke i in. 2005).

#### b) związki żelaza

Najpopularniejszymi solami żelaza, stosowanymi w rekultywacji wód są: chlorek żelaza (III) ( $\text{FeCl}_3$ ), chlorek żelaza (II) ( $\text{FeCl}_2$ ) i siarczan żelaza (III) ( $\text{Fe}(\text{SO}_4)_3$ ) (Dojlido 1995; VanLoon i Duffy 2008). Efekty stosowania tych substancji są bardzo zbliżone do sposobu działania soli glinu. Największą różnicą między obiema grupami koagulantów, jest wrażliwość na zmiany pH. Zdecydowanie lepiej w tym zestawieniu przedstawiają się sole żelaza, które wykazują większą stabilność względem zmian tego parametru i w efekcie ich stosowania, nie tworzą się formy toksyczne dla organizmów żywych (Charboneau 1999). Optymalną skuteczność osiągają przy pH mieszczącym się w przedziale od 5 do 7.

Pomimo wielu zalet, związki te posiadają jedną poważną wadę, która nie pozwoliła na zastąpienie nimi soli glinu. Koagulanty żelazowe cechuje duża wrażliwość na zmiany potencjału redox. W sytuacji, gdy stężenie tlenu przy dnie spada poniżej  $1 \text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ , żelazo staje się alternatywnym akceptorem elektronów, na skutek czego dochodzi do uwalniania fosforu z osadów dennych. Oznacza to, że w zbiornikach, w których występują deficyty tlenowe, inaktywacja fosforu za pomocą koagulantów żelazowych, powinna być prowadzona równoległe z procesem aeracji (Cooke i in. 2005; Drábková 2007).

#### c) Związki wapnia

W przypadku tej grupy substancji, do najczęściej stosowanych należą: węglan wapnia ( $\text{CaCO}_3$ ) oraz wodorotlenek wapnia ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) (Lind 1997)(Dittrich i in. 2011). W odróżnieniu od dwóch poprzednich grup, związki wapnia działają najefektywniej przy

wartościach pH większych niż 9. Aplikacja związków wapnia do wody zawierającej duże stężenia fosforu, skutkuje powstaniem hydroksyapatytu ( $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$ ), minerału w którym unieruchomiony zostaje fosfor. Ponadto użycie związków wapnia powoduje strącenie komórek glonów (Dittrich i in. 1997).

Substancje te są łatwo dostępne, tanie i nietoksyczne. Problemem, jaki pojawia się w przypadku zbyt intensywnej aplikacji, może być nadmierne zmętnienie wody oraz wzrost jej przewodności. Należy mieć na uwadze także to, że ich skuteczność obniża się wraz ze spadkiem wartości pH. Dlatego podobnie jak to miało miejsce z solami żelaza lub glinu, także w tej sytuacji należy zastosować odpowiednie substancje buforujące (Cooke i in. 2005).

#### d) Inne preparaty mineralne

Ograniczenia związane ze stosowaniem związków glinu, żelaza i wapnia, powodują konieczność poszukiwania nowych, alternatywnych preparatów. Coraz częściej tradycyjne koagulanty zastępowane są innymi substancjami mineralnymi lub ich specjalnie przygotowanymi mieszankami. Dużym zainteresowaniem cieszą się materiały takie jak: alofany, bentonit, kaolin czy zeolity (Miller 2005).

Najlepiej poznanym preparatem jest opracowany w Australii – *Phoslock*. Efektem jego zastosowania jest powstanie rabdofanu-La, który powstaje na skutek wiązania fosforu przez lantan, który został uprzednio zaadsorbowany na powierzchni bentonitu. Rabdofan-La charakteryzuje się niską rozpuszczalnością i wykazuje większą stabilność wobec zmian pH niż sole żelaza i glinu. Także sama aplikacja nie powoduje zmian odczynu wody (Kaczorkiewicz i Heese 2008). Kwestią sporną pozostaje jednak toksyczność *Phoslocku* oraz wpływ tej substancji na organizmy żywe (Ross i in. 2008; Jodłowski 2012).

### **Obróbka osadów dennych**

Grupa ta obejmuje szereg kompleksowych działań nakierowanych na obniżenie intensywności wydzielania fosforu z osadów dennych. Najlepszym przykładem takiego sposobu prowadzenia rekultywacji jest metoda *Riplox*, oparta o wykorzystanie jonów azotanowych, jako alternatywnych akceptorów elektronów. Polega ona na podaniu do powierzchniowej warstwy osadów dennych roztworu azotanu wapnia ( $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ ), który stymuluje przebieg procesu denitryfikacji (Ripl 1976)(Welch i Jacoby 2004). Przyczynia się to do rozkładu zgromadzonej w osadach materii organicznej. Równocześnie podaje się chlorek żelaza (III), który zwiększa pojemność sorpcyjną osadów względem fosforu i powoduje usunięcie siarkowodoru. Etap ten powoduje obniżenie pH, dlatego dodatkowo

stosuje się bufor – wodorotlenek wapnia ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ), gwarantujący prawidłowy przebieg denitryfikacji. Cała procedura kontrolowana jest przez zautomatyzowane urządzenie dozujące.

Pierwotna koncepcja twórcy metody *Riplox* doczekała się szeregu modyfikacji, które dotyczyły m.in. doboru reagentów oraz sposobu ich aplikacji. Przykładem może być technika *Depox*, która eliminuje niedogodność metody *Riplox*, związaną z krótkim okresem dostępności azotanów na powierzchni osadów (Wauer i in. 2005a; Wauer i in. 2005b).

### **Sterowanie zespołem ichtiofauny**

Zupełnie inne podejście do rekultywacji prezentują metody biomanipulacyjne, których początki sięgają lat 60-tych. Wykazano wówczas znaczącą rolę ryb planktonożernych w kontrolowaniu liczebności zgrupowań zooplanktonu i fitoplanktonu (Hrbáček i in. 1961; Brooks i Dodson 1965). Późniejsze badania potwierdziły istotność związków fosforu w procesie eutrofizacji. Efektem tego odkrycia był wzrost popularności technik nakierowanych na ograniczenie ilości pierwiastków biogennych, stanowiących podstawę piramidy troficznej, określanych mianem kontroli *bottom-up*.

Jak się później okazało, zależności ekologiczne w środowisku wodnym, charakteryzują się o wiele większą złożonością niż początkowo zakładano. Z tego powodu zaczęto rozważać możliwość stosowania metod opartych o ingerencję w wyższe poziomy troficzne (tzw. kontrola *top-down*). Z tego względu najczęstszymi modyfikacjami jakościowymi i ilościowymi poddawany jest zespół ichtiofauny, który w zależności do sytuacji reaguje według poniższego schematu (poniższe zestawienie opracowano na podstawie: Frankiewicz i Zalewski 1995; Lossow 1996; Faithfull 2005; Gołdyn 2007; Jeppesen 2012).

<b>Metoda</b>	<b>Planowany skutek</b>
Usunięcie wszystkich ryb	Uwolnienie zooplanktonu spod presji pokarmowej ryb; usunięcie biomasy.
Usunięcie/ograniczenie ilości ryb żywiących się zooplanktonem	Wzrost liczebności dużych form zooplanktonu, którego obecność przełoży się na większą konsumpcję fitoplanktonu; usunięcie biomasy.
Usunięcie/ograniczenie ilości ryb wszystkożernych żerujących w strefie przydennej	Ograniczenie procesu resuspensji i uwalniania biogenów zgromadzonych w osadach dennych; usunięcie biomasy.
Introdukcja/reintrodukcja ryb drapieżnych	Zmniejszenie ilości ryb żywiących się zooplanktonem, które w efekcie przyczyni się do wzrostu ilości dużych form zooplanktonu.



Introdukcja/reintrodukcja pelagicznych ryb planktonożernych	Ograniczenie występowania zakwitów.
Introdukcja/reintrodukcja ryb roślinożernych	Ograniczenie nadmiernego wzrostu i ekspansji makrofitów (amur biały, tilapia nilowa, tołpyga pstra).

Trzy pierwsze zabiegi koncentrują się na ograniczeniu ilości ryb występujących w danym środowisku. Najtrudniejszym pod względem technicznym i budzącym największe wątpliwości natury etycznej, jest usunięcie całego zespołu ichtiofauny. W przypadku celowych działań początkowo stosowano w tym celu trucizny takie jak rotenon (Lampert i Sommer 2001). Alternatywę dla tak kontrowersyjnych metod, stanowią selektywne odłowy ryb.

Zarówno w przypadku technik polegających na usunięciu ryb jak i na ich wprowadzeniu, należy przeprowadzić gruntowne badania środowiskowe. Zbiornik, do którego wprowadza się ryby, powinien zapewniać im schronienie, miejsce żerowania oraz warunki do rozrodu (Gołdyn 2007). Praktyka pokazała także, że należy skupić się raczej na wprowadzaniu do wód gatunków rodzimych, ponieważ gatunki obce mogą zajmować ich nisze, zaburzając w ten sposób funkcjonowanie ekosystemu.

Istotnym elementem biomanipulacji są okresowe kontrole struktury ichtiofauny, których celem jest określenie kierunku zmian oraz zaplanowanie ewentualnych działań wspierających (Kajak 1994; Heese i in. 2014). Złożoność struktury troficznej oraz właściwe dla danego zbiornika warunki środowiskowe powodują, że osiągnięcie zamierzonych efektów zabiegu w praktyce bywa bardzo trudne. Skutkuje to tym, że technika ta traktowana jest raczej, jako wspomagająca inne przedsięwzięcia rekultywacyjne, niż jako samodzielny zabieg (Lossow 1996).

### **Kontrola biomasy roślinnej**

W oparciu o teorię alternatywnych stanów stabilnych, sukcesja organizmów roślinnych w środowiskach wodnych, może przebiegać dwutorowo. Jeżeli w zbiorniku dominuje fitoplankton, wówczas mówi się o stanie mętnej wody. Z kolei stan wody czystej związany jest z dominacją makrofitów. W zależności od tego, który rodzaj sukcesji przeważa w zbiorniku, jego rekultywacja może koncentrować się na zwalczaniu: zakwitów lub nadmiernych ilości roślinności naczyniowej, porastającej zbiornik (Peckham 2006; Skwierawski 2012).

Do usunięcia biomasy roślinnej, może dojść w konsekwencji zastosowania wielu metod rekultywacyjnych, takich jak: biomanipulacja, bagrowanie, *capping* czy też obniżenie poziomu wody. Poza nimi, można posłużyć się jeszcze trzema celowymi rodzajami działań.

a) zacienianie

Pierwsze próby sztucznego zacieniania polegały na wykorzystaniu zakotwiczonych płacht czarnego polietylenu, które unosiły się na powierzchni wody. Osiągnięto w ten sposób ograniczenie zasięgu występowania makrofitów, jednak metoda ta wymagała dopracowania, ponieważ nie do końca było wiadome, w jakim terminie należy rozpocząć tego typu działania oraz jak wpływają one na życie innych organizmów (Cooke i in. 2005). Z punktu widzenia gospodarki człowieka, zastosowanie tej techniki powoduje wyłączenie zbiornika, bądź niektórych jego części z użytkowania. Z tego powodu testuje się inne, czasem dość dyskusyjne metody.

Jedną z nich jest stosowanie płynnych kolorantów. Preparaty te stanowią zazwyczaj mieszaninę różnokolorowych barwników, które po dodaniu do wody powodują ograniczenie dostępu światła o określonej długości fal, wpływając tym samym na zahamowanie procesów życiowych niektórych gatunków roślin. Przykładem takiego preparatu jest *Aquashade*, stanowiący mieszaninę barwników: niebieskiego i żółtego, który po dodaniu do wody zmienia jej barwę na lazuruwo-niebieską, poprawiając tym samym wizualną estetykę zbiornika.

Podobnie jak w przypadku mat, koloranty nadają się raczej do stosowania w zbiornikach o małej powierzchni. Nie powinno stosować się ich także w zbiornikach przepływowych, ponieważ może w nich dojść do wypłukania tych preparatów. Największe kontrowersje dotyczą jednak składu tego typu substancji. W skład większości z nich wchodzi barwniki spożywcze, zarówno pochodzenia naturalnego jak i sztucznego. Stwarza to pewne problemy z ich użytkowaniem, ponieważ możliwość korzystania z określonego typu barwnika jest ściśle uzależniona od warunków prawnych danego państwa. Ponadto, korzystanie z tego typu substancji, zasadne będzie tylko w przypadku korzystania z nietoksycznych barwników naturalnych, które z czasem ulegną biodegradacji i nie zagrażą funkcjonowaniu środowiska (NYSFOLA 2009).

b) mechaniczne usunięcie biomasy roślinnej

W sytuacji, gdy usunięte mają zostać glony, najczęściej proponuje się techniki: odławiania go z wody lub wypompowania za pomocą specjalnie przygotowanych jednostek. Pierwsza z wymienionych metod proponowana jest głównie jako rozwiązanie doraźne, pozwalające na usunięcie kożucha tworzącego się na powierzchni wody w czasie zakwit.

Zazwyczaj stosuje się ją lokalnie – w zastoiskach, zatokach, portach lub innych miejscach o szczególnych walorach estetycznych lub użytkowych (Kajak 1994).

Bardziej efektywną techniką wydaje się być wypompowanie setonu. Przebieg tego zabiegu zbliżony jest do technik usuwania skutków wycieków substancji ropopochodnych. W pierwszej kolejności na powierzchni wody układana jest bariera, do której następnie wprowadza się przewód z głowicą ssącą, która zasysa zawiesinę zgromadzoną wewnątrz bariery. Wypompowana w ten sposób woda poddawana jest doczyszczaniu przez system filtrów, po czym odprowadza się ją z powrotem do zbiornika. Minusem tej techniki jest bardzo ograniczony zasięg. Czasem wspiera się ją dodatkiem koagulantów, które zwiększają jej efektywność, podnosząc równocześnie koszty zabiegu. Problemem staje się także konieczność zagospodarowania wydobytej zawiesiny (Drábková 2007).

Ilości biogenów, które usuwane są wraz z biomasa fitoplanktonu są stosunkowo niewielkie. Lepsze rezultaty w tym zakresie daje usunięcie makrofitów, które dodatkowo pozwala również na: ograniczenie nadmiernych ilości makrofitów porastających zbiornik, poprawę estetyki stref użytkowanych rekreacyjnie lub w celach gospodarczych, czy też doprowadzenie do osadów tlenu (Kajak 1994; Cieściński 2007).

Do czynników determinujących wybór odpowiedniej metody należą: ilość makrofitów przeznaczonych do usunięcia oraz specyfika miejsca, w którym ma być prowadzony zabieg. Do najczęściej stosowanych technik należą (Anderson i Wecker 2011)(Cooke i in. 2005)(NYSFOLA 2009):

- zabiegi ręczne – wyrwanie, wycięcie lub ich wygrabienie;
- mechaniczne wycięcie roślinności – usunięcie roślinności przez jednostki pływające, zaopatrzone w specjalne zespoły tnące;
- mechaniczne wyrwanie roślinności – wykonywana za pomocą maszyn zbliżonych konstrukcyjnie do glebogryzarek;
- zasysanie roślinności – usuwanie roślin, zbliżone do bagrowania hydraulicznego;
- przemywanie – zmycie roślin z dna za pomocą wody podanej pod wysokim ciśnieniem;
- walcowanie – odrywanie lub spłaszczanie roślin za pomocą napędzanej elektrycznie rolki, która toczy się po dnie.

c) biocydy

Ostatnią z prezentowanych tu metod ograniczania ilości organizmów uznanych za niepożądane, jest stosowanie substancji biobójczych – tzw. biocydów. Używa się ich zarówno

do eliminacji zwierząt, jak i roślin. W zakresie zwalczania zakwitów stosuje się substancje zwane algicydami, a w przypadku roślin naczyniowych – herbicydów (Cooke i in. 2005).

Algicydy stosowane są w przypadku chęci powstrzymania rozwoju komórek glonów (przed zakwitem) oraz w sytuacji, gdy celem ich podania ma być ich zniszczenie (w trakcie zakwitu) (Drábková 2007). Kryterium podziału herbicydów jest z kolei sposób ich oddziaływania. Herbicydy kontaktowe powodują uszkodzenie tych części roślin, z którymi się zetkną. Wykazują one większą skuteczność w zwalczaniu makrofitów, dlatego powinno się je stosować w późniejszej fazie okresu wegetacyjnego. Drugą grupę herbicydów stanowią substancje systemowe, które wpływają na przebieg procesów życiowych organizmów roślinnych. Ich działanie jest wolniejsze, dlatego powinny być aplikowane odpowiednio wcześniej (Cooke i in. 2005).

Biocydami stosowanymi w rekultywacji mogą być substancje będące efektem syntezy chemicznej lub pochodzenia naturalnego. Za najbardziej skuteczne środki uznawane są preparaty zawierające miedź. Najpopularniejszym z nich jest uwodniony siarczan miedzi ( $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ), którego aplikacja powoduje u roślin zahamowanie procesu fotosyntezy oraz asymilacji azotu i fosforu (Gumiński 1990)(Drábková 2007). Pomimo dużej skuteczności, jego stosowanie może wiązać się z wystąpieniem niekorzystnych skutków ubocznych. Zbyt duże dawki, wysokie pH i niska twardość wody, wpływają na wzrost toksyczności miedzi, zagrażającej życiu innych organizmów wodnych – w szczególności ryb. Dodatkowo, kumulacja miedzi w osadach dennych szkodzi organizmom bentosowym oraz wpływa na zmianę składu chemicznego osadów dennych, co może kolidować z przebiegiem innych zabiegów rekultywacyjnych, zwłaszcza tych które wspierane są użyciem innych substancji chemicznych. Ryzyko stosowania siarczanu miedzi, wymusiło poszukiwania innych substancji biobójczych. Podejmowano w tym celu próby z azotanem srebra (I) ( $\text{AgNO}_3$ ), nadmanganianem potasu ( $\text{KMnO}_4$ ), podchlorynem sodu ( $\text{NaClO}$ ), nadtlenkiem wodoru ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ), ditlenkiem tytanu ( $\text{TiO}_2$ ), koagulantami, preparatami mineralnymi (tj. *Phoslock*) oraz substancjami chemicznymi stosowanymi w walce z roślinami lądowymi (Drábková 2007).

Mniejszą szkodliwość przypisuje się biocydom pochodzenia naturalnego. Efekt ograniczenia: zakwitu lub zasięgu występowania makrofitów może być osiągnięty na kilka sposobów. Jedną z metod jest wprowadzenie do zbiornika takich gatunków roślin, które na zasadzie allelopatii wydzielają substancje hamujące rozwój komórek glonów. Stosowano w tym celu m.in.: osokę aloesowatą (*Stratiotes aloides*), wywłócznik kłosowy (*Myriophyllum spicatum*), trzcinę pospolitą (*Phragmites communis*), rogatka sztywnego (*Ceratophyllum*

*demersum*), jezierzę morską (*Najas marina*) oraz moczarkę kanadyjską (*Elodea canadensis*) (Hu i Hong 2008).

Podjęmowano także próby z gotowymi ekstraktami roślin lądowych, należących m.in. do rodzin: makowatych (Papaveraceae), rutowatych (Rutaceae), selerowatych (Apiaceae), astrowatych (Asteraceae) czy przęśłowatych (Ephedraceae). Pomimo ich skuteczności, koszty uzyskania wystarczająco dużych ilości tych substancji są bardzo problematyczne (Shao 2013).

Ostatnią grupę biocydów stanowią dekomponowane materiały roślinne, będące zazwyczaj pozostałością po produkcji rolnej. Należą do nich m.in.: kompost drzewny, ściółka z liści drzew liściastych i iglastych, łupiny i słoma z ryżu, wyciągi ze skórek owoców cytrusowych oraz odcieki z otrębów pszennych. Najlepiej przebadanym materiałem z tej grupy jest słoma jęczmienna (Shao 2013). Badania wykazały jej dużą skuteczność w zakresie ograniczania ilości fitoplanktonu, jednak sam mechanizm tego procesu nie został do końca rozpoznany (NYSFOLA 2009). Niektórzy badacze skłaniają się ku teorii przypisującej właściwości biobójcze inhibitorom roślinnym, które powstają w czasie oksydacji ligniny. Inni wiążą jej skuteczność z substancjami produkowanymi przez grzyby rozkładające słomę (Iredale 2012).

Do wad biocydów pochodzenia naturalnego należy ich wybiórcze działanie. W niektórych przypadkach allelopatia może mieć charakter wspierający rozwój niepożądanych gatunków. Z kolei, zarówno w przypadku stosowania biocydów naturalnych jak i sztucznych, może dojść do uwolnienia substancji trujących z obumarłych komórek glonów.

Zabiegi zmierzające do kontrolowania składu jakościowego i ilościowego biomasy roślinnej, mogą koncentrować się także na wprowadzaniu do środowiska określonego zespołu roślinności wodnej. Celem takich działań może być:

- chęć zwiększenia intensywności pobierania biogenów;
- wymuszenie większej konkurencji pokarmowej między makrofitami a fitoplanktonem;
- zwiększenie stabilności osadów dennych;
- stworzenie lub poprawa warunków habitatowych dla organizmów zwierzęcych – głównie ryb i ptaków;
- wprowadzenie gatunków wydzielających substancje o działaniu hamującym rozwój organizmów niepożądanych, np. sinic.

Aby osiągnąć wymienione efekty, prowadzi się celowe nasadzenia, które mogą polegać na bezpośrednim wprowadzeniu roślin do naturalnego podłoża lub do sztucznych struktur (Cooke i in. 2005).

## Bioremediacja inżynierska

Bioremediacją określa się współcześnie metodę biologicznego usuwania ze środowiska naturalnego skażeń, wywołanych substancjami chemicznymi różnego typu. Szczególną rolę w tym procesie przypisuje się mikroorganizmom takim jak bakterie (w szczególności promieniowcom), archeony oraz grzyby, które oprócz wbudowywania zanieczyszczeń w swoją biomasę, mogą dodatkowo prowadzić procesy ich: mineralizacji, biotransformacji lub immobilizacji (Błaszczuk 2007).

Z oczywistych względów, przebieg tych procesów w skażonym środowisku jest w znacznym stopniu utrudniony. Dlatego w tym celu stosuje się odpowiednie działania wspierające, określane mianem bioremediacji inżynierskiej. W zależności od potrzeb proponuje się:

- biostymulację – która polega na wprowadzeniu do środowiska substancji optymalizujących panujące w nim warunki, dzięki czemu dochodzi do intensyfikacji procesów metabolicznych mikroorganizmów.
- bioaugmentację – polegającą na wprowadzeniu do danego środowiska określonych, często specjalnie wyselekcjonowanych grup organizmów — określanych jako mikroorganizmy efektywne (EM) (Higa i Parr 1994).

Metody te od wielu lat stosowane są w przypadku rekultywacji gruntów (Malina 2007; Walczak 2010). W przypadku rekultywacji wód, szczególny nacisk kładzie się na intensyfikację procesów mineralizacji osadów dennych.

Skład preparatów stosowanych w procesie bioremediacji inżynierskiej zależy od producenta i przeważnie objęty jest tajemnicą handlową. Materiałem wyjściowym mogą być mikroorganizmy wyselekcjonowane z rekultywowanego środowiska, namnożone w laboratorium lub modyfikowane genetycznie. Użycie ostatniej z wymienionych grup jest najbardziej kontrowersyjne, albowiem trudno jest przewidzieć ich zachowanie oraz interakcje z innymi organizmami w środowisku naturalnym (Malina 2007). W zależności od postaci preparatu, w jego skład wchodzić mogą także: substancje pożywkowe oraz wypełniacze i stabilizatory, w których unieruchamia się mikroorganizmy.

Wykorzystywanie efektywnych mikroorganizmów w rekultywacji wód jest stosunkowo młodą techniką. W zależności od przypadku, można spotkać się zarówno z recenzjami pozytywnymi, jak i negatywnymi (Kamath 2008). Oznacza to, że skuteczność tej metody jest ściśle uzależniona od składu preparatu, stopnia skomplikowania zależności

troficznych oraz warunków środowiskowych panujących w danym zbiorniku (Heese i Skowronek 2006).

### **Sztuczne podłoża**

Sztuczne podłoża stosowane są w celu zapewnienia lub poprawy warunków siedliskowych w akwenach wodnych. Decyzja o ich zastosowaniu wynika najczęściej z faktu występowania niewielkiej przejrzystości wody, stromych brzegów, dna o nieodpowiedniej strukturze oraz innych niesprzyjających warunków środowiskowych, uniemożliwiających rozwój organizmów, których obecność sprzyja zachodzeniu naturalnych procesów samooczyszczania. Wprowadzenie do środowiska różnego rodzaju struktur ma w założeniu sprzyjać bytowaniu organizmów zdolnych przede wszystkim do prowadzenia procesów filtracji wody lub rozkładu materii organicznej.

Technikę tą można klasyfikować także w grupie zewnętrznych metod kontroli eutrofizacji. W takiej sytuacji podłoża te umieszcza się głównie na dopływach, gdzie pełnią funkcję struktur podczyszczających. W Polsce technikę tą wykorzystano w ok. 15% przypadków zbiorników poddawanych rekultywacji, przy czym częściej umieszczano je właśnie na dopływach (Solarczyk i Burak 2000; Jankowski 2007).

Cechy konstrukcyjne podłoży oraz ich przeznaczenie, zależą głównie od wizji pomysłodawców. Wyróżnić można elementy przeznaczone do zasiedlenia przez organizmy bytujące w rekultywowanym środowisku lub bardziej wyspecjalizowane – ze specjalnie dobranym składem gatunkowym. Jedną z prostszych metod było zawieszenie płatów folii w Jeziorze Krępsko. Prowadzone wówczas badania wskazały, że po pewnym czasie tworzywo zasiedlone zostało przez organizmy peryfitonowe (Szlauer 1994).

Innym typem podłoża, były cieszące się dużą popularnością w Polsce – struktury biohydro. Standardowy panel takiego podłoża stanowiła pięciowarstwowa krata o wielkości oczka 4x4 cm, z przesuniętymi względem siebie o pół oczka modułami. Czynniki mającymi wpływać na efektywność zastosowanego podłoża były głównie: rodzaj użytego materiału, struktura podłoża oraz sposób jego ustawienia w wodzie (Sadecka i Waś 2008). Do dzisiaj, efekty stosowania tych konstrukcji nie są do końca jednoznaczne. Badania prowadzone w czasie ich użytkowania wskazywały wprawdzie okresy kiedy obserwowano spadek stężenia chlorofilu-a w wodzie, jednak przeplatały się one z okresami wzrostu stężeń biogenów, które wiązano z obumieraniem organizmów zasiedlających struktury tego typu (Bańkowska 2007).

Wadą konstrukcji przeznaczonych do zasiedlania jest to, że mogą one zostać zajęte przez organizmy niepożądane lub niespełniające założonych w projekcie celów

środowiskowych (Lossow 1998). Problemy te eliminuje druga grupa sztucznych podłoży, takich dla których celowo dobiera się skład ilościowo-jakościowy zasiedlających je gatunków. Szczególną popularnością w tym zakresie cieszą się podłoża z racicznicą zmienną (*Dreissena polymorpha*). Gatunek ten charakteryzuje się dużą efektywnością w filtrowaniu wody oraz wysoką odpornością na jej deficyty, co ułatwia przenoszenie zasiedlonych przez niego konstrukcji w inne miejsca (Wiśniewski i Domański 1993). Tam gdzie obawiano się rozprzestrzeniania obcego gatunku, jakim jest racicznica, podejmowano próby z małżami z rodzajów *Unio* i *Anodonta*. Pomimo drobnych sukcesów, nie były one jednak aż tak efektywne jak *Dreissena* (Gulati i in. 2008).

Najbardziej wyspecjalizowaną grupą sztucznych podłoży stanowią podłoża mieszane jak np. AFI (*Artificial Floating Island*), IEFB (*Integrated Ecological Floating-Bed*), AR (*Artificial Reefs*) lub AAH (*Artificial Aquatic Habitats*). Stosuje się zarówno w oceanach, morzach, jak i w jeziorach. Szczególną popularnością cieszą się zwłaszcza w Azji południowo-wschodniej oraz w Ameryce Północnej (Ceronik 1996; Zhen 2002; Li i in. 2010). Przeważnie łączą one w sobie cechy struktur przeznaczonych do zasiedlenia oraz takich, dla których dobiera się określony skład gatunkowy. Przykładem bardziej wyspecjalizowanej konstrukcji użytej w Polsce są fitobariery zastosowane na jeziorze Zdrowskim, które pełnią funkcję biofiltra, stabilizatora osadów dennych oraz stanowią siedlisko dla rozwoju bezkręgowców (Jędryka i Maciejewski 2007; Bańkowska i Wasilewicz 2008).

Podstawowym kierunkiem działań są działania o charakterze zewnętrznym. Najwięcej uwagi należy poświęcić ograniczeniu transportu biogenów dopływami i spływem powierzchniowym ze zlewni bezpośredniej. Są to działania tzw. *ex-situ*. W praktyce działania te ograniczają się do poprawy sprawności oczyszczalni ścieków lub ich rozbudowy oraz skanalizowania zlewni bezpośredniej. Pełne skanalizowanie zlewni bezpośredniej należy potraktować jako działania priorytetowe.

Kolejnym działaniem jest ochrona strefy brzegowej tzw. ekotonowej. Intensywna eksploatacja turystyczna oraz zabudowa tej strefy może być bardzo groźna dla jakości wód. Utwardzane powierzchnie wokół zbiorników przyczyniają się do spływów bezpośrednio do jeziora i mogą szczególnie w okresie deszczy nawalnych wprowadzać do jezior znaczne ładunki substancji biogenych. Te ładunki niekiedy są tak duże, że mogą nawet w czystych jeziorach powodować okresowe zakwity fitoplanktonu.

Z metod rekultywacji jakie proponuje się dla działań w obrębie misy jeziornej (*in-situ*) można zalecić jedynie sterowanie zespołem ichtiofauny. Polega to w przypadku jeziora Bukowo na wspieraniu ryb drapieżnych poprzez zwiększone dawki zarybieniowe oraz ochronę



dużych osobników sandacza i szczupaka przed ich nadmiernymi odłowami zarówno gospodarczymi jak i sportowym. W przypadku jezior silnie zeutrofizowanych, jak w przypadku Jeziora Bukowo, nie należy oczekiwać szybko pozytywnych zmian, ale te działania mogą to częściowo zahamować niekorzystne zmiany wynikające z intensywnych zakwitów fitoplanktonu.

## **7.2. Określenie celowości rekultywacji Jeziora Bukowo**

W obecnej sytuacji silnego obciążenia ładunkami biogenów fosforu i azotu pochodzenia zewnętrznym, głównie rolniczego, oraz intensywnego zasilania wewnętrznego pochodzącego od zgromadzonych osadów dennych, można z całej bogatej palety metod, rekomendować jedynie metodę sterowania zespołem ichtiofauny. Metoda ta znana też jest pod terminem „biomanipulacji”. Metoda ta może dodatkowo wpływać na uatrakcyjnienie łowisk na Jeziorze Bukowo do uprawiania sportu wędkarskiego.

Istotnym działaniem winno być stopniowe ograniczanie transportu ładunku ze zlewni celem zintensyfikowania zjawiska samooczyszczania tzw. autorekultywacji. Sprzyjać temu będzie naturalna wymiana pomiędzy morzem a jeziorem. Uboższe w biogeny wody morskie mogą sprzyjać redukcji substancji biogennym zgromadzonych w osadach poprzez stopniowe ich wypłukiwanie.

Celem ochrony Jeziora Bukowo należy realizować trzy ważne kierunki działań:

- ograniczenie spływu obszarowego,
- ochrona strefy przybrzeżnej „ekotonowej” pomiędzy lądem a wodą
- dbałość o naturalną wymianę pomiędzy morzem a jeziorem.

## **7.3. Monitoring stanu wód po realizacji zadania**

Aktualnie proponuje się zwiększenie nadzoru na dopływaniu biogenów ze zlewni jeziora. Celem takiego działania jest określenie czy stwierdzony podczas badań w roku 2016 ładunek docierający do jeziora ma tendencje stałą, rosnącą czy malejącą. Wiadomo, że w latach mokrych do jezior dostaje się więcej biogenów niż w latach suchych. Proponuje się by takie badania przeprowadzić w okresie najbliższych 5 lat. Pozwoli to określić tendencję i wypracować metody zaradcze. Już dzisiaj wiadomo, że dopływem Iwęcinką może przy intensyfikacji rolnictwa docierać więcej biogenów niż obecnie. Sprzyjają temu łatwo

przepuszczalne utwory glebowe zlewni. Obecnie ten niewielki dopływ dostarcza aż 20% ładunku zewnętrznego!

#### **7.4. Działania związane z edukacją ekologiczną użytkowników i interesariuszy**

W grupie „interesariuszy” zainteresowanych poprawą jakości wód jeziora Bukowo winni się znaleźć:

- właściciele ośrodków wypoczynkowych zlokalizowanych na mierzei i miejscowości ze zlewni bezpośredniej,
- użytkownicy terenów rekreacyjnych (domki letniskowe itp.),
- użytkownik rybactwa,
- przedstawiciele samorządów lokalnych ze zlewni bezpośredniej,
- Urząd Morski w Słupsku,
- Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Szczecinie,
- Zachodniopomorski Zarząd Melioracji i Urządzeń Wodnych w Szczecinie,
- rolnicy, dzierżawcy i przedstawiciele organizacji rolniczych.

Jednym z istotnych działań winno być wykorzystanie programów do ochrony zlewni już istniejących. Do nich należy program rolno-środowiskowy Kraju. Program ten charakteryzuje się dwoma podstawowymi celami:

- redukcja negatywnej presji rolnictwa na środowisko, w szczególności na jakość wody, glebę i różnorodność biologiczną,
- promocję praktyk rolniczych koniecznych dla zachowania różnorodności biologicznej i struktury krajobrazów rolniczych.

Dołączyć należy, do wspomnianych działań, opracowanie programów i broszur, celem szkolenia rolników by np. poprzez zachowanie struktur krajobrazu na obszarach własnych uprawa rolnych wspomagały procesy samooczyszczania Jeziora Bukowo. Na przykład zachowując na swoich gruntach naturalne zabagnienia czy oczka wodne, zadrzewienie śródpolne itp.

Dobrą praktyką byłoby organizowanie okresowo spotkań wymienionych „interesariuszy” celem przedstawieni aktualnego stanu prac nad poprawą jakości wód w Jeziorze Bukowo np. raz do roku przed sezonem wakacyjnym.

## 8. Materiały źródłowe

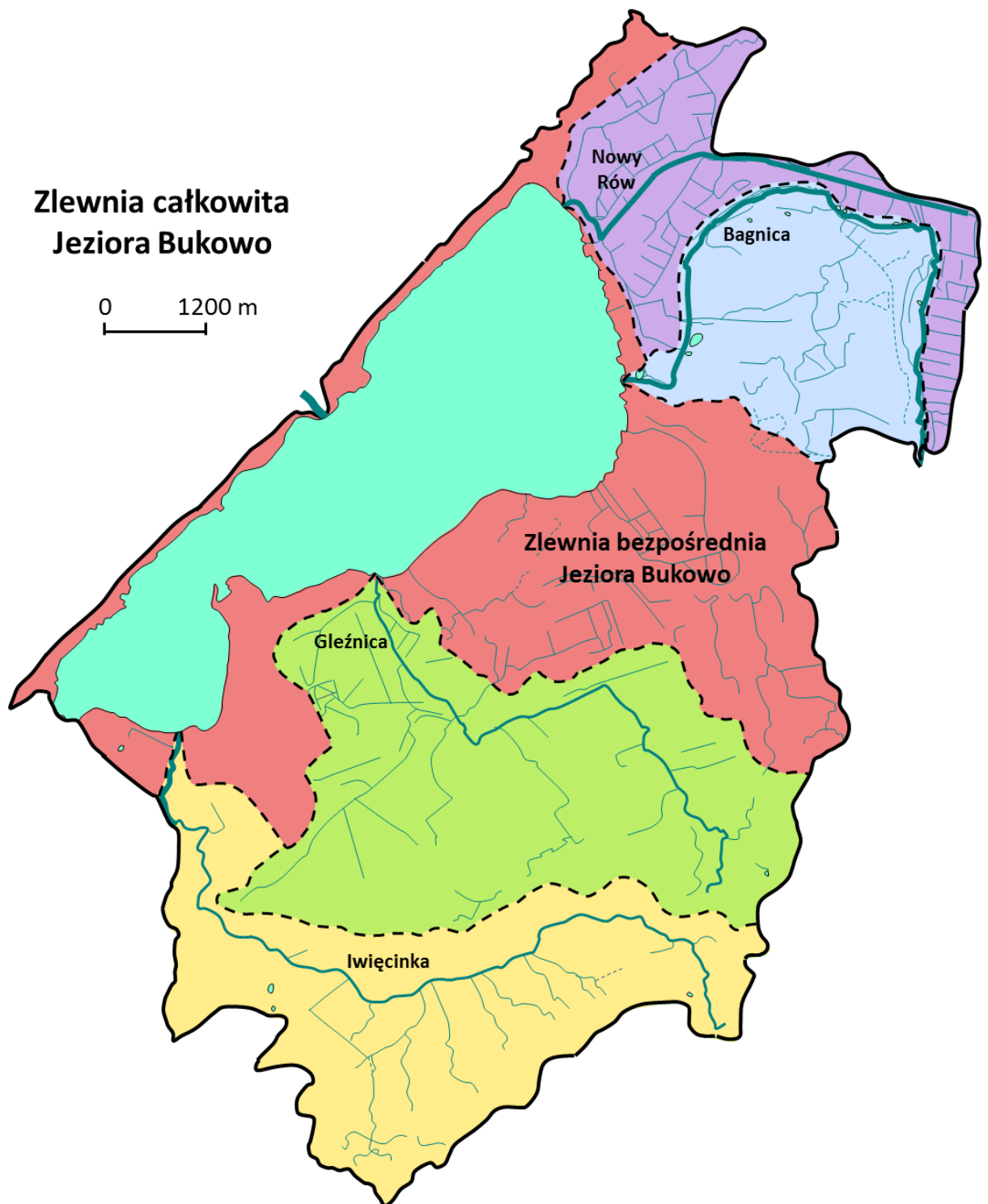
- A. Choiński. *Katalog Jezior Polski*. wydanie pierwsze. Poznań: Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, 2006.
- . „Komentarz do mapy hydrograficznej w skali 1:50 000 arkusz N-33-69-A Koszalin.” Uniwersytet Adama Mickiewicza w Poznaniu, 2006.
- . *Limnologia fizyczna*. wydanie pierwsze. Poznań: Wydawnictwo Naukowe UAM, 2007.
- A. Hillbricht-Ilkowska i K. Patalas. „Metody oceny produkcji biomasy oraz niektóre problemy metodyki ilościowej zooplanktonu.” *Ekol. Pol., Ser. B*, 1967: 139–172.
- A. Hutorowicz i A. Pasztaleniec. „Procedura oceny stanu ekologicznego jezior w oparciu o multimetriks fitoplanktonowy.” Olsztyn-Warszawa: Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie, Instytut Ochrony Środowiska-Państwowy Instytut Badawczy w Warszawie, 2011.
- A. Hutorowicz. „Ocena stanu ekologicznego jezior z wykorzystaniem fitoplanktonu.” W *Biologiczne metody oceny stanu środowiska Tom 2. Ekosystemy wodne. Podręcznik metodyczny*, redakcja: H. Ciecierska i M. Dynowska, 38-58. Olsztyn: Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, 2013.
- . „Standardowe objętości komórek do szacowania biomasy wybranych taksonów glonów planktonowych wraz z określeniem sposobów pomiarów i szacowania.” Olsztyn: Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie, 2009.
- A. Kisand. „Distribution of sediment phosphorus fractions in hypertrophic strongly stratified Lake Verevi.” *Hydrobiologia*, 2005: 33–39.
- A. Kolada i H. Ciecierska. „Wytyczne do prowadzenia badań terenowych oraz do sposobu zestawiania i przetwarzania danych o makrofitach w jeziorach.” Warszawa: Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, 2009.
- A. Woś. *Klimat Polski*. Warszawa: PWN, 1999.
- . *Regiony klimatyczne Polski w świetle częstości występowania różnych typów pogody*. Warszawa: IGiPZ PAN, 1993.
- . *Regiony klimatyczne Polski w świetle występowania różnych typów pogody*. 1993.
- B. Kawecka i P.V. Eloranta. *Zarys ekologii glonów wód słodkich i środowisk lądowych*. wydanie pierwsze. Warszawa: Wydawnictwo PWN, 1994.
- D. Kudelska, D. Cydzik i H. Soszka. *Wytyczne monitoringu podstawowego jezior*. wydanie drugie. Redakcja: E. Roman. Warszawa: Oficyna Wydawnicza OIKOS Sp. z o.o., 1994.
- D.C. Ribeiro, G. Martins, R. Nogueira, J.V. Cruz, Brito i A.G. „Phosphorus fractionation in volcanic lake sediments (Azores – Portugal).” *Chemosphere*, 2008: 1256–1263.
- Dz.U. 2014 nr 0 poz. 1482. „Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 22 października 2014 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U. 2014 poz. 1482).” brak daty.
- Dz.U. 2016 poz. 1187. „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.” brak daty.
- E. Bajkiewicz-Grabowska. „Assesment of the ecological state of lakes as proposed by the Polish Limnological Society.” *Limnological Review*, 2010: 105-116.
- E. Wilk-Woźniak i A. Pocięcha. „Plankton podgórskich zbiorników zaporowych – Dynamika zbiorowisk planktonowych jako narzędzie w badaniach wód zbiorników zaporowych (na przykładzie podgórskiego zbiornika zaporowego).” *Materiały Krajowej Konferencji Zbiorniki Zaporowe, Metody Badań i Ocena Jakości Wód*. Zacisze, 2000. 151–160.

- E.G. Bellinger i D.C. Sigeo. *Freshwater Algae: Identification and Use as Bioindicators*. first edition. Wiley, 2010.
- H. Czarnecka. *Atlas podziału hydrograficznego Polski*. Redakcja: H. Czarnecka. Warszawa: Wydawnictwo IMGiW, 2005.
- J. Ejsmont-Karabin. „Ocena stanu troficznego wód jeziornych na podstawie zooplanktonu.” W *Biologiczne metody oceny stanu środowiska Tom 2. Ekosystemy wodne. Podręcznik metodyczny*, redakcja: H. Ciecierska i M. Dynowska, 129-149. Olsztyn: Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, 2013.
- J. Kondracki. *Geografia regionalna Polski*. wydanie trzecie uzupełnione. Warszawa: Wydawnictwo Naukowe PWN, 2009.
- J. Lewandowski. *Untersuchungen zum Einfluss seeinterner Verfahren auf die Phosphor-Diagenese in Sedimenten*. Dissertation, Berlin: Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät I der Humboldt-Universität zu Berlin, 2002.
- J.D. Wehr i R.G. Seath. *Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification*. first edition. Academic Press, 2002.
- J.I. Rybak i L.A. Błędzki. *Słodkowodne skorupiaki planktonowe Klucz do oznaczania gatunków*. wydanie pierwsze. Warszawa: Wydawnictwa Uniwersytetu Warszawskiego, 2010.
- J.I. Rybak. *Przegląd słodkowodnych zwierząt bezkręgowych. Aschelminthes. Rotatoria*. wydanie pierwsze. Warszawa: Biblioteka Monitoringu Środowiska. Państwowa Inspekcja ochrony Środowiska, 1994.
- K. Kasprzak i W. Niedbała. „Wskaźniki biocenotyczne stosowane w badaniach ilościowych.” W *Metody stosowane w zoologii gleby*, redakcja: M. Górny i L. Grüm, 397-416. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Naukowe, 1981.
- K. Starmach. *Metody badania planktonu*. Warszawa: PWRiL, 1955.
- . *Plankton roślinny wód słodkich: metody badania i klucze do oznaczania gatunków występujących w wodach Europy Środkowej*. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Naukowe, 1989.
- K. Szoszkiewicz, Sz. Jusik i T. Zgoła. *Klucz do oznaczania makrofitów dla potrzeb oceny stanu ekologicznego wód powierzchniowych*. wydanie drugie zmienione. Warszawa: Inspekcja Ochrony Środowiska, 2010.
- L. Burchardt i inni. *Klucz do oznaczania gatunków fitoplanktonu jezior i rzek. Przewodnik do ćwiczeń laboratoryjnych i badań terenowych*. wydanie pierwsze. Redakcja: L. Burchardt. Poznań: Bogucki Wydawnictwo Naukowe, 2010.
- L. Da-Peng i H. Yong. „Sedimentary phosphorus fractions and bioavailability as influenced by repeated sediment resuspension.” *Ecological Engineering*, 2010: 958–962.
- Ł. Gałczyński i A. Ociepa. „Toksyne wytwarzane przez sinice.” *Ecological Chemistry And Engineering S*, 2008: 69-76.
- M. Giercuskiewicz-Bajtlik. *Prognozowanie zmian jakości wód stojących*. wydanie pierwsze. Warszawa: Instytut Ochrony Środowiska, 1990.
- . *Prognozowanie zmian jakości wód stojących*. Wydanie pierwsze. Warszawa: Instytut Ochrony Środowiska, 1990.
- M.D. Balcer, N.L. Korda i S.I. Dodson. *Zooplankton of the Great Lakes: A Guide to the Identification and Ecology of the Common Crustacean Species*. first edition. Madison: The Board of Regents of the University of Wisconsin System, 1984.
- Ministerstwo Środowiska. „Sformułowanie w warunkach korzystania z wód regionu wodnego ograniczeń w korzystaniu z wód jezior lub zbiorników oraz w użytkowaniu ich zlewni.” Kraków, Warszawa, 2010.

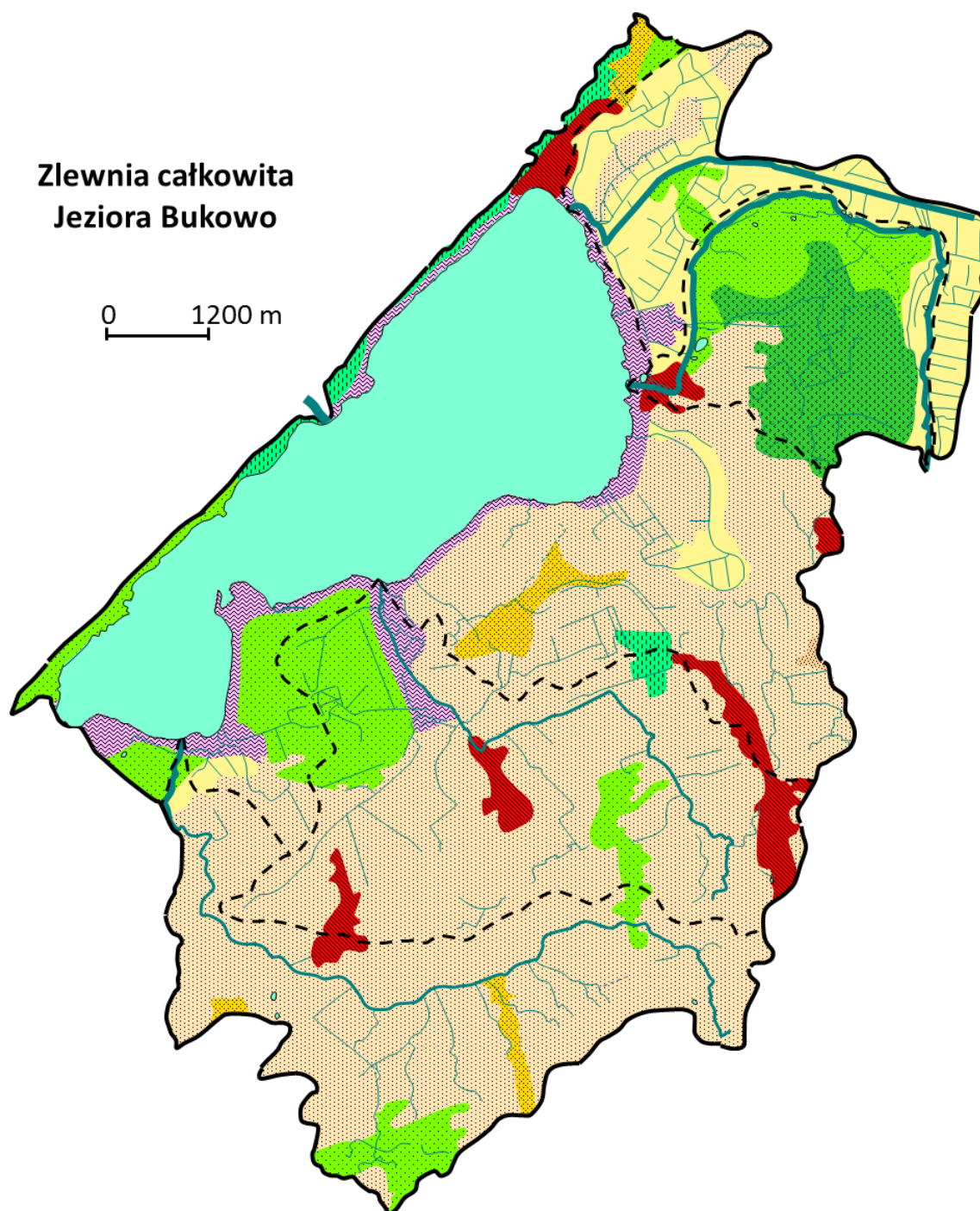
- P. Gonsiorczyk, P. Casper i R. Koschel. „Phosphorus-binding forms in the sediment of an oligotrophic and eutrophic hardwater lake of the Baltic lake district (Germany).” *Wat. Sci. Tech.*, 1998: 51-58.
- „PN-86/C-05560/02 : Woda i ścieki : badania zawartości chlorofilu w wodach powierzchniowych : oznaczanie chlorofilu a w glonach planktonowych metodą spektrofotometryczną monochromatyczną z poprawką na feopigmenty a.” brak daty.
- R. Cieśliński. „Zróznicowanie hydro- i morfogenetyczne jezior przybrzeżnych polskiego wybrzeża Południowego Bałtyku.” *Geologia i geomorfologia*, 2012: 175-187.
- . „Hydrochemiczna ocena porównawcza wód jeziora Jamno i Bukowo.” *Przegląd Geologiczny*, 2005: 1066-1067.
- R. Gumiński. „Próba wydzielenia dzielnic rolniczo-klimatycznych w Polsce.” *Przegląd Meteorologiczny i Hydrologiczny*, 1948: 7-20.
- R. Psenner, B. Boström, M. Dinka, K. Petterson, R. Pucsko i M. Sager. „Fractionation of phosphorus in suspended matter and sediment.” *Arch. Hydrobiol. Beih.*, 1988: 98–110.
- R.A. Vollenweider. „Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication.” *Memorie dell' Istituto Italiano di Idrobiologia*, 1976: 53-83.
- T. Hesse. *Ocena stanu środowiska i funkcjonowanie ekosystemu jeziora Jamno na podstawie badań monitoringowych w latach 1995-1996*. Koszalin: Zakład Biologii Środowiskowej, Politechnika Koszalińska, 1997.
- T. Heese. Wpływ wahań poziomu lustra wody na stan ekosystemu jeziora Bukowo w aspekcie planowanych zmian rozrządu wody rzeki Grabowej. Maszynopis, Katedra Biologii Środowiskowej Politechniki Koszalińskiej, 1997, str. 35.
- U. Pokojska. *Przewodnik metodyczny do analizy wód*. Wydanie pierwsze. Toruń: Wydawnictwo Uniwersytetu Mikołaja Kopernika, 1999.
- W. Hermanowicz, J. Dojlido, W. Dożańska, B. Koziorowski i J. Zerbe. *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków*. Warszawa: Wydawnictwo Arkady, 1999.
- W. Jędrzejczyk-Betlińska. „Czajcze - Kto o nim jeszcze pamięta?” *Prestiż*, nr (12/2016) (Grudzień 2016).

## 9. Załączniki

Załącznik 1 Podział hydrograficzny zlewni Jeziora Bukowo



## Załącznik 2. Sposoby użytkowania zlewni Jeziora Bukowo






### Oznaczenia:

	Lasy liściaste		Lasy iglaste		Lasy mieszane
	Zabudowa		Łąki i pastwiska		Złożone systemy upraw i działek
	Grunty orne poza zasięgiem urządzeń nawadniających		Tereny zajęte głównie przez rolnictwo z dużym udziałem roślinności naturalnej		Bagna śródlądowe



Załącznik 3 Lokalizacja punktów badawczych na dopływach

<b>Stanowisko 4 Iwięcinka</b>	
	N 54°17'32"
	E 16°16'24"
<b>Stanowisko 5 dopływ z polderu Bukowo Morskie</b>	
	N 54°21'02"
	E 16°20'03"
<b>Stanowisko 6 Bagnica</b>	
	N 54°21'20"
	E 16°20'02"

**Stanowisko 7 Nowy Rów**



N 54°22'30"

E 16°19'12"

**Stanowisko 8 Kanal Szczuczy**



N 54°21'08"

E 16°16'23"



Załącznik 4. Udział poszczególnych gatunków fitoplanktonu Jeziora Bukowo w liczebności ogólnej

Klasa	Takson	St. 1	St. 2	St. 3	Średnia
<b>Cyanophyceae</b>	<i>Anabaenasp.</i>	2,3	2,0	1,9	2,0
	<i>Aphanizomenon flexuosum</i>		0,2	0,4	0,2
	<i>Aphanizomenon flosaquae</i>	1,9	3,9	1,2	2,4
	<i>Aphanizomenon sp.</i>	5,1	3,7	2,4	3,6
	<i>Dolichospermum flosaquae</i>	2,1	0,3	1,0	1,0
	<i>Dolichospermum sigmoideum</i>		0,5		0,2
	<i>Dolichospermum smithii</i>		1,1		0,4
	<i>Dolichospermum solitarium</i>		0,1	0,2	0,1
	<i>Dolichospermum spiroides</i>	3,1	1,3	1,0	1,6
	<i>Woronichinia compacta</i>	1,1	0,1		0,3
	<i>Woronichinia naegeliana</i>	0,1	0,1		0,1
	<i>Woronichinia sp.</i>			0,4	0,1
	<i>Microcystis aeruginosa</i>		0,6		0,2
	<i>Microcystis flosaquae</i>	5,7	6,9	5,9	6,2
	<i>Microcystis viridis</i>	5,3	11,3	9,9	9,3
	<i>Microcystis sp.</i>	1,9	5,9	12,9	7,6
	<i>Oscillatoria tenuis</i>		0,1	0,3	0,2
	<i>Oscillatoria sp.</i>	25,7	22,9	17,5	21,5
	<i>Planktothrix agardhii</i>			0,3	0,1
	<i>Limnothrix redekei</i>	0,8	0,1	0,2	0,3
<i>Merismopedia glauca</i>		4,1	8,0	4,6	
<i>Merismopedia sp.</i>	3,1	5,7	7,3	5,7	
<b>Euglenoidea</b>	<i>Euglena sp.</i>	0,1			0,02
<b>Bacillariophyceae</b>	<i>Achnanthesp.</i>	0,1			0,02
	<i>Nitzschia acicularis</i>	0,1	0,3	0,2	0,2
	<i>Nitzschia palea</i>	0,1	0,1	0,1	0,1
	<i>Cymbella lanceolata</i>		0,1		0,04
	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>		0,05		0,02
	<i>Navicula clementis</i>			0,05	0,02
	<i>Navicula cryptocephala</i>	0,1			0,02
	<i>Navicula radiosa</i>		0,05		0,02
	<i>Navicula sp.</i>	0,4	0,05	0,1	0,2
	<i>Surirella capronii</i>	0,1			0,02
	<i>Amphora ovalis</i>	0,1	0,1		0,1
	<i>Belonastrum berolinensis</i>	0,4	0,05	0,3	0,2
	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0,2	0,3	0,1	0,2
	<i>Cyclotella sp.</i>	1,1	0,1	0,3	0,4
	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>			0,1	0,04
	<i>Stephanodiscus sp.</i>	0,3			0,1
	<i>Asterionella formosa</i>	0,4		0,7	0,4
	<i>Diatoma sp.</i>		0,1	0,4	0,2
<i>Fragilariareichertii</i>	1,9	0,05		0,5	
<b>Cryptophyceae</b>	<i>Cryptomonas sp.</i>	0,2	0,4	0,5	0,4
<b>Xanthophyceae</b>	<i>Tetraëdriellaregularis</i>		0,1	0,1	0,1
<b>Chlorophyceae</b>	<i>Chlorophyta nd.</i>	6,4	8,7	5,5	6,9
	<i>Parapediastrum biradiatum</i>	0,1			0,04
	<i>Pediastrum duplex</i>	0,1	0,7		0,3
	<i>Pseudopediastrum boryanum</i>	1,9	1,1	0,8	1,2
	<i>Stauridium tetras</i>	0,8	0,1	0,4	0,4
	<i>Acutodesmus acuminatus</i>	0,5	1,0	1,4	1,0

Klasa	Takson	St. 1	St. 2	St. 3	Srednia
Chlorophyceae	<i>Acutodesmusdimorphus</i>	0,6	0,6	0,5	0,5
	<i>Acutodesmus obliquus</i>	0,8	0,9	1,8	1,2
	<i>Closterium acutum</i>	1,4			0,3
	<i>Coelastrum astroideum</i>		1,8	0,3	0,8
	<i>Coelastrum microporum</i>	1,7	0,1		0,5
	<i>Desmodesmuscommunis</i>	12,0	5,7	6,6	7,7
	<i>Desmodesmusdenticulatus</i>	2,0	0,6	0,8	1,0
	<i>Desmodesmusopoliensis</i>	2,5	2,1	1,9	2,1
	<i>Desmodesmus serratus</i>			0,5	0,2
	<i>Scenedesmus arcuatus</i>		0,05		0,02
	<i>Scenedesmus obtusus</i>	0,1			0,02
	<i>Scenedesmus sp.</i>	1,2	0,5	0,6	0,7
	<i>Monoraphidiumirregulare</i>	0,9	0,8	1,5	1,1
Trebouxiophyceae	<i>Actinastrum hantzschii</i>	2,8	2,0	3,1	2,6
Conjugatophyceae	<i>Closterium acutum</i>	0,2	0,2	0,1	0,2
	<i>Cosmariumphaseolus</i>			0,2	0,1
	<i>Cosmarium sp.</i>			0,2	0,1
	<i>Staurastrum uniseriatum</i>	0,2	0,05	0,1	0,1
		<b>100,0</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>

Suma Cyanophyceae	58,2	70,9	70,9	67,8
Suma Euglenoidea	0,1			0,02
Suma Bacillariophyceae	5,3	1,5	2,4	2,8
Suma Cryptophyceae	0,2	0,4	0,5	0,4
Suma Xanthophyceae		0,1	0,1	0,1
Suma Chlorophyceae	33,0	24,9	22,5	26,0
Suma Trebouxiophyceae	2,8	2,0	3,1	2,6
Suma Conjugatophyceae	0,4	0,2	0,6	0,4
	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>

Oznaczenia:

Eudominanci
  Dominanci
  Subdominanci
  Recedenci
  Subrecedenci

Załącznik 5. Udział poszczególnych gatunków fitoplanktonu Jeziora Bukowo w biomacie ogólnej

Klasa	Takson	St. 1	St. 2	St. 3	Średnia
<b>Cyanophyceae</b>	<i>Anabaenasp.</i>	3,3	2,9	3,8	3,3
	<i>Aphanizomenon flexuosum</i>		0,1	0,3	0,1
	<i>Aphanizomenon flosaquae</i>	1,7	3,6	1,5	2,4
	<i>Aphanizomenon sp.</i>	2,9	2,2	1,9	2,3
	<i>Dolichospermum flosaquae</i>	1,0	0,1	0,7	0,6
	<i>Dolichospermum sigmoideum</i>		2,1		0,8
	<i>Dolichospermum smithii</i>		2,1		0,8
	<i>Dolichospermum solitarium</i>		0,1	0,4	0,2
	<i>Dolichospermum spiroides</i>	1,8	0,8	0,8	1,1
	<i>Woronichinia compacta</i>	0,3	0,02		0,1
	<i>Woronichinia naegeliana</i>	0,1	0,1		0,04
	<i>Woronichinia sp.</i>			0,05	0,02
	<i>Microcystis aeruginosa</i>		0,8		0,3
	<i>Microcystis flosaquae</i>	4,4	5,4	6,1	5,3
	<i>Microcystis viridis</i>	8,0	17,2	20,2	15,6
	<i>Microcystis sp.</i>	1,5	4,8	13,9	6,8
	<i>Oscillatoria tenuis</i>		0,1	0,2	0,1
	<i>Oscillatoria sp.</i>	14,8	13,5	13,8	14
	<i>Planktothrix agardhii</i>			0,2	0,1
	<i>Limnothrix redekei</i>	0,2	0,04	0,1	0,1
<i>Merismopedia glauca</i>		0,1	0,3	0,2	
<i>Merismopedia sp.</i>	0,004	0,01	0,01	0,01	
<b>Euglenoidea</b>	<i>Euglena sp.</i>	0,1			0,03
<b>Bacillariophyceae</b>	<i>Achnanthesp.</i>	0,02			0,004
	<i>Nitzschia acicularis</i>	0,01	0,03	0,02	0,02
	<i>Nitzschia palea</i>	0,01	0,01	0,01	0,01
	<i>Cymbella lanceolata</i>		2,1		0,8
	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>		0,01		0,01
	<i>Navicula clementis</i>			0,1	0,04
	<i>Navicula cryptocephala</i>	0,03			0,01
	<i>Navicula radiosa</i>		0,1		0,04
	<i>Navicula sp.</i>	0,8	0,1	0,4	0,4
	<i>Surirella capronii</i>	14,0			3,9
	<i>Amphora ovalis</i>	1,2	1,3		0,9
	<i>Belonastrum berolinensis</i>	0,02	0,003	0,03	0,02
	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0,8	1,1	0,5	0,8
	<i>Cyclotella sp.</i>	0,5	0,1	0,2	0,2
	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>			0,1	0,03
	<i>Stephanodiscus sp.</i>	0,1			0,04
	<i>Asterionella formosa</i>	0,2		0,4	0,2
	<i>Diatoma sp.</i>		0,03	0,2	0,1
<i>Fragilariareichertii</i>	0,4	0,01		0,1	
<b>Cryptophyceae</b>	<i>Cryptomonas sp.</i>	0,2	0,3	0,5	0,3
<b>Xanthophyceae</b>	<i>Tetraëdriellaregularis</i>		0,04	0,1	0,03
<b>Chlorophyceae</b>	<i>Chlorophyta nd.</i>	13,2	18,3	15,3	15,9
	<i>Parapediastrium biradiatum</i>	2,2			0,6
	<i>Pediastrum duplex</i>	1,1	5,7		2,6
	<i>Pseudopediastrium boryanum</i>	17	10,6	9,6	12,1
	<i>Stauridium tetras</i>	0,9	0,2	0,6	0,5
	<i>Acutodesmus acuminatus</i>	0,1	0,1	0,2	0,1

Klasa	Takson	St. 1	St. 2	St. 3	Srednia
Chlorophyceae	<i>Acutodesmusdimorphus</i>	0,1	0,1	0,1	0,1
	<i>Acutodesmus obliquus</i>	0,1	0,2	0,4	0,2
	<i>Closterium acutum</i>	0,5			0,1
	<i>Coelastrum astroideum</i>		0,1	0,02	0,05
	<i>Coelastrum microporum</i>	0,2	0,01		0,1
	<i>Desmodesmuscommunis</i>	3,9	1,9	2,9	2,8
	<i>Desmodesmusdenticulatus</i>	0,7	0,2	0,4	0,4
	<i>Desmodesmusopoliensis</i>	1,1	1,0	1,2	1,1
	<i>Desmodesmus serratus</i>			0,2	0,1
	<i>Scenedesmus arcuatus</i>		0,01		0,004
	<i>Scenedesmus obtusus</i>	0,04			0,01
	<i>Scenedesmus sp.</i>	0,1	0,04	0,1	0,1
	<i>Monoraphidiumirregulare</i>	0,004	0,004	0,01	0,01
Trebouxiophyceae	<i>Actinastrum hantzschii</i>	0,04	0,03	0,1	0,04
Conjugatophyceae	<i>Closterium acutum</i>	0,1	0,1	0,1	0,1
	<i>Cosmariumphaseolus</i>			0,9	0,3
	<i>Cosmarium sp.</i>			0,9	0,3
	<i>Staurastrum uniseriatum</i>	0,2	0,1	0,1	0,1
		<b>100,0</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>

Suma Cyanophyceae	39,9	56,2	64,4	54,3
Suma Euglenoidea	0,1			0,03
Suma Bacillariophyceae	18,1	4,9	1,9	7,7
Suma Cryptophyceae	0,2	0,3	0,5	0,3
Suma Xanthophyceae		0,04	0,1	0,03
Suma Chlorophyceae	41,3	38,4	31,0	36,8
Suma Trebouxiophyceae	0,04	0,03	0,1	0,04
Suma Conjugatophyceae	0,3	0,1	2,1	0,8
	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>

Oznaczenia:

Eudominanci
  Dominanci
  Subdominanci
  Recedenci
  Subrecedenci

Załącznik 6. Udział poszczególnych gatunków zooplanktonu Jeziora Bukowo w liczebności ogólnej

Klasa	Takson	St. 1	St. 2	St. 3	Średnia
Eurotatoria	<i>Rotatoria nd</i>	0,9	1,1	2,7	1,5
	<i>Pompholyx sulcata</i>	1,5			0,5
	<i>Filinia longiseta</i>	0,9	0,5	0,3	0,6
	<i>Anuraeopsis fissa</i>	2,1	16,8	10,2	9,9
	<i>Brachionus angularis</i>	8,0	8,0	6,9	7,6
	<i>Keratellacochlearis f. tecta</i>	65,8	45,3	58,7	56,3
	<i>Keratella cochlearis</i>	0,9	1,1	0,6	0,9
	<i>Keratella quadrata</i>		0,3		0,1
	<i>Ascomorpha saltans</i>			1,2	0,4
	<i>Polyarthra major</i>	0,3	0,5	0,3	0,4
	<i>Polyarthra remata</i>	0,3	0,5	0,3	0,4
	<i>Polyarthra vulgaris</i>	1,8	1,6	2,4	1,9
	<i>Polyarthrasp.</i>			0,9	0,3
	<i>Synchaeta tremula</i>			0,9	0,3
	<i>Trichocerca pusilla</i>	3,9	3,8	2,7	3,5
	<i>Trichocerca rousseleti</i>	1,2	1,4	0,9	1,2
<i>Trichocerca sp.</i>	0,6	1,1		0,6	
Maxillopoda	<i>Nauplius</i>	6,3	9,6	5,7	7,3
	<i>Acanthocyclops viridis</i>	0,3	2,5	1,8	1,5
	<i>Acanthocyclops sp.</i>	2,7	2,7	3,0	2,8
	<i>Cyclops strenuus</i>	0,3			0,1
	<i>Cyclops sp.</i>	1,8	2,7	0,6	1,7
Branchiopoda	<i>Bosmina sp.</i>	0,3			0,1
	<i>Chydorussphaericus</i>	0,3			0,1
	<i>Polyphemuspediculus</i>		0,3		0,1
		100,0	100,0	100,0	100,0

Suma Eurotatoria	88,1	82,1	88,9	86,3
Suma Maxillopoda	11,3	17,6	11,1	13,4
Suma Branchiopoda	0,6	0,3		0,3
	100,0	100,0	100,0	100,0

Oznaczenia:

Eudominanci
  Dominanci
  Subdominanci
  Recedenci
  Subrecedenci

Załącznik 7. Udział poszczególnych gatunków zooplanktonu Jeziora Bukowo w biomase ogólniej

Klasa	Takson	St. 1	St. 2	St. 3	Średnia
Eurotatoria	<i>Rotatoria nd</i>	0,1	0,1	0,4	0,1
	<i>Pompholyx sulcata</i>	0,04			0,01
	<i>Filinia longiseta</i>	0,01	0,01	0,01	0,01
	<i>Anuraeopsis fissa</i>	0,1	0,9	1,3	0,7
	<i>Brachionus angularis</i>	0,3	0,2	0,5	0,3
	<i>Keratellacochelearis f. tecta</i>	0,1	0,1	0,2	0,1
	<i>Keratella cochlearis</i>	0,02	0,01	0,02	0,02
	<i>Keratella quadrata</i>		0,1		0,04
	<i>Ascomorpha saltans</i>			0,1	0,01
	<i>Polyarthra major</i>	0,04	0,1	0,1	0,1
	<i>Polyarthra remata</i>	0,01	0,01	0,02	0,01
	<i>Polyarthra vulgaris</i>	0,2	0,1	0,5	0,2
	<i>Polyarthrasp.</i>			0,2	0,03
	<i>Synchaeta tremula</i>			0,3	0,05
	<i>Trichocerca pusilla</i>	0,04	0,03	0,05	0,04
	<i>Trichocerca rousseleti</i>	0,01	0,01	0,02	0,01
<i>Trichocerca sp.</i>	0,01	0,01		0,01	
Maxillopoda	<i>Nauplius</i>	0,1	0,1	0,1	0,1
	<i>Acanthocyclops viridis</i>	2,0	12,9	22,6	11
	<i>Acanthocyclops sp.</i>	18,3	14,4	37,7	19,9
	<i>Cyclops strenuus</i>	20,2			6,8
	<i>Cyclops sp.</i>	58,3	68,7	36,1	59,2
Branchiopoda	<i>Bosmina sp.</i>	0,1			0,03
	<i>Chydorussphaericus</i>	0,0000001			0,00000003
	<i>Polyphemuspediculus</i>		2,3		1,1
		100,0	100,0	100,0	100,0

Suma Eurotatoria	1,0	1,6	3,5	1,8
Suma Maxillopoda	98,9	96,0	96,5	97,1
Suma Branchiopoda	0,1	2,3		1,2
	100,0	100,0	100,0	100,0

Oznaczenia:

Eudominanci
  Dominanci
  Subdominanci
  Recedenci
  Subrecedenci






## Załącznik 8. Wykaz makrofitów wraz ze stopniem pokrycia oznaczonych na Bagnicy

Grupa	Takson	Stopień pokrycia
		Bagnica
Rośliny zanurzone i o liściach pływających	<i>Callitriche sp.</i> Rzęśl	<1%
	<i>Elodea canadensis</i> Moczarka kanadyjska	50-75%
	<i>Lemnagibba</i> Rzęsa garbata	<1%
	<i>Lemna minor</i> Rzęsa drobna	<1%
	<i>Potamogeton alpinus</i> Rdestnica alpejska	<1%
	<i>Potamogeton perfoliatus</i> Rdestnica przeszyta	<1%
	<i>Ranunculus fluitans</i> Jaskier rzeczny	5-10%
	Rośliny naczyniowe wyrnurzone - jednoliscienne	<i>Acorus calamus</i> Tatarak zwyczajny
<i>Glyceria maxima</i> Manna mielec		10-25%
<i>Phalarisarundinacea</i> Mozga trzcinowata		<1%
<i>Phragmites australis</i> Trzcina pospolita		<1%
<i>Scirpus lacustris</i> Ocieret jeziorny		<1%
<i>Sparganium emersum</i> Jeżogłówka pojedyncza		25-50%
Rośliny naczyniowe wyrnurzone - dwuliscienne		<i>Berulaerecta</i> Potocznik wąskolistny
	<i>Menthaaquatica</i> Mięta wodna	<1%
	<i>Rumexhydrolapathum</i> Szczaw lancetowaty	<1%
	<i>Veronica beccabunga</i> Przetacznik bobowiczek	<1%
	<b>Liczba taksonów</b>	
<b>Makrofitowy Indeks Rzeczny</b>		<b>43,7</b>
<b>Stan/Potencjał ekologiczny</b>		<b>dobry</b>

## Załącznik 9. Wyniki badań Iwięcinki (stanowisko 4)

Wskaźnik		Iwięcinka (17)					Średnia
		11.05.	28.06.	13.07.	25.08.	28.09.	
Wskaźniki charakteryzujące stan fizyczny	Temperatura [°C]	20,3	16,9	17,5	16,7	12,1	16,7
	Zawiesina ogólna [mg/dm <sup>3</sup> ]	4,8	4,0	3,4	5,0	0,4	3,5
Wskaźniki charakteryzujące warunki tlenowe i zanieczyszczenia organiczne	Tlen rozpuszczony [mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	10,65	8,36	8,40	8,70	9,10	9,04
	BZT <sub>5</sub> [mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	6	3	2	2	1	3
	TOC [mgC/dm <sup>3</sup> ]	7,6	5,1	6,1	7,7	6,4	6,6
	ChZT-Cr [mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	30	61	25	15	5	27
Wskaźniki charakteryzujące zasolenie	Przewodność [µS/cm]	406,6	451,8	468,2	530,6	675,8	506,6
	Substancje rozpuszczone [mg/dm <sup>3</sup> ]	340	386	351	345	440	372
	Siarczany [mgSO <sub>4</sub> /dm <sup>3</sup> ]	24	24	24	24	24	24
	Chlorki [mgCl/dm <sup>3</sup> ]	12,42	13,70	47,09	57,71	55,83	37,35
	Wapń [mgCa/dm <sup>3</sup> ]	139	147	109,6	133,7	173,8	140,6
	Magnez [mgMg/dm <sup>3</sup> ]	3,2	17,8	22,7	6,5	29,2	15,9
	Twardość ogólna [mgCaCO <sub>3</sub> /dm <sup>3</sup> ]	351,6	358,1	266,9	351,6	540,4	373,7
Wskaźniki charakteryzujące zakwaszenie	Odczyn pH	8,47	8,02	9,27	9,00	9,33	8,82
	Zasadowość ogólna [mgCaCO <sub>3</sub> /dm <sup>3</sup> ]	4,8	4,7	4,5	2,4	6,0	4,5
Wskaźniki charakteryzujące warunki biogenne	Azot amonowy [mgN <sub>NH4</sub> /dm <sup>3</sup> ]	0,30	0,29	0,28	0,24	0,32	0,29
	Azot Kjeldahla [mgN/dm <sup>3</sup> ]	0,96	0,72	1,42	0,72	0,57	0,88
	Azot azotanowy [mgN <sub>NO3</sub> /dm <sup>3</sup> ]	0,830	0,263	0,804	3,794	3,758	1,89
	Azot azotynowy [mgN <sub>NO2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	0,06	0,06	0,05	0,05	0,03	0,05
	Azot ogólny [mgN/dm <sup>3</sup> ]	1,85	1,05	2,28	4,57	4,36	2,82
	Fosfor fosforanowy [mgP/dm <sup>3</sup> ]	0,03	0,15	0,10	0,07	0,05	0,08
	Fosfor ogólny [mgP/dm <sup>3</sup> ]	0,59	1,54	0,95	0,22	0,18	0,69




## Oznaczenia:

	stan bardzo dobry
	stan dobry
	stan poniżej dobrego

Załącznik 10. Wyniki badań dopływu z polderu Bukowo Morskie (stanowisko 5)

Wskaźnik		Dopływ z polderu Bukowo Morskie (0/17)					
		11.05.	28.06.	13.07.	25.08.	28.09.	Średnia
Wskaźniki charakteryzujące stan fizyczny	Temperatura [°C]	19,4	b.p.	20,5	18,5	12,5	17,7
	Zawiesina ogólna [mg/dm <sup>3</sup> ]	10,9	b.p.	2,8	8,0	1,2	5,7
Wskaźniki charakteryzujące warunki tlenowe i zanieczyszczenia organiczne	Tlen rozpuszczony [mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	13,53	b.p.	7,96	6,30	2,71	7,62
	BZT <sub>5</sub> [mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	7	b.p.	5	6	3	5
	TOC [mgC/dm <sup>3</sup> ]	13,2	b.p.	10,1	13,8	13,7	12,7
	ChZT-Cr [mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	52	b.p.	108	34	27	55
Wskaźniki charakteryzujące zasolenie	Przewodność [µS/cm]	464,3	b.p.	1014,0	575,6	676,0	682,5
	Substancje rozpuszczone* [mg/dm <sup>3</sup> ]	400	b.p.	818	374	440	508
	Siarczany [mgSO <sub>4</sub> /dm <sup>3</sup> ]	65	b.p.	24	24	24	34
	Chlorki [mgCl/dm <sup>3</sup> ]	15,51	b.p.	80,86	64,74	58,48	54,90
	Wapń [mgCa/dm <sup>3</sup> ]	139,0	b.p.	117,6	123,0	152,4	133,0
	Magnez [mgMg/dm <sup>3</sup> ]	1,6	b.p.	38,9	17,8	45,4	25,9
	Twardość ogólna [mgCaCO <sub>3</sub> /dm <sup>3</sup> ]	345,1	b.p.	286,5	371,1	553,4	389,0
Wskaźniki charakteryzujące zakwaszenie	Odczyn pH	8,58	b.p.	8,86	8,81	8,84	8,77
	Zasadowość ogólna [mgCaCO <sub>3</sub> /dm <sup>3</sup> ]	10,9	b.p.	3,9	2,7	6,1	5,9
Wskaźniki charakteryzujące warunki biogenne	Azot amonowy [mgN <sub>NH4</sub> /dm <sup>3</sup> ]	0,29	b.p.	0,54	0,33	0,42	0,40
	Azot Kjeldahla [mgN/dm <sup>3</sup> ]	0,500	b.p.	1,25	0,58	0,56	0,720
	Azot azotanowy [mgN <sub>NO3</sub> /dm <sup>3</sup> ]	0,117	b.p.	0,695	3,279	3,609	1,925
	Azot azotynowy [mgN <sub>NO2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	0,009	b.p.	0,074	0,138	0,056	0,069
	Azot ogólny [mgN/dm <sup>3</sup> ]	0,629	b.p.	2,019	3,999	4,227	2,719
	Fosfor fosforanowy [mgP/dm <sup>3</sup> ]	0,021	b.p.	0,201	0,124	0,059	0,101
	Fosfor ogólny [mgP/dm <sup>3</sup> ]	1,479	b.p.	1,263	0,381	0,653	0,944

Oznaczenia:

	potencjał bardzo dobry
	potencjał dobry
	potencjał poniżej dobrego
b.p.	wartość nie mierzona

\* parametr nie uwzględniany w przypadku cieków sztucznych, zakres przyjęty dla cieku naturalnego o tym samym typie

Załącznik 11. Wyniki badań Bagnicy (stanowisko 6)

Wskaźnik		Bagnica (23)					Średnia
		11.05.	28.06.	13.07.	25.08.	28.09.	
Wskaźniki charakteryzujące stan fizyczny	Temperatura [°C]	15	17,1	17,5	16	11,1	15,4
	Zawiesina ogólna [mg/dm <sup>3</sup> ]	9,8	2,4	1,6	4,2	0,2	3,6
Wskaźniki charakteryzujące warunki tlenowe i zanieczyszczenia organiczne	Tlen rozpuszczony [mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	9,00	8,47	6,94	8,54	9,95	8,58
	BZT <sub>5</sub> [mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	2	2	2	3	2	2
	TOC [mgC/dm <sup>3</sup> ]	5,3	5,6	7,6	9,2	4,6	6,5
	ChZT-Cr [mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	10	>0	3	27	49	22
Wskaźniki charakteryzujące zasolenie	Przewodność [µS/cm]	342,3	313,8	338,7	401,4	426	364,4
	Substancje rozpuszczone [mg/dm <sup>3</sup> ]	280	274	224	261	277	263
	Siarczany [mgSO <sub>4</sub> /dm <sup>3</sup> ]	24	24	24	24	24	24
	Chlorki [mgCl/dm <sup>3</sup> ]	16,89	11,44	50,56	63,43	60,33	40,53
	Wapń [mgCa/dm <sup>3</sup> ]	104,3	88,2	101,6	104,3	112,3	102,1
	Magnez [mgMg/dm <sup>3</sup> ]	17,8	9,7	11,3	1,6	14,6	11,0
	Twardość ogólna [mgCaCO <sub>3</sub> /dm <sup>3</sup> ]	325,5	214,9	247,4	260,4	332,1	276,1
Wskaźniki charakteryzujące zakwaszenie	Odczyn pH	7,83	7,98	8,86	9,17	9,46	8,66
	Zasadowość ogólna [mgCaCO <sub>3</sub> /dm <sup>3</sup> ]	9,8	3,0	2,8	2,6	4,2	4,5
Wskaźniki charakteryzujące warunki biogenne	Azot amonowy [mgN <sub>NH<sub>4</sub></sub> /dm <sup>3</sup> ]	0,29	0,27	0,22	0,30	0,27	0,27
	Azot Kjeldahla [mgN/dm <sup>3</sup> ]	0,55	0,28	1,22	0,65	0,49	0,64
	Azot azotanowy [mgN <sub>NO<sub>3</sub></sub> /dm <sup>3</sup> ]	0,745	0,839	0,794	1,037	3,630	1,409
	Azot azotynowy [mgN <sub>NO<sub>2</sub></sub> /dm <sup>3</sup> ]	0,060	0,045	0,037	0,03	0,035	0,042
	Azot ogólny [mgN/dm <sup>3</sup> ]	1,352	1,166	2,050	1,720	4,156	2,089
	Fosfor fosforanowy [mgP/dm <sup>3</sup> ]	0,159	0,173	0,179	0,164	0,144	0,164
	Fosfor ogólny [mgP/dm <sup>3</sup> ]	0,839	0,792	1,068	0,767	0,776	0,849

Oznaczenia:

	stan bardzo dobry
	stan dobry
	stan poniżej dobrego

Załącznik 12. Wyniki badań Nowego Rowu (stanowisko 7)

Wskaźnik		Nowy Rów (0/23)					
		11.05.	28.06.	13.07.	25.08.	28.09.	Średnia
Wskaźniki charakteryzujące stan fizyczny	Temperatura [°C]	17,2	20,5	21,3	19,1	13,1	18,2
	Zawiesina ogólna [mg/dm <sup>3</sup> ]	3,6	8,3	3,2	6,5	3,4	5
Wskaźniki charakteryzujące warunki tlenowe i zanieczyszczenia organiczne	Tlen rozpuszczony [mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	8,84	6,8	8,13	2,72	6,78	6,65
	BZT <sub>5</sub> [mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	3	5	6	8	3	5
	TOC [mgC/dm <sup>3</sup> ]	17,6	17,4	11,8	35,2	22,6	20,9
	ChZT-Cr [mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	71	37	38	112	65	65
Wskaźniki charakteryzujące zasolenie	Przewodność [µS/cm]	631,7	615,5	429,6	386	530,4	518,6
	Substancje rozpuszczone* [mg/dm <sup>3</sup> ]	480	492	284	251	345	370
	Siarczany [mgSO <sub>4</sub> /dm <sup>3</sup> ]	80	25	50	50	35	48
	Chlorki [mgCl/dm <sup>3</sup> ]	25,54	28,13	62,73	47,72	69,74	46,77
	Wapń [mgCa/dm <sup>3</sup> ]	168,4	101,6	93,6	82,9	117,6	112,8
	Magnez [mgMg/dm <sup>3</sup> ]	17,8	19,4	16,2	21,1	1,6	15,2
	Twardość ogólna [mgCaCO <sub>3</sub> /dm <sup>3</sup> ]	481,8	247,4	227,9	286,5	293	307,3
Wskaźniki charakteryzujące zakwaszenie	Odczyn pH	7,84	7,75	8,97	8,42	9,2	8,43
	Zasadowość ogólna [mgCaCO <sub>3</sub> /dm <sup>3</sup> ]	3,6	3,8	3,1	1,6	3,9	3,2
Wskaźniki charakteryzujące warunki biogenne	Azot amonowy [mgN <sub>NH4</sub> /dm <sup>3</sup> ]	0,41	0,38	0,33	0,46	0,78	0,47
	Azot Kjeldahla [mgN/dm <sup>3</sup> ]	0,73	0,42	1,55	0,64	1,01	0,87
	Azot azotanowy [mgN <sub>NO3</sub> /dm <sup>3</sup> ]	0,165	0,155	0,232	0,359	1,461	0,474
	Azot azotynowy [mgN <sub>NO2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	0,013	0,014	0,014	0,038	0,047	0,025
	Azot ogólny [mgN/dm <sup>3</sup> ]	0,907	0,589	1,800	1,037	2,518	1,370
	Fosfor fosforanowy [mgP/dm <sup>3</sup> ]	0,034	0,068	0,052	0,221	0,114	0,098
	Fosfor ogólny [mgP/dm <sup>3</sup> ]	0,581	0,819	0,563	1,042	0,796	0,76

Oznaczenia:

	potencjał bardzo dobry
	potencjał dobry
	potencjał poniżej dobrego

\* parametr nie uwzględniany w przypadku cieków sztucznych, zakres przyjęty dla cieku naturalnego o tym samym typie

Załącznik 13. Wyniki badań Kanału Szczuczego (stanowisko 8)

Wskaźnik		Kanał Szczuczy (0/22)					Średnia
		11.05.	28.06.	13.07.	25.08.	28.09.	
Wskaźniki charakteryzujące stan fizyczny	Temperatura [°C]	9,0	21,6	21,0	19,9	14,2	17,1
	Zawiesina ogólna [mg/dm <sup>3</sup> ]	10,6	16,0	13,8	29,2	42,5	22,4
Wskaźniki charakteryzujące warunki tlenowe i zanieczyszczenia organiczne	Tlen rozpuszczony [mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	9,29	6,82	8,95	8,92	9,56	8,71
	BZT <sub>5</sub> [mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	1	5	4	7	9	5
	TOC [mgC/dm <sup>3</sup> ]	0,6	2,1	3,7	8,3	10,9	5,1
	ChZT-Cr [mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	<10	57	113	71	162	82,6
Wskaźniki charakteryzujące zasolenie	Przewodność [μS/cm]	10830,0	1726,0	1786,3	1922,3	1940,1	3640,9
	Substancje rozpuszczone* [mg/dm <sup>3</sup> ]	10240	1497	1257	1250	1261	3101
	Siarczany [mgSO <sub>4</sub> /dm <sup>3</sup> ]	200	100	90	55	40	97
	Chlorki [mgCl/dm <sup>3</sup> ]	87,66	75,83	208,09	227,13	204,22	160,58
	Wapń [mgCa/dm <sup>3</sup> ]	203,2	98,9	96,2	96,2	117,6	122,4
	Magnez [mgMg/dm <sup>3</sup> ]	486	53,5	56,7	63,2	40,5	140
	Twardość ogólna [mgCaCO <sub>3</sub> /dm <sup>3</sup> ]	2448,1	240,9	234,4	488,3	449,3	772,2
Wskaźniki charakteryzujące zakwaszenie	Odczyn pH	8,00	8,68	9,78	10,08	10,25	9,36
	Zasadowość ogólna [mgCaCO <sub>3</sub> /dm <sup>3</sup> ]	10,6	2,6	3,1	1,9	3,2	4,3
Wskaźniki charakteryzujące warunki biogenne	Azot amonowy [mgN <sub>NH4</sub> /dm <sup>3</sup> ]	1,03	0,19	0,24	0,27	0,34	0,42
	Azot Kjeldahla [mgN/dm <sup>3</sup> ]	1,48	0,40	1,26	0,46	0,69	0,86
	Azot azotanowy [mgN <sub>NO3</sub> /dm <sup>3</sup> ]	0,228	0,149	0,206	0,313	1,018	0,383
	Azot azotynowy [mgN <sub>NO2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	0,004	0,009	0,008	0,011	0,018	0,010
	Azot ogólny [mgN/dm <sup>3</sup> ]	1,709	0,553	1,470	0,779	1,730	1,250
	Fosfor fosforanowy [mgP/dm <sup>3</sup> ]	0,039	0,027	0,023	0,023	0,028	0,028
	Fosfor ogólny [mgP/dm <sup>3</sup> ]	1,165	0,695	1,440	0,630	1,243	1,035

Oznaczenia:

	potencjał bardzo dobry
	potencjał dobry
	potencjał poniżej dobrego

- \* parametr nie uwzględniany w przypadku cieków sztucznych, zakres przyjęty dla cieku naturalnego o tym samym typie

## Załącznik 14

Literatura uzupełniająca do metod rekultywacji:

- Anderson, P. i Wecker, M., 2011. *Aquatic Plants and Fish*. Olympia: Washington Department of Fish and Wildlife.
- Bańkowska, A., 2007. Ocena działania struktur BIO-HYDRO w rekultywacji Jeziora Ełckiego. *Scientific Review Engineering and Environmental Sciences*, XVI(4 (38)), pp. 21-28.
- Bańkowska, A. i Wasilewicz, M., 2008. Przegląd działań realizowanych w celu poprawy stanu Jeziora Zdwońskiego. *Scientific Review Engineering and Environmental Sciences*, XVII(1 (39)), pp. 80-90.
- Błaszczak, M., 2007. *Mikroorganizmy w ochronie środowiska*. wydanie pierwsze red. Warszawa: Wydawnictwo Naukowe PWN.
- Boguski, A. i inni, 2015. *Wstępne wyniki energetycznego wykorzystania osadów jeziornych*. Toruń, PZiTS Oddział Toruń, pp. 147-158.
- Brooks, J. i Dodson, S., 1965. Predation, body size, and composition of plankton. *Science*, Issue 150, pp. 28-35.
- Browne, R., 2013. *The effects of hypolimnetic oxygenation on the chemical, physical and biological properties of a shallow drinking water reservoir*, Blacksburg: Virginia Polytechnic Institute and State University.
- Burak, S. i Pawlik, M., 1988. *Informacja o stanie rekultywacji jezior w Polsce*. Grudziądz, PZTiS Oddział Toruń, pp. 5-16.
- Ceronik, E., 1996. *Struktury przepływowe sztucznych raf zasiedlone przez małże (Bivalvia) jako centra oddziaływania na mikroflorę wód otwartych*. Międzyzdroje, Biuro informacji Gospodarczej Sp. z o.o., pp. 183-190.
- Charboneau, D., 1999. Chemical Precipitation and Inactivation as a Method to Reduce Internal Phosphorus Loading in Lakes. *Restoration and Reclamation Review*, 5(1).
- Chełmicki, W., 2012. *Woda. Zasoby, degradacja, ochrona*. wydanie pierwsze red. Warszawa: PWN.
- Cieściński, J., 2007. *Koncepcja wykorzystania hydromakrofitów w deeutrofizacji jeziora Głębozek*. Toruń, PZTiS Oddział Toruń, pp. 27-32.
- Cooke, G., Welch, E., Peterson, S. i Nichols, S., 2005. *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*. third edition red. Boca Raton: Taylor & Francis.
- Dittrich, M., Dittrich, T., Sieber, I. i Koschel, R., 1997. A balance analysis of phosphorus elimination by artificial calcite precipitation in a stratified hardwater lake. *Water Research*, 31(2), pp. 237-248.
- Dittrich, M., Gabriel, O., Ch., R. i Koschel, R., 2011. Lake restoration by hypolimnetic Ca(OH)<sub>2</sub> treatment: Impact on phosphorus sedimentation and release from sediment. *Science of the Total Environment*, Issue 409, pp. 1504-1515.
- Dojlido, J., 1995. *Chemia wód powierzchniowych*. Białystok: Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko.
- Drábková, M., 2007. *Methods for control of the cyanobacterial blooms development in lakes*, Brno: Masaryk University; RECTOX.
- Dunalska, J. i inni, 2015. *Rekultywacja jezior miejskich - nowe wyzwania*. Toruń, PZiTS, pp. 19-30.
- Faithfull, C., Hamilton, D., Burger, D. i Duggan, I., 2005. *Waikato Peat Lakes Sediment Nutrient Removal Scoping Exercise*, Hamilton: Centre for Biodiversity and Ecology Research.



- Frankiewicz, P. i Zalewski, M., 1995. *Możliwości wykorzystania biokontroli do poprawy jakości wody w zbiornikach zaporowych*. Łódź, Biblioteka Monitoringu Środowiska; PIOŚ Łódź, pp. 19-32.
- Gawrońska, H., Lossow, K. i Grochowska, J., 2000. *Rekultywacja Jeziora Długiego metodą sztucznego napowietrzania z destratyfikacją*. Przysiek, PZTiIS Oddział Toruń; Polski Klub Ekologiczny Okręg Pomorsko-Kujawski, pp. 131-144.
- Gawrońska, H., Lossow, K. i Grochowska, J., 2005. *Rekultywacja Jeziora Długiego w Olsztynie*. wydanie pierwsze red. Olsztyn: Edycja.
- Gołdyn, R., 2007. *Biomanipulacja w zbiornikach wodnych jako metoda rekultywacji*. Toruń, PZTiIS Oddział Toruń, pp. 65-76.
- Gulati, R., Pires, L. i Van Donk, E., 2008. Lake restoration studies: Failures, bottlenecks and prospects of new ecotechnological measures. *Limnologia*, Issue 38, p. 233–247.
- Gumiński, S., 1990. *Fizjologia glonów i sinic*. Wrocław: Wydawnictwo Uniwersytetu Wrocławskiego.
- Gworek, B., 2006. Glin w środowisku przyrodniczym a jego toksyczność. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, Issue 29, pp. 27-38.
- Heese, T., Perkowski, J., Komorowski, J. i Strzałkowski, Ł., 2014. Wstępne wyniki monitoringu ichtiofauny jezior i zbiorników zaporowych z zastosowaniem zestawów wntonów jako narzędzie prowadzenia racjonalnej gospodarki rybacko-wędkarskiej. W: M. Mickiewicz i A. Wołos, redaktorzy *Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2013 roku*. Olsztyn: Instytut Rybactwa Śródlądowego, pp. 83-96.
- Heese, T. i Skowronek, A., 2006. *Metoda rewitalizacji zbiorników wodnych biopreparatem bakteriologicznym - podsumowanie wyników testu technicznego i pierwsze doświadczenia zdobyte na naturalnym zbiorniku bezodpływowym..* Łądek Zdrój, PSTiIS Oddział Dolnośląski, pp. 519-528.
- Heese, T. i inni, 2013. *Ocena efektu ekologicznego zabiegu rekultywacji prowadzonego w latach 2005-2012 na Jeziorze Trzeciecko*. Toruń, PZiTS Oddział Toruń, pp. 65-80.
- Higa, T. i Parr, J., 1994. *Beneficial and effective microorganisms for a sustainable agriculture and environment*. Atami: International Nature Farming Research Center.
- Hrbáček, J., Dvořáková, M., Kořínek, V. i Procházková, L., 1961. Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, Issue XIV, pp. 192-195.
- Hudson, H. i Kirschner, B., 1997. *Lake Aeration and Circulation*, Springfield: Illinois Environmental Protection Agency.
- Hu, H. i Hong, Y., 2008. Algal-bloom control by allelopathy of aquatic macrophytes – A review. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, Issue 2(4), p. 421–438.
- Iredale, R., McDonald, A. i Adams, D., 2012. A series of experiments aimed at clarifying the mode of action of barley straw in cyanobacterial growth control. *Water Research*, Issue 46, pp. 6095-6103.
- Jankowski, J., 2007. *Stan prac rekultywacyjnych w Polsce*. Grudziądz, PZTiIS Oddział Toruń, pp. 83-94.
- Jeppesen, E. i inni, 2012. Biomanipulation as a Restoration Tool to Combat Eutrophication: Recent Advances and Future Challenges. W: *Advances in Ecological Research*. Philadelphia: Elsevier Ltd., pp. 411-488.
- Jędryka, E. i Maciejewski, S., 2007. Rekultywacja Jeziora Zdworskiego. Część 2. Możliwości rekultywacji. *Wiadomości melioracyjne i łąkarskie*, 50(2), pp. 63-67.

- Jodłowski, A., Gutkowska, E. i Dobrzański, M., 2012. Kinetyka adsorpcji jonów fosforanowych z wód powierzchniowych z użyciem preparatu Phoslock. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 15(3), pp. 295-305.
- Jørgensen, S., Löffler, H., Rast, W. i Straškraba, M., 2005. *Lake and Reservoir Management*. first ediction red. Amsterdam: Elsevier B.V..
- Kaczorkiewicz, M. i Heese, T., 2008. Rekultywacja jeziora Gołdap. Testowanie nowych zastosowań preparatu Phoslock. *Przemysł chemiczny*, maj, Issue 87 (5), pp. 479-481.
- Kajak, Z., 1994. *Hydrobiologia. Ekosystemy wód śródlądowych*. Białystok: Dział Wydawnictw Filii UW.
- Kamath, G., 2008. *Bioremediation of Lakes: Myths and Realities*. Jaipur, ILEC, pp. 44-49.
- Klapper, H., 2003. Technologies for lake restoration. *Jurnal of Limnology*, 62(1s), pp. 73-90.
- Kozioł, W. i Machniak, Ł., 2011. Rozwój technologii wydobywania kruszyw żwirowo-piaskowych spod wody. *Surowce i Maszyny Budowlane*, Issue 3, pp. 20-26.
- Kudelska, D., Cydzik, D. i Soszka, H., 1994. *Wytyczne monitoringu podstawowego jezior*. wydanie drugie red. Warszawa: Oficyna Wydawnicza OIKOS Sp. z o.o..
- Kumar, A., 2008. *Hypolimnetic Withdrawal for Lake Conservation*. Jaipur, ILEC, pp. 812-818.
- Lampert, D., 2010. *An assesment of the Design of In Situ Management Approaches for Contaminated Sediments*, Austin: brak nazwiska
- Lampert, W. i Sommer, U., 2001. *Ekologia wód śródlądowych*. wydanie drugie zmienione red. Warszawa: Wydawnictwo Naukowe PWN.
- Lind, C., 1997. *Phosphorus inactivation--chemical precipitants and strategies*. Madison, NALMS .
- Lin, J., Zhan, Y. i Zhu, Z., 2011. Evaluation of sediment capping with active barrier systems (ABS) using calcite/zeolite mixtures to simultaneously manage phosphorus and amonium release. *Science of the Total Environment*, Issue 409, pp. 638-646.
- Li, X.-N. i inni, 2010. An integrated ecological floating-bed employing plant, freshwater clam and biofilm carrier for purification of eutrophic water. *Ecological Engineering*, Issue 36, pp. 382-390.
- Lorenzen, M. i Fast, A., 1977. *A guide to aeration/circultion tehniques for lake management*. Lafayette: U.S. Environmental Protection Agency.
- Lossow, K., 1996. *Rekultywacja jezior i zbiorników wodnych - dotychczasowe osiągnięcia, możliwości i perspektywy*. Międzyzdroje, Biuro informacji Gospodarczej Sp. z o.o., pp. 47-55.
- Lossow, K., 1998. *Ochrona i rekultywacja jezior - teoria a praktyka*. Poznań, Sorus, pp. 55-70.
- Malina, G., 2007. *Likwidacja zagrożenia środowiska gruntowo-wodnego na terenach zanieczyszczonych*. wydanie pierwsze red. Częstochowa: Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej.
- Mientki, C., 1986. Wpływ usuwania wód hypolimnionu na układy termiczne i tlenowe oraz zawartość związków azotu i fosforu w wodzie Jeziora Kortowskiego. *Acta Academiae Agriculturae ac Technicae Olstenensis. Protectio Aquarum et Piscatoria*, Tom 14 Supplementum A.
- Mientki, C., 1996. *Czynniki warunkujące rekultywację jezior metodą usuwania wód hypolimnionu*. Międzyzdroje, Biuro Informacji Gospodarczej Sp. z o.o., pp. 57-62.
- Miller, N., 2005. *Loccally available adsorbing materials, sediment sealing and flocculants for chemical remediation of lake and stream*, Okere Falls: Analytical & Environment Consultants.
- Nordin, R. i McKean, C., 1982. *A review of lake aeration as a technique for water quality improvement*, Victoria: B.C. Ministry of Environment.

- Nowak, B., Grześkowiak i A., 2010. *Ocena skutków piętrzenia jezior jako element wstępny opracowania modelu rewitalizacji jezior województwa wielkopolskiego*. Wrocław, PZITS Oddział Dolnośląski, pp. 271-280.
- Nürnberg, G., 1987. Hypolimnetic withdrawal as a lake restoration technique. *J. Environmental Engineering*, Issue 113, pp. 1006-1017.
- NYSFOLA, 2009. *Diet for a Small Lake: The Expanded Guide to New York State Lake and Watershed Management*. second ediction red. New York: New York State Federation of Lake Associations.
- Office of Solid Waste and Emergency Response, 2005. *Contaminated Sediment Remediation Guidance for Hazardous Waste Sites*, Washington: United States Environmental Protection Agency.
- Peckham, S., Chipman, J., Lillesand, T. i Dodson, S., 2006. Alternate stable states and the shape of the lake trophic distribution. *Hydrobiologia*, 571(1), pp. 401-407.
- Peterson, S., 1981. *Sediment Removal as a Lake Restoration Technique*, Corvallis: Environmental Research Laboratory.
- Pęczuła, W., 2012. Methods applied in cyanobacterial bloom control in shallow lakes and reservoirs. *Ecological Chemistry and Engineering A*, Issue Vol. 19, nr 7 , pp. 795-806.
- Podsiadłowski, S. i Andrzejewski, W., 2000. *Aeracja jezior*. Olsztyn, Wydawnictwo IRŚ, pp. 121-128.
- Ripl, W., 1976. Biochemical oxidation of polluted lake sediment with nitrate - a new restoration method. *Ambio*, Issue 4, pp. 312-315.
- Ross, G., Haghshersht, F. i Cloete, T., 2008. The effect of pH and anoxia on the performance of Phoslock a phosphorus binding clay. *Harmful Algae*, Issue 7, pp. 545-550.
- Rzewuska, E. i Jankowski, W., 1988. *Przegląd metod rekultywacji jezior i zbiorników wodnych*. Grudziądz, PZTiS Oddział Toruń, pp. 65-96.
- Sadecka, Z. i Waś, J., 2008. *Nieinwazyjne metody poprawy jakości zbiorników wodnych - perspektywa*. Zielona Góra, Oficyna Wydawnicza Uniwersytetu Zielonogórskiego, pp. 247-260.
- Shao, J., Li, R., Lepo, J. i Gu, J.-D., 2013. Potential for control of harmful cyanobacterial blooms using biologically derived substances: Problems and prospects. *Jurnal of Environmental Management*, Issue 125, pp. 149-155.
- Skwierawski, A., 2012. Stan zanieczyszczenia renaturyzowanego Jeziora Sawąg związkami azotu i fosforu. *Proceedings of ECOpole*, Issue 6(2), pp. 567-575.
- Solarczyk, A. i Burak, S., 2000. *Informacja o stanie rekultywacji jezior w Polsce*. Przysiek, PZTiS Oddział Toruń; Polski Klub Ekologiczny Okręg Pomorsko-Kujawski, pp. 113-122.
- Szlauer, L., 1994. *Rekultywacja jezior poprzez zawieszenie w nich folii*. Międzyzdroje, Biuro informacji Gospodarczej Sp. z o.o..
- VanLoon, G. i Duffy, S., 2008. *Chemia środowiska*. pierwsze red. Warszawa: PWN.
- Walczak, M., 2010. *Zastosowanie bioagumentacji w celu przyspieszenia degradacji materii organicznej osadów dennych*. Toruń, PZTiS Odział Toruń.
- Wauer, G., Gonsiorczyk, T., Casper, P. i Koschel, R., 2005. P-immobilisation and phosphatase activities in lake sediment following treatment with nitrate and iron. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 35(1-2), pp. 102-108.
- Wauer, G. i inni, 2005. Sediment treatment with a nitrate-storing compound to reduce phosphorus release. *Water Research*, 39(2-3), pp. 494-500.
- Wawrzonkowski, J., Kaczorkiewicz, M. i Heese, T., 2013. *Rozpoznanie możliwości wykorzystania piasków w technice tzw. "cappingu", celem ograniczenia resuspensji biogenów*. Toruń, PZTiS oddział Toruń, pp. 215-226.

- Welch, E., 1981. The Dilution/Flushing Technique in Lake Restoration. *Journal of the American Water Resources Association*, 17(4), p. 558–564.
- Welch, E. i Jacoby, J., 2004. *Pollutant Effects in Freshwater: Applied Limnology*. third edition red. London: Cambridge University Press.
- Wiśniewski, R., 2009. Propozycje dotyczące działań rekultywacyjnych w rejonie wyrobisk w Zatoce Puckiej uwzględniające dotychczasową wiedzę o sposobach rekultywacji zdegradowanych akwenów. W: L. Kruk-Dowigałło i R. Opiola, redaktorzy *Program rekultywacji wyrobisk W Zatoce Puckiej. Przyrodnicze podstawy i uwarunkowania*. wydanie pierwsze red. Gdańsk: Zakład Wydawnictw Naukowych instytutu Morskiego w Gdańsku, pp. 267-284.
- Wiśniewski, R. i Domański, M., 1993. *Przegląd nowych technik rekultywacyjnych (ze szczególnym uwzględnieniem jezior płytkich o małej powierzchni)*. Toruń, Oficyna Wydawnicza TURPRESS.
- Wysocki, J., 1993. *Rekultywacja Jeziora Mogileńskiego i jego zabezpieczenie przed katastrofą ekologiczną podczas bagrowania*. Toruń, PZTiS Oddział Toruń, pp. 99-114.
- Zhen, H., 2002. *Ecologica Engineering Techniques For Lake Restoration In Japan*, Tsukuba: JICA.