



**MONITORING JAKOŚCI
WÓD I OSADÓW DENNYCH
JEZIORA ROGOŹNO I
JEZIORA
BUDZISZEWSKIEGO**

Zakład Ochrony Wód,
Wydział Biologii,
Uniwersytet im.
Adama Mickiewicza
w Poznaniu

**PROF. UAM DR HAB.
RENATA DONDAJEWSKA-PIELKA
PROF. DR HAB. RYSZARD GOŁDYN**

Współautorzy opracowania:

dr Agnieszka Budzyńska

mgr Wanda Romanowicz-Brzozowska

mgr inż. Piotr Domek

Poznań 2019

Spis treści:

1. Wstęp	2
2. Charakterystyka terenu badań.....	3
2.1 Rzeka Mała Wełna	3
2.2 Jezioro Budziszewskie	4
2.3 Jezioro Rogozińskie	6
2.4 Warunki pogodowe w trakcie prowadzenia badań	8
3. Metody badań	11
3.1 Lokalizacja stanowisk badawczych.....	11
3.2 Pobór próbek i pomiary in situ	11
3.3 Badania laboratoryjne.....	12
3.4 Prace kameralne	15
3 Wyniki badań	16
4.1 Jezioro Budziszewskie	16
4.1.1 Podstawowe właściwości fizyczno-chemiczne wód.....	16
4.1.2 Koncentracje związków biogennych	22
4.1.3 Zawartość chlorofilu-a i zawiesiny ogólnej.....	34
4.1.4 Skład jakościowy i ilościowy fitoplanktonu	37
4.1.5 Skład jakościowy i ilościowy zooplanktonu.....	42
4.1.6 Właściwości osadów dennych	46
4.2 Jezioro Rogozińskie	55
4.2.1 Podstawowe właściwości fizyczno-chemiczne wód.....	55
4.2.2 Koncentracje związków biogennych	60
4.2.3 Zawartość chlorofilu-a i zawiesiny ogólnej.....	71
4.2.4 Skład jakościowy i ilościowy fitoplanktonu	74
4.2.5 Skład jakościowy i ilościowy zooplanktonu.....	78
4.2.6 Właściwości osadów dennych	82
5. Aktualny stan eutrofizacji Jeziora Budziszewskiego i Rogoźno	90
5.1 Stan troficzny Jeziora Budziszewskiego i jez. Rogoźno.....	90
5.2 Stan ekologiczny Jeziora Budziszewskiego i jez. Rogoźno.....	91
6. Ocena skuteczności działań rekultywacyjnych i propozycje na przyszłość	92
6.1 Jezioro Budziszewskie	92
6.2 Jezioro Rogoźno	93
7. Literatura.....	95
8. Spis tabel i rycin	96

1. Wstęp

Opracowanie wykonane zostało w ramach umowy nr INTZ.272.18.2019, zawartej w dniu 08.03.2019 r. pomiędzy Gminą Rogoźno z siedzibą: ul. Nowa 2, 64-610 Rogoźno, a Uniwersytetem im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, z siedzibą: ul. Wieniawskiego 1, 61-712 Poznań.

Monitoring obejmuje jakość wód i osadów dennych Jeziora Budziszewskiego i Rogoźno, położonych w biegu Małej Wełny. Wczesną wiosną 2018 roku podjęto na obu akwenach działania rekultywacyjne, kontynuowane w roku 2019. Celem prowadzonego monitoringu było zatem prześledzenie czasowych i przestrzennych zmian jakości wód i osadów dennych Jeziora Budziszewskiego i Rogoźno w roku 2019 oraz na tej podstawie ocena zmian w ekosystemach badanych jezior, zachodzących pod wpływem działań rekultywacyjnych.

2. Charakterystyka terenu badań

2.1 Rzeka Mała Wełna

Ten lewobrzeżny dopływ rzeki Wełny o długości 83,8 km przepływa przez liczne jeziora oraz zasila swoimi wodami stawy rybne (Kiszkowo, Skoki). W górnym odcinku o średnim spadku 0,9‰ przepływa m.in. przez Jezioro Kłęckie i Jezioro Gorzuchowskie (Rys. 1). W biegu środkowym zasilany jest przez kilka dopływów, płynąc przez zatorfioną dolinę. W wielu miejscach usytuowane są urządzenia piętrzące, służące poborowi wód na potrzeby stawów hodowlanych. W swoim dolnym biegu Mała Wełna płynie doliną o szerokości około 500 m, kierując się na północny-zachód i przepływając przez dwa jeziora rynnowe: Jezioro Budziszewskie o długości 4,6 km i Rogoźno o długości 5,1 km. Około 150 m poniżej drugiego z nich rzeka uchodzi do Wełny (Mikołajczak i in. 1998). Powyżej Jeziora Budziszewskiego Mała Wełna przyjmuje wody Dzwonówki, płynące z jeziora Maciejak. Sumaryczna powierzchnia 44 jezior w dorzeczu Małej Wełny sięga 1244,3 ha, co stanowi 1,8% jego powierzchni (Mikołajczak i in. 1998).



RYS. 1. PRZEBIEG MAŁEJ WEŁNY WRAZ Z JEZIORAMI POŁOŻONYMI NA RZECIE
(ZA: OPENSTREETMAPS, ZMIENIONE)

Całkowita powierzchnia dorzecza Małej Wełny wynosi 688 km², przy czym większą część pokrywają obszary wykorzystywane rolniczo. Lasy zajmują niewielkie powierzchnie, z reguły od 5-8% gmin znajdujących się w obrębie dorzecza, a jedynie w gminie Skoki lesistość wzrasta do 35%. W dolnym i środkowym biegu rzeki w samej dolinie rzecznej występują większe kompleksy łąkowe (Mikołajczak i in. 1998).

2.2 Jezioro Budziszewskie

Jezioro Budziszewskie położone jest na obszarze gminy Rogoźno. Misa jeziorna ma kształt wydłużony o orientacji południowy-wschód – północny-zachód. Rzeka Mała Wełna zasila je od strony południowej, zaś od północy łączy Jezioro Budziszewskie z Jeziorem Rogozińskim. Akwen cechuje się znaczną długością linii brzegowej. Jego maksymalna głębokość nie przekracza 15 m, a średnia 5 m (Tab. 1, Rys. 2).

TABELA 1. PARAMETRY MORFOMETRYCZNE JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO (ZA: JAŃCZAK 1996)

parametr	jednostka	wartość
położenie	m n.p.m.	71,5
powierzchnia	ha	163,0
objętość	tys. m ³	7842,9
głębokość maksymalna	m	14,0
głębokość średnia	m	4,8
długość maksymalna	m	4600
szerokość maksymalna	m	520
długość linii brzegowej	m	10025,0



RYS. 2. PLAN BATYMETRYCZNY JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO (ZA: SZESZYCKI 2016, ZMIENIONE)

Z uwagi na znaczną długość linii brzegowej w stosunku do objętości wód akwenu, niewielki stopień stratyfikacji jego wód oraz znaczną powierzchnię zlewni, wpływającą na wartość współczynnika Schindlera, jezioro zostało uznane za bardzo podatne na wpływy zewnętrzne (Tab. 2).

TABELA 2. OCENA PODATNOŚCI JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA DEGRADACJĘ (ZA: MIKOŁAJCZAK I IN. 1998)

wskaźnik	wartość	punktacja
głębokość średnia [m]	4,8	3
objętość jeziora/długość linii brzegowej [tys. m ³ /m]	0,78	4
stratyfikacja wód [%]	1,9	4
powierzchnia dna czynnego/objętość eplimnionu [m ² /m ³]	0,14	2
wymiana wody w roku (%)	634	3
współczynnik Schindlera [m ² /m ³]	80,5	4
sposób zagospodarowania zlewni bezpośredniej	różnorodna	2
średnia	3,14	
kategoria podatności	III kategoria	

Powierzchnia zlewni całkowitej jeziora sięga 631 km², przy czym znaczną jej część zajmują obszary wykorzystywane rolniczo. W zlewni bezpośredniej (18,2 km²) także dominują grunty orne. Brzegi jeziora są zalesione i w wielu miejscach trudno dostępne (Mikołajczak i in. 1998). Na południowo-wschodnim brzegu akwenu znajduje się siedem ośrodków wypoczynkowych o charakterze sezonowym z maksymalną liczbą osób mogących z nich korzystać na poziomie 350. W bezpośrednim sąsiedztwie wsi Grzybowo istnieje pas domków rekreacyjnych, należących do prywatnych właścicieli.

Stan wód Jeziora Budziszewskiego został sklasyfikowany w latach 2008-2017 jako zły z uwagi na: wysokie liczebności fitoplanktonu, zdominowanego przez sinice (wskaźnik PMPL), wysokie koncentracje związków biogenych, niskie nasycenie hypolimnionu tlenem (Tab. 3).

TABELA 3. ZMIANY STANU EKOLOGICZNEGO JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W LATACH 2008-2017 (ZA: WWW.POZNAN.WIOS.GOV.PL)

wskaźniki	2008	2011	2014	2017
PMPL	nb	4,14 (V)	4,75 (V)	5,0 (V)
ESMI	nb	0,119 (IV)	nb	0,326 (III)
przezroczystość [m]	0,6	0,75 (<db)	0,63 (<db)	0,88 (<db)
przewodność [μS/cm]	574	484 (db)	502 (db)	586 (db)
azot ogólny [mgN/l]	5,18	3,92 (<db)	3,56 (<db)	5,6 (<db)
fosfor ogólny [mgP/l]	0,15	0,14 (<db)	0,15 (<db)	0,12 (<db)
chlorofil-a [mg/m ³]	135,9	bd	bd	bd
nasycenie hypolimnionu tlenem [%]	1,8	0,86 (<db)	0,72 (<db)	2,5 (<db)
stan ekologiczny	ZŁY	ZŁY	ZŁY	ZŁY

IV, V – klasa wskaźnika wg rozporządzenia, db – stan dobry <db – stan pon. dobrego, bd – brak danych

Działanie rekultywacyjne zapoczątkowane w roku 2018 obejmowały dawkowaniu chlorku magnezu i siarczanu żelaza do toni wodnej. Strącanie fosforu prowadzono co tydzień, obejmując zabiegiem strefy dopływu i odpływu Małej Wełny. Przeprowadzono także zarybienia letnim narybkiem szczupaka (około 17800 szt.) W roku 2019 dokonano zarybień (w zbliżonej ilości jak rok wcześniej), natomiast strącanie fosforu przeprowadzono 3-krotnie (29.04, 05.06, 10.07).

2.3 Jezioro Rogozińskie

Jezioro Rogoźno (zwane Rogozińskim) także zasilane jest wodami Małej Wełny, dopływającej od strony południowej i wypływającej w kierunku północnym. Akwen cechuje się niezbyt dużą głębokością, sięgającą maksymalnie 5,8 m w głęboczku położonym w południowej części akwenu. Pozostała część jest wyraźnie płytsza (Tab. 4, Rys. 3).

TABELA 4. PARAMETRY MORFOMETRYCZNE JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO (ZA: JAŃCZAK 1996)

parametr	jednostka	wartość
położenie	m n.p.m.	69,7
powierzchnia	ha	139,0
objętość	tys. m ³	3808,5
głębokość maksymalna	m	5,8
głębokość średnia	m	3,0
długość maksymalna	m	5100
szerokość maksymalna	m	350
długość linii brzegowej	m	10925,0



RYS. 3. PLAN BATYMETRYCZNY JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO (ZA: SZESZYCKI 2006, ZMIENIONE)

Jeziro jest silnie podatne na degradację z uwagi na znaczną długość linii brzegowej w stosunku do objętości akwenu, brak stratyfikacji wód, znaczną wymianę wody w roku oraz bardzo dużą zlewnię zagospodarowaną rolniczo (Tab. 5).

TABELA 5. OCENA PODATNOŚCI JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA DEGRADACJĘ (ZA: MIKOŁAJCZAK I IN. 1998)

wskaźnik	wartość	punktacja
głębokość średnia [m]	3,0	3
objętość jeziora/długość linii brzegowej [tys. m ³ /m]	0,36	4
stratyfikacja wód [%]	0,0	4
powierzchnia dna czynnego/objętość epilimnionu [m ² /m ³]	0,12	2
wymiana wody w roku (%)	1710	4
współczynnik Schindlera [m ² /m ³]	180,6	4
sposób zagospodarowania zlewni bezpośredniej	różnorodna	4
średnia	3,29	
kategoria podatności	poza kategorią	

Zlewnia całkowita jeziora odpowiada w przybliżeniu zlewni całkowitej Małej Wełny, wynosi zatem 688 km² i w większości zagospodarowana jest rolniczo. Grunty orne dominują także w zlewni bezpośredniej akwenu. Od strony zachodniej bezpośrednio do jeziora przylega miasto Rogoźno (Raport...2004).

Na wypływie Małej Wełny z jeziora Rogoźno znajduje się budowla piętrząca, której zadaniem jest stabilizacja poziomu wody akwenu przez stałe piętrzenie wód na rzędnej 69,00 m n.p.m. Celem jej utworzenia było retencjonowanie wód oraz umożliwienie wykorzystania jeziora do celów rybackich i rekreacyjnych w okresie lata.

Występowanie silnych zakwitów wody zdominowanych przez sinice oraz wysokich koncentracji związków biogennych przyczyniło się do sklasyfikowania jeziora jako pozostającego w stanie złym w latach 2008, 2014 i 2017 (Tab. 6).

TABELA 6. ZMIANY STANU EKOLOGICZNEGO JEZIORA ROGOŹNO W LATACH 2008-2014 (ZA: WWW.POZNAN.WIOS.GOV.PL)

wskaźniki	2008	2011	2014	2017
PMPL	nb	3,25 (IV)	4,14 (V)	3,94 (V)
ESMI	0,079	0,187* (III)	nb	0,30 (III)
przezroczystość [m]	0,8	0,68 (<db)	0,7 (<db)	0,75 (<db)
przewodność [μS/cm]	574	443 (db)	494 (db)	570 (db)
azot ogólny [mgN/l]	4,8	3,61 (<db)	3,47 (<db)	5,75 (<db)
fosfor ogólny [mgP/l]	0,115	0,12 (<db)	0,14 (<db)	0,16 (<db)
chlorofil-a [mg/m ³]	135,8	bd	bd	bd
tlen nad dnem [mgO ₂ /l]	7,8	4,73 (db)	6,33 (db)	4,28 (db)
stan ekologiczny	ZŁY	SŁABY	ZŁY	ZŁY

IV, V – klasa wskaźnika wg rozporządzenia, db – stan dobry <db – stan pon. dobrego, bd – brak danych
* - wg Rozporządzenia (2016) klasa IV

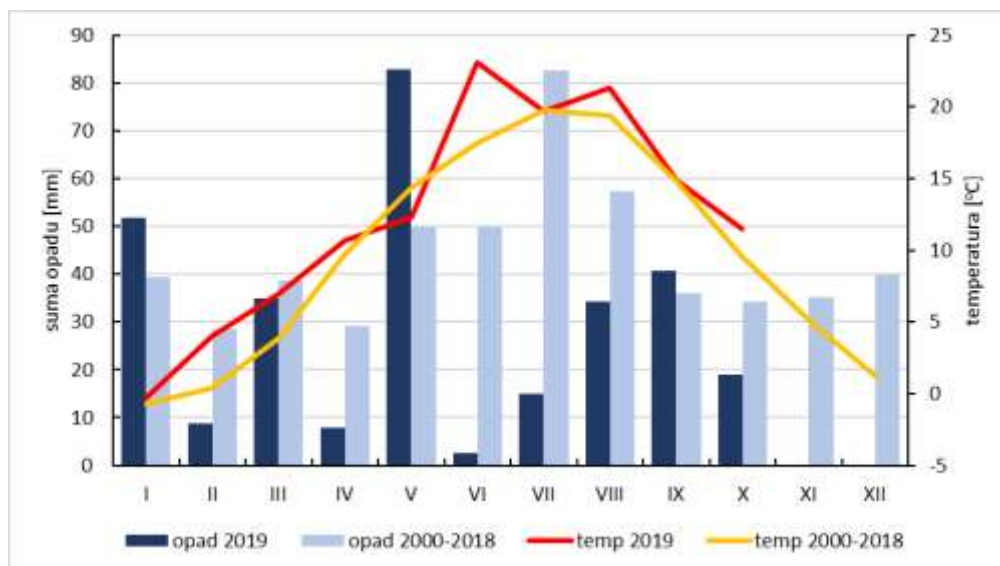
Działania rekultywacyjne rozpoczęte w roku 2018 obejmowały inaktywację fosforu chlorkiem magnezu i siarczanem żelaza. W roku 2019 strącanie fosforu przeprowadzono 6-krotnie: 29.04, 17.05, 7.06, 10.07 oraz 28.08, obejmując zabiegami cały akwen. Zabiegi biomanipulacyjne polegały na zarybieniu jeziora w maju 2019 r. letnim narybkim szczupaka w ilości około 35000 sztuk. Zarybienia powtórzono w roku 2019. Dodatkowo, w okresie od czerwca do września na jeziorze w pobliżu plaży miejskiej pracował elektryczny aerator napowietrzający wody naddenne. W rejonie dopływu (most Szulca) w okresie kwiecień-październik dawkowano dwa razy w tygodniu po 7 worków chlorku magnezu.

2.4 Warunki pogodowe w trakcie prowadzenia badań

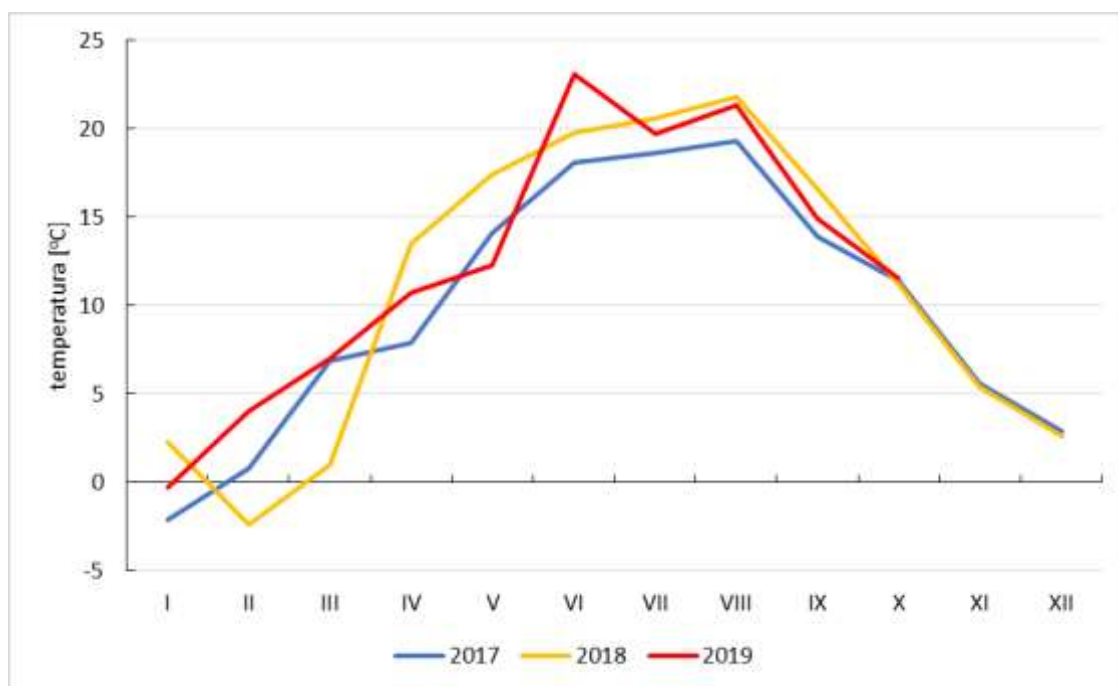
Na tle danych z wielolecia 2000-2018 temperatura powietrza w roku 2019 była wyższa, szczególnie zimą, wczesną wiosną oraz w czerwcu i sierpniu. Średnia temperatura w czerwcu była o ponad 5°C wyższa w roku 2019 niż średnia w latach 2000-2018 (Rys. 4), zaś w lutym i marcu o ponad 3°C. Przełożyło się to na wartość średnią z okresu styczeń-październik, która w wieloleciu wyniosła 10,9°C, zaś w roku 2019 - 12,4°C.

Pod względem opadów atmosferycznych rok 2019 był wyjątkowo suchy. Przez 7 z 10 porównywanych miesięcy (styczeń-październik) 2019 roku opad był niższy niż w wieloleciu, a w 5 z nich była to różnica znacząca, zwłaszcza w kwietniu oraz od czerwca do sierpnia (Rys. 4). Jedynie w maju 2019 roku opad przekroczył wyraźnie wartość średnią z wielolecia. Suma opadów z okresu styczeń-październik roku 2019 wyniosła 297,4 mm, zaś w wieloleciu 445,2 mm.

Porównanie warunków atmosferycznych panujących w ciągu trzech lat prowadzenia badań wykazała, że rok 2019 wyróżnił się na tle lat wcześniejszych wyższą temperaturą w czerwcu, a w odniesieniu do roku 2017 – od czerwca do września (Rys. 5). Wiosną wyższa temperatura wystąpiła w roku 2018, zaś jesienią warunki były wyrównane we wszystkich latach.



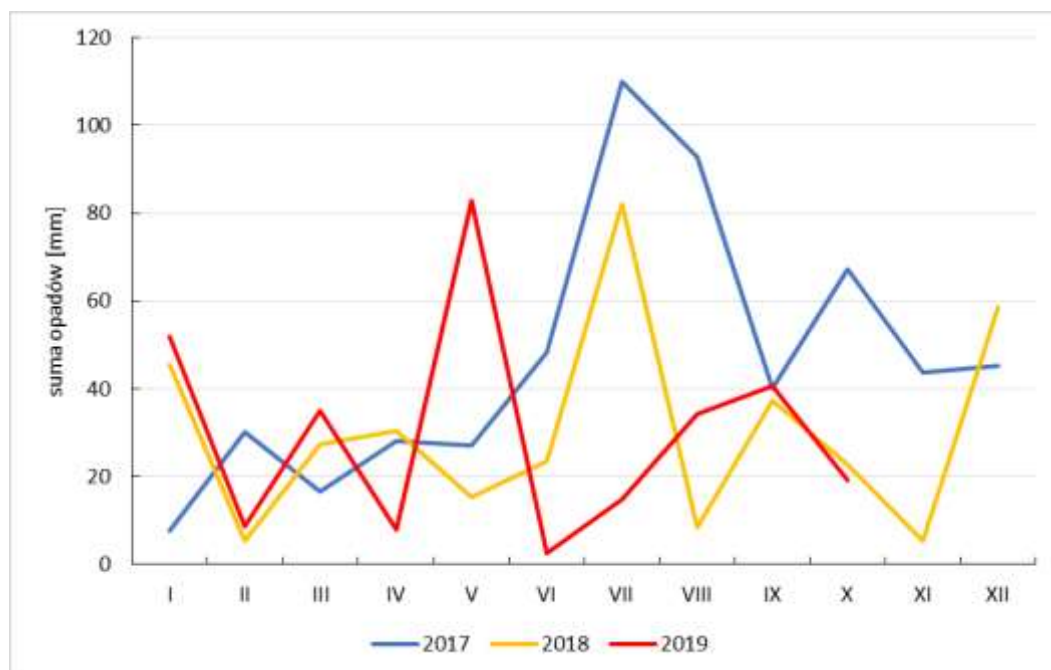
RYS. 4. MIESIĘCZNE SUMY OPADÓW ORAZ ŚREDNIE MIESIĘCZNE TEMPERATURY W OKRESIE OD STYCZNIA DO PAŹDZIERNIKA 2019R. NA TLE DANYCH Z WIELOLECIA (ZA: WEATHERONLINE.PL, DANE DLA POSTERUNKU POGODOWEGO POZNAŃ-ŁAWICA)



RYS. 5. PORÓWNANIE MIESIĘCZNYCH ŚREDNICH TEMPERATUR POWIETRZA W TRZECH LATACH PROWADZENIA BADAŃ (ZA: WEATHERONLINE.PL, DANE DLA POSTERUNKU POGODOWEGO POZNAŃ-ŁAWICA)

W przypadku opadów atmosferycznych rok 2019 wyróżnił się wysokimi wartościami w maju, a wybitnie niskimi w kwietniu i czerwcu. W roku 2017 w okresie od czerwca do sierpnia a także w październiku ilość opadów była wyraźnie wyższa niż w dwóch późniejszych, suchych latach (Rys. 6). Znalazło to odzwierciedlenie w sumach

opadów dla okresu styczeń–październik, wynoszących: 452,3 mm w roku 2017, zaledwie 297,8 mm w roku 2018 i 297,4 mm w roku 2019.



RYS. 6. PORÓWNANIE MIESIĘCZNYCH SUM OPADÓW ATMOSFERYCZNYCH W TRZECH LATACH PROWADZENIA BADAŃ (ZA: WEATHERONLINE.PL, DANE DLA POSTERUNKU POGODOWEGO POZNAŃ-ŁAWICA)

3. Metody badań

3.1 Lokalizacja stanowisk badawczych

Badania wód i osadów dennych Jeziora Budziszewskiego oraz Jeziora Rogozińskiego przeprowadzono w okresie od kwietnia do października 2019 roku. Próbki wody i osadów dennych pobierane były łącznie 5-krotnie tj. raz w każdej porze roku (wiosna, lato i jesień), z zagęszczeniem do trzech poborów w okresie lata.

Próbki wody i osadów dennych były pobierane z obu jezior na dwóch stanowiskach badawczych. W przypadku Jeziora Budziszewskiego stanowiły je głęboczek, położony w centralnej części misy jeziornej, o głębokości sięgającej 14 m (stanowisko I), oraz nieco płytsze zagłębienie zlokalizowane w południowej części jeziora, o głębokości sięgającej 5 m (stanowisko II, Rys. 7). W przypadku Jeziora Rogozińskiego stanowisko I usytuowane było na głęboczkach bliżej południowego krańca jeziora, gdzie głębokość sięga 5,8 m, zaś stanowisko II w północnej części akwenu, na wysokości miasta Rogoźno, gdzie głębokość wynosi poniżej 4 m.



RYS. 7. LOKALIZACJA STANOWISK BADAWCZYCH W OBRĘBIE JEZIOR BUDZISZEWSKIEGO I ROGOZIŃSKIEGO (ZA: OPENSTREETMAPS, ZMIENIONE)

3.2 Pobór próbek i pomiary in situ

Każdorazowo przed poborem próbek dokonywany był pomiar podstawowych właściwości fizyczno-chemicznych wód (temperatura, odczyn, przewodność elektrolityczna, koncentracja tlenu i nasycenie wody tlenem) w przekroju pionowym od

powierzchni do dna co 1 m głębokości przy użyciu miernika wieloparametrowego YSI ProPlus. Pomiaru przezroczystości wody w jeziorze dokonywano na pomocą krążka Secchiego.

Próbki wody na potrzeby analizy zawartości związków biogennych pobierano z głębokości 1 m i z naddennej warstwy wody w przypadku obu stanowisk na jeziorze Rogoźno oraz stanowiska II na Jeziorze Budziszewskim. Na stanowisku I na Jeziorze Budziszewskim próbki wody do analiz chemicznych pobierano z głębokości: 1m, 7 m i 1 m nad dnem. W każdym przypadku próbki pobierano z określonej głębokości za pomocą czerpacza typu Toń. W przypadku próbek chemicznych, stosowano utrwalanie za pomocą chloroformu.

Próbki na potrzeby analizy zawartości chlorofilu-a i zawiesiny ogólnej (suchej masy sestonu) pobierano z przekroju pionowego od powierzchni co 1 m głębokości do: głębokości 3(4) m na stanowiskach II w obu jeziorach, do głębokości 5 m na stanowiskach I w obu jeziorach, przy czym na stanowisku I w Jeziorze Budziszewskim dodatkowo pobierano próbkę z głębokości 7 m. Próbki te nie podlegały utrwalaniu.

Próbki wody do analizy składu jakościowego i ilościowego fitoplanktonu pobierane były z głębokości 1 m oraz w postaci próbki zintegrowanej z warstw od powierzchni do 4 m głębokości. Próbki utrwalano płynem Lugola.

Próbki do analizy zooplanktonu pobierano w postaci zintegrowanej z kilku warstw wody. Na głęboczkach (stanowisko I w obu jeziorach) próbki integrowano w warstwach: powierzchnia i 1m, następnie 2 i 3 m oraz 4 i 5 m, natomiast na płytszych stanowiskach integrowano próbki w dwu warstwach: powierzchnia i 1m oraz 2-3 m. W każdym przypadku stosowano zagęszczanie wody na siatce planktonowej o średnicy oczek ok. 30 μm . Próbki utrwalano płynem Lugola.

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

3.3 Badania laboratoryjne

W pobranych próbkach w warunkach laboratoryjnych zbadano zawartość związków azotu (amonowy, azotynowy, azotanowy, Kjeldahla, organiczny i ogólny) oraz fosforu (fosforany rozpuszczone i fosfor ogólny). Analizy wykonano metodami

spektrofotometrycznymi na aparacie firmy Shimadzu UV Mini 1240 w oparciu o następujące metody analityczne:

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

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

Analizy zawartości zawiesiny ogólnej dokonano metodą wagową po filtracji próbek na filtrach z włókna szklanego GF/C. Koncentrację chlorofilu-a zbadano metodą ekstrakcji z etanolem (PN-ISO 10260).

Badania laboratoryjne fitoplanktonu i zooplanktonu obejmowały oznaczenia składu taksonomicznego oraz analizy ilościowe. Różnorodność grup systematycznych identyfikowano w oparciu o klucze i przewodniki, poświęcone jednostkom taksonomicznym w randze gromady lub rzędu. Analizy ilościowo-jakościowe wykonywano przy pomocy mikroskopu odwróconego i komory cylindrycznej o objętości 10 ml.

W każdej pobranej próbce osadu dennego analizowano zawartość fosforu ogólnego oraz jego frakcji, zgodnie ze schematem frakcjonowania zaproponowanym przez Psennera i in. (1988). W mokrej próbce osadu o objętości 1 cm³ oznaczano 5 frakcji fosforu:

- luźno związany (NH₄Cl-P) – ekstrahowany przez 2 godziny 1-molowym roztworem NH₄Cl;
- związany z żelazem (Fe-P) – ekstrahowany mieszaniną (1:1) 0,11-molowego NaHCO₃ i 0,11-molowego Na₂S₂O₄ przez 2 godziny;
- związany z glinem i materią organiczną (NaOH-P i NaOH-NRP) – ekstrahowany 1-molowym roztworem NaOH przez 18 godzin;
- związany z wapniem (HCl-P) – ekstrahowany przez 18 godzin 0,5-mol. HCl oraz
- fosforu pozostałego (Res-P), stanowiącego różnicę między zawartością fosforu ogólnego a sumą czterech powyższych frakcji.

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

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

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

Badania zjawiska kumulowania fosforu w osadach dennych lub jego wydzielania wykonywane były *ex situ* z wykorzystaniem niezaburzonych rdzeni osadów, pobieranych przy pomocy zmodyfikowanego czerpacza rurowego do przezroczystych rur wykonanych z PUMA (polimetakrylanu metylu). Każdą rurę zawierającą pobrany osad wraz ze znajdującą się nad nim wodą nadosadową zamykano gumowymi korkami. Po przewiezieniu do laboratorium rury z rdzeniami osadów eksponowano w ciemności w stałych warunkach termicznych, dostosowanych do panujących w jeziorze. Podczas eksperymentu analizowano stężenie fosforu ogólnego w wodzie nadosadowej, pobieranej z każdej rury początkowo co 1-2 dni, później zaś w odstępach 3-4 dniowych. Każdy eksperyment trwał ok. 3 tygodni, co pozwoliło na przeanalizowanie zmian w stężeniu fosforu zachodzących w wodzie nadosadowej oraz określenie średniego wydzielania lub kumulowania fosforu w przeliczeniu na m² osadu w ciągu doby. Na podstawie uzyskanych wyników badań eksperymentalnych wyliczono miesięczne wydzielanie lub kumulowanie fosforu na poszczególnych stanowiskach badawczych.

Zawartość azotu ogólnego w osadach dennych zbadano za pomocą analizatora TOC-L firmy Shimadzu. Koncentrację siarczanów określono na podstawie metody grawimetrycznej, ilość wapnia oraz twardość metodą wersenianową, zaś zawartość magnezu obliczono na podstawie różnicy pomiędzy twardością a zawartością jonów wapnia. Koncentrację żelaza zbadano metodą absorpcyjnej spektrometrii atomowej (F-AAS).

3.4 Prace kameralne

Oceny stopnia zeutrofizowania wód jeziornych dokonano w oparciu o indeks stanu trofii Carlsona (1977). Ocenę stanu ekologicznego jeziora przeprowadzono w oparciu o Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 roku w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. RP z dnia 11 października 2019 r., poz. 2149).

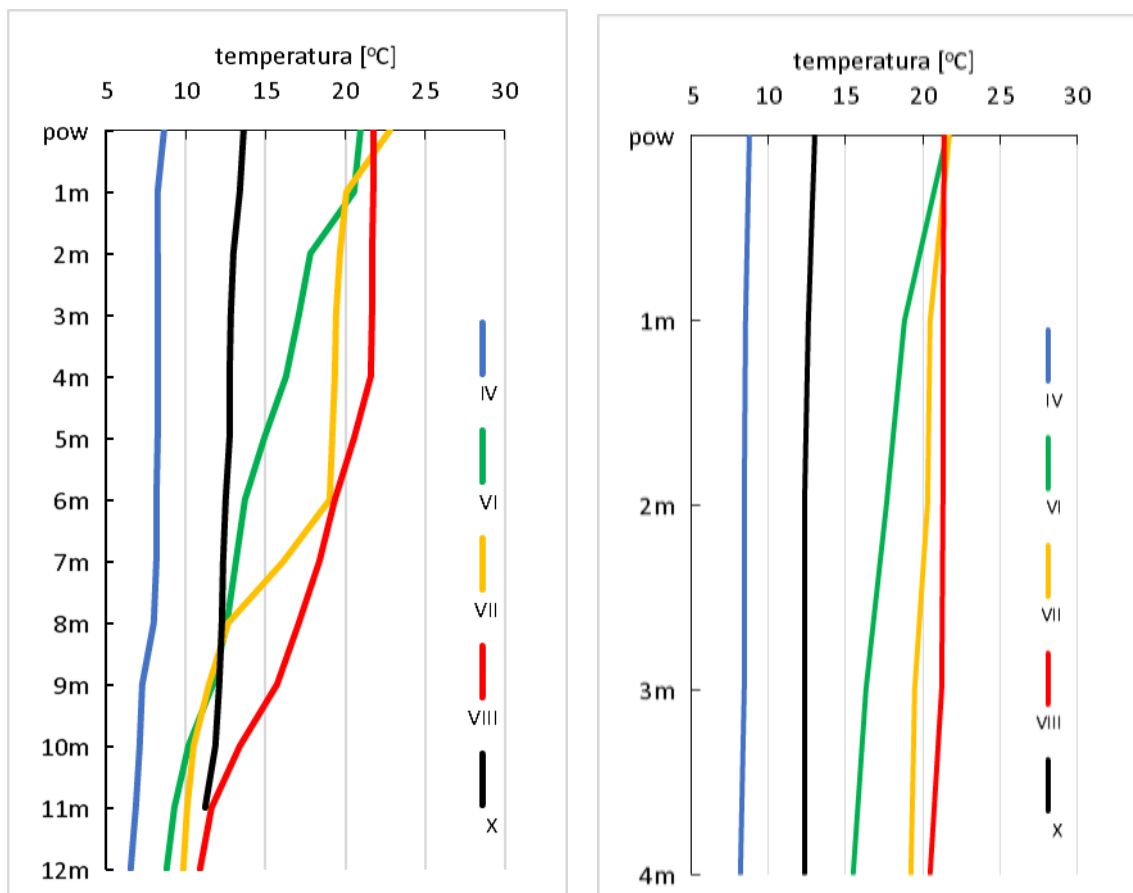
Wyniki uzyskane w roku 2019 porównano do wyników badań z lat 2017 i 2018 zawartych we wcześniejszych ekspertyzach, wykonanych na zlecenie gminy Rogoźno (Dondajewska i Gołdyn 2017, Dondajewska i Gołdyn 2018).

3 Wyniki badań

4.1 Jezioro Budziszewskie

4.1.1 Podstawowe właściwości fizyczno-chemiczne wód

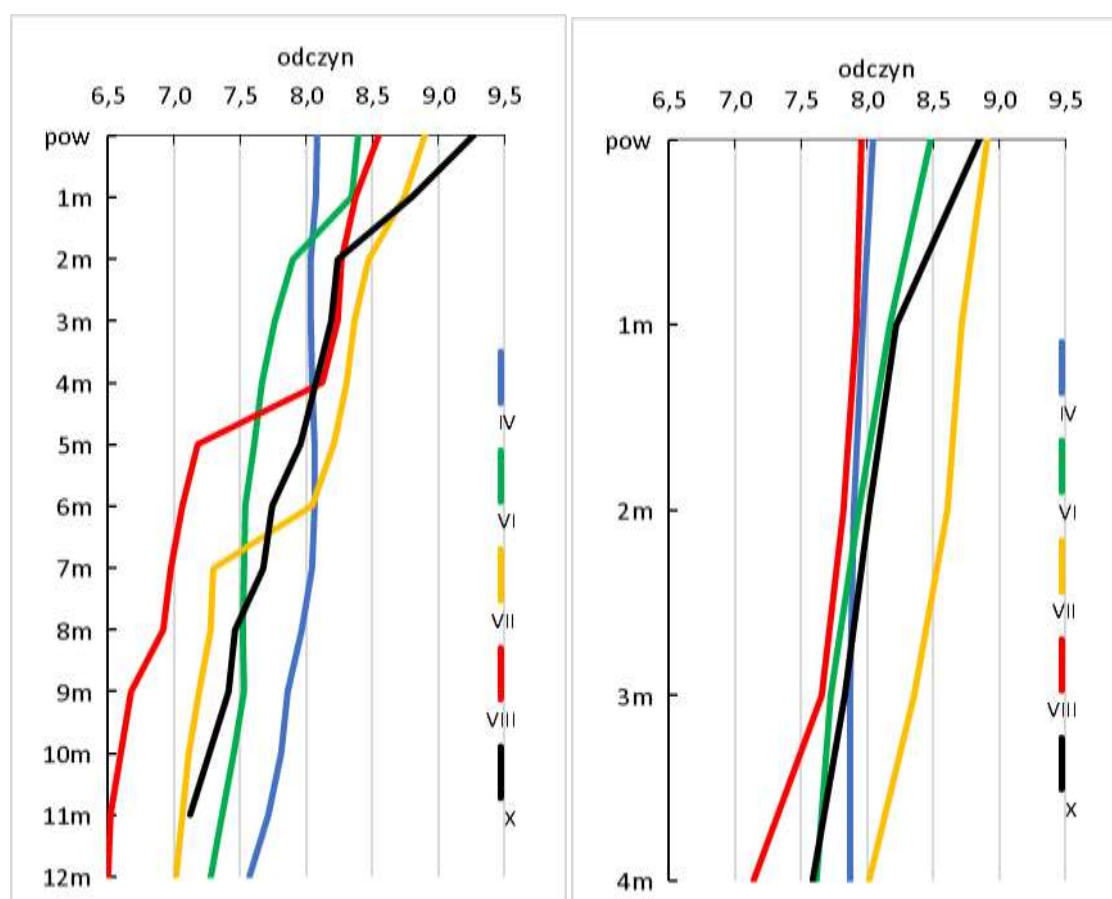
Temperatura wód na stanowisku I zmieniała się w ciągu roku wraz z temperaturą powietrza. W każdym z terminów badań stwierdzono obniżanie się temperatury wraz ze wzrostem głębokości. Zjawisko to było słabo zarysowane w kwietniu i październiku, gdy różnica temperatur pomiędzy warstwą powierzchniową a naddenną nie przekraczała 2,4°C. Od czerwca do sierpnia kształtowała się stratyfikacja termiczna wody, przy czym zasięg poszczególnych warstw zmieniał się w czasie (Rys. 8). Warstwa powierzchniowa (epilimnion) utrzymywała się do głębokości zaledwie 1m w czerwcu, ulegając pogłębieniu do 6 m w lipcu i ponownemu wypłyceciu do 4 m sierpniu. Wykazywała ona temperaturę od 19,1°C do 22,8°C. Zasięg i miąższość metalimnionu były zmienne, a w części miesięcy (czerwiec, sierpień) słabo zaznaczała się granica pomiędzy tą warstwą a naddenym hypolimnionem. Na głębokości poniżej 11 m temperatura wody nie przekraczała 12°C.



RYS. 8. ZMIANY TEMPERATURY WODY JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W PRZEKROJU PIONOWYM NA STANOWISKACH I (PO LEWEJ) I II (PO PRAWĘJ)

Na stanowisku II, z uwagi na jego mniejszą głębokość, nie notowano wyraźnych różnic temperatury w przekroju pionowym. Zaznaczyły się one nieco silniej jedynie w czerwcu (ponad 6°C pomiędzy strefą powierzchniową a naddenną), zaś w pozostałych miesiącach występowała homotermia (poniżej 2,5°C różnicy). Temperatura wód dochodziła maksymalnie do blisko 22°C w strefie powierzchniowej, a minimalnie do około 8°C w kwietniu nad dnem (Rys. 8).

Odczyn wód na stanowisku I wahał się od 6,5 nad dnem w sierpniu do 9,3 w strefie powierzchniowej w październiku. Z miesiąca na miesiąc zwiększała się różnica wartości pomiędzy warstwą powierzchniową i naddenną. W kwietniu nie przekraczała ona 1 jednostki pH, w czerwcu i lipcu sięgała 1,2-1,9 jednostek pH, a w sierpniu i październiku uległa zwiększeniu do ponad 2 jednostek pH (Rys. 9).



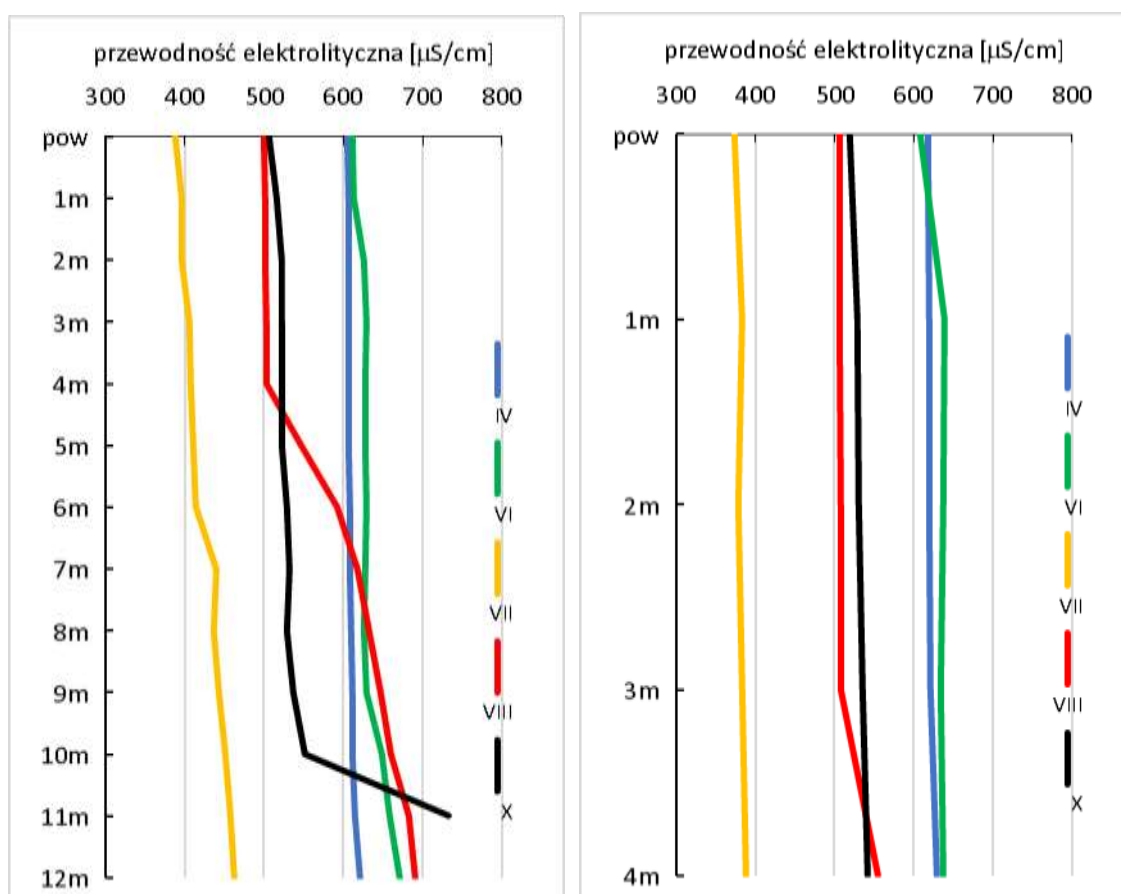
RYS. 9. ZMIANY ODCZYNU WODY JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W PRZEKROJU PIONOWYM NA STANOWISKACH I (PO LEWEJ) I II (PO PRAWIEJ)

Wody powierzchniowe i na głębokości 1 m charakteryzowały się przez cały okres badawczy odczynem przekraczającym 8, a w lipcu, sierpniu i październiku powyżej 8,5. Nad dnem odczyn wód wynosił minimalnie 6,5 w sierpniu a maksymalnie 7,7 w kwietniu.

Odczyn wyraźnie obniżał się w czerwcu na głębokości 1-2 m (o 0,4 jednostki pH), w lipcu na głębokości 6-7 m (0,7), w sierpniu na głębokości 4-5 m (blisko 1), a w październiku pomiędzy warstwą powierzchniową a 2 m głębokości (blisko 1).

Na stanowisku II wartości odczynu zmieniały się w granicach 7,1-8,9. We wszystkich miesiącach odczyn ulegał zmniejszeniu wraz ze wzrostem głębokości (Rys. 9), przy czym różnice między warstwą powierzchniową a naddenną stopniowo zwiększały się od 0,2 jednostki pH w kwietniu do 1,3 w październiku. Maksymalny odczyn stwierdzono na powierzchni w lipcu i październiku (ponad 8,8).

Przewodność elektrolityczna zmieniało się w wodach Jeziora Budziszewskiego w dość szerokich granicach. Na stanowisku I wiosną przewodność wód była wyrównana w pionie na poziomie 606-622 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Rys. 10). Zakres ten uległ zwiększeniu do 611-679 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w czerwcu, po czym odnotowano wyraźne obniżenie zawartości jonów rozpuszczonych w wodzie w lipcu do poziomu 388-465 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

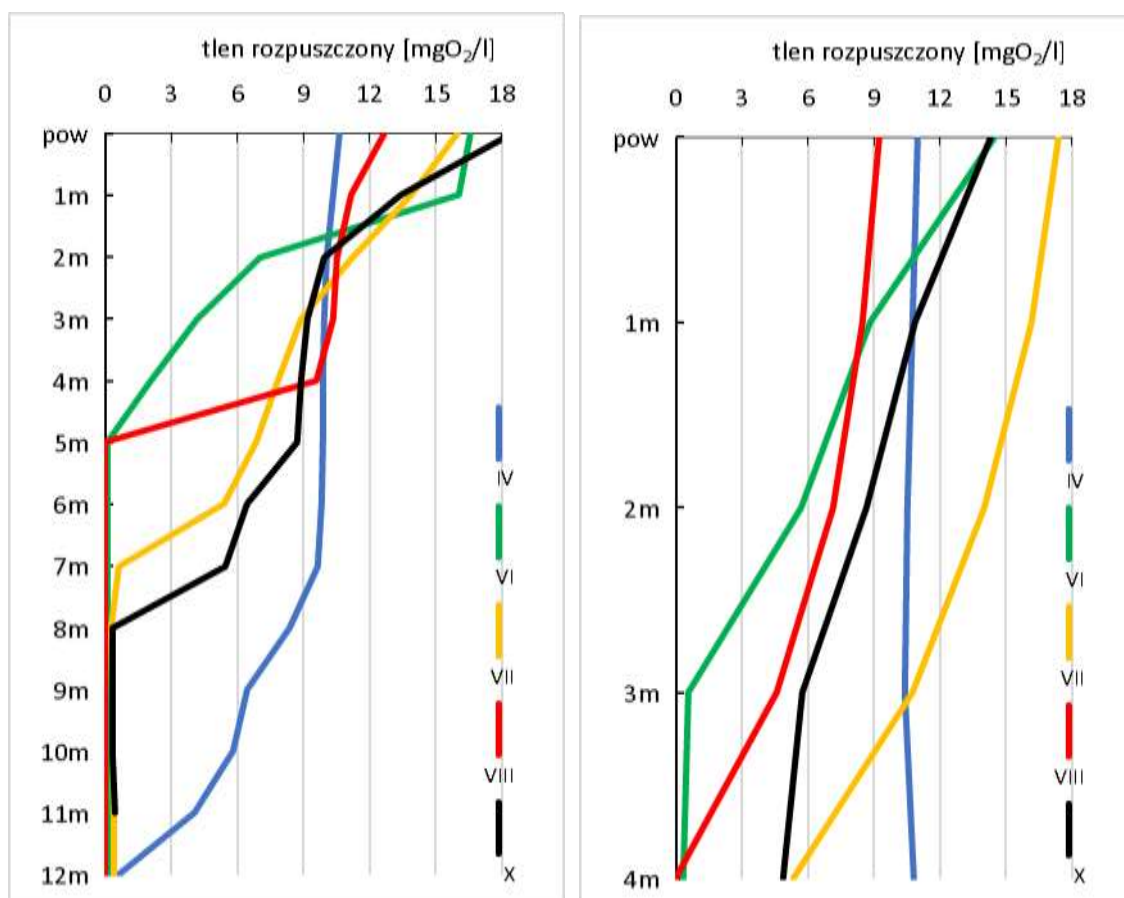


RYS. 10. ZMIANY PRZEWODNOŚCI ELEKTROLITYCZNEJ WODY JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W PRZEKROJU PIONOWYM NA STANOWISKACH I (PO LEWEJ) I II (PO PRAWĘJ)

W sierpniu przewodność wód ponownie zwiększyła się do zakresu 500-691 $\mu\text{S/cm}$. Podobne wartości stwierdzono w październiku, przy czym odnotowano wyraźny wzrost przewodnictwa nad dnem (733 $\mu\text{S/cm}$).

Na stanowisku II z uwagi na mniejszą głębokość zawartość jonów była z reguły wyrównana w przekroju pionowym (Rys. 10). Zmienność w czasie kształtowała się podobnie jak na stanowisku I: zbliżone i najwyższe w okresie badawczym wartości w kwietniu i czerwcu (609-637 $\mu\text{S/cm}$), ich wyraźne obniżenie w lipcu (374-389 $\mu\text{S/cm}$) i ponowne zwiększenie w sierpniu i październiku (506-555 $\mu\text{S/cm}$).

Koncentracje *tlenu rozpuszczonego* zmieniały się na stanowisku I w szerokich granicach – od wartości bliskich zeru w strefie naddennej latem do maksymalnie 18,5 mgO_2/l w warstwie powierzchniowej w październiku. W każdym z badanych miesięcy obserwowano wyraźne zmniejszanie się ilości tlenu wraz ze wzrostem głębokości (Rys. 11). Do głębokości 2 m koncentracje tlenu utrzymywały się na poziomie powyżej 7 mgO_2/l , zaś głębiej były bardziej zmienne w czasie.



RYS. 11. ZMIANY STĘŻENIA TLENU ROZPUSZCZONEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W PRZEKROJU PIONOWYM NA STANOWISKU I (PO LEWEJ) I II (PO PRAWIEJ)

W kwietniu przekraczały one 4 mgO₂/l do głębokości 11m, wykazując niedobory tlenowe jedynie na głębokości 12 m. W czerwcu zawartość tlenu gwałtownie zmniejszała się w przekroju pionowym, osiągając wartości zbliżone do zera już na głębokości 5 m. W lipcu warunki tlenowe były dobre do 6 m głębokości, w sierpniu do 4 m, natomiast w październiku do 7 m.

W przypadku stanowiska II zawartość tlenu w wodzie wahała się od zera do 17,4 mgO₂/l (Rys. 11). W kwietniu ilość tlenu była wyrównana w przekroju pionowym, wynosząc około 10,7 mgO₂/l. W czerwcu ulegała natomiast wyraźnemu obniżeniu wraz z głębokością, obniżając się poniżej 1 mgO₂/l już na głębokości 3 m. W lipcu poprawiła się w całym przekroju, wahając się od 5,4 mgO₂/l nad dnem do ponad 17 mgO₂/l na powierzchni. W sierpniu ponownie nastąpiło zmniejszenie zawartości tlenu, zwłaszcza nad dnem, w październiku zaś w całej kolumnie wody ilość tlenu zmieniała się w zakresie od 4,9 do 14,3 mgO₂/l.

Nasycenie wód tlenem wahało się na stanowisku I od 3% do 136%. Wiosną wartości saturacji nie spadały poniżej 100% w całej toni wodnej, zaś w miesiącach letnich obserwowano ich wyraźne obniżanie się wraz z głębokością (Tab. 7). Nasycenie poniżej

TABELA 7. NASYCENIE TLENEM WÓD JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA OBU STANOWISKACH

stanowisko	głębokość	IV	VI	VII	VIII	X
I	pow.	125	136	92	100	116
	1m	125	138	83	79	100
	2m	122	137	76	71	100
	3m	122	10	64	61	95
	4m	120	4	61	9	96
	5m	120	4	46	3	97
	6m	118	5	3	2	97
	7m	116	5	4	3	82
	8m	114	5	4	3	42
	9m	112	5	4	4	14
	10m	111	6	4	4	14
	11m	109	5	4	4	14
	12m	107	nb	4	4	14
II	pow.	119	164	107	84	103
	1m	121	164	103	69	99
	2m	119	162	96	38	99
	3m	115	21	93	20	99
	4m	114	21	77	19	97
	5m	112	nb	nb	nb	nb

10% stwierdzono w czerwcu już od głębokości 3 m, natomiast w lipcu od 6 m, a w sierpniu od głębokości 4 m. Jesienią nasycenie zwiększyło się, lecz poniżej 8 m wciąż

pozostawało na poziomie około 14%. Maksymalne wartości odnotowano w wodach powierzchniowych (do 2 m) w czerwcu – do 138%.

Na stanowisku II saturacja wody tlenem utrzymywała się na poziomie przekraczającym 70% w całym przekroju pionowym w trakcie badań w kwietniu (średnio 116%), w lipcu (średnio 95%) i październiku (99%). W czerwcu i sierpniu wyraźne obniżenie procentowej zawartości tlenu nastąpiło od głębokości 3 m (minimalnie około 20%).

W roku 2019 odnotowano wyższe niż w latach wcześniejszych wartości maksymalne odczynu wody, notowane w wodach powierzchniowych, co wskazuje na intensywniejszą produkcję pierwotną fitoplanktonu. Niższe natomiast były wartości minimalne, stwierdzone nad dnem, co z kolei świadczy o intensywniejszej mineralizacji materii organicznej w osadach dennych (wyższa temperatura). Zmniejszeniu uległa przewodność elektrolityczna – w latach 2017-2018 wynosiła minimalnie około 560 $\mu\text{S}/\text{cm}$, zaś w roku 2019 uległa obniżeniu do około 380 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Niższe były także wartości maksymalne w roku 2019 (około 730 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na stanowisku I i 640 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na stanowisku II) w porównaniu do lat wcześniejszych (nawet 1021 $\mu\text{S}/\text{cm}$), co wskazuje na intensywniejsze wykorzystywanie jonów zawartych w wodzie w produkcji pierwotnej fitoplanktonu w 2019 r. Przełożyło się to na wartości średnie na poziomie 537-559 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w roku 2019 w odniesieniu do 664-753 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w latach 2017-2018 (Tab. 8).

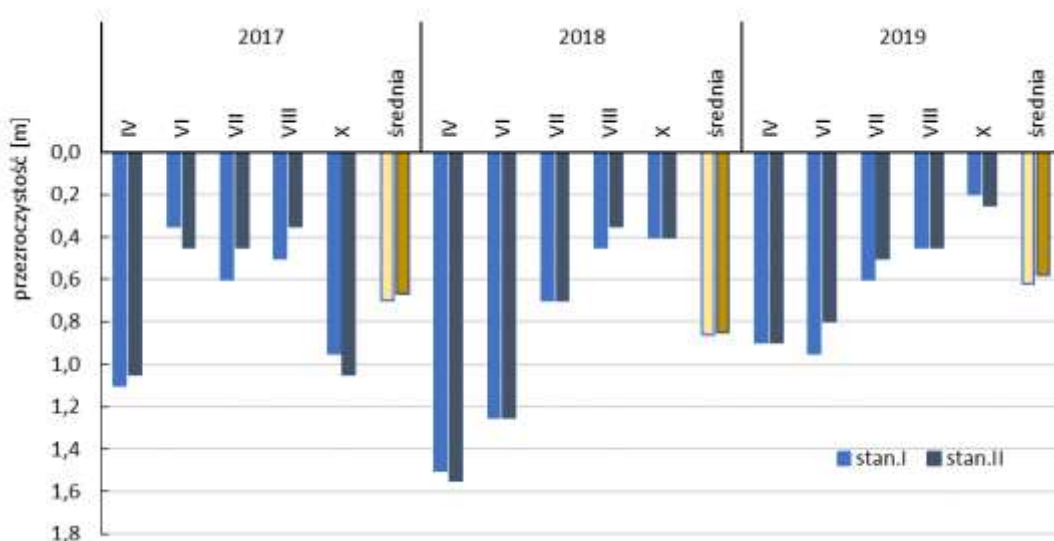
TABELA 8. PORÓWNANIE ZAKRESU ZMIENNOŚCI I WARTOŚCI ŚREDNICH PODSTAWOWYCH WŁAŚCIWOŚCI WÓD JEZIORA W LATACH 2017-2019

wskaźnik	rok	stanowisko I		stanowisko II	
		zakres	średnia	zakres	średnia
temperatura [°C]	2017	6,9-21,8	13,7	8,0-22,8	16,8
	2018	6,9-24,1	13,5	7,0-25,0	17,3
	2019	6,6-22,8	13,6	8,2-21,7	16,1
odczyn	2017	7,07-7,93	7,45	7,31-7,98	7,65
	2018	6,89-8,53	7,85	7,49-8,44	8,04
	2019	6,50-8,90	7,73	7,14-8,91	8,05
przewodność elektr. [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	2017	623-857	747	609-795	700
	2018	563-1021	753	568-849	664
	2019	388-733	559	374-640	537
tlen rozp.[mgO_2/l]	2017	0,4-17,7	6,1	1,5-16,7	10,6
	2018	0,4-14,5	6,0	1,6-13,8	9,3
	2019	0,0-18,5	5,4	0,0-17,4	8,8

Badane lata różniły się tempem mieszania wód – w roku 2017 w kwietniu odnotowano początki stratyfikacji termicznej, a w październiku jej pełne zburzenie podczas jesiennej cyrkulacji, natomiast w roku 2018 wody jeziora były wymieszane w

kwietniu, zaś w październiku ciepła jesień spowodowała, że pomiary przeprowadzono jeszcze w trakcie ustępującej stratyfikacji. W roku 2019 zarówno wiosną, jak i jesienią wody jeziora były wymieszane w przekroju pionowym. Ponadto, w latach wcześniejszych wyraźniej zarysowywała się stratyfikacja termiczna wód jeziora w przekroju pionowym na stanowisku I w okresie lata. Pod względem zawartości tlenu rozpuszczonego w 2019 roku stwierdzono wyższe koncentracje latem w wodach powierzchniowych (intensywna produkcja pierwotna fitoplanktonu), lecz niższe wartości średnie, z uwagi na utrzymujące się warunki beztlenowe nad dnem.

W roku 2019 przezroczystość wód na obu stanowiskach zmniejszyła się od 0,9-0,95 m w kwietniu i czerwcu do 0,2-0,25 m w październiku (Rys. 12), była zatem pod względem wartości minimalnych i maksymalnych niższa niż w latach poprzednich. Tendencję tę potwierdziły wartości średnie wynoszące w 2019 r. 0,62 m na stanowisku I i 0,58 m na stanowisku II, będąc o około 10 cm niższe niż w roku 2017 i o około 25 cm niższe niż w roku 2018.



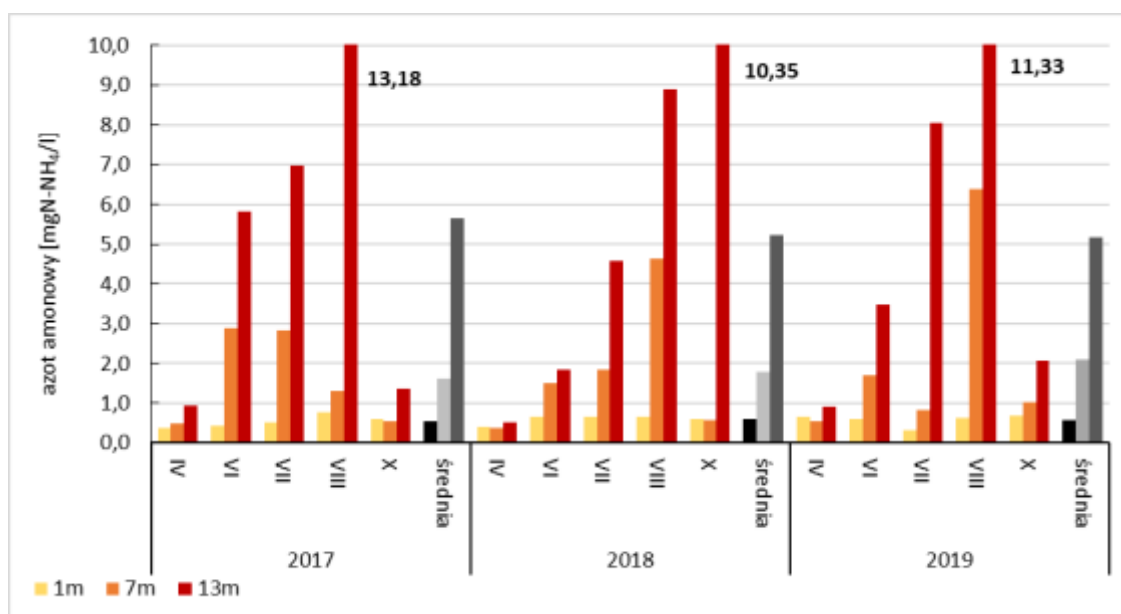
RYS. 12. ZMIANY PRZEZROCZYŚCİ WÓD JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA OBU STANOWISKACH BADAWCZYCH W LATACH 2017-2019

4.1.2 Koncentracje związków biogenych

Stężenia *azotu amonowego* na stanowisku I wahały się w roku 2019 w zakresie od 0,32 mgN-NH₄/l na głębokości 1 m w lipcu do 11,33 mgN-NH₄/l nad dnem jeziora w sierpniu (Rys. 13). Na głębokości 1 m zawartość azotu amonowego była dość wyrównana, wynosząc średnio 0,58 mgN-NH₄/l. Na głębokości 7 m wyraźnie zwiększyła się w sierpniu, przekraczając 6 mgN-NH₄/l, zaś wartość średnia sięgnęła 2,09 mgN-NH₄/l.

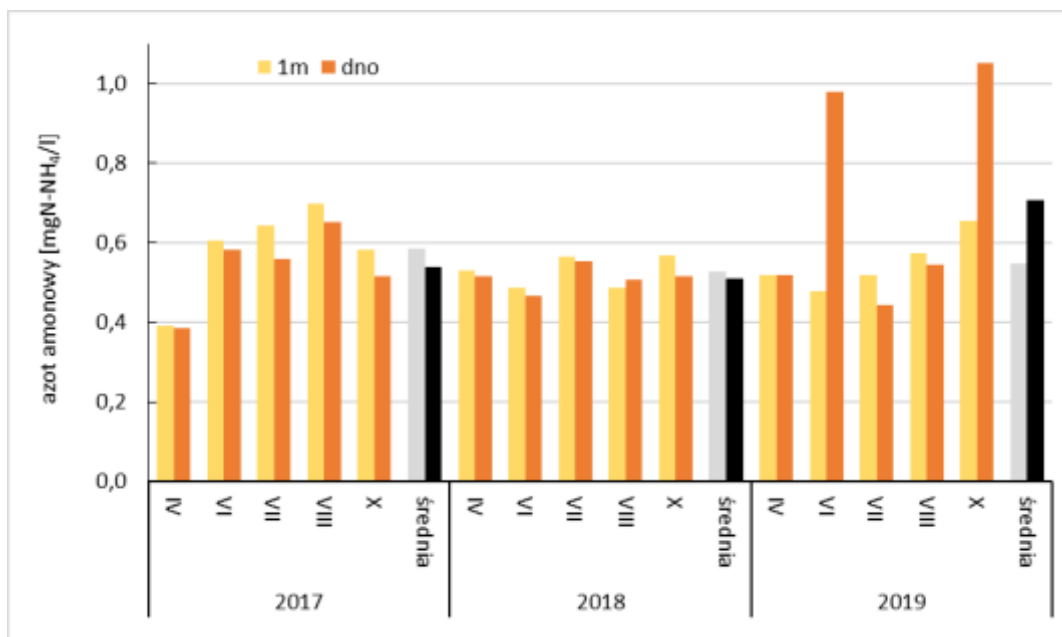
Najwyższe koncentracje tej formy azotu stwierdzano nad dnem, szczególnie w lipcu i sierpniu, zaś średnia wyniosła 5,16 mgN-NH₄/l.

W porównaniu do lat wcześniejszych ilości azotu amonowego w wodach powierzchniowych nie uległy zmianie (Tab. 9). Na głębokości 7m średnia koncentracja zwiększyła się w roku 2019 pod wpływem wysokiego stężenia odnotowanego w sierpniu, natomiast nad dnem średnia zawartość azotu amonowego zmniejszyła się o 0,5 mgN-NH₄/l w porównaniu do roku wyjściowego.



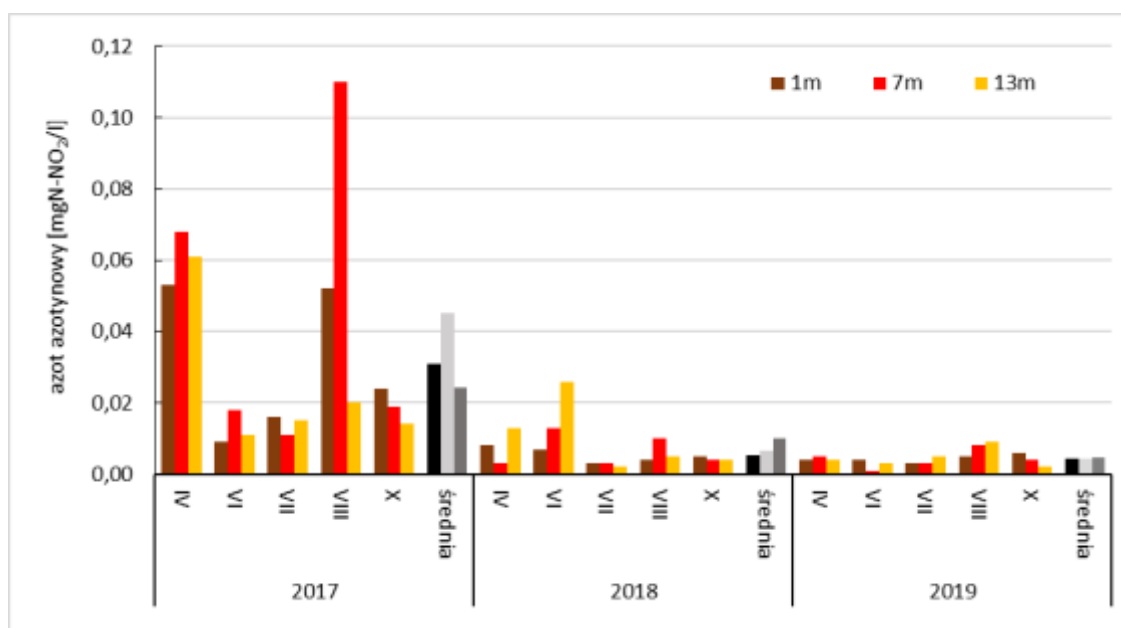
RYS. 13. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AMONOWEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019

W przypadku stanowiska II zawartość azotu amonowego wynosiła od 0,44 mgN-NH₄/l nad dnem w lipcu do 1,05 mgN-NH₄/l także nad dnem w październiku (Rys. 14). Na głębokości 1 m ilość azotu wzrastała stopniowo od czerwca do października, wynosząc średnio 0,55 mgN-NH₄/l, natomiast średnia koncentracja azotu amonowego nad dnem ukształtowała się na poziomie 0,71 mgN-NH₄/l pod wpływem dwóch wyraźnie wyższych wartości (około 1 mgN-NH₄/l), odnotowanych w czerwcu i październiku (Tab. 9). W porównaniu do lat wcześniejszych odnotowano występowanie zbliżonych stężeń azotu amonowego na głębokości 1 m i wyższych nad dnem (Tab. 9), spowodowanych intensywniejszym mineralizowaniem materii organicznej w dnem.



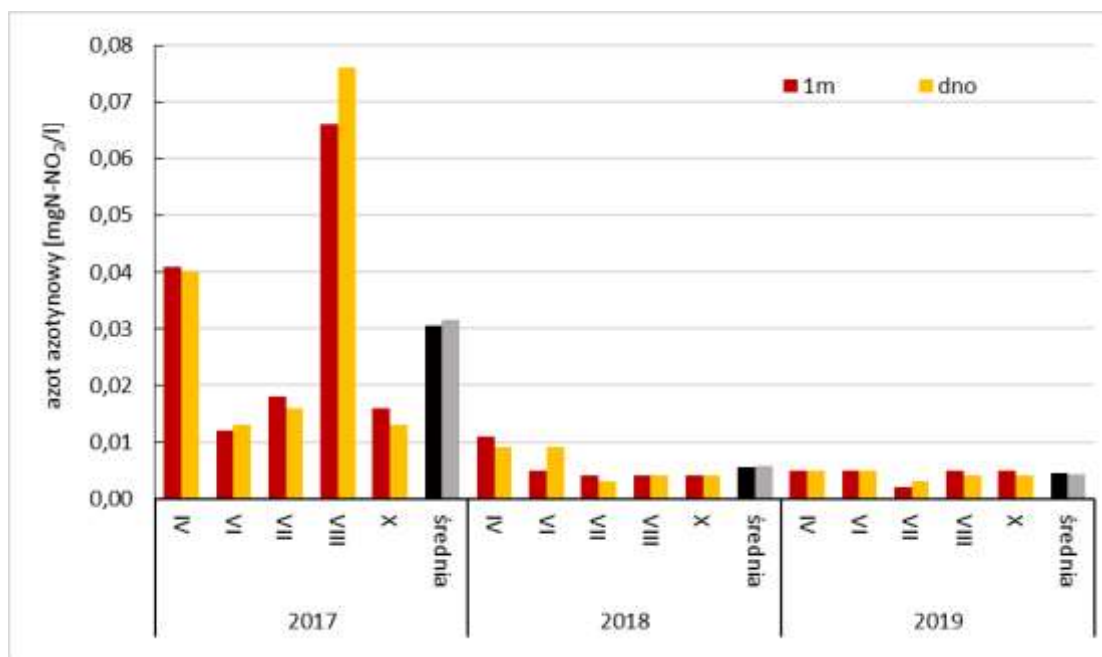
RYS. 14. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AMONOWEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

Stężenia *azotynów* na stanowisku I nie przekraczały przez cały okres badawczy 0,01 mgN-NO₂/l (Rys. 15). Średnia ilość azotu azotynowego wahała się od 0,004 mgN-NO₂/l na głębokości 1 m i 7 m do 0,005 mgN-NO₂/l nad dnem. Były one niższe niż w latach poprzednich (Tab. 9). Maksymalna zawartość tej formy azotu w roku 2019 sięgnęła 0,009 mgN-NO₂/l, podczas gdy w roku 2017 przekraczała 0,060 mgN-NO₂/l.



RYS. 15. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTYNOWEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019

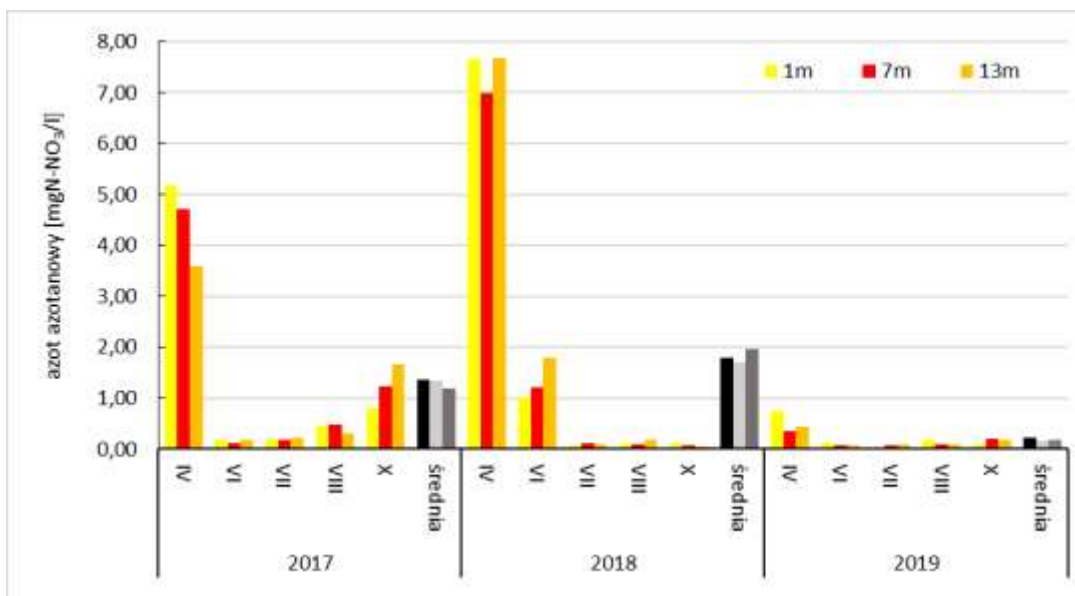
Na stanowisku II koncentracje azotynów były jeszcze niższe, nie przekraczając 0,005 mgN-NO₂/l (Rys. 16). Średnie stężenie w obu badanych warstwach wyniosło 0,004 mgN-NO₂/l, było zatem 7-krotnie niższe niż w roku 2017, gdy przekraczało 0,030 mgN-NO₂/l (Tab. 9).



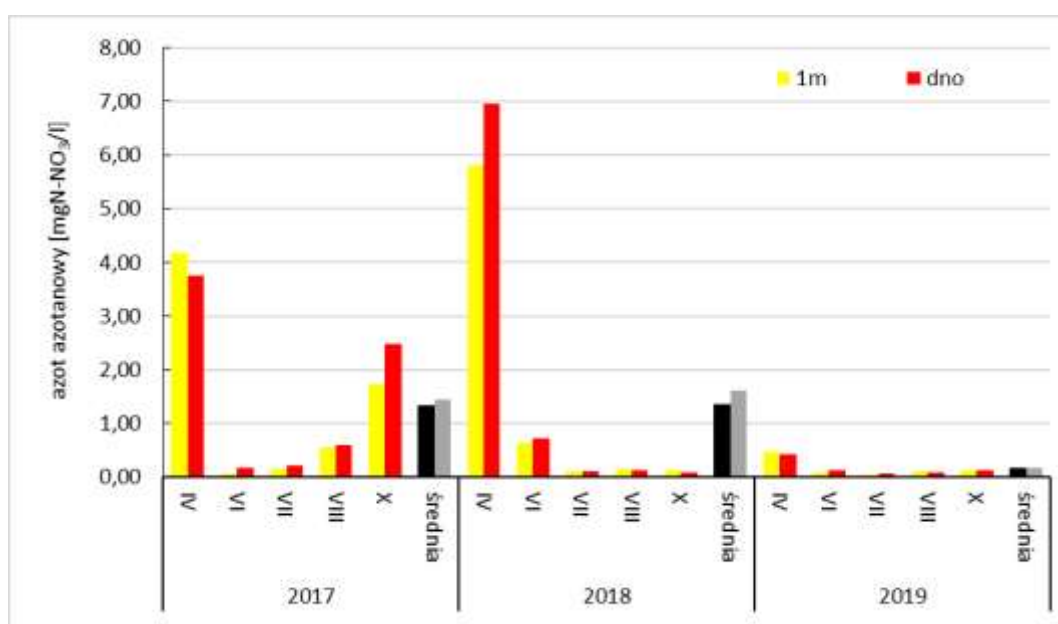
RYS. 16. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTYNOWEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

Zawartości *azotanów* na stanowisku I najwyższe wartości przyjmowały w kwietniu, nie przekraczając jednak 1,0 mgN-NO₃/l. W kolejnych miesiącach uległy zmniejszeniu do poziomu poniżej 0,21 mgN-NO₃/l. Średnie stężenie azotu azotanowego wahało się w roku 2019 od 0,16 na głębokości 7m, przez 0,17 mgN-NO₃/l nad dnem do 0,23 mgN-NO₃/l na głębokości 1 m (Rys. 17). Były one wyraźnie niższe niż rok wcześniej (średnio ponad 1,0 mgN-NO₃/l, Tab. 9), z uwagi na kształtowanie się zawartości tej formy azotu na niższym poziomie w okresie wiosennym 2019 roku.

Na stanowisku II stężenia azotanów także najwyższe wartości przyjmowały w kwietniu (0,41-0,47 mgN-NO₃/l w obu warstwach wody), zmniejszając się w kolejnych miesiącach do poziomu poniżej 0,15 mgN-NO₃/l (Rys. 18). Średnia koncentracja azotanów w obu badanych warstwach wody wyniosła 0,17 mgN-NO₃/l, była zatem wyraźnie niższa niż w latach ubiegłych (Tab. 9).



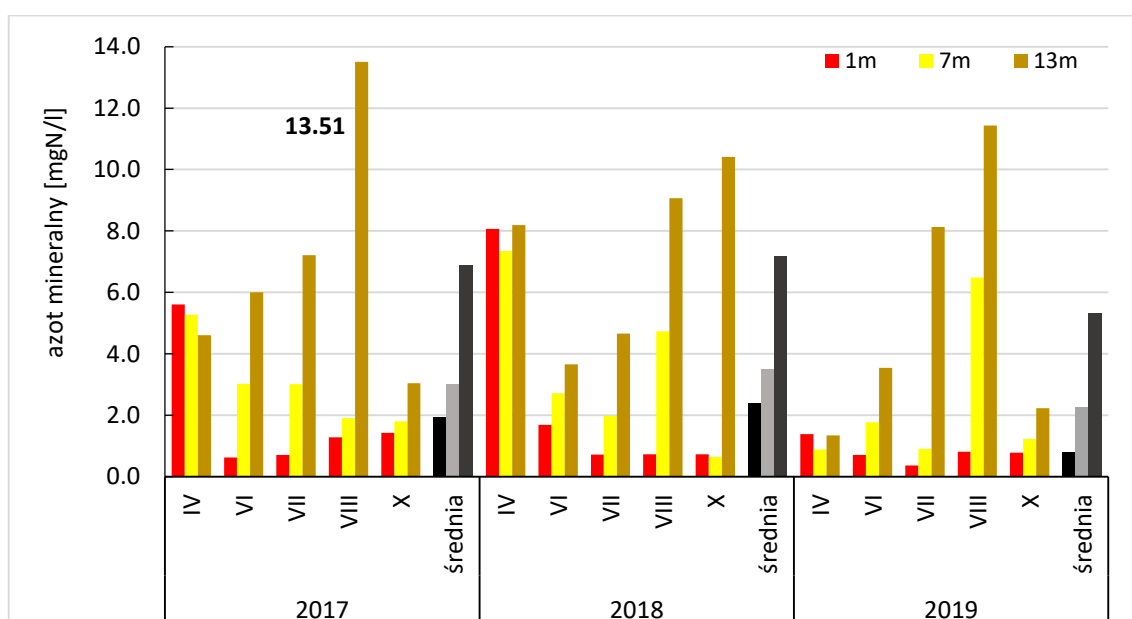
RYS. 17. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTANOWEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019



RYS. 18. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTANOWEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

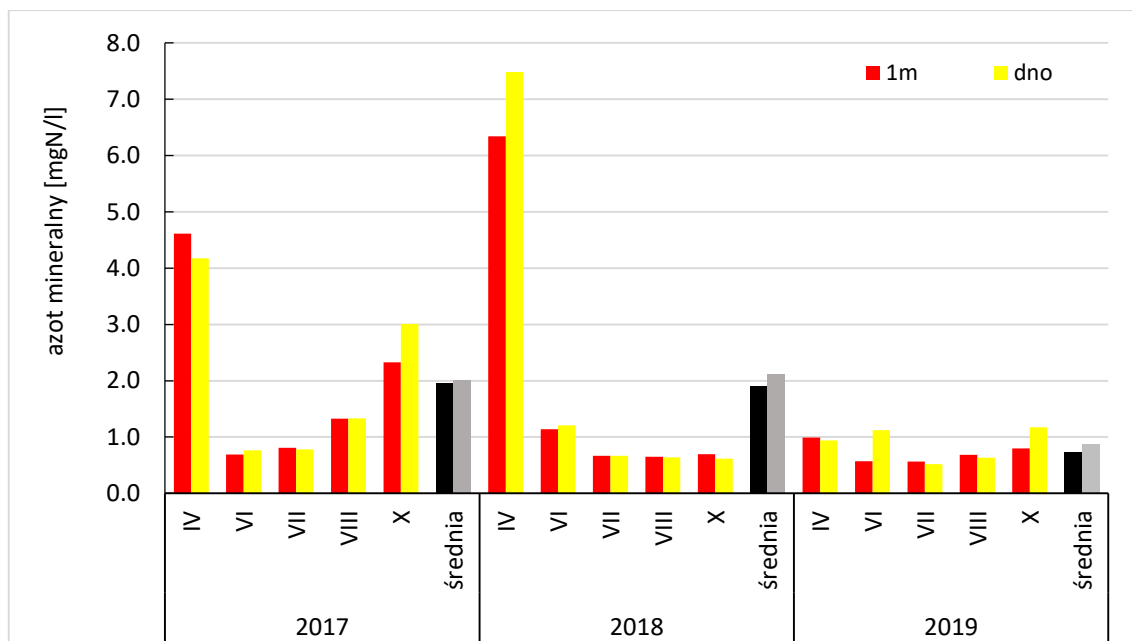
Różnice w stężeniu azotanów w czasie wynikają przede wszystkim z różnic w ilości opadów atmosferycznych. Wysokie opady jesienią i zimą doprowadziły do wymycia ze zlewni rolniczej wysokich stężeń tej formy azotu. Z kolei susza panująca od wiosny 2018 r. doprowadziła do radykalnego ograniczenia dostawy azotanów ze zlewni, co spowodowało szybkie obniżenie ich stężeń w wodzie jeziornej. Sytuacja ta uległa pogłębieniu wiosną 2019 roku z uwagi na niską ilość opadów śniegu zimą na przełomie lat 2018-2019 oraz bardzo niskie opady w kwietniu 2019 roku.

Stężenia *azotu mineralnego* na stanowisku I wahały się w granicach od 0,37 mgN/l na głębokości 1 m w lipcu do 11,43 mgN/l na głębokości 13 m w sierpniu (Rys. 19). Na głębokości 1 m jego ilość z reguły przekraczała 0,7 mgN/l, zmniejszając się jedynie w lipcu (średnio 0,81 mgN/l). Na głębokości 7 m najwyższą zawartość azotu mineralnego stwierdzono w sierpniu – ponad 6 mgN/l, przy średniej 2,25 mgN/l. W strefie naddennej natomiast zawartość azotu mineralnego zwiększała się od kwietnia do sierpnia, sięgając maksymalnie ponad 11 mgN/l. Średnia koncentracja wyniosła 5,34 mgN/l. We wszystkich warstwach wody średnie stężenia azotu mineralnego były w roku 2019 niższe w odniesieniu do lat wcześniejszych o 0,8-1,9 mgN/l (Tab. 9).



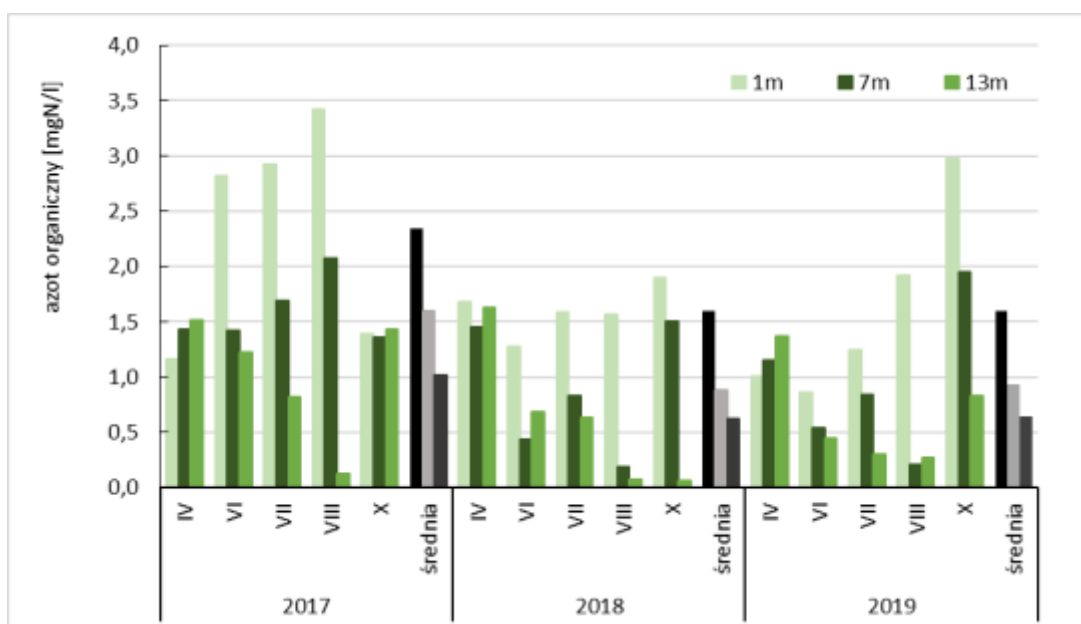
RYS. 19. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU MINERALNEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019

Na stanowisku II sumaryczna zawartość mineralnych form azotu wahała się w zakresie od 0,52 do 1,17 mgN/l. Najniższe i wyrównane w przekroju pionowym stężenia odnotowano w lipcu i sierpniu (Rys. 20), natomiast w czerwcu i październiku wyraźnie wyższą zawartością azotu cechowały się wody naddenne, w związku z wyższą koncentracją azotu amonowego. Średnia zawartość azotu mineralnego na głębokości 1 m wyniosła 0,72 mgN/l, a nad dnem – 0,88 mgN/l. W latach wcześniejszych odnotowano wyższe ilości mineralnych związków azotu w kwietniu, a w roku 2017 także w sierpniu i październiku. Średnie koncentracje w roku 2019 były wyraźnie niższe niż wcześniej (Tab. 9).



RYS. 20. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU MINERALNEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

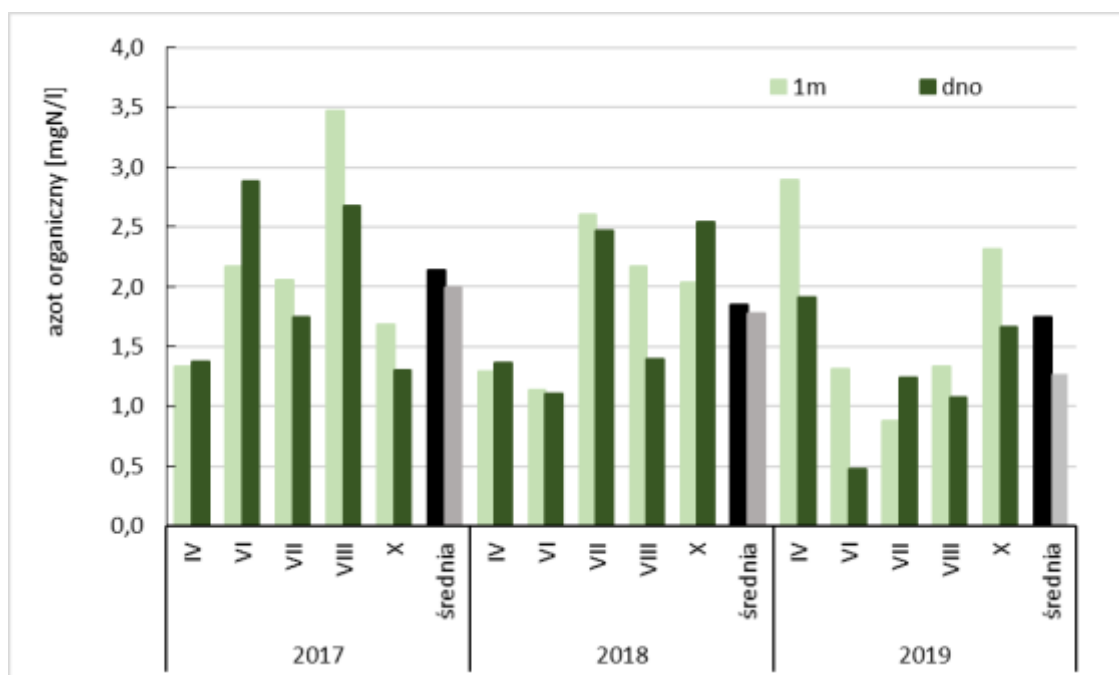
Koncentracje *azotu organicznego* na stanowisku I wahały się od 0,20 mgN/l w sierpniu na głębokości 7 m do 2,98 mgN/l w październiku na głębokości 1 m. W najpłytszej badanej warstwie wody koncentracje azotu organicznego zwiększały się stopniowo od późnej wiosny do jesieni, wynosząc średnio 1,6 mgN/l (Rys. 21). Na głębokości 7 m naprzemiennie zwiększały się i obniżały, osiągając najwyższe wartości (powyżej 1 mgN/l) w kwietniu i październiku, przy średniej na poziomie 0,94 mgN/l.



RYS. 21. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU ORGANICZNEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019

Wody naddenne cechowały się najniższymi ilościami azotu organicznego, ze średnią 0,64 mgN/l. W porównaniu do lat wcześniejszych zawartość organicznych związków azotu była zbliżona do roku 2018 a niższa niż w roku 2017, co potwierdziły także wartości średnie dla każdej z badanych warstw wody (Tab. 9).

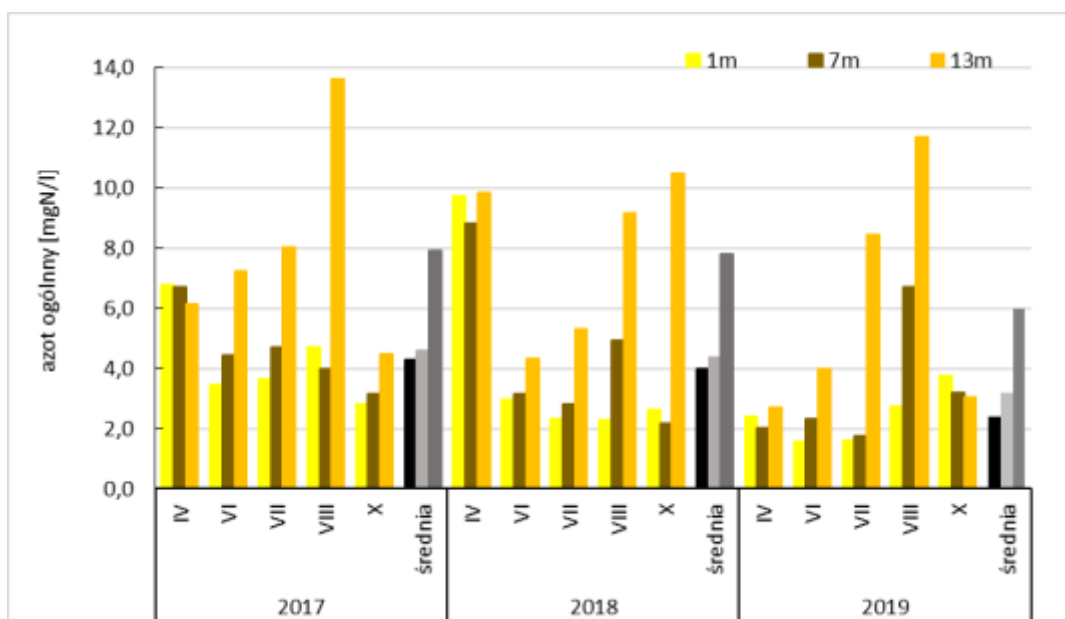
W przypadku stanowiska II wyższe ilości azotu organicznego notowano z reguły na głębokości 1m w porównaniu do strefy naddennej, co odzwierciedlają także wartości średnie, odpowiednio 1,75 i 1,28 mgN/l. Wyższe koncentracje, przekraczające 1,5 mgN/l odnotowano wiosną i jesienią, niższe późną wiosną i latem (Rys. 22). Na tle lat wcześniejszych ilość azotu organicznego w roku 2019 była na tym stanowisku niższa, średnio o 0,56 mgN/l w stosunku do roku 2017 i 0,39 mgN/l w stosunku do roku 2018 (Tab. 9).



RYS. 22. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU ORGANICZNEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

Zawartość azotu ogólnego zmieniała się w granicach od 1,58 mgN/l w czerwcu do 11,70 mgN/l w sierpniu. Niższe wartości, nie przekraczające 4 mgN/l, stwierdzano wiosną i jesienią, natomiast latem wyraźne następowało ich zwiększenie w strefie naddennej (Rys. 23). Średnia zawartość azotu ogólnego na głębokości 1 m wyniosła 2,42 mgN/l i była o ponad 1,5 mgN/l niższa niż w latach wcześniejszych (Tab. 9). Na głębokości 7 m średnia ilość azotu sięgnęła 3,19 mgN/l, była zatem niższa o ponad 1,1 mgN/l od wartości notowanych w latach 2017 i 2018. Największą redukcję stężeń

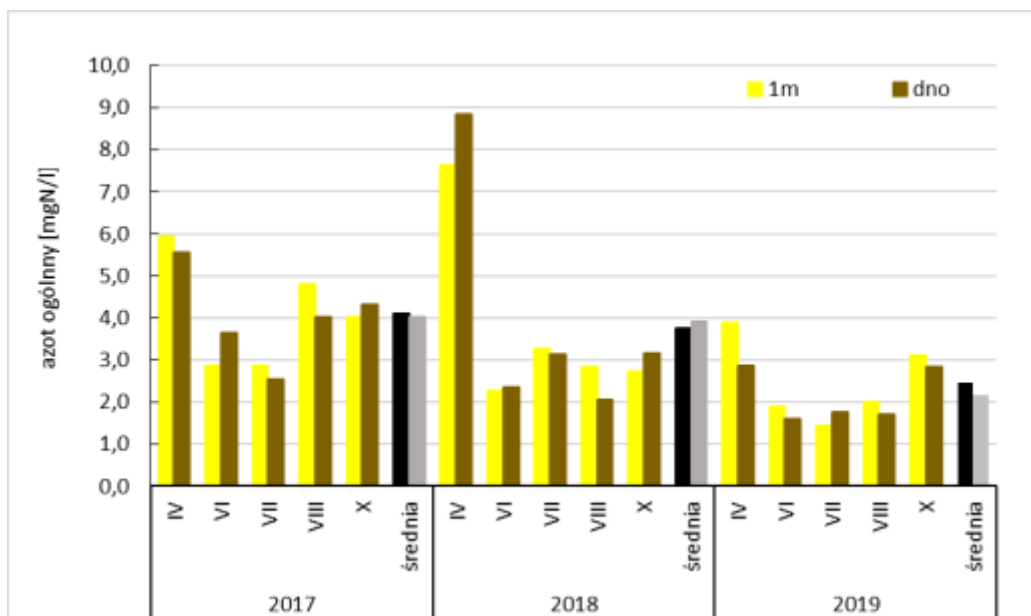
odnotowano dla strefy naddennej, gdzie średnia ilość azotu ogólnego (5,98 mgN/l) była o blisko 2 mgN/l niższa niż w latach wcześniejszych.



RYS. 23. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019

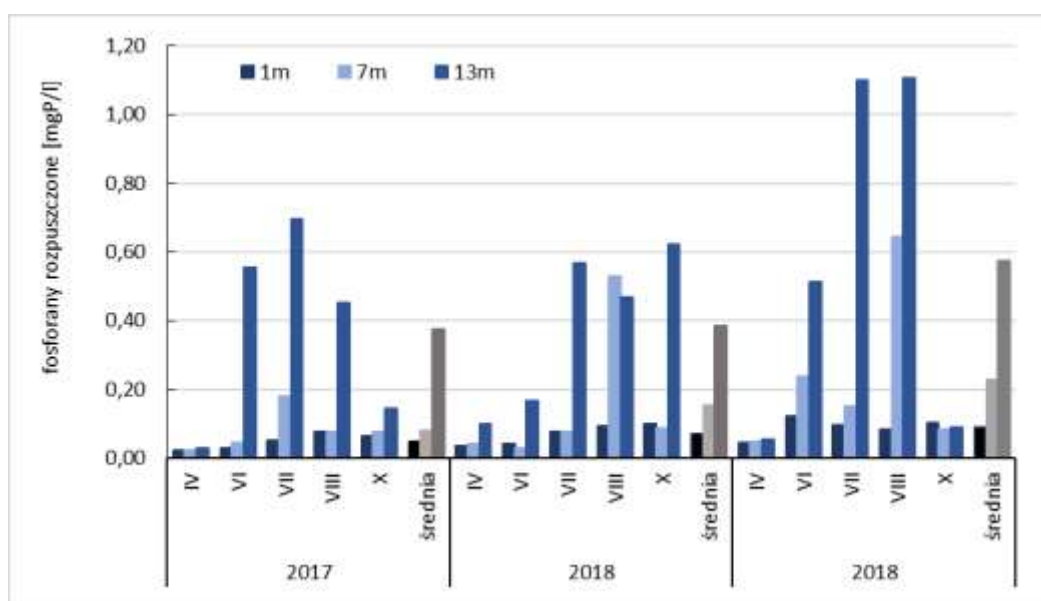
Na stanowisku II koncentracje azotu ogólnego wahały się od 1,44 do 3,89 mgN/l. Wyższe ilości tego pierwiastka odnotowano wiosną i jesienią, gdy przekraczały 2,8 mgN/l, podczas gdy w okresie od czerwca do sierpnia maksymalna ilość azotu ogólnego sięgnęła 2,01 mgN/l (Rys. 24). W obu warstwach wody średnie stężenia azotu były w roku 2019 niższe niż w latach wcześniejszych o ponad 1,2 mgN/l (Tab. 9), wynosząc 2,47 mgN/l na głębokości 1 m i 2,15 mgN/l nad dnem.

Na stanowisku I stężenia *ortofosforanów* najniższe wartości przyjmowały na głębokości 1 m, gdzie wynosiły średnio 0,09 mgP/l, a maksymalnie sięgnęły 0,12 mgP/l w czerwcu (Rys. 25). Wyższe ilości fosforanów cechowały wody jeziora na głębokości 7 m, zwłaszcza od czerwca do sierpnia, a średnia koncentracja sięgnęła tutaj 0,23 mgP/l. Późną wiosną i latem wyraźnie zwiększyły się zawartości ortofosforanów nad dnem, sięgając maksymalnie 1,11 mgP/l, a średnio – 0,57 mgP/l. Na wszystkich badanych głębokościach zawartość fosforanów uległa zwiększeniu w roku 2019 na tle wyników z lat wcześniejszych, co przełożyło się także na wartości średnie (Tab. 9).

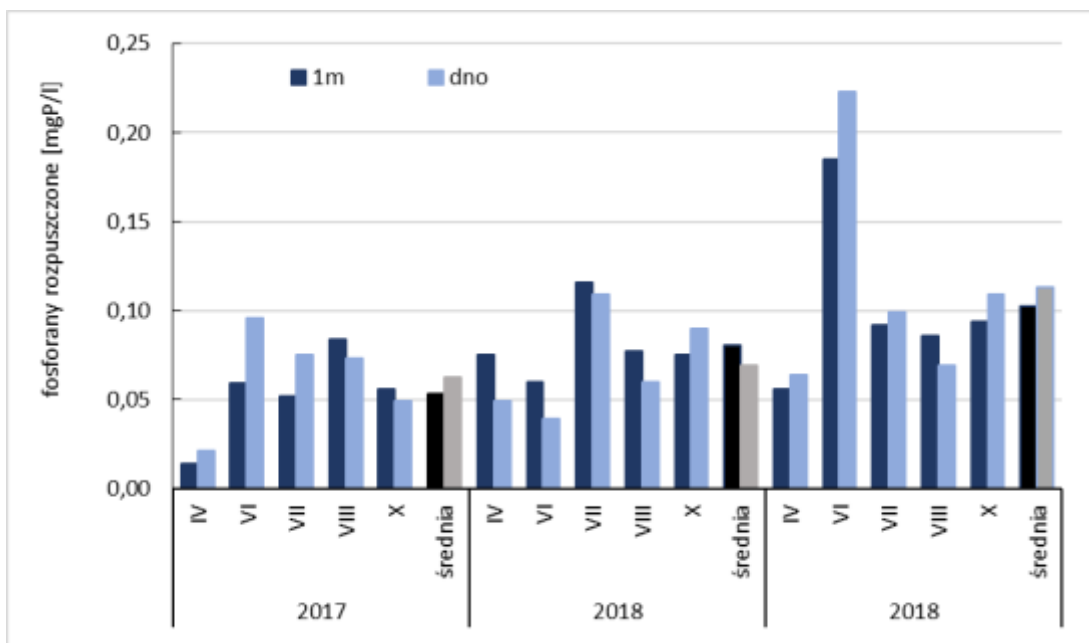


RYS. 24. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

Na stanowisku II stężenia fosforanów rozpuszczonych wahały się od 0,06 mgP/l w kwietniu do 0,22 mgP/l w czerwcu (Rys. 26). Wyjątkowo wysokie stężenia stwierdzono w czerwcu, w obu badanych warstwach wody przekraczały one 0,15 mgP/l. Z reguły wyższe wartości notowano w warstwie naddennej, co przełożyło się na wartości średnie, wynoszące 0,10 mgP/l na głębokości 1m i 0,11 mgP/l nad dnem. Były one wyższe niż w latach wcześniejszych (Tab. 9). Obecność fosforanów rozpuszczonych we wszystkich terminach badań świadczy o hipertroficznym charakterze jeziora (brak limitacji produkcji pierwotnej przez związki fosforu).

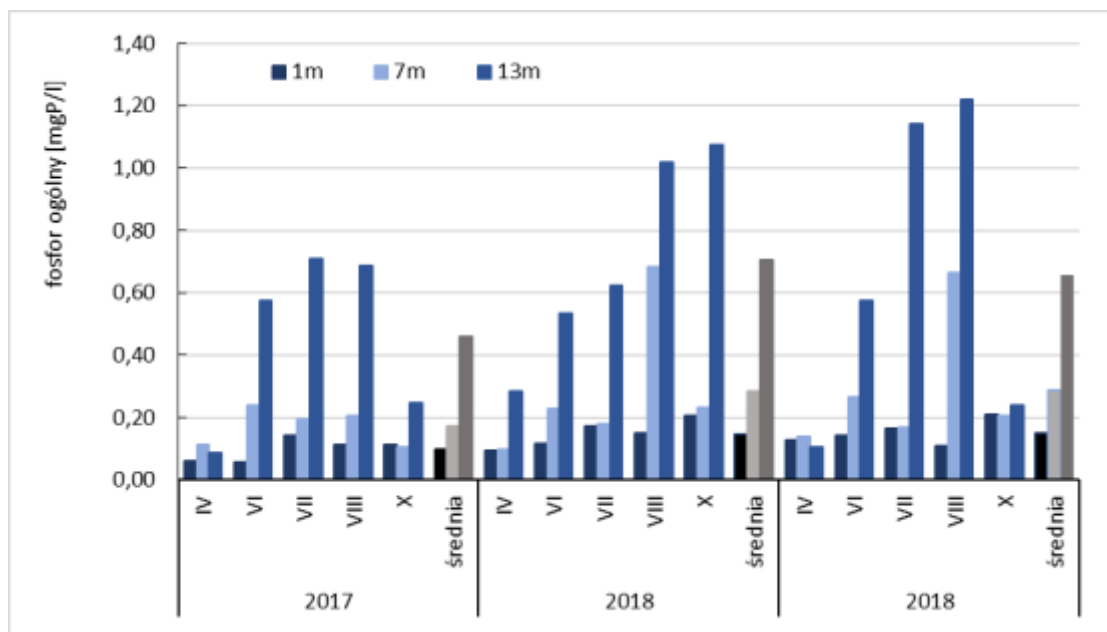


RYS. 25. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORANÓW ROZPUSZCZONYCH W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019



RYS. 26. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORANÓW ROZPUSSZCZONYCH W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

Koncentracje fosforu ogólnego na stanowisku I wahały się w zakresie od 0,11 do 1,22 mgP/l. W kwietniu i październiku były one dość wyrównane w przekroju pionowym, zaś w pozostałych miesiącach wyraźnie zwiększały się wraz ze wzrostem głębokości (Rys. 27). Pod powierzchnią wody średnie stężenie fosforu wyniosło 0,15 mgP/l, zwiększając się na głębokości 7 m do 0,29 mgP/l, a nad dnem do 0,66 mgP/l. Wartości te były wyższe niż odnotowane w roku 2017, lecz zbliżone do stwierdzonych w roku 2018 (Tab. 9).

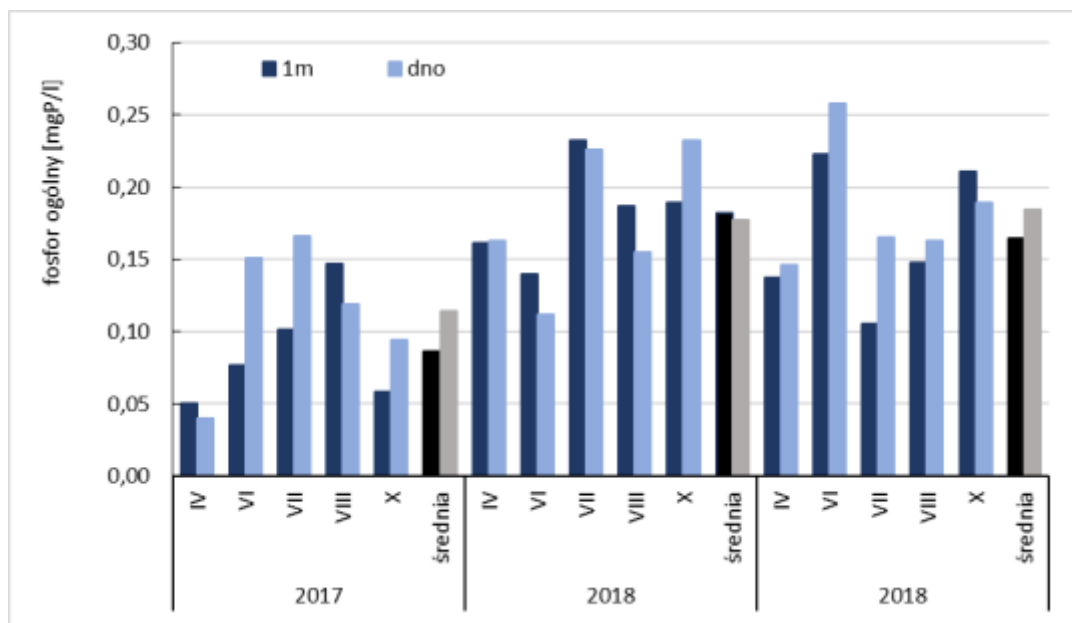


RYS. 27. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019

TABELA 9. PORÓWNANIE ŚREDNICH KONCENTRACJI ZWIĄZKÓW BIOGENNYCH W WODACH JEZIORA W LATACH 2017-2019 (WYTLUSZCZONO WARTOŚCI MAKSYMALNE)

wskaźnik	rok	stanowisko I			stanowisko II	
		1m	7m	13m	1m	dno
azot amonowy [mgN-NH ₄ /l]	2017	0,54	1,61	5,66	0,58	0,54
	2018	0,59	1,78	5,23	0,53	0,51
	2019	0,58	2,09	5,16	0,55	0,71
azot azotynowy [mgN-NO ₂ /l]	2017	0,031	0,045	0,024	0,031	0,032
	2018	0,005	0,007	0,010	0,006	0,006
	2019	0,004	0,004	0,005	0,004	0,004
azot azotanowy [mgN-NO ₃ /l]	2017	1,36	1,35	1,19	1,34	1,44
	2018	1,79	1,70	1,96	1,37	1,61
	2019	0,23	0,16	0,17	0,17	0,17
azot mineralny [mgN/l]	2017	1,93	3,00	6,88	1,95	2,01
	2018	2,39	3,49	7,20	1,90	2,12
	2019	0,81	2,25	5,34	0,72	0,88
azot organiczny [mgN/l]	2017	2,34	1,60	1,02	2,14	2,00
	2018	1,60	0,88	0,62	1,85	1,77
	2019	1,60	0,94	0,64	1,75	1,28
azot ogólny [mgN/l]	2017	4,28	4,60	7,90	4,10	4,01
	2018	3,99	4,37	7,81	3,75	3,91
	2019	2,42	3,19	5,98	2,47	2,15
fosforany rozp. [mgP/l]	2017	0,05	0,08	0,38	0,05	0,06
	2018	0,07	0,15	0,38	0,08	0,07
	2019	0,09	0,23	0,57	0,10	0,11
fosfor ogólny [mgP/l]	2017	0,10	0,17	0,46	0,09	0,11
	2018	0,15	0,28	0,71	0,18	0,18
	2019	0,15	0,29	0,66	0,17	0,18

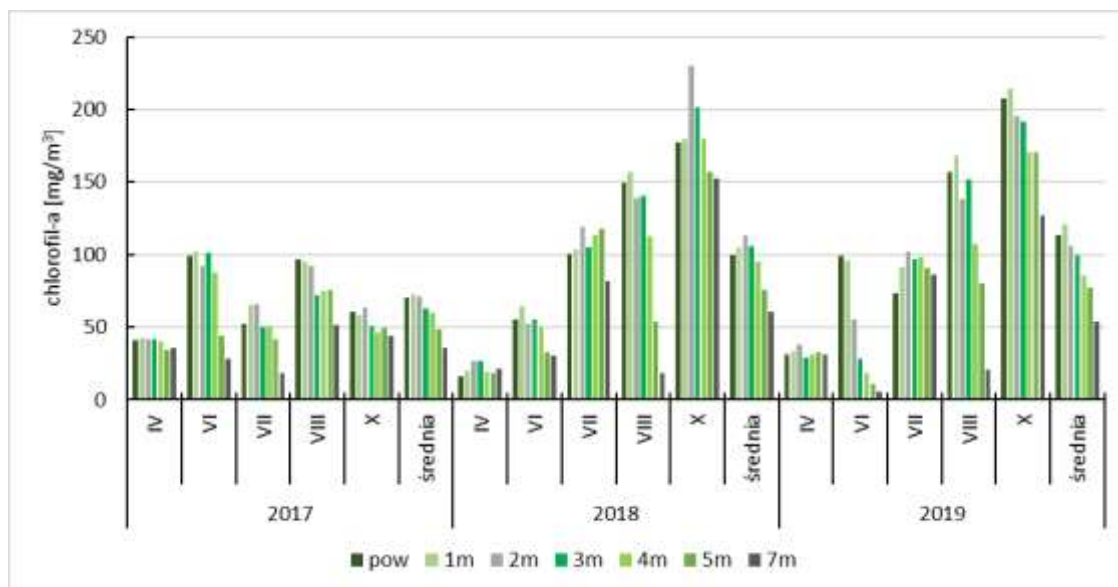
Na stanowisku II stężenia fosforu ogólnego zmieniały się w granicach od 0,11 mgP/l w lipcu do 0,26 mgP/l w czerwcu. Wyższe koncentracje notowano częściej w warstwie naddennej, a różnice sięgały maksymalnie około 0,06 mgP/l. Jedynie w październiku zawartość fosforu była wyższa na głębokości 1 m (Rys. 28). Średnie stężenie było zbliżone w obu warstwach wody wynosząc 0,17 mgP/l na głębokości 1 m i 0,18 mgP/l nad dnem. Koncentracje te ukształtowały się na podobnym poziomie, jak w roku 2018, lecz były wyższe niż w roku 2017, podobnie jak miało to miejsce na stanowisku I (Tab. 9). Widoczny jest więc tutaj wpływ wyższej temperatury na zintensyfikowanie procesu zasilania toni wodnej w fosfor z osadów dennych.



RYS. 28. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

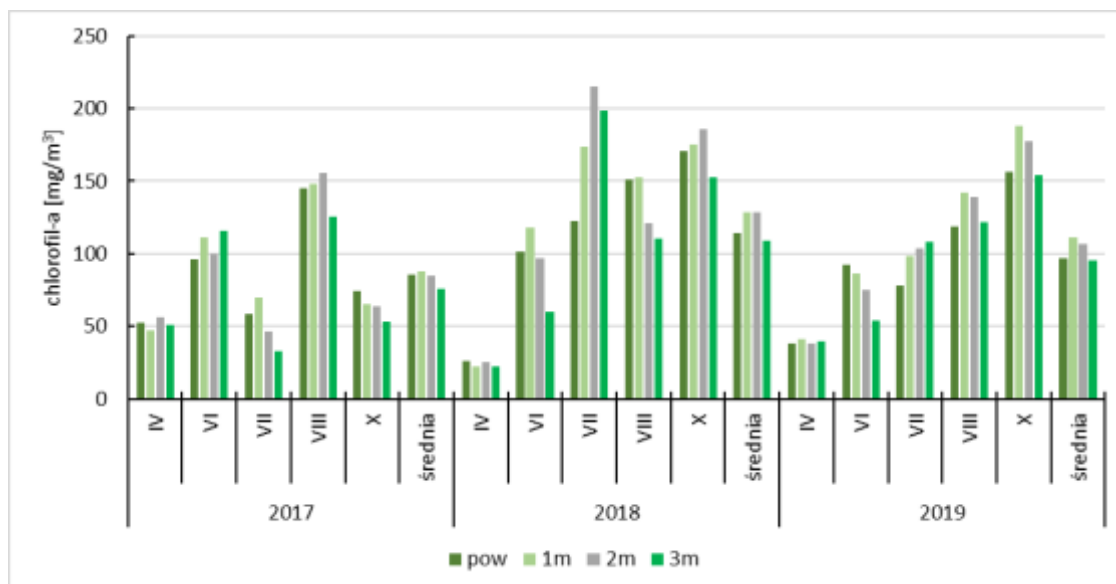
4.1.3 Zawartość chlorofilu-a i zawiesiny ogólnej

Koncentracje *chlorofilu-a* na stanowisku I najniższe wartości w całym przekroju pionowym przyjmowały w kwietniu – około 32 mg/m³. W czerwcu nastąpiło ich wyraźne zwiększenie do około 100 mg/m³ w warstwie powierzchniowej i na głębokości 1 m, lecz głębiej pozostawały niższe. W lipcu natomiast wzrosły we wszystkich badanych warstwach wody (do głębokości 7 m), średnio wynosząc około 90 mg/m³, z maksymalną koncentracją 101,8 mg/m³ na głębokości 2 m. W sierpniu i październiku ponownie stwierdzono występowanie najwyższych ilości barwnika w wodach powierzchniowych (do głębokości 1 m) i ich obniżanie wraz ze wzrostem głębokości. Jednocześnie zawartość chlorofilu-a zwiększyła się: w sierpniu do maksymalnie blisko 170 mg/m³ a w październiku do 214 mg/m³ (Rys. 29). Średnie koncentracje chlorofilu-a w poszczególnych warstwach wody były zbliżone do odnotowanych w roku 2018: nieco wyższe na powierzchni i głębokości 1m, a nieznacznie niższe w głębszych warstwach wody (różnice sięgały maksymalnie 16 mg/m³). Podobnie jak w roku 2018, zawartość chlorofilu-a w wodzie była wyższa niż w roku 2017 (Tab. 10), wskazując na rolę temperatury wody w stymulowaniu rozwoju fitoplanktonu.



RYS. 29. ZMIANY KONCENTRACJI CHLOROFILU-A W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019

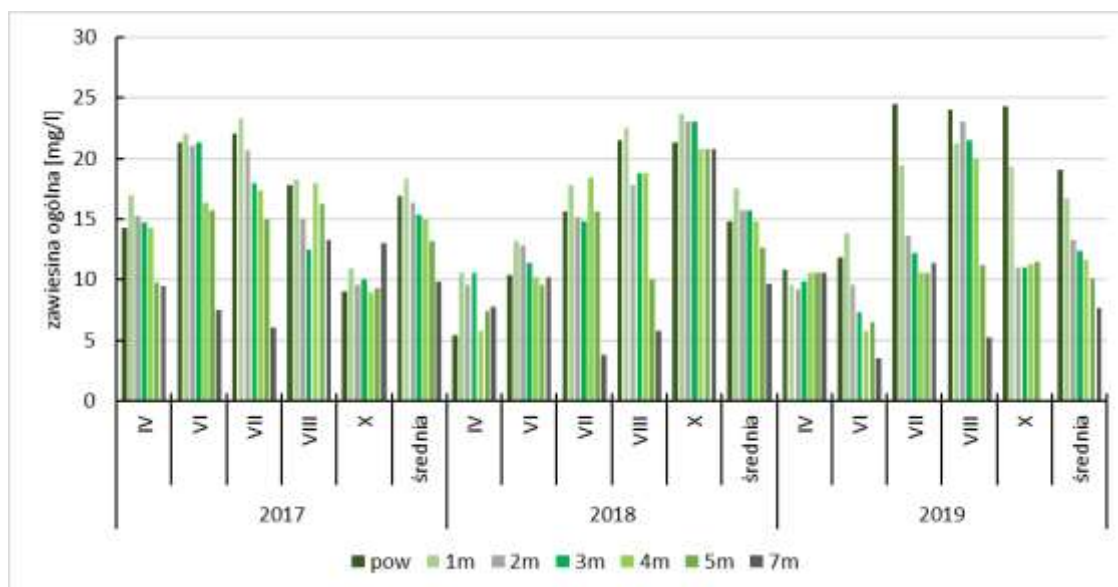
Na stanowisku II zawartość chlorofilu-a również była wyrównana w przekroju pionowym jeziora w kwietniu, wynosząc około 40 mg/m^3 . W kolejnych miesiącach jego ilość zwiększała się, osiągając wartości maksymalne, sięgające około 190 mg/m^3 w październiku (Rys. 30). Średnie ilości barwnika dla każdej z badanych warstw wody były w roku 2019 niższe niż rok wcześniej (o $13\text{-}22 \text{ mg/m}^3$), lecz pozostawały wyższe niż w roku 2017 (o $11\text{-}23 \text{ mg/m}^3$) (Tab. 10).



RYS. 30. ZMIANY KONCENTRACJI CHLOROFILU-A W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

Zawartość zawiesiny ogólnej na stanowisku I wahała się od $3,5 \text{ mg/l}$ w czerwcu do $24,5$ w lipcu. W kwietniu i czerwcu w całym przekroju pionowym nie przekraczała 14

mg/l, zwiększając się latem i jesienią do ponad 20 mg/l, zwłaszcza w wodach powierzchniowych, a w sierpniu nawet do 4 m głębokości (Rys. 31). Średnia zawartość zawiesiny ogólnej w roku 2019 wyniosła 13,1 mg/l, była zatem nieco niższa niż w latach wcześniejszych (Tab. 10), co wskazuje na wpływ biomanipulacji (zarybienie jeziora narybkami szczupaka).

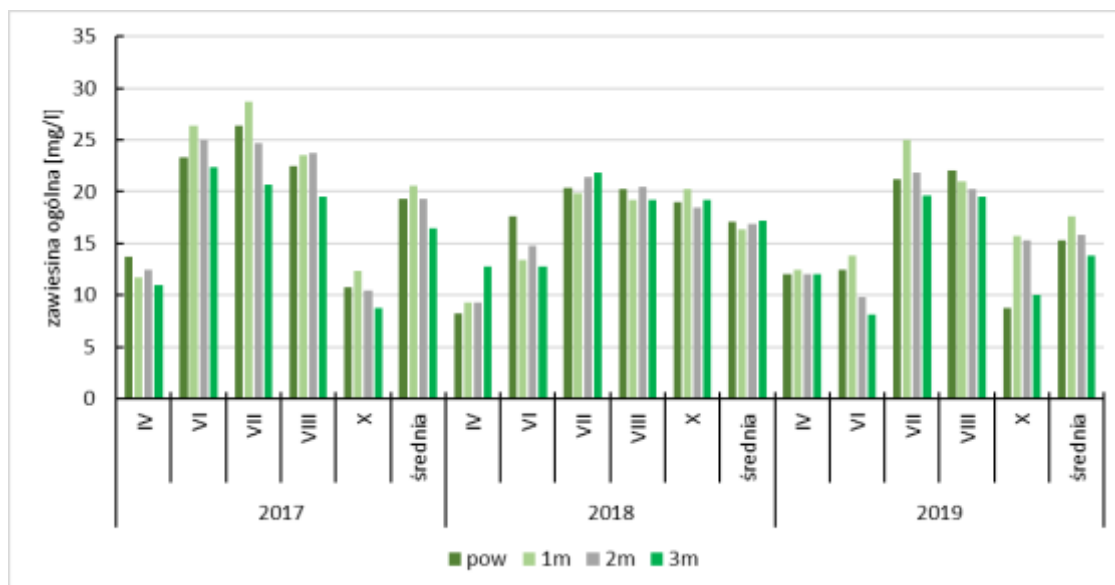


RYS. 31. ZMIANY ZAWARTOŚCI ZAWIESINY OGÓLNEJ W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019

TABELA 10. PORÓWNIANIE ZAKRESU ZMIENNOŚCI I WARTOŚCI ŚREDNICH ZAWARTOŚCI CHLOROFILU-A I ZAWIESINY OGÓLNEJ W LATACH 2017-2019

wskaźnik	rok	stanowisko I		stanowisko II	
		zakres	średnia	zakres	średnia
chlorofil-a [mg/m ³]	2017	18,3-102,0	60,2	33,0-155,6	80,0
	2018	16,0-229,7	93,6	22,1-215,1	115,4
	2019	5,6-214,3	93,7	37,9-188,0	102,5
zawiesina ogólna [mg/l]	2017	6,0-23,3	15,0	8,5-28,7	18,0
	2018	3,8-23,7	14,4	8,3-20,5	16,6
	2019	5,2-24,5	13,1	8,1-25,0	15,6

Na stanowisku II ilość zawiesiny zawierała się w przedziale 8,1-25,0 mg/l, przy czym z reguły maksymalne wartości w danym miesiącu stwierdzano na głębokości 1 m (Rys. 32). Najwyższe jej zawartości w wodzie obserwowano w lipcu i sierpniu (ponad 19 mg/l), najniższe zaś w kwietniu i czerwcu (poniżej 14 mg/l). Średnia ilość zawiesiny wyniosła 15,6 mg/l i była niższa niż w latach 2017-2018 (Tab. 10).

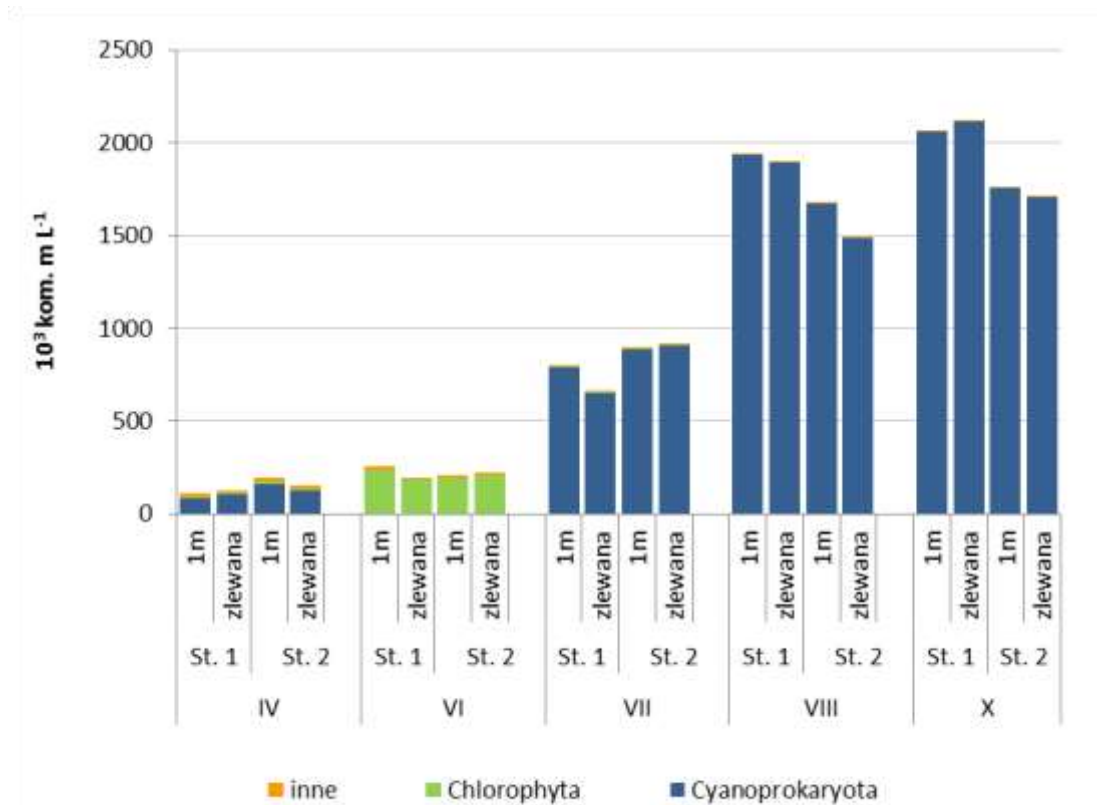


RYS. 32. ZMIANY ZAWARTOŚCI ZAWIESINY OGÓLNEJ W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

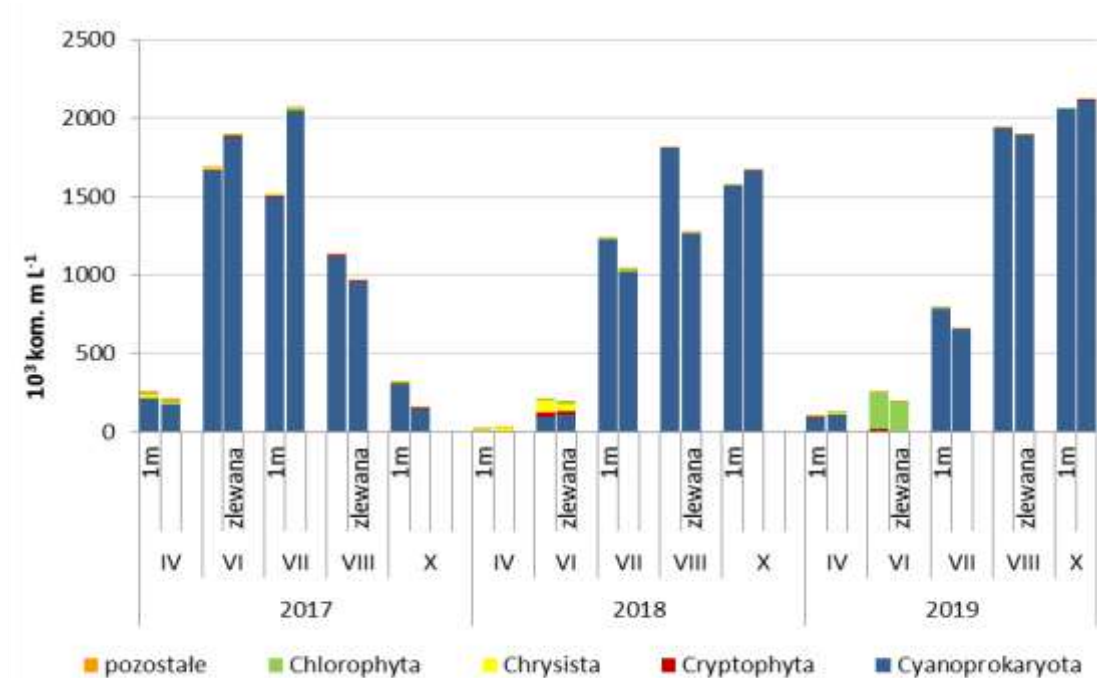
4.1.4 Skład jakościowy i ilościowy fitoplanktonu

Liczebność fitoplanktonu w Jeziorze Budziszewskim w 2019 roku wahała się w zakresie od $109,9 \cdot 10^3$ do $2118,9 \cdot 10^3$ kom \cdot mL $^{-1}$, a więc tak jak w latach 2017 i 2018 maksymalna wartość liczebności przekroczyła 2 mln komórek w mililitrze. Najwyższą liczebność fitoplanktonu stwierdzono w październiku i w sierpniu, co wynikało z silnego zakwitnięcia sinicowego, zdominowanego przez nitkowaty, potencjalnie toksyczny gatunek *Planktothrix agardhii*. Cyjanobakterie dominowały w liczebności fitoplanktonu również w kwietniu i lipcu (Rys. 33), choć przy zdecydowanie niższej liczebności bezwzględnej. Jedynie w czerwcu fitoplankton zdominowany był przez glony eukariotyczne, konkretnie zieleńce (Rys. 33), głównie *Coelastrum microporum* i *Ankyra* sp.

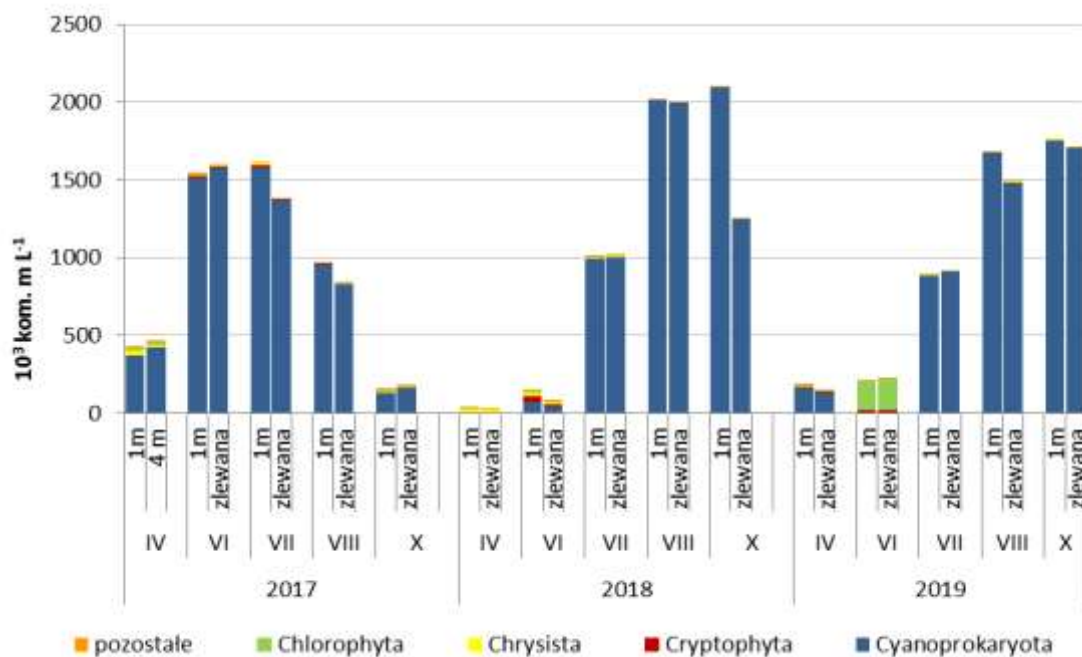
W porównaniu z rokiem wyjściowym, rok 2019 podobnie jak rok 2018 charakteryzował się niższą liczebnością fitoplanktonu, szczególnie sinic, na początku sezonu - do czerwca włącznie (Rys. 34 i 35). W 2018 roku w tym okresie na obu stanowiskach spory udział w liczebności miały złotowiciowce, w czerwcu 2019 roku – zieleńce. Liczebność fitoplanktonu była także wyraźnie niższa w lipcu 2018 i 2019 niż w lipcu 2017 roku, choć przy wyraźnej dominacji sinic w tym miesiącu we wszystkich trzech latach badawczych. Z kolei w sierpniu i w październiku wartości liczebności fitoplanktonu, tworzone głównie przez sinice, były wyższe w roku 2018 i 2019 niż w roku wyjściowym na obu stanowiskach badawczych (Rys. 34 i 35).



RYS. 33. LICZEBNOŚĆ FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA OBU STANOWISKACH BADAWCZYCH W ROKU 2019



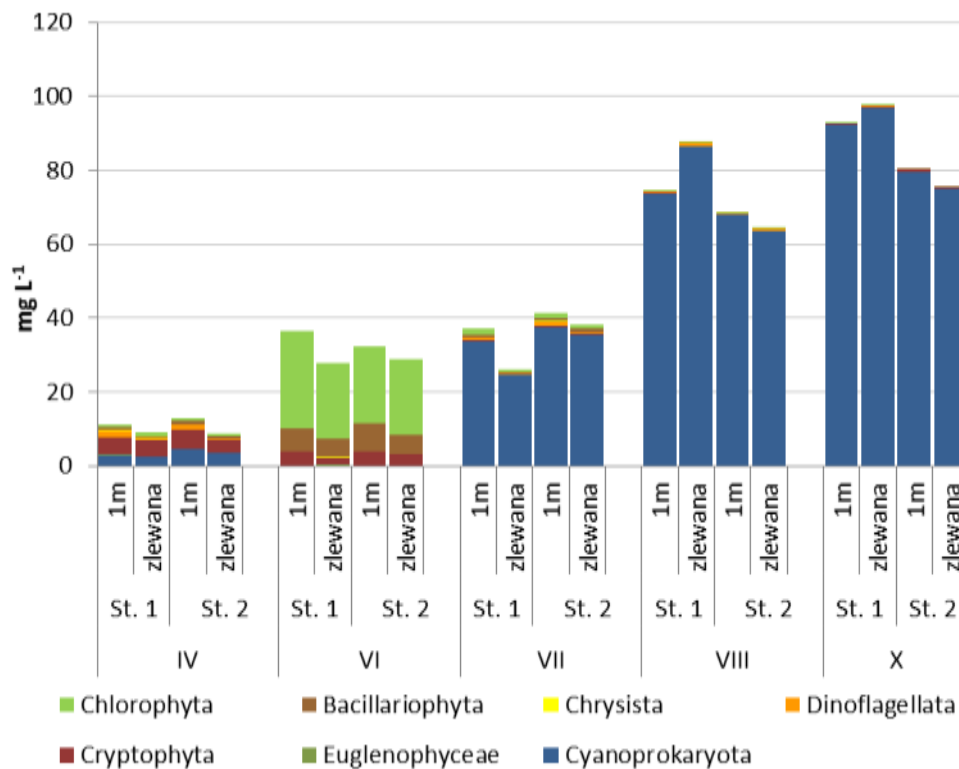
RYS. 34. LICZEBNOŚĆ FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019



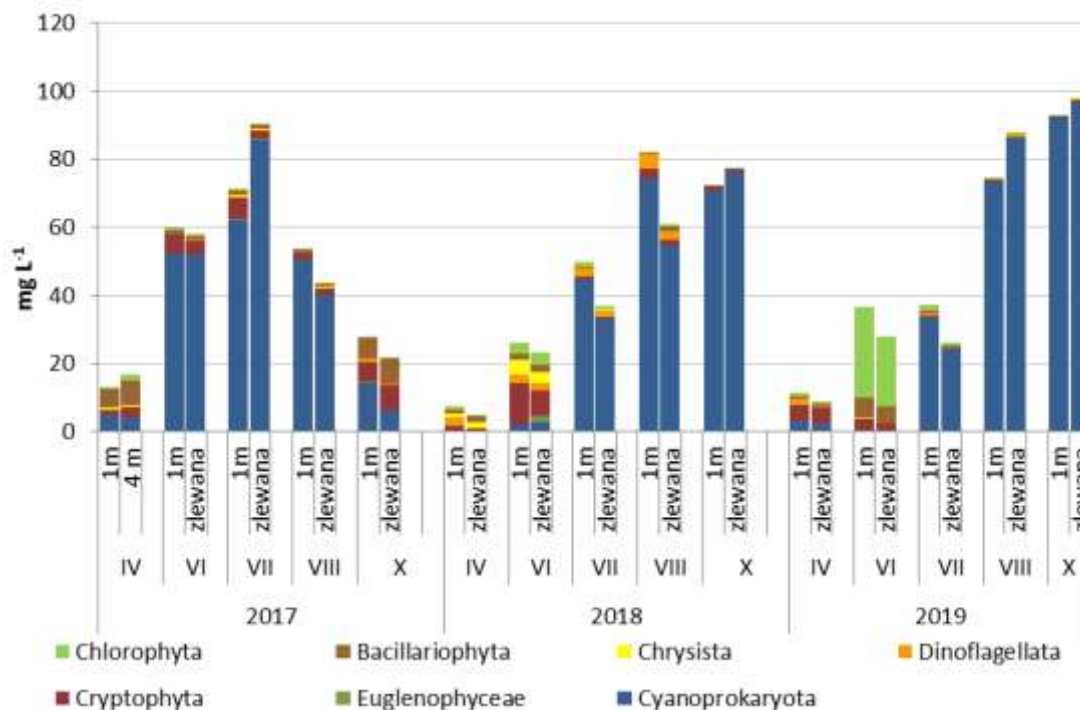
RYS. 35. LICZEBNOŚĆ FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

Biomasa fitoplanktonu w Jeziorze Budziszewskim w 2019 roku wahała się w zakresie od 8,9 do 97,7 mg*L⁻¹. W okresie miksji wiosennej w biomacie dominowały kryptofity z rodzaju *Cryptomonas*. W czerwcu najwyższą biomasą charakteryzowały się zielenice, głównie *Coelastrum microporum*, i okrzemki, głównie z rodzaju *Lindavia*. Od lipca do października biomasa fitoplanktonu była zdominowana przez sinice (Ryc. 36). W lipcu było to zróżnicowane zbiorowisko gatunków sinic (Tab. 11), w sierpniu i październiku 69-97% całkowitej biomasy fitoplanktonu tworzył gatunek *Planktothrix agardhii*.

Tak jak liczebność fitoplanktonu, również biomasa ogólna i biomasa sinic były niższe wiosną i wczesnym latem 2019 i 2018 niż w roku wyjściowym (Ryc. 37 i 38). W okresie miksji wiosennej w roku wyjściowym dominowały sinice i okrzemki, w 2018 roku biomasę tworzyły głównie złotowiciowce, okrzemki, kryptofity i brudnice, a w 2019 roku dominowały kryptofity. W czerwcu roku wyjściowego silnie zaznaczyła się już dominacja sinic, a w latach kolejnych zdecydowaną przewagę wykazywały glony eukariotyczne: głównie kryptofity i złotowiciowce w 2018 roku, a zielenice i okrzemki w 2019 roku.

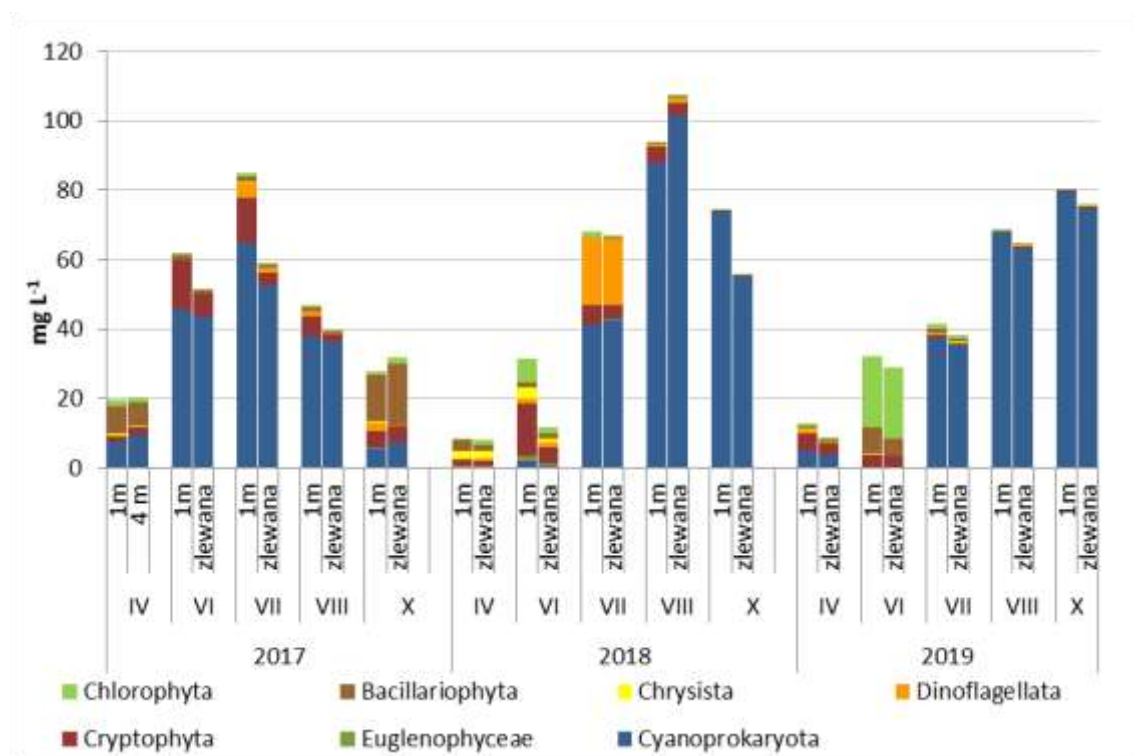


RYS. 36. BIOMASA FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA OBU STANOWISKACH BADAWCZYCH W ROKU 2019



RYS. 37. BIOMASA FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019

W lipcu we wszystkich trzech latach w biomacie fitoplanktonu dominowały sinice, choć w 2018 i 2019 roku wartości bezwzględne biomasy sinic były wyraźnie niższe niż w roku wyjściowym. Ponadto zespoły sinicowe rozwijające się w latach 2018-2019 charakteryzowały się większą różnorodnością niż w roku wyjściowym, kiedy ponad połowę biomasy w jednej próbce stanowił jeden gatunek, *Planktothrix agardhii* (Tab. 11). Dodatkowo, w lipcu 2018 roku na stanowisku 2 ok. 20% udział w biomacie miały bruzdnice. Późnym latem i jesienią 2019 roku intensywnie namnożyły się sinice, kształtując bardzo wysoką biomasa ogólną. Podobnie jak w 2018 roku, biomasa sinic i biomasa ogólna w tym okresie była wyraźnie wyższa niż w tych samych miesiącach 2017 roku. Wskazuje to na stymulujący wpływ temperatury w rozwoju sinic latem 2018 i 2019 roku.



RYS. 38. BIOMASA FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

Stan ekologiczny Jeziora Budziszewskiego oceniany na podstawie fitoplanktonu był zły we wszystkich trzech badanych latach. Wartość wskaźnika PMPL w 2018 roku nieznacznie spadła, co obrazuje korzystny, ale niewystarczający kierunek zmian w ekosystemie. W 2019 roku wartość wskaźnika PMPL ponownie wzrosła do poziomu z roku wyjściowego (Tab. 12).

TABELA 11. TAKSONY DOMINUJĄCE W FITOPLANKTONIE W POSZCZEGÓLNYCH MIESIĄCACH

miesiąc	2017	2018	2019
IV	<i>Pseudanabaena limnetica</i> <i>Cyclotella</i> sp. <i>Planktothrix agardhii</i> <i>Limnothrix redekei</i>	<i>Chrysococcus</i> sp. <i>Cryptomonas ovata</i>	<i>Cryptomonas ovata</i> <i>Cryptomonas marssonii</i> <i>Planktothrix agardhii</i>
VI	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Limnothrix redekei</i> <i>Pseudanabaena limnetica</i> <i>Cryptomonas ovata</i>	<i>Cryptomonas ovata</i> <i>Rhodomonas lacustris</i> <i>Dinobryon divergens</i>	<i>Coelastrum microporum</i> <i>Lindavia</i> sp.
VII	<i>Planktothrix agardhii</i>	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Ceratium hirundinella</i> <i>Aphanizomenon gracile</i> <i>Pseudanabaena limnetica</i>	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Cuspidothrix issatschenkoi</i> <i>Pseudanabaena limnetica</i> <i>Aphanizomenon gracile</i> <i>Dolichospermum flos-aquae</i>
VIII	<i>Planktothrix agardhii</i>	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Aphanizomenon gracile</i>	<i>Planktothrix agardhii</i>
X	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Cryptomonas ovata</i> <i>Cyclotella</i> sp.	<i>Planktothrix agardhii</i>	<i>Planktothrix agardhii</i>

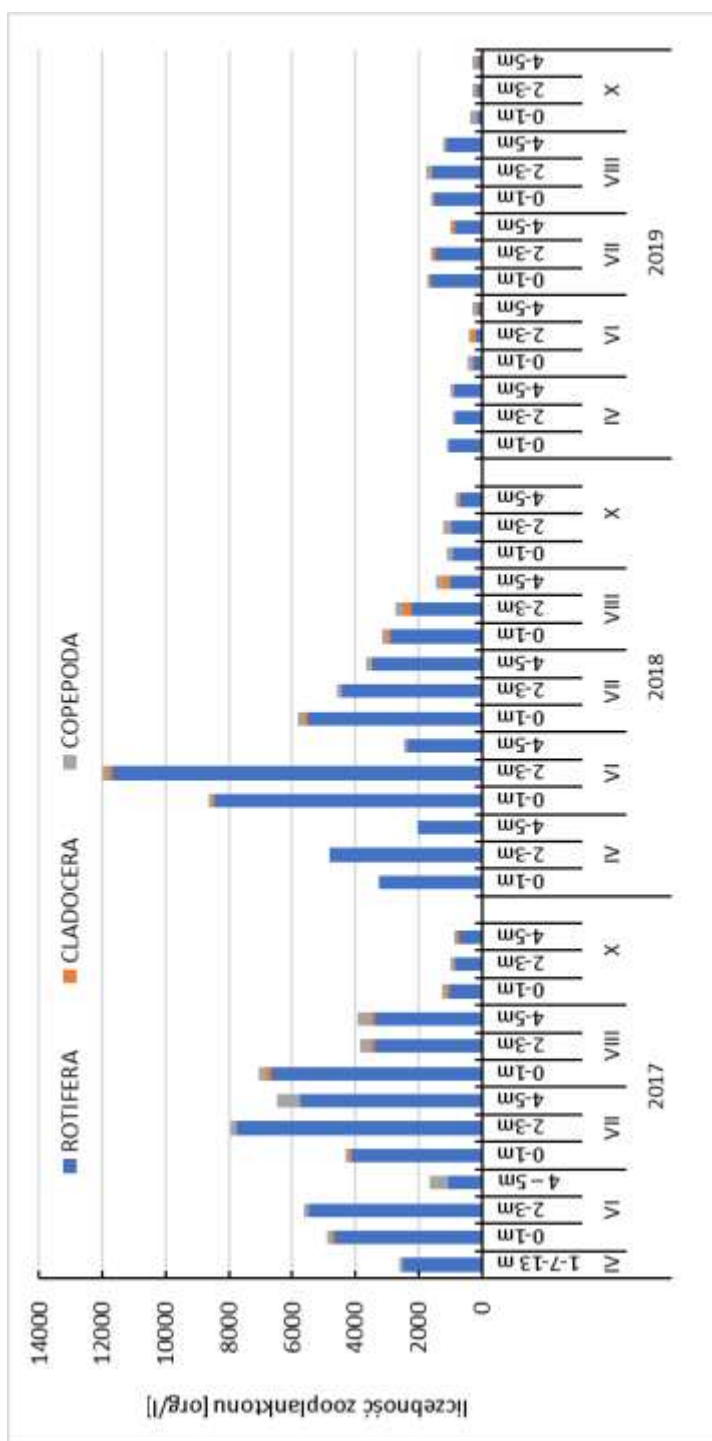
TABELA 12. WARTOŚCI WSKAŹNIKA PMPL I JEGO SKŁADOWYCH DLA JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W LATACH 2017-2019

	2017	2018	2019
wskaźnik			
Ychl	6,04	8,18	8,12
Ybm	4,76	4,64	4,78
Ycy	6,45	5,61	6,73
PMPL	4,92	4,88	4,93

4.1.5 Skład jakościowy i ilościowy zooplanktonu

Ogólna liczebność zooplanktonu wahała się na stanowisku I od 287 org/l na głębokości 2-3 m w październiku do maksymalnie 1777 tys. org/l na głębokości 2-3m w sierpniu. Uległa ona zmniejszeniu od kwietnia do czerwca, po czym nastąpił wyraźny wzrost w lipcu i sierpniu, a ponowne obniżenie ogólnej liczebności stwierdzono w październiku (Rys. 39). W strukturze jakościowej w kwietniu, lipcu i sierpniu dominowały wrotki (Rotifera), których liczebności sięgały maksymalnie 1608 org/l. Ich udział procentowy w ogólnej liczebności zooplanktonu wynosił od 84 do 94%. W czerwcu uległ on zmniejszeniu do około 40% (liczebność poniżej 300 org/l), zaś zwiększył się udział zooplanktonu skorupiakowego. Liczebność wioślarek (Cladocera) sięgnęła maksymalnie 168 org/l (co przełożyło się na około 30% udział w ogólnej liczebności), a widłonogów (Copepoda) – 147 org/l (także 30%). Spośród wioślarek najliczniejsza była *Daphnia*

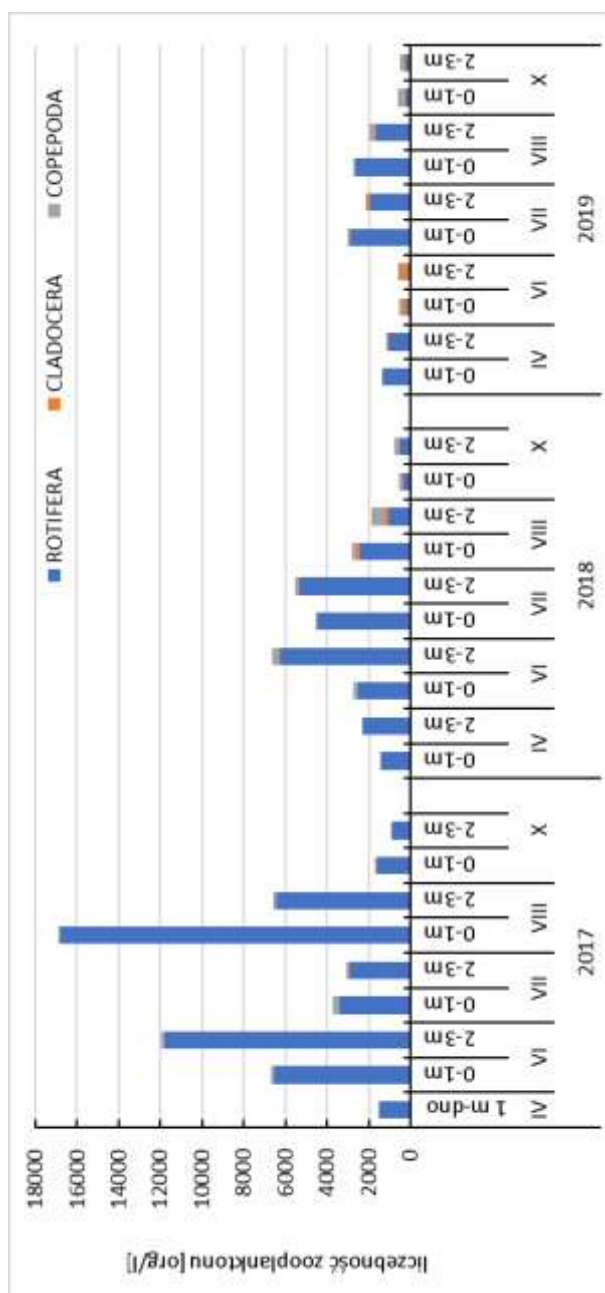
cucullata, która liczniej notowana była także w lipcu i październiku. Zagęszczenie widłonogów zwiększyło się także w październiku do maksymalnie 254 org/l. Stanowiły one od 37 do 67% ogólnej liczebności zooplanktonu w zależności od badanej warstwy wody.



RYS. 39. LICZEBNOŚĆ ZOOPLANKTONU JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019

W porównaniu do lat 2017-2018 liczebność zooplanktonu osiągała w roku 2019 wyraźnie niższe liczebności, nie przekraczała bowiem 2000 org/l, podczas gdy w latach wcześniejszych wielokrotnie notowano wartości przekraczające 3000-4000 org/l (Rys. 39). Swą liczebność zmniejszyły zwłaszcza wrotki.

Na stanowisku II ogólna liczebność zooplanktonu zmieniała się w przedziale od 475 org/l na głębokości 0-1 m w październiku do 3021 org/l w lipcu także na głębokości 0-1 m (Rys. 40).



RYS. 40. LICZEBNOŚĆ ZOOPLANKTONU JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

Podobnie jak na stanowisku I, uległa ona obniżeniu w czerwcu w porównaniu do kwietnia, po czym zwiększeniu w lipcu i sierpniu a następnie ponownemu obniżeniu w październiku. Wczesną wiosną i latem w ogólnej liczebności dominowały wrotki, których liczebność sięgała od 1074 do 2853 org/l, co przekładało się na udział 82-95%. W czerwcu uległ on zmniejszeniu do około 20% (około 130 org/l) na korzyść zooplanktonu skorupiakowego. Liczebność wioślarek wynosiła średnio 320 org/l (50% ogólnej liczebności), a widłonogów – średnio 148 org/l (25%). W październiku liczebność widłonogów przewyższyła zagęszczenie wioślarek, sięgając maksymalnie 318 org/l (53% ogólnej liczebności zooplanktonu, głównie formy młodociane).

W porównaniu do lat 2017-2018 ogólna liczebność zooplanktonu na stanowisku II była wyraźnie niższa (Rys. 40), przy czym zmniejszeniu uległa szczególnie liczebność wrotków. Mimo to we wszystkich latach i na obu stanowiskach w strukturze zooplanktonu dominowali przedstawiciele wrotków. W tej grupie największe liczebności osiągało kilka gatunków, w tym typowe dla wód silnie żyznych (Tab. 13). Jedynie w czerwcu 2019 roku swój udział silniej zaznaczyła *Daphnia cucullata*, co wskazuje na wpływ zastosowanej biomanipulacji.

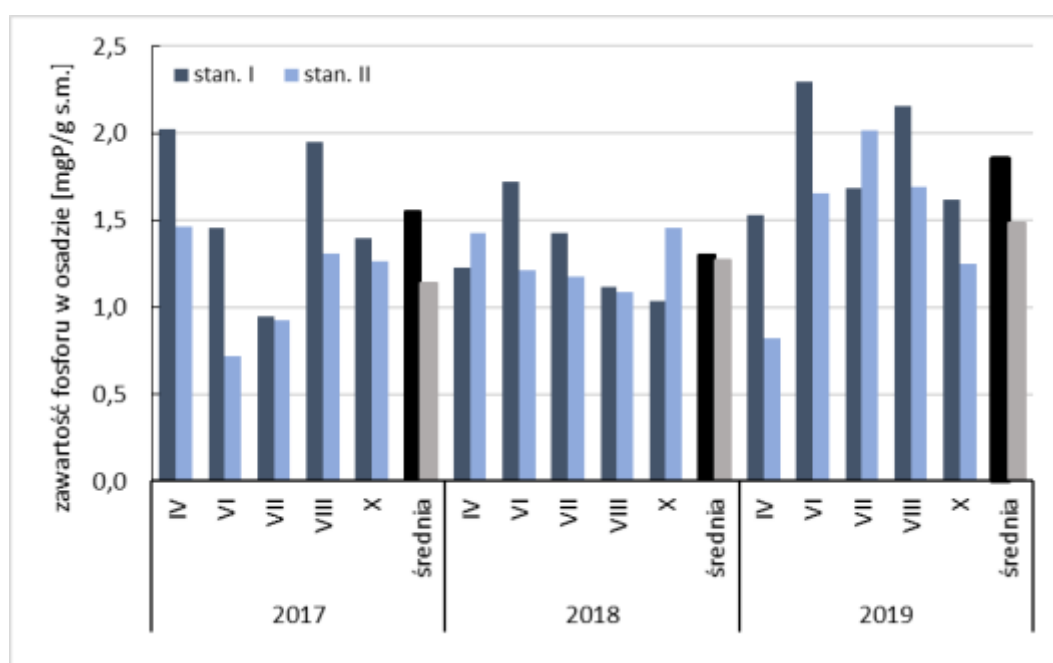
TABELA 13. TAKSONY DOMINUJĄCE W ZOOPLANKTONIE W POSZCZEGÓLNYCH MIESIĄCACH

miesiąc	2017	2018	2019
IV	<i>Polyarthra dolichoptera</i> <i>Synchaeta</i> sp. <i>Keratella quadrata</i>	<i>Synchaeta</i> sp. <i>Polyarthra dolichoptera</i> <i>Polyarthra</i> sp. <i>Keratella quadrata</i>	<i>Keratella cochlearis</i> <i>Polyarthra dolichoptera</i> <i>Keratella quadrata</i>
VI	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Trichocerca pusilla</i> <i>Trichocerca</i> sp.	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>K. cochlearis</i> <i>Pomphylox sulcata</i>	<i>Kellicottia longispina</i> <i>Daphnia cucullata</i>
VII	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Trichocerca pusilla</i>	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Trichocerca pusilla</i> <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Synchaeta</i> sp.	<i>Kellicottia longispina</i> <i>Keratella quadrata</i>
VIII	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Synchaeta</i> sp. <i>Trichocerca pusilla</i>	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Trichocerca pusilla</i> <i>Synchaeta</i> sp.	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Keratella cochlearis</i>
X	<i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Keratella cochlearis</i>	<i>Keratella cochlearis</i> <i>K. cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Anuraeopsis fissa</i>	<i>Keratella cochlearis</i> <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i>

4.1.6 Właściwości osadów dennych

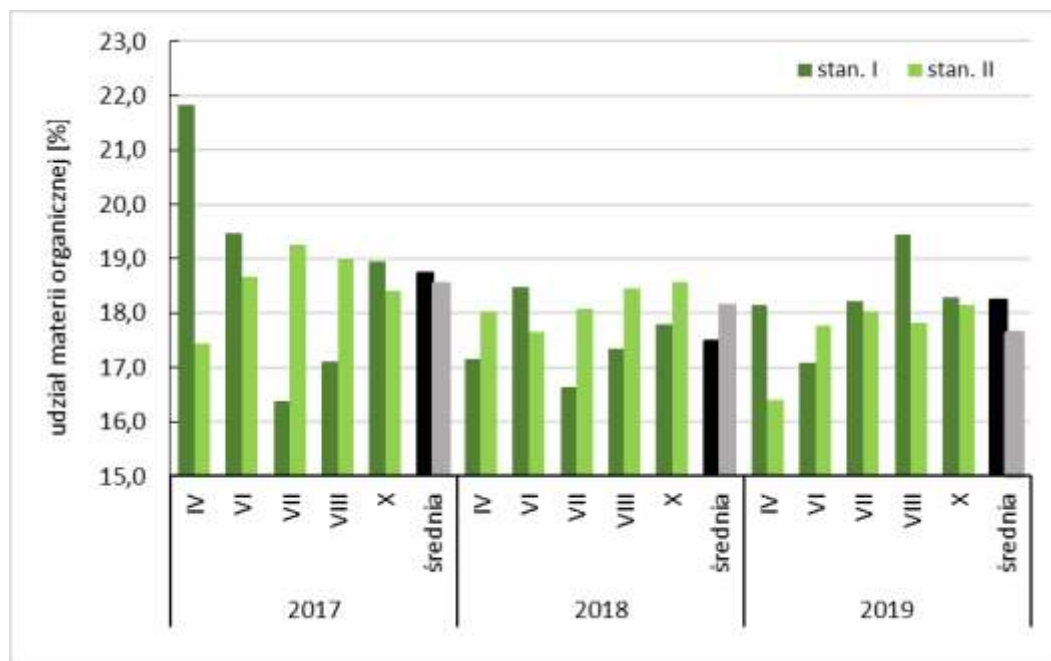
Wyższe zawartości fosforu w osadzie dennym notowano z reguły na stanowisku I, gdzie wahały się one od 1,53 do 2,30 mgP/g s.m. Najwyższe ilości fosforu stwierdzono w czerwcu i sierpniu, które przekraczały 2,1 mgP/g s.m. (Rys. 41). Średnia wartość na głęboczku jeziora sięgnęła 1,86 mgP/g s.m., natomiast niedaleko dopływu Małej Welny (stanowisko II) wyniosła 1,49 mgP/g s.m. Na stanowisku tym wzrastała ona stopniowo od kwietnia do maksymalnej ilości w lipcu (2,02 mgP/g s.m.), po czym ponownie nastąpiło jej zmniejszenie.

W porównaniu do lat wcześniejszych oba stanowiska cechowały się wyższymi zawartościami fosforu w osadzie, zwłaszcza w okresie letnim (Rys. 41).



RYS. 41. ZAWARTOŚĆ FOSFORU W OSADACH DENNYCH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO

Średnia zawartość materii organicznej w osadzie dennym była nieco niższa na stanowisku II (17,6%) w porównaniu do głęboczka (18,2%). Na płytszym z punktów badawczych ilość materii organicznej stopniowo zwiększała się od kwietnia, osiągając wartość maksymalną na poziomie 18,1% w październiku (Rys. 42). Na głęboczku natomiast wyraźny wzrost udziału materii organicznej w osadzie nastąpił od czerwca do sierpnia, z maksimum 19,5%. Notowane wartości nie odbiegały znacząco od stwierdzanych w ciągu dwóch wcześniejszych lat (16,4-21,8%), choć w latach 2018-2019 były nieco niższe niż w roku wyjściowym.



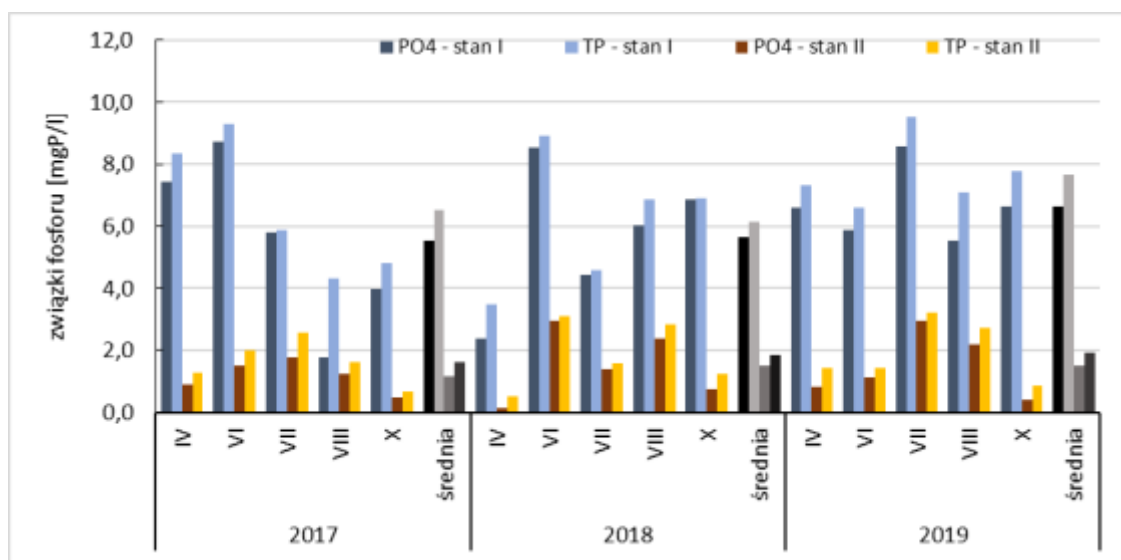
RYS. 42. ZAWARTOŚĆ MATERII ORGANICZNEJ W OSADACH DENNYCH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO

Koncentracja związków fosforu w wodzie interstycjalnej przyjmowała wyraźnie wyższe wartości na stanowisku I, sięgając maksymalnie 9,5 mgP/l dla fosforu ogólnego i 8,6 mgP/l dla ortofosforanów w lipcu. W pozostałych miesiącach były one nieco niższe, wynosząc 6,6-7,8 mgP/l dla fosforu ogólnego i 5,5-6,6 mgP/l dla fosforanów (Rys. 43). Średnia zawartość fosforu ogólnego w wodzie śródporowej na stanowisku I sięgnęła 7,7 mgP/l, a fosforanów – 6,6 mgP/l. Były one wyraźnie wyższe w odniesieniu do średnich z lat 2017-2018, co wynika ze stałego utrzymywania się wysokich stężeń, podczas gdy w latach wcześniejszych okresowo notowano ich obniżanie się (sierpień i październik 2017, kwiecień i lipiec 2018).

Na stanowisku II niższe ilości związków fosforu w wodzie interstycjalnej odnotowano w kwietniu, czerwcu i październiku – poniżej 1,5 mgP/l dla fosforu ogólnego i poniżej 1,2 mgP/l dla fosforanów. Zwiększeniu uległy one w lipcu i sierpniu, sięgając maksymalnie 3,2 mgP/l dla fosforu ogólnego i 3,0 mgP/l dla ortofosforanów (Rys. 43). Średnia zawartość fosforu ogólnego w wodzie śródporowej na stanowisku II wyniosła 1,9 mgP/l, a fosforanów – 1,5 mgP/l. Koncentracje te były zbliżone do stwierdzonych w roku 2018 i nieco wyższe niż rok wcześniej.

Wyraźnie niższa zawartość fosforu w wodzie interstycjalnej płytkiego stanowiska II wskazuje na łatwiejsze wydzielanie go do toni wodnej, co związane jest z położeniem dna w obrębie epilimnionu. Mieszanie wody przez wiatr wyrównuje stężenia w całym słupie wody, stwarzając duży gradient stężeń na granicy faz woda-osad, sprzyjający

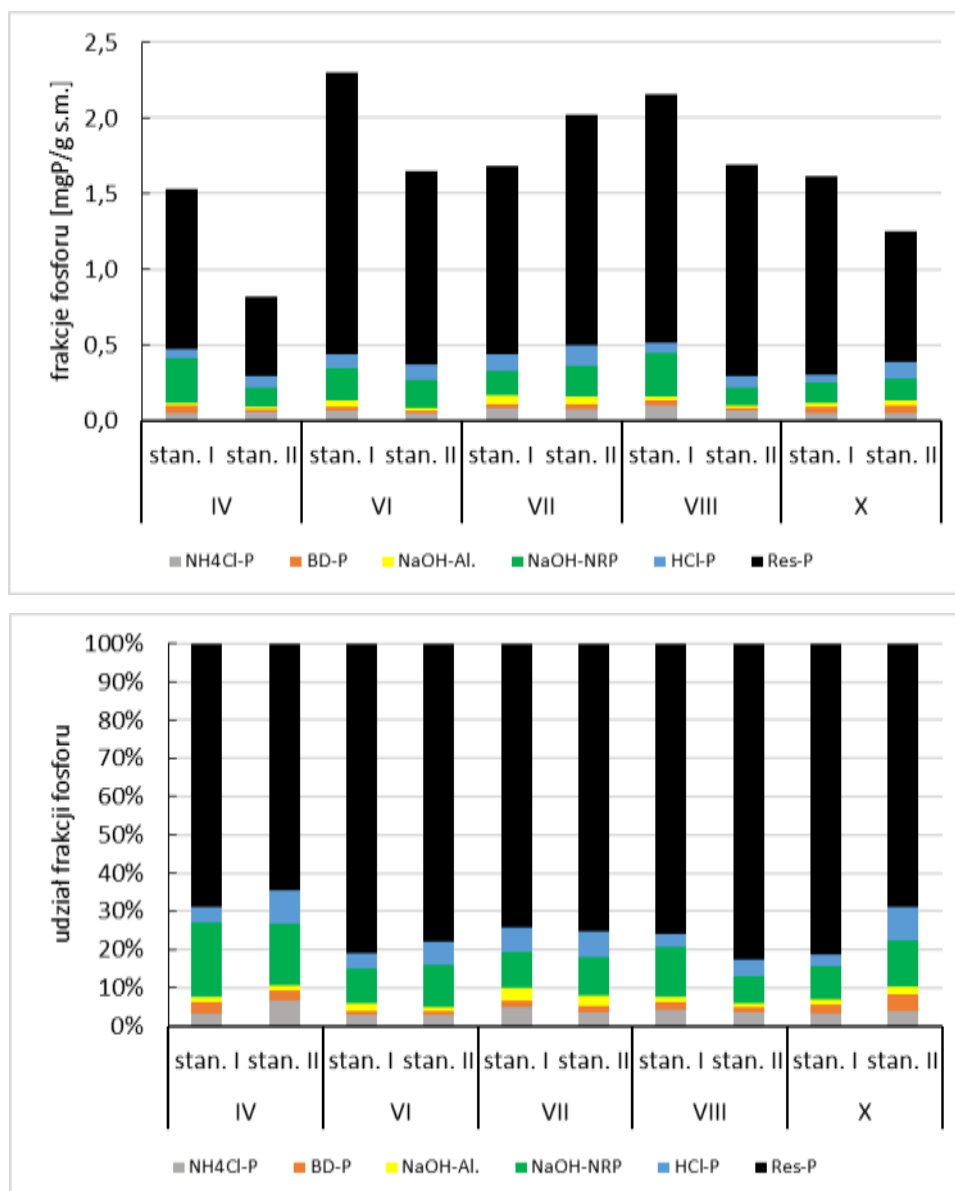
uwalnianiu fosforu do toni wodnej. Wyższe stężenia w wodzie interstycjalnej w latach 2018-2019 wskazują na intensywniejszą mineralizację materii organicznej, skutkującą powstawaniem większych ilości rozpuszczonych fosforanów. Wzrost stężeń w roku 2019 wiązać można z utrzymującymi się praktycznie przez cały sezon wegetacyjny warunkami beztlenowymi w osadach dennych, sprzyjającymi uwalnianiu fosforu z osadów do wody śródporowej, a następnie wody naddennej.



RYS. 43. ZAWARTOŚĆ ZWIĄZKÓW FOSFORU W WODZIE INTERSTYCJALNEJ OSADÓW DENNYCH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO

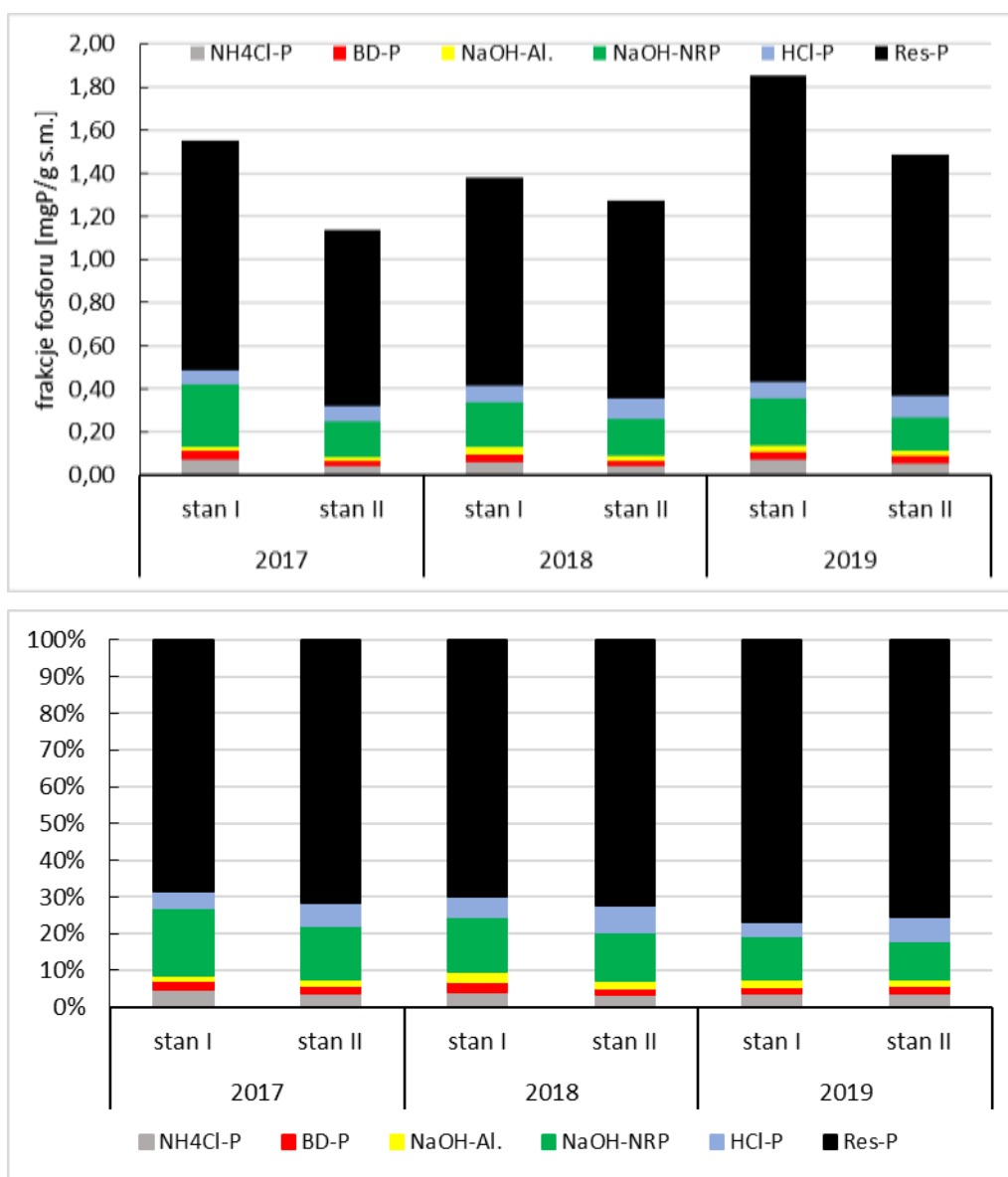
Spośród *frakcji fosforu* największy udział cechował fosfor trwale związany w osadzie (Res-P). Jej ilość w osadzie na stanowisku I wahała się od 1,05 do 1,86 mgP/g s.m., co przekładało się na udział na poziomie 69-81%, zaś na stanowisku II w przedziale od 0,53 do 1,52 mgP/g s.m., czyli 64-83% (Rys. 44). Udział fosforu związanego z materią organiczną (NaOH-nRP) był nieco wyższy na stanowisku I, wynosząc średnio 0,22 mgP/g s.m., czyli 12% całej puli fosforu w osadzie. Na płytszym ze stanowisk średnia ilość tej frakcji sięgnęła 0,16 mgP/g s.m., czyli 11% fosforu w osadzie, wskazując na nieco intensywniejsze wydzielenie jej do toni wodnej w wyniku mineralizacji. Trzecią z kolei frakcją fosforu był HCl-P, czyli fosfor związany z wapniem. Jej średnia zawartość na stanowisku I sięgnęła 0,08 mgP/g s.m., a na stanowisku II – 0,1 mgP/g s.m., co przekładało się odpowiednio na 4% i 7% ogólnej puli fosforu w osadzie dennym. Niższymi koncentracjami cechowała się frakcja NH₄Cl-P, czyli fosfor labilny, łatwo uwalniany z osadu, ze średnim udziałem 0,07 mgP/g s.m. (blisko 4%) na głębooczku i 0,06 mgP/g s.m. (4%) na płytszym ze stanowisk. Najniższe zawartości cechowały fosfor

związany z żelazem (BD-P) – średnio poniżej 0,04 mgP/g s.m. na obu stanowiskach, czyli mniej niż 3% fosforu w osadzie dennym, a także fosfor związany z glinem (NaOH-Al) – średnio 0,03 mgP/g s.m., czyli 2%.



RYS. 44. ZAWARTOŚĆ FRAKCJI FOSFORU W OSADACH DENNYCH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W ROKU 2019

We wszystkich latach osad denny Jeziora Budziszewskiego cechował się podobnym składem pod względem frakcji fosforu (Rys. 45), tj. dominowała frakcja Res-P, czyli fosfor trwale związany w osadzie (średnio 0,81-1,42 mgP/g s.m., czyli 69-77%). Drugą w kolejności była frakcja NaOH-nRP, czyli fosfor związany z materią organiczną (średnio 0,16-0,29 mgP/g s.m., czyli 11-19%). Udział pozostałych frakcji nie przekraczał średnio 0,1 mgP/g s.m., co stanowiło mniej niż 8% udziału w całkowitej puli fosforu w osadzie dennym.



RYS. 45. ZAWARTOŚĆ FRAKCJI FOSFORU W OSADACH DENNYCH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO – PORÓWNANIE WARTOŚCI ŚREDNICH W LATACH 2017-2019

Uwagę zwraca zmniejszenie udziału procentowego frakcji NaOH-nRP, czyli fosforu związanego z materią organiczną w roku 2019 (średnio 11-12% w zależności od

stanowiska) w porównaniu do lat 2017-2018 (średnio 13-19%) na korzyść frakcji Res-P (75-77% w roku 2019 w stosunku do 69-72% w latach 2017-2018). Może to wynikać z procesu intensywniejszej mineralizacji materii organicznej obecnej z osadzie, a wraz z nią uwalnianie mineralnych związków zawierających fosfor.

Koncentracja innych pierwiastków w osadzie dennym

Zawartość azotu w osadach jeziornych wahała się na obu stanowiskach w zakresie 4,3-15,5 gN/kg. Niższe wartości cechowały stanowisko II, co przełożyło się także na wartości średnie (Tab. 14). Ilości siarczanów nie przekraczały 2,7 gSO₄/kg i z reguły były nieco wyższe na płytszym ze stanowisk, wynosząc średnio 2,3 gSO₄/kg w porównaniu do 2,2 gSO₄/kg na stanowisku I. Zawartość żelaza zmieniała się w zakresie od 1,34 do 2,60 gFe/kg. Nieco wyższe wartości cechowały osad na stanowisku II, co znalazło odzwierciedlenie w wartościach średnich (Tab. 14). Płytszy z dwóch punktów poboru próbek osadu odznaczał się także wyższą zawartością wapnia – średnio 256 gCa/kg, podczas gdy na stanowisku głębszym średnia sięgnęła 245 gCa/kg. Podobną tendencję odnotowano w przypadku magnezu, którego średnia ilość na stanowisku II sięgnęła 2,3 gMg/kg, w porównaniu do 1,9 gMg/kg na stanowisku I. Świadczy to o odkładaniu się w tej części jeziora większej ilości nierozpuszczalnych soli magnezu (struwitu), w wyniku dawkowania chlorku magnezu w strefie dopływu, co odnotowano także w roku 2018.

TABELA 14. ZAWARTOŚĆ WYBRANYCH PIERWIASTKÓW W OSADZIE DENNYM JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W ROKU 2019

	stanowisko I					stanowisko II				
	TN [gN /kg]	SO ₄ [gSO ₄ / kg]	Fe [gFe/ kg]	Ca [gCa/ kg]	Mg [gMg /kg]	TN [gN /kg]	SO ₄ [gSO ₄ / kg]	Fe [gFe/ kg]	Ca [gCa/ kg]	Mg [gMg /kg]
IV	6,30	1,90	2,39	229,2	1,83	4,3	2,15	2,19	266,0	2,38
VI	14,3	2,28	1,34	253,8	1,90	11,0	2,60	3,06	278,2	2,53
VIII	15,5	2,37	2,55	258,9	2,01	13,2	2,54	2,21	282,0	2,54
X	13,3	2,24	1,44	239,3	1,94	8,2	1,77	1,56	197,4	1,79
śr.	12,4	2,20	1,93	245,3	1,92	9,2	2,27	2,26	255,9	2,31

Porównanie składu osadów dennych w trzech kolejnych latach wskazuje na zwiększającą się zawartość azotu na obu stanowiskach. Zawartość pozostałych składników zmieniała się z roku na rok odmiennie w dwóch badanych punktach. Na stanowisku I w odniesieniu do roku wyjściowego zwiększyła się w roku 2018 a następnie ponownie zmniejszyła ilość siarczanów i żelaza. Koncentracja wapnia cechowała się tendencją spadkową w analizowanym okresie, a ilość magnezu zmniejszyła się w pierwszym roku rekultywacji, by w roku drugim wrócić do wyjściowego poziomu (Tab.

15). Na stanowisku II koncentracje siarczanów, wapnia i magnezu uległy zmniejszeniu w roku 2018, a wzrosły ponownie w roku kolejnym. Zawartość żelaza natomiast była najniższa w roku 2017, zwiększając się nieznacznie w latach 2018-2019.

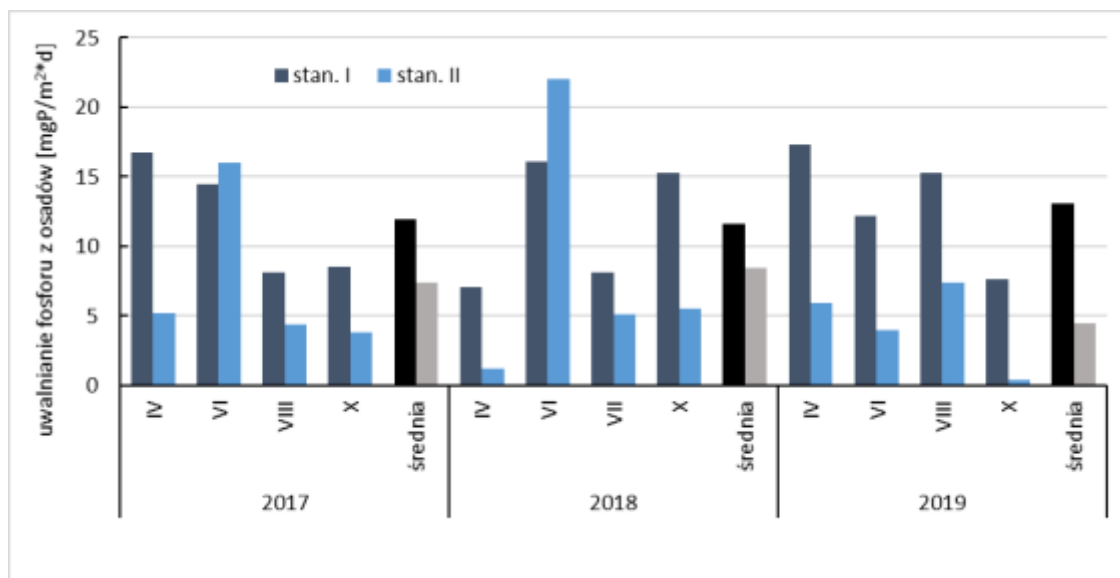
TABELA 15. ŚREDNIE ZAWARTOŚCI WYBRANYCH PIERWIĄTKÓW W OSADZIE DENNYM JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W LATACH 2017-2019

	stanowisko I					stanowisko II				
	TN [gN /kg]	SO ₄ [gSO ₄ / kg]	Fe [gFe/ kg]	Ca [gCa/ kg]	Mg [gMg /kg]	TN [gN /kg]	SO ₄ [gSO ₄ / kg]	Fe [gFe/ kg]	Ca [gCa/ kg]	Mg [gMg /kg]
2017	2,66	2,34	2,10	263,6	1,93	2,14	2,28	2,10	260,5	2,16
2018	6,86	2,48	2,94	251,0	1,73	4,92	2,14	2,29	232,6	1,82
2019	12,4	2,20	1,93	245,3	1,92	9,2	2,27	2,26	255,9	2,31

Zasilanie wewnętrzne z osadów dennych

Wyniki przeprowadzonych 4-krotnie doświadczeń *ex-situ* na niezaburzonych rdzeniach osadów wykazały występowanie zjawiska uwalniania fosforu z osadów dennych przez cały okres badawczy w 2019 roku (Rys. 46). Wiosną zjawisko to zachodziło w obecności tlenu i przy dość niskiej temperaturze. Mimo tych warunków sprzyjających wiązaniu fosforu w osadzie, ulegał on uwalnianiu do toni wodnej. Proces ten był intensywniejszy w rdzeniach pochodzących ze stanowiska I: ponad 17 mgP/m²*d w porównaniu do nieco ponad 6 mgP/m²*d na stanowisku II. Nieco niższe uwalnianie fosforu z osadów zachodziło w warunkach beztlenowych w czerwcu i sierpniu, przy czym wyższe wartości cechowały osad pochodzący z głębozeczka jeziora. Przekraczały one w obu tych miesiącach 12 mgP/m²*d, w porównaniu do poniżej 8 mgP/m²*d na płytszym ze stanowisk. Najmniejsze ilości fosforu przechodziły do toni wodnej z osadów dennych w październiku, zwłaszcza na stanowisku II.

Średnie zasilanie z osadów w roku 2019 wyniosło 13,1 mgP/m²*d na stanowisku I oraz 4,4 mgP/m²*d na stanowisku II. Było ono nieco wyższe w porównaniu do dwóch wcześniejszych lat na stanowisku I, a o niemal połowę niższe na stanowisku II (Rys. 46).



RYS. 46. ZMIANY INTENSYWNOŚCI UWALNIANIA FOSFORU Z OSADÓW DENNYCH NA DWÓCH STANOWISKACH W JEZIORZE BUDZISZEWSKIM

W oparciu o wyniki badań doświadczalnych nad uwalnianiem fosforu z osadów dennych oraz powierzchnię dna, z którego to zasilanie wewnętrzne następowało, obliczono wielkość ładunków fosforu dopływających do toni wodnej w poszczególnych miesiącach oraz średnio w badanym okresie.

W przypadku Jeziora Budziszewskiego badania zasilania wewnętrznego przeprowadzono dla dwóch głęboczków. Pierwszy z nich położony w najgłębszym miejscu jeziora, w kontakcie z odtlenionym w lecie hypolimnionem, natomiast drugi, położony w południowej części jeziora, w niewielkim głęboczku, okresowo się odtleniającym. Przyjęto głębokość 5 m jako średnią granicę zasięgu epilimnionu i mieszania się wody w lecie. Dla powierzchni dna leżącej w zasięgu epilimnionu uznano za charakterystyczne dane dotyczące zasilania toni wodnej w fosfor z osadów dennych ze stanowiska II. Jest to powierzchnia wynosząca 74,3 ha. Powierzchnia dna w jeziorze położona na głębokości większej niż 5 m sięga 88,7 ha. Dla tej części jeziora za reprezentatywne uznano dane ze stanowiska I.

Z przeliczenia danych jednostkowych dotyczących zasilania wewnętrznego jeziora w fosfor na powierzchnię dna leżącą w obrębie epilimnionu wynika, że w poszczególnych sezonach 2019 roku wydzielano się z niego od poniżej 0,3 do ponad 5 kgP/d. Średnie wydzielanie wynosiło 3,3 kgP/d, co w skali roku stanowi ok. 1,2 tony fosforu (Tab. 16). W głębszej, odtleniającej się części dna Jeziora Budziszewskiego wydzielanie to wahało się od 6,7 do 14,4 kgP/d, średnio wynosząc 11,6 kgP/d. W skali roku były to więc 4,2 tony fosforu. Łączny ładunek pochodzący z zasilania jeziora z

osadów dennych wynosił więc około 5,4 ton P/rok. W porównaniu do lat 2017-2018 uzyskane wyniki były niemal połowę niższe dla płytszej strefy jeziora, a nieco wyższe dla głębszej. Uwagę zwraca również inny rozkład wydzielania fosforu z dna w poszczególnych miesiącach. W 2019 roku znacznie wyższe wydzielanie było w kwietniu i sierpniu, wskazując na znaczenie wczesnej i cieplej wiosny oraz upalnego lata na zasilanie toni wodnej w fosfor z osadów dennych.

TABELA 16. OBCIĄŻENIE WEWNĘTRZNE Z DWÓCH STREF GŁĘBOKOŚCIOWYCH OSADÓW DENNYCH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W BADANYM OKRESIE [w kgP/d]

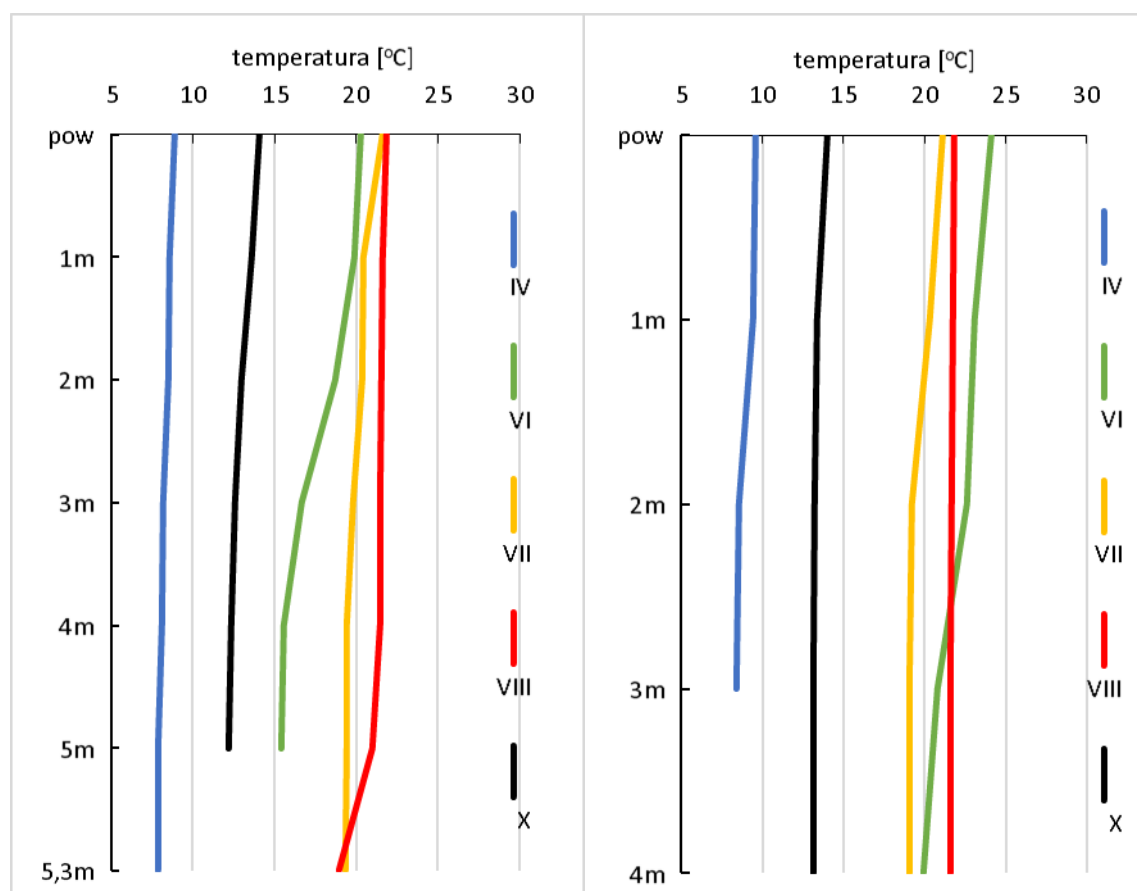
rok	miesiąc	< 5 m głębokości	>5 m głębokości
2017	IV	3,86	14,87
	VI	11,87	12,84
	VIII	3,28	7,18
	X	2,85	7,56
	średnia	5,46	10,62
2018	IV	0,91	6,30
	VI	16,37	14,29
	VIII	3,79	7,23
	X	4,09	13,55
	średnia	6,29	10,34
2019	IV	4,43	15,39
	VI	2,96	10,83
	VIII	5,52	13,54
	X	0,29	6,74
	średnia	3,30	11,63

4.2 Jezioro Rogozińskie

4.2.1 Podstawowe właściwości fizyczno-chemiczne wód

Temperatura wód jeziora Rogoźno na stanowisku I wahała się od około 8-9°C w kwietniu do maksymalnie blisko 22°C w sierpniu. Najniższe wartości obserwowano wiosną i jesienią – poniżej 15°C, a różnice w przekroju pionowym nie przekraczały wówczas 2°C (Rys. 47). W czerwcu uległy one zwiększeniu, gdy wody powierzchniowe wykazywały się temperaturą około 20°C, a naddenne około 15°C. W lipcu i sierpniu temperatura wód wzrosła w całej kolumnie wody do maksymalnie 21,9°C na powierzchni i 18,9°C nad dnem.

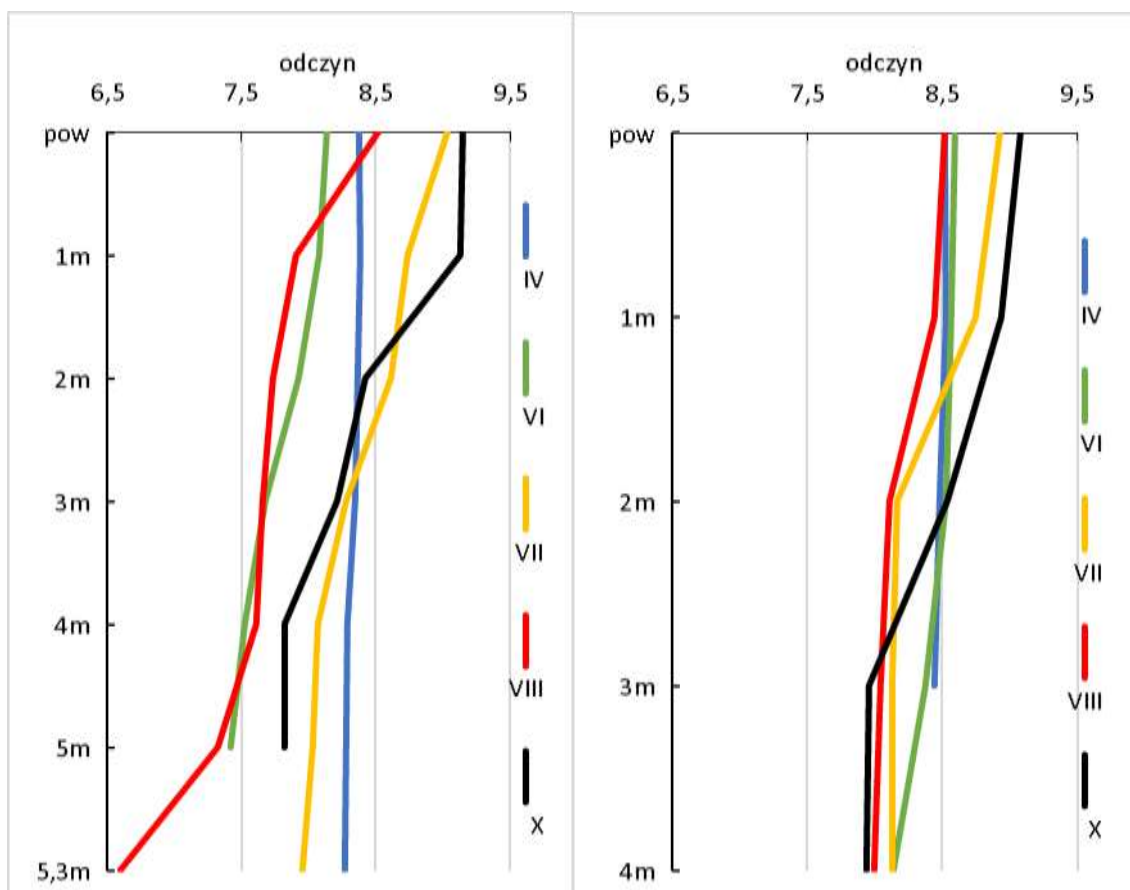
Na stanowisku II zmienność termiki wód kształtowała się podobnie jak na stanowisku I, z niższymi temperaturami wiosną i jesienią (poniżej 15°C), a wyższymi późną wiosną i latem. Wartość maksymalną, sięgającą 24,1°C stwierdzono na tym stanowisku w czerwcu. W przypadku wód naddennych temperatura w 3 najcieplejszych miesiącach roku wynosiła od 19,1 do **21,6°C** (Rys. 47).



RYS. 47. ZMIANY TEMPERATURY WÓD JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I (PO LEWEJ) I STANOWISKU II (PO PRAWIEJ)

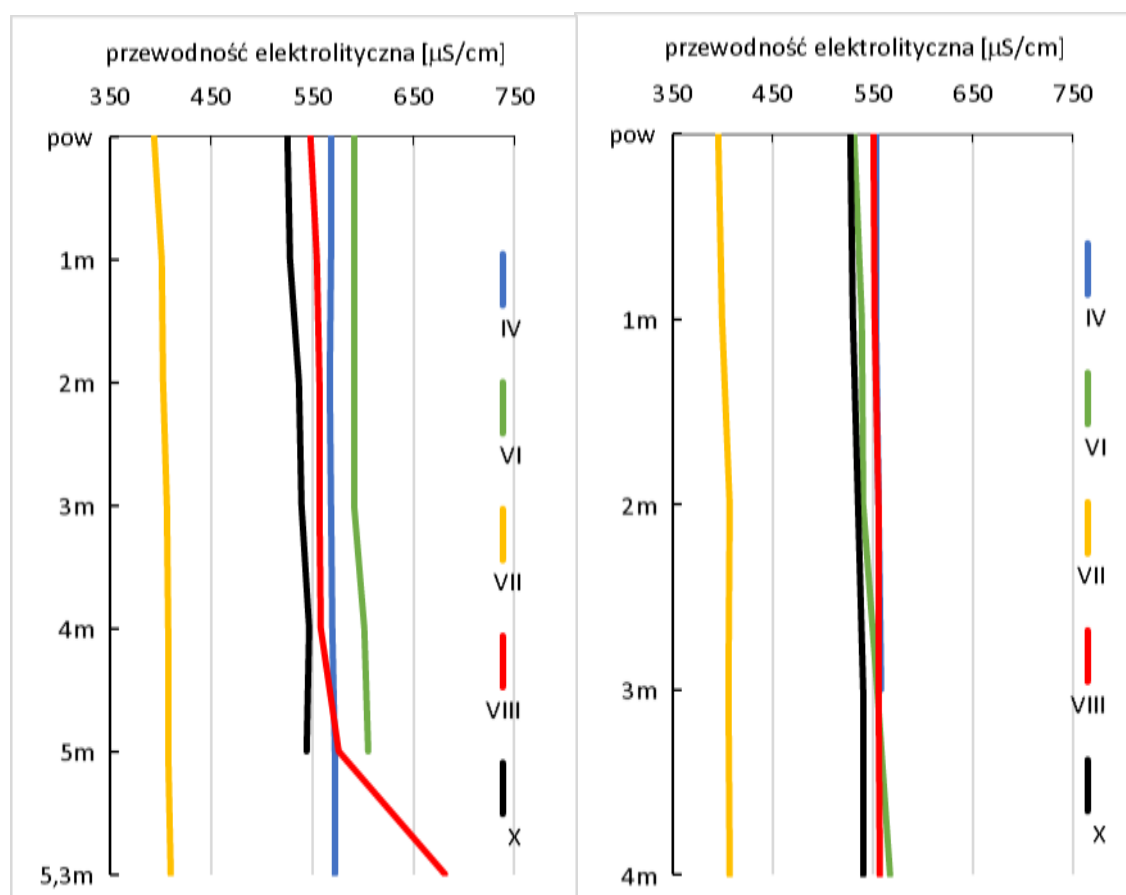
Odczyn wód zmieniał się na stanowisku I w zakresie od 6,6 do 9,15. Jedynie w kwietniu jego wartości były zbliżone w przekroju pionowym, wynosząc około 8,4. W czerwcu odczyn wód zmniejszył się w wodach powierzchniowych do około 8,1, a nad dnem do 7,4 (Rys. 48). W lipcu odnotowano jego wyraźne zwiększenie do poziomu około 9,0 na powierzchni i około 8,0 nad dnem, zaś w sierpniu ponowne obniżenie do odczynu notowanego w czerwcu. Jedynie w strefie powierzchniowej utrzymało się wysokie pH (8,52). W październiku odczyn po raz kolejny się zwiększył, osiągając wartości maksymalne – ponad 9,1 w wodach powierzchniowych.

Stanowisko II cechowało się mniejszą zmiennością odczynu w czasie. W kwietniu był on wyrównany w kolumnie wody na poziomie około 8,5, zaś w czerwcu nieco zwiększył się zakres notowanych wartości pH (8,6 na powierzchni i 8,1 nad dnem). W lipcu wyraźnie zwiększył się odczyn wód powierzchniowych, podobnie jak w październiku (maksimum 9,1), zaś w sierpniu odnotowano jego obniżenie do 8,5 na powierzchni i 8,0 nad dnem (Rys. 48).



RYS. 48. ZMIANY ODCZYNU WÓD JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I (PO LEWEJ) I STANOWISKU II (PO PRAWEJ)

Przewodność elektrolityczna wahała się na obu badanych stanowiskach w zakresie od 394 do 682 $\mu\text{S}/\text{cm}$. W zdecydowanej większości przypadków nie stwierdzono wyraźnych różnic w przekroju pionowym, jedynie w sierpniu na stanowisku I nad dnem odnotowano wzrost przewodności. Niższe wartości, nie przekraczające 420 $\mu\text{S}/\text{cm}$ odnotowano w lipcu, zaś w pozostałych miesiącach przekraczały one 510 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Rys. 49). Na stanowisku I najwyższą przewodność na poziomie 590-610 $\mu\text{S}/\text{cm}$ stwierdzono w czerwcu, zaś na stanowisku II wartości z zakresu 550-570 $\mu\text{S}/\text{cm}$ obserwowano w kwietniu, czerwcu i sierpniu.

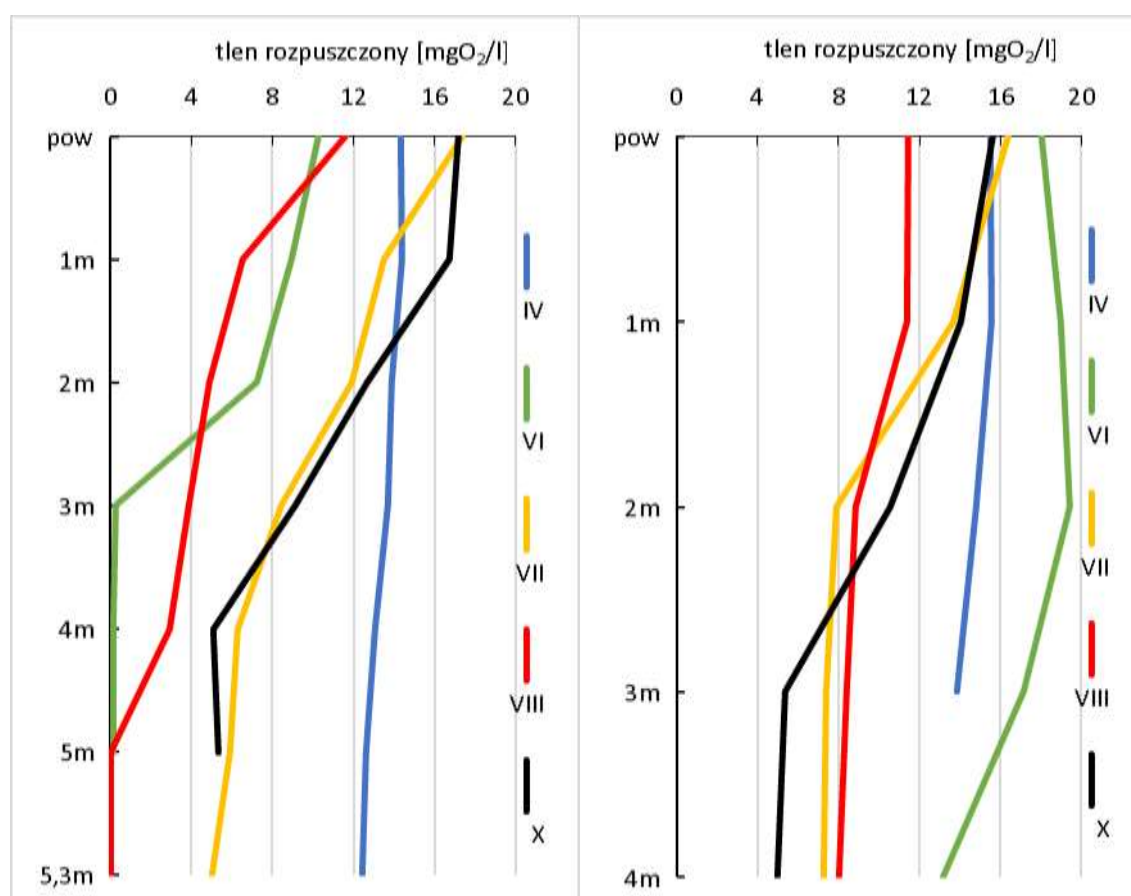


RYS. 49. ZMIANY PRZEWODNOŚCI WÓD JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I (PO LEWEJ) I STANOWISKU II (PO PRAWEJ)

Stężenia tlenu na stanowisku I wahały się w zakresie od zera do 17,4 mgO_2/l . Jedynie w kwietniu notowano koncentracje wyrównane w przekroju pionowym na poziomie około 12-14 mgO_2/l , zaś w pozostałych miesiącach ilość tlenu zmniejszała się wraz ze wzrostem głębokości (Rys. 50). W czerwcu niedobory tlenu stwierdzono już na głębokości 3 m, przy około 10 mgO_2/l na powierzchni. W lipcu warunki tlenowe poprawiły się w całej kolumnie wody: od 5 mgO_2/l nad dnem do ponad 17 mgO_2/l na powierzchni. Podobne koncentracje odnotowano w październiku, w sierpniu natomiast

zawartość tlenu zmniejszyła się do 11,6 mgO₂/l w strefie powierzchniowej i niedoborów tlenu od głębokości 5 m.

Na stanowisku II dobre warunki tlenowe panowały w całym okresie badawczym. Koncentracja tlenu wynosiła 13,8-15,5 mgO₂/l w kwietniu, zwiększając się w czerwcu do maksymalnie 19,0 mgO₂/l (Rys. 50). W lipcu i sierpniu zmniejszyły się stężenia w głębszych warstwach wody do około 7-8 mgO₂/l, utrzymując się na powierzchni na poziomie 11-16 mgO₂/l. Podobna zawartość tlenu w strefie powierzchniowej została zaobserwowana w październiku, lecz nad dnem jego ilość uległa zmniejszeniu do około 5 mgO₂/l.



RYS. 50. ZMIANY STĘŻENIA TLENU ROZPUSZCZONEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I (PO LEWEJ) I STANOWISKU II (PO PRAWEJ)

Nasylenie wód tlenem na stanowisku I, podobnie jak stężenie tlenu, było dość wyrównane w przekroju pionowym jedynie w kwietniu. W pozostałych miesiącach wody powierzchniowe cechowały się nasyceniem wyższym od 100%, maksymalnie blisko 200% w lipcu (Tab. 17). W strefie naddennej w czerwcu i sierpniu saturacja tlenem nie przekraczała 10%, a w lipcu i październiku wynosiła około 50%.

Na stanowisku II nasycenie tlenem wahało się od 48% do 226%. Najbardziej wyrównane w kolumnie wody wartości stwierdzo w kwietniu i sierpniu (91-136%), a w pozostałych miesiącach saturacja tlenem nad dnem była o około 70-100% niższa niż na powierzchni (Tab. 17).

TABELA 17. NASYCENIE TLENEM WÓD JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA OBU STANOWISKACH

stanowisko	głębokość	IV	VI	VII	VIII	X
I	pow.	124	114	198	133	166
	1m	124	99	152	75	162
	2m	119	78	132	57	123
	3m	117	3	93	46	86
	4m	111	2	69	34	48
	5m	108	2	65	0	50
	5,5m	105	nb	55	0	nb
II	pow.	136	213	185	130	153
	1m	136	222	153	127	135
	2m	127	226	86	102	101
	3m	118	193	80	96	52
	4m	nb	146	78	91	48

W 2018 r. stwierdzano znacznie wyższe wartości maksymalne temperatury wód, co wpłynęło na ukształtowanie się nieco wyższych wartości średnich. Mimo bardzo ciepłej wiosny i upalnego lata w roku 2019 temperatury wód powierzchniowych nie były aż tak wysokie jak rok wcześniej, podobnie jak wartości średnie (Tab. 18). Prawdopodobnie badania prowadzone były w trakcie nieco chłodniejsze dni, w stosunku do przeciętnych.

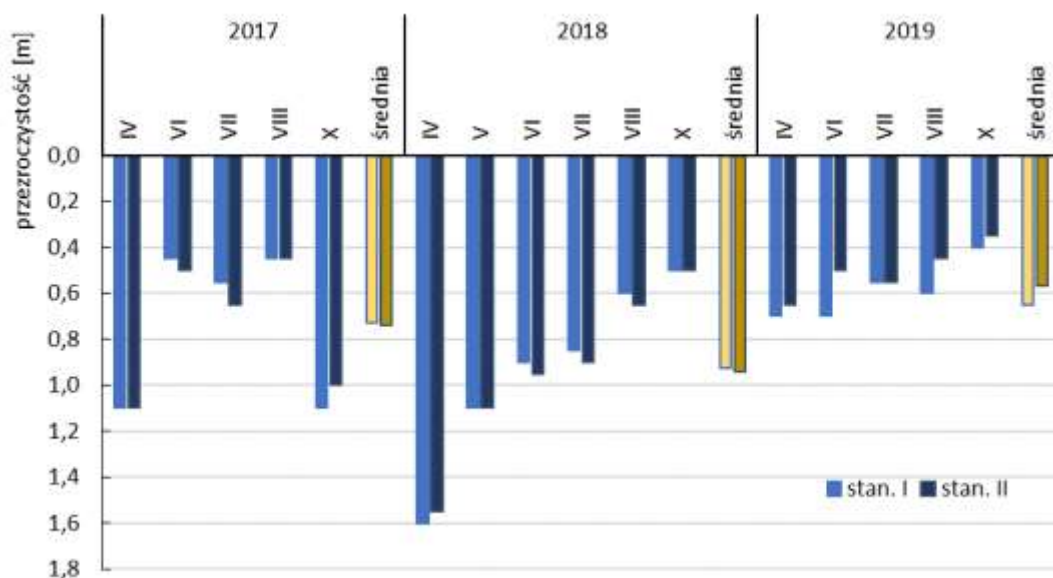
TABELA 18. PORÓWNANIE ZAKRESU ZMIENNOŚCI I WARTOŚCI ŚREDNICH PODSTAWOWYCH WŁAŚCIWOŚCI WÓD JEZIORA W LATACH 2017-2019

wskaźnik	rok	stanowisko I		stanowisko II	
		zakres	średnia	zakres	średnia
temperatura [°C]	2017	8,7-22,8	17,0	9,0-21,9	17,0
	2018	8,0-25,0	17,6	8,8-24,6	18,3
	2019	7,9-21,9	16,1	8,4-24,1	17,5
odczyn	2017	7,27-8,07	7,60	7,31-7,91	7,58
	2018	7,37-8,58	8,04	7,55-8,67	8,19
	2019	6,60-9,15	8,11	7,94-9,08	8,41
przewodność elektr. [µS/cm]	2017	604-793	689	621-792	684
	2018	579-484	682	568-838	678
	2019	394-682	535	396-568	517
tlen rozp.[mgO ₂ /l]	2017	0,3-16,6	8,0	1,7-16,4	7,6
	2018	0,3-13,9	7,5	0,5-14,8	8,1
	2019	0,0-17,4	8,7	5,0-19,5	12,4

W bieżącym roku ponownie zwiększeniu uległy maksymalne wartości odczynu o ponad 1,0 jednostkę pH w stosunku do roku 2017. Wzrosły zatem również wartości średnie.

Zawartość jonów rozpuszczonych w wodzie wyrażona jako przewodnictwo elektrolityczne była zbliżona w latach 2017-2018, natomiast niższa w roku 2019, zarówno pod względem wartości minimalnych, jak i maksymalnych. Średnia przewodność uległa zmniejszeniu o około 150 $\mu\text{S}/\text{cm}$. W zakresie stężeń tlenu stwierdzono występowanie wyższych wartości maksymalnych w roku 2019 (silniejsze przetlenienie wód w strefie powierzchniowej), co przełożyło się na wzrost wartości średnich.

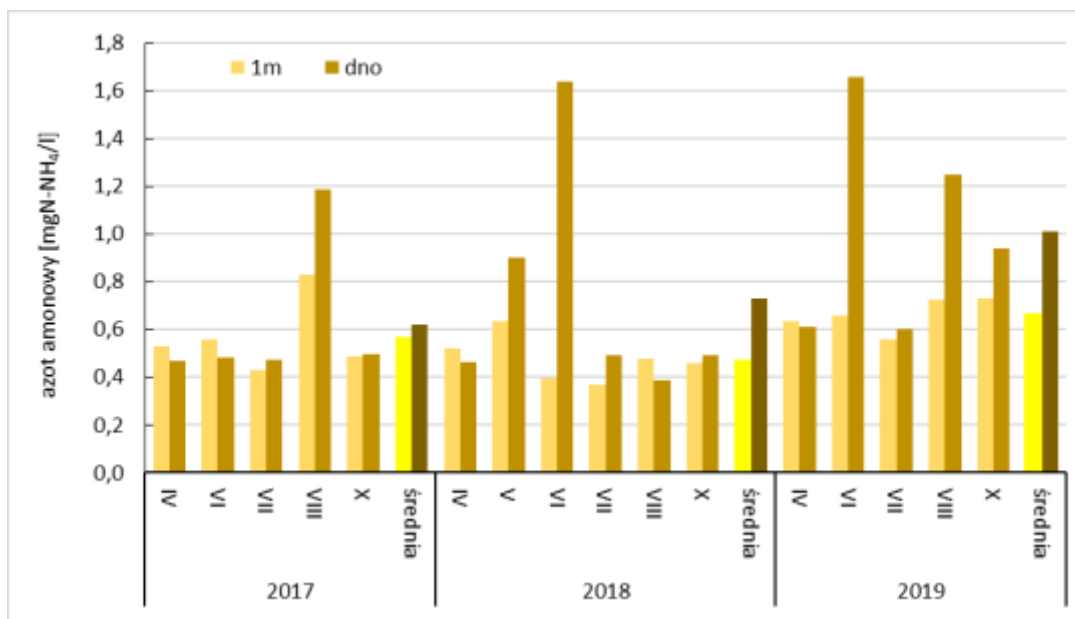
Przezroczystość wód jeziora Rogoźno ulegała stopniowemu zmniejszaniu od około 0,7 m w kwietniu do minimalnie 0,4 m w październiku (Rys. 51). Nieco wyższe wartości notowano z reguły na stanowisku I, lecz wartości średnie były zbliżone: na poziomie 0,7 m na stanowisku I i 0,6 m na stanowisku II. W stosunku do roku poprzedniego widzialność krążka Scechiego była o około 30 cm mniejsza.



RYS. 51. ZMIANY PRZEZROCZYSTOŚCI WÓD JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA DWÓCH BADANYCH STANOWISKACH

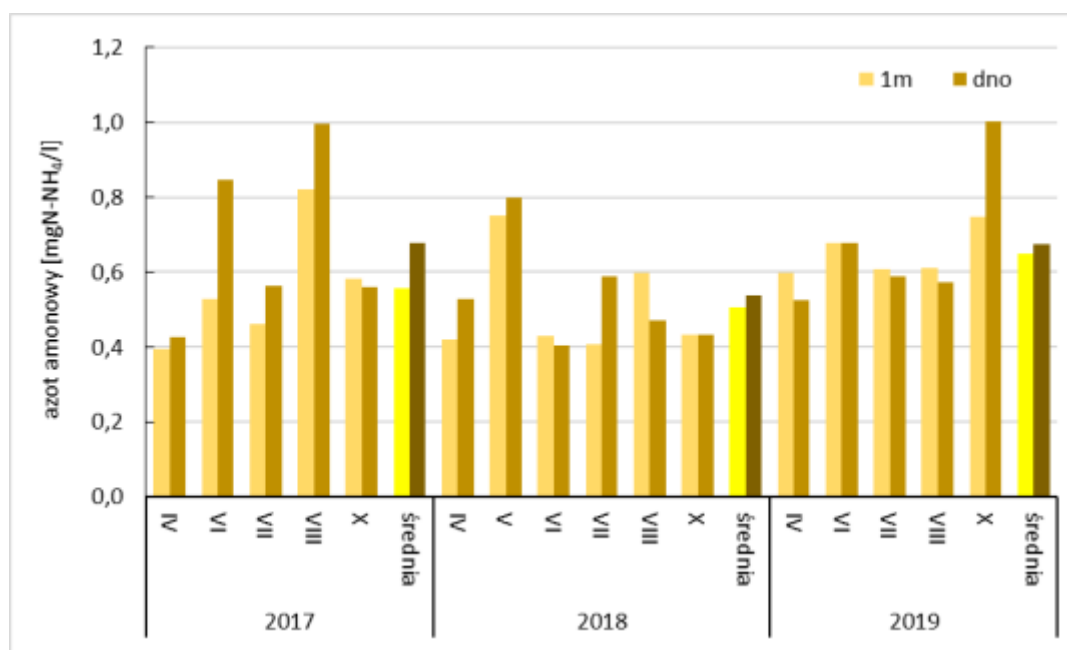
4.2.2 Koncentracje związków biogenych

Stężenia azotu amonowego zmieniały się na stanowisku I w zakresie od 0,56 $\text{mgN-NH}_4/\text{l}$ w lipcu na głębokości 1 m do 1,66 $\text{mgN-NH}_4/\text{l}$ w czerwcu nad dnem (Rys. 52). Z reguły wyższą ilość azotu amonowego obserwowano nad dnem, zwłaszcza w czerwcu, sierpniu i październiku. Średnie stężenie na głębokości 1 m w roku 2019 wyniosło 0,66 $\text{mgN-NH}_4/\text{l}$, zwiększając się nad dnem do 1,01 $\text{mgN-NH}_4/\text{l}$. W obu tych warstwach wody były one wyższe niż w dwóch wcześniejszych latach (Tab. 19), co świadczy o intensywniejszym mineralizowaniu materii organicznej w osadach dennych.



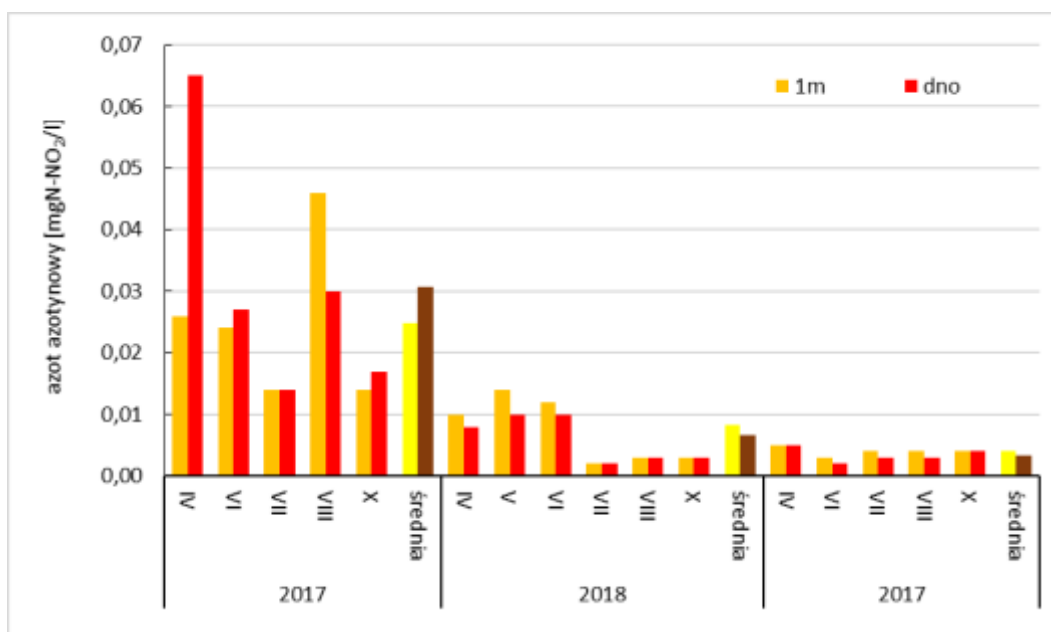
RYS. 52. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AMONOWEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I

Na stanowisku II koncentracje azotu amonowego zmieniały się w przedziale od 0,53 mgN-NH₄/l do 1,00 mgN-NH₄/l. Od kwietnia do sierpnia nie przekraczały na obu stanowiskach 0,7 mgN-NH₄/l, zwiększając się wyraźnie w październiku. Średnie stężenia w dwóch badanych warstwach wody były zbliżone, wynosząc 0,65 mgN-NH₄/l na głębokości 1 m i 0,67 mgN-NH₄/l nad dnem. Były one wyższe niż w roku 2018 i zbliżone do notowanych w roku 2017 (Rys. 53, Tab. 19).

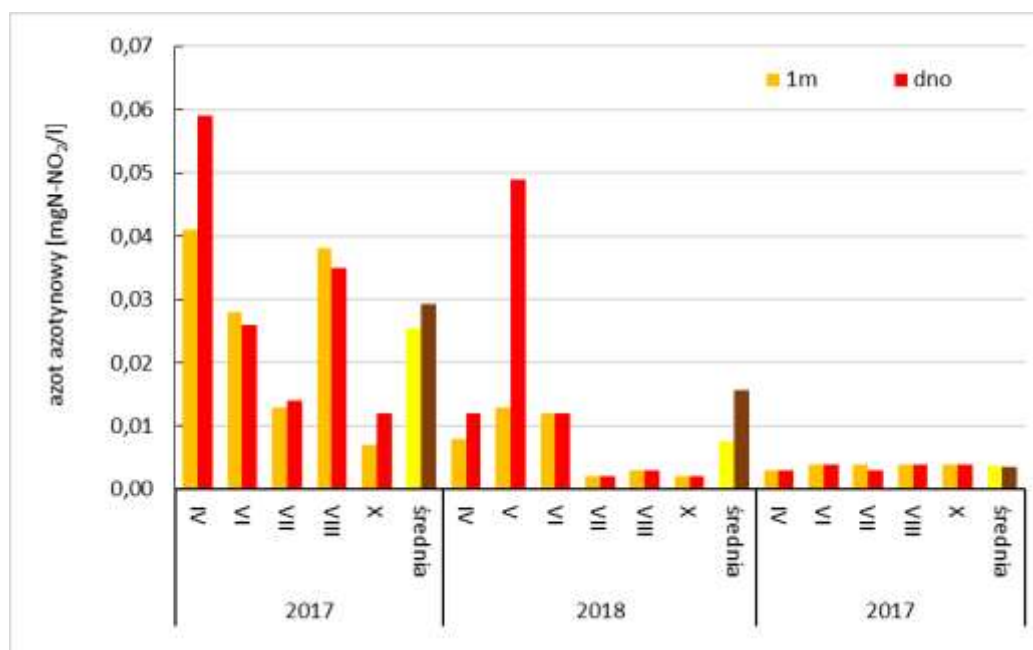


RYS. 53. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AMONOWEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

Zawartość azotynów w wodach jeziora Rogoźno była w roku 2019 niższa niż w latach 2017-2018. Na stanowisku I wahała się od 0,002 do 0,005 mgN-NO₂/l, a średnie stężenie wyniosło 0,004 mgN-NO₂/l na głębokości 1 m oraz 0,003 mgN-NO₂/l nad dnem. Na stanowisku II koncentracje azotu azotynowego zmieniały się w zakresie od 0,003 do 0,004 mgN-NO₂/l, ze średnią 0,004 mgN-NO₂/l w obu warstwach wody (Rys. 54 i 55, Tab. 19).

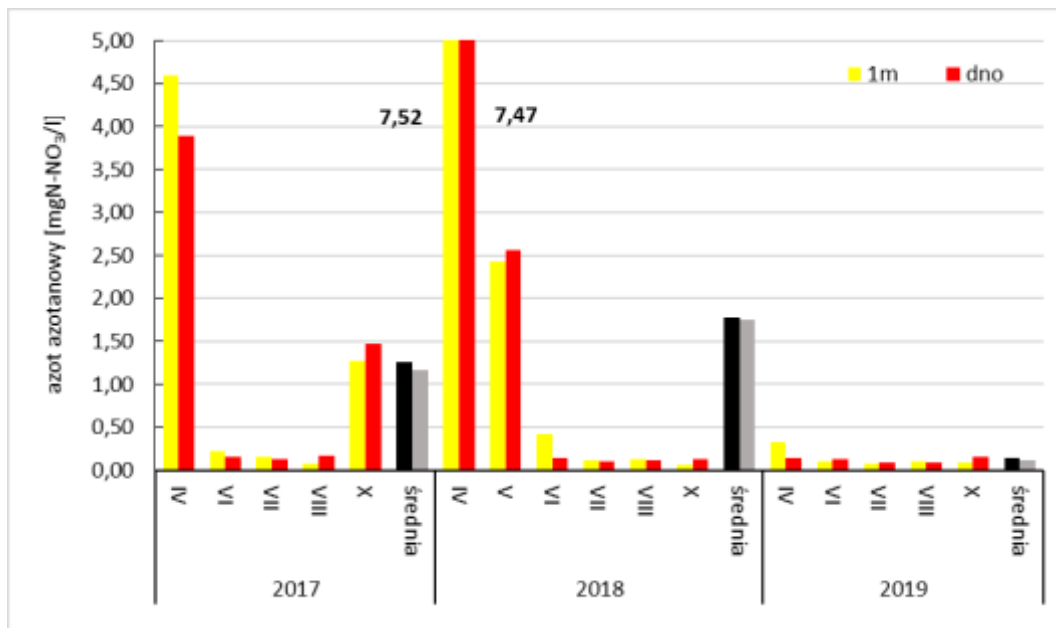


RYS. 54. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTYNOWEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I

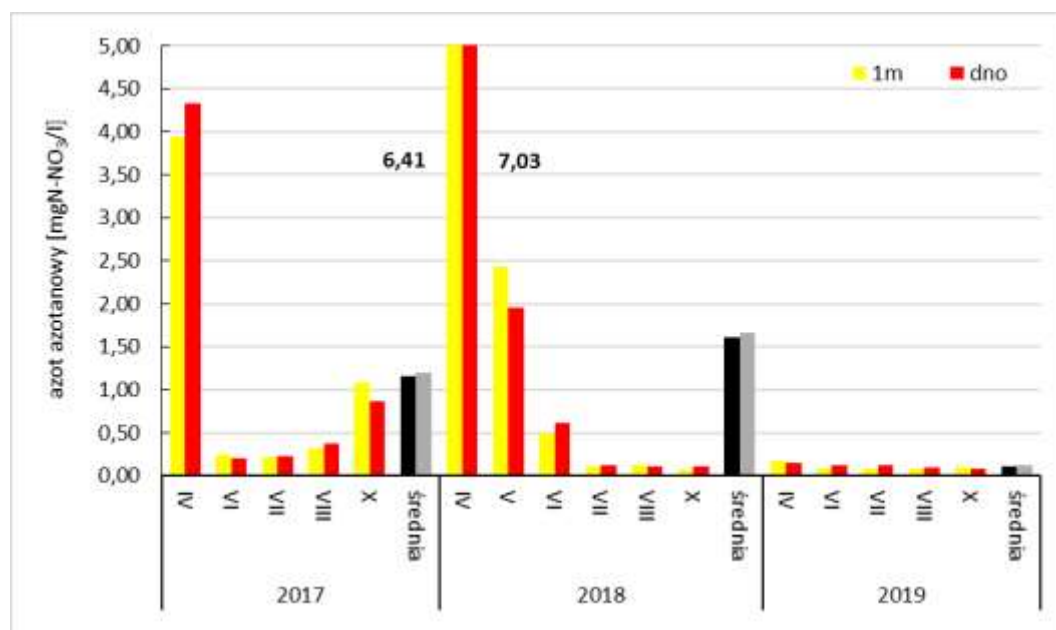


RYS. 55. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTYNOWEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

Stężenia azotanów przez cały sezon badawczy utrzymywały się na niskim poziomie, nie przekraczając na obu stanowiskach 0,35 mgN-NO₃/l (Rys. 56 i 57). Na stanowisku I średnie stężenie na głębokości 1 m sięgnęło 0,14 mgN-NO₃/l, zmniejszając się nad dnem do 0,12 mgN-NO₃/l. Na płytszym ze stanowisk nieco wyższą wartość średnia cechowała wody naddenne (0,12 mgN-NO₃/l) w porównaniu do głębokości 1 m (0,11 mgN-NO₃/l).



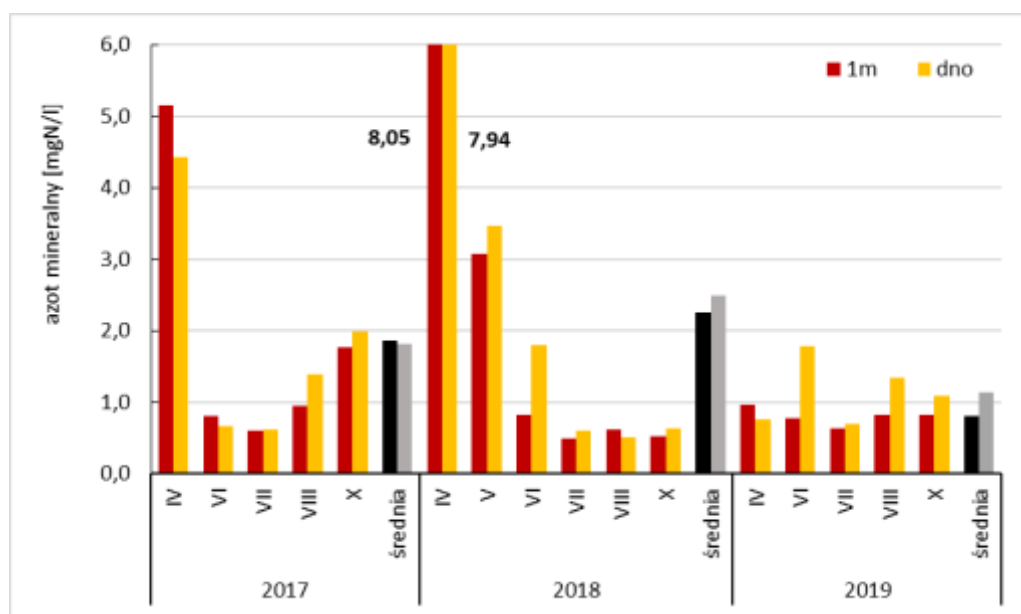
RYS. 56. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTANOWEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I



RYS. 57. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTANOWEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

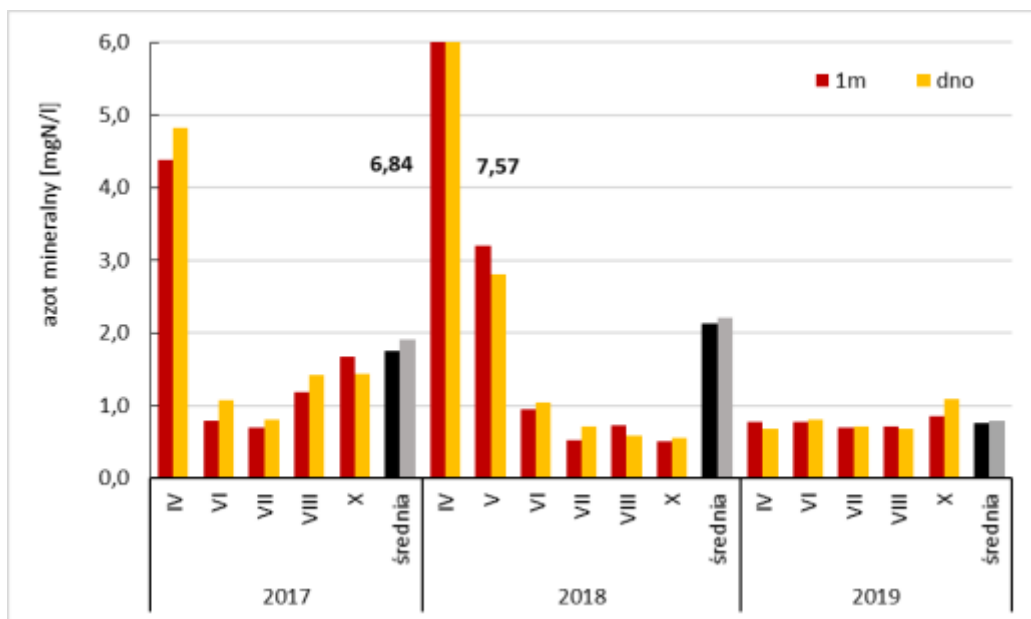
Były one znacznie niższe niż w latach wcześniejszych, gdy wyraźnie wyższe stężenia azotanów odnotowano w okresie wiosennym, co przełożyło się na ukształtowanie wartości średnich na poziomie powyżej 1 mgN-NO₃/l (Tab. 19). Brak śniegu w zimie i niskie opady wiosną nie sprzyjały zasilaniu jeziora w 2019 r. w azotany z obszaru zlewni.

Zawartość *azotu mineralnego* na stanowisku I w kwietniu i lipcu nie przekraczała 1,0 mgN/l, zwiększając się w pozostałych miesiącach do maksymalnie 1,78 mgN/l. Wyższe stężenia cechowały w reguły wody naddenne (Rys. 58), gdzie średnia koncentracja sięgnęła 1,13 mgN/l, w porównaniu do 0,80 mgN/l na głębokości 1 m. Były one o około połowę niższe niż wartości średnie obserwowane w dwóch wcześniejszych latach (Tab. 19).



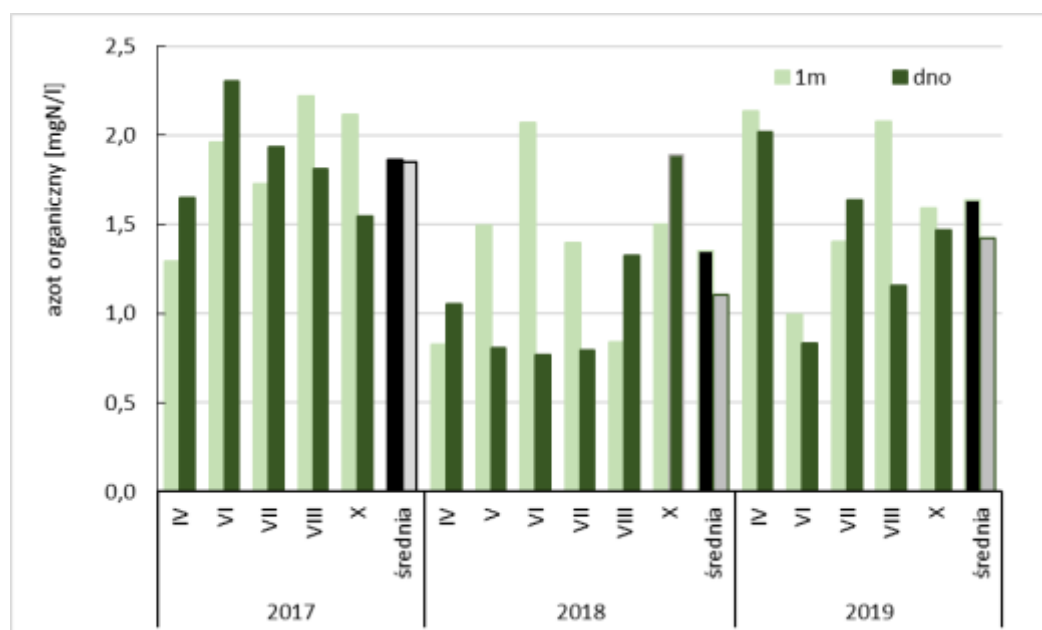
RYS. 58. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU MINERALNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I

Na stanowisku II zawartość azotu mineralnego była dość wyrównana w okresie od kwietnia do sierpnia (0,68-0,81 mgN/l), zwiększając się w październiku do maksymalnie 1,09 mgN/l (Rys. 59). Z reguły nie stwierdzano znacznych różnic pomiędzy dwiema badanymi warstwami wody, co wpłynęło także na wartości średnie, wynoszące 0,76 mgN/l na głębokości 1 m i 0,80 mgN/l nad dnem. Podobnie jak na stanowisku I, były one o około połowę niższe niż w latach 2017-2018 (Tab. 19), w związku z małym zasilaniem wiosną z obszaru zlewni.



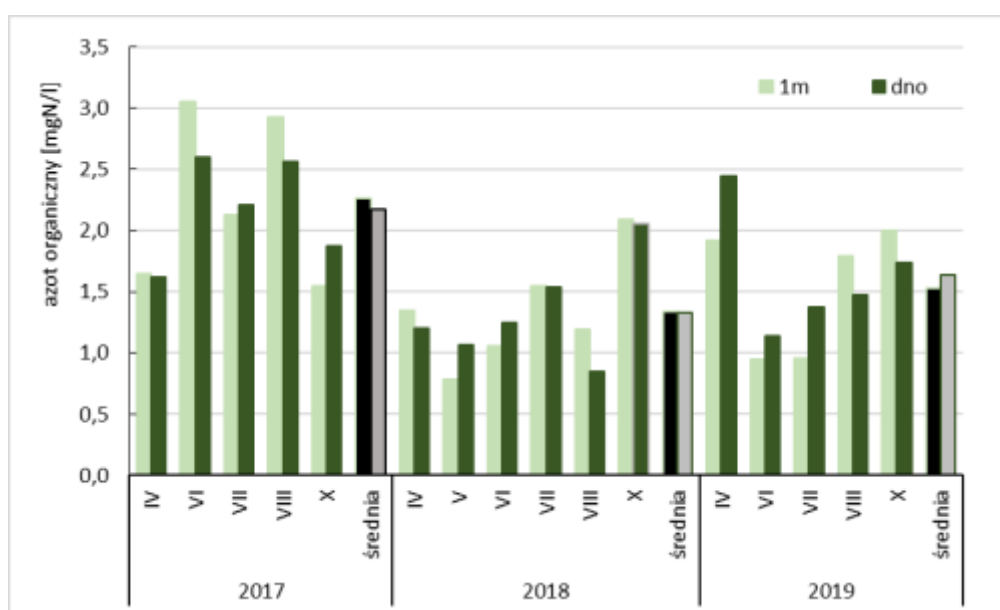
RYS. 59. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU MINERALNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

Koncentracje *azotu organicznego* na stanowisku I zmieniały się w dość szerokich granicach od 0,83 mgN/l w czerwcu do 2,14 mgN/l w kwietniu. Wyraźnie podwyższoną zawartość organicznych związków azotu odnotowano także w sierpniu na głębokości 1 m (2,08 mgN/l). Z reguły wyższe koncentracje cechowały wody płytszej z warstw, co przełożyło się także na wartości średnie. Na głębokości 1 m średnia zawartość azotu organicznego sięgnęła 1,64 mgN/l, a nad dnem 1,42 mgN/l. Były one wyższe niż w roku 2018, lecz niższe niż stwierdzone w roku 2017 (Rys. 60, Tab. 19).



RYS. 60. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU ORGANICZNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I

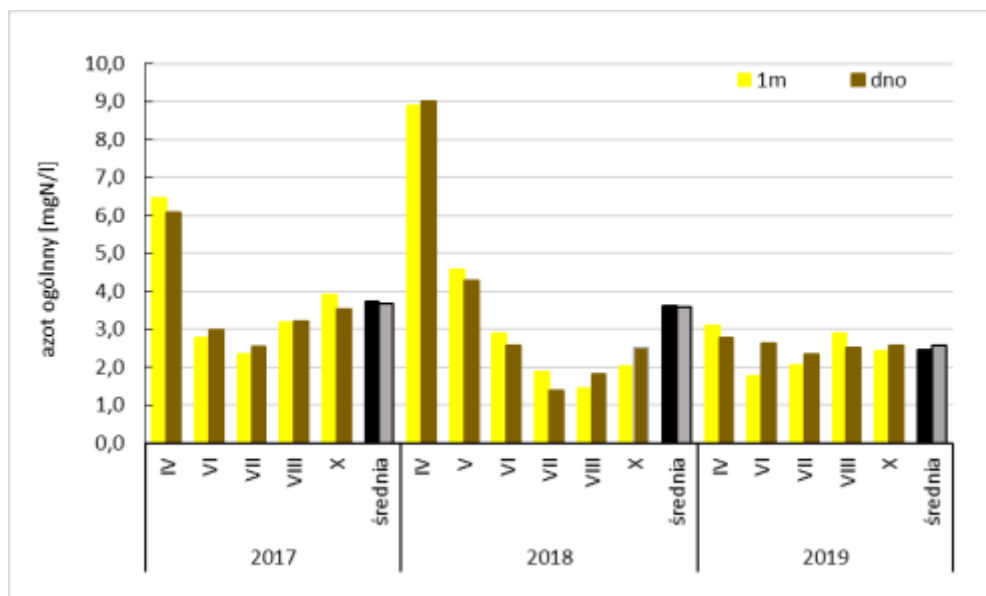
Na stanowisku II najwyższe koncentracje azotu organicznego także stwierdzono w kwietniu, gdyż przekraczały one 1,9 mgN/l w obu warstwach wody (Rys. 61). W czerwcu nastąpiło ich obniżenie do około 1 mgN/l, zaś w kolejnych miesiącach stężenia ponownie wzrastały, osiągając w październiku około 1,8 mgN/l. Średnia koncentracja na głębokości 1 m wyniosła około 1,5 mgN/l, a nad dnem – 1,6 mgN/l. Były one nieco wyższe niż w roku 2018, lecz niższe niż w roku 2017 (Tab. 19). Zawartość tej formy azotu w wodzie uzależniona jest w dużej mierze od biomasy fitoplanktonu, w której azot organiczny jest zawarty. Rozkład komórek glonów prowadzi też do wzrostu stężeń azotu organicznego w postaci związków rozpuszczonych w toni wodnej.



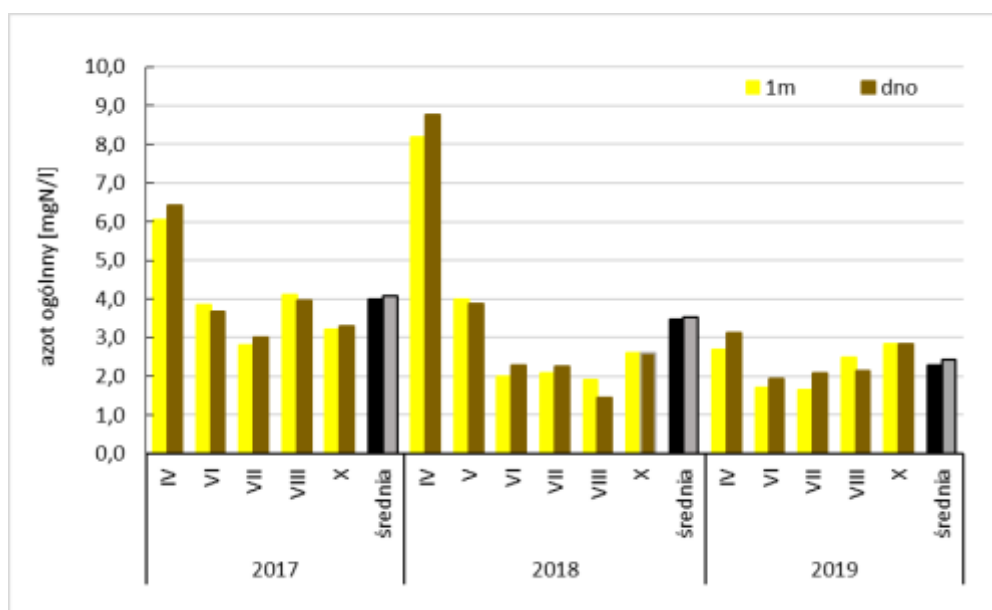
RYS. 61. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU ORGANICZNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

Zawartości *azotu ogólnego* nie przekraczały na stanowisku I 3,5 mgN/l. Nieco wyższe wartości przyjmowały w kwietniu i sierpniu, sięgając na głębokości 1m około 3 mgN/l. Średnie koncentracje wyniosły 2,44 mgN/l pod powierzchnią wody i 2,56 mgN/l nad dnem, będąc o około 1 mgN/l niższe niż w latach wcześniejszych (Rys. 62 i 63).

Na stanowisku II koncentracje azotu ogólnego wyższe wartości przyjmowały w kwietniu i październiku, przekraczając 2,6 mgN/l. Późną wiosną i latem notowano nieco niższe stężenia, osiągające maksymalnie 2,5 mgN/l. Średnie stężenie na głębokości 1 m sięgnęło 1,2 mgN/l, a nad dnem – 1,1 mgN/l. Były one niższe niż w dwóch wcześniejszych latach, szczególnie w odniesieniu do roku 2017 (Tab. 19), za co odpowiedzialne były głównie mniejsze stężenia azotanów.

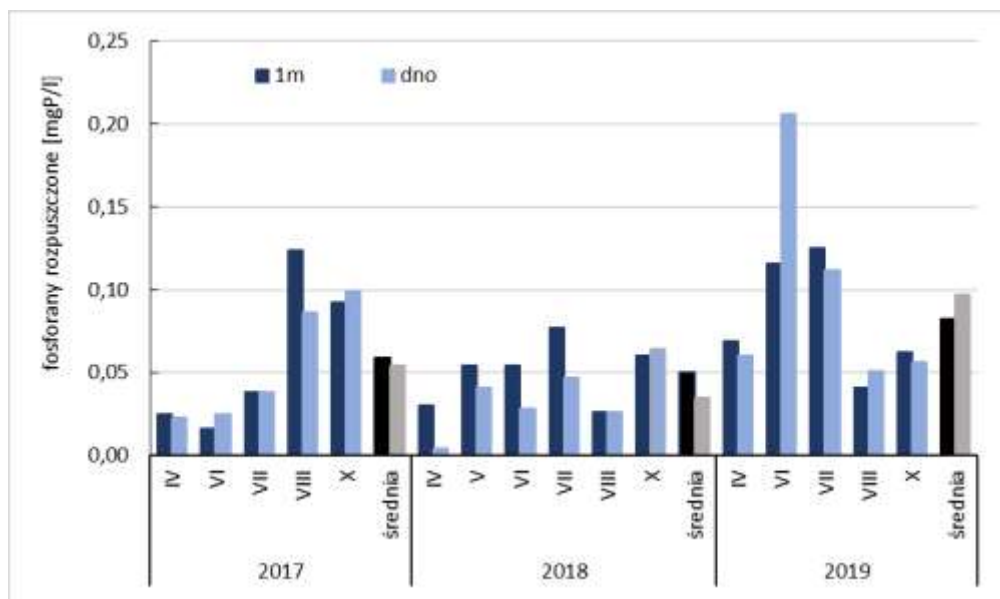


RYS. 62. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I



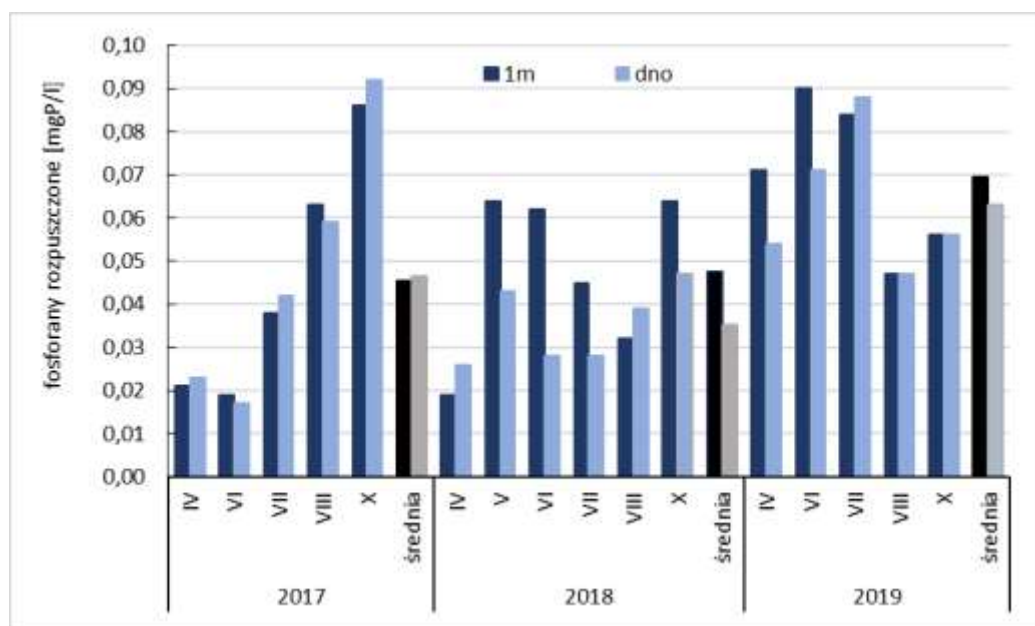
RYS. 63. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

Koncentracje *fosforanów rozpuszczonych* na stanowisku I zwiększyły się od kwietnia do czerwca, po czym uległy obniżeniu, szczególnie w sierpniu i październiku (Rys. 59). Maksymalne zawartości w badanych warstwach wody dnotowano w lipcu (0,13 mgP/l – głębokość 1m) oraz czerwcu (0,21 mgP/l – nad dnem). Średnia ilość ortofosforanów w wodach podpowierzchniowych wynosiła 0,08 mgP/l, a w wodach naddennych blisko 0,10 mgP/l (Tab. 19). Wartości te były wyraźnie wyższe niż w latach wcześniejszych (Rys. 64).



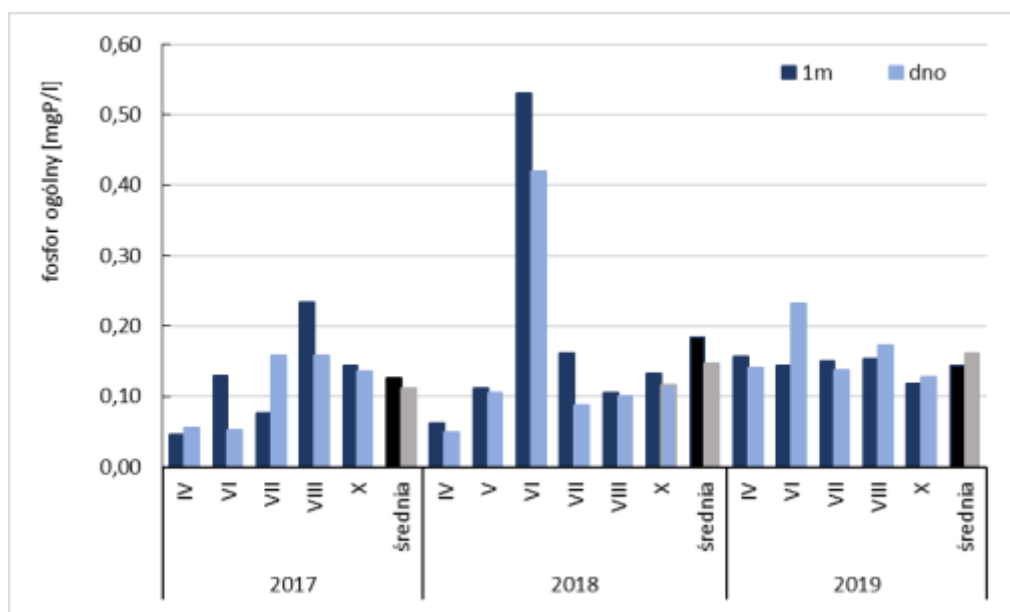
RYS. 64. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORANÓW ROZPUSZCZONYCH W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I

Na stanowisku II stężenia fosforanów rozpuszczonych wahały się od 0,05 mgP/l w sierpniu do 0,09 mgP/l w czerwcu. Wyższe koncentracje stwierdzano w pierwszej części okresu badawczego, a dodatkowo w kwietniu i czerwcu wyraźnie wyższe ilości ortofosforanów cechowały wody na głębokości 1 m w porównaniu se strefa naddenną (Rys. 65). W rezultacie średnia zawartość fosforanów na głębokości 1 m sięgnęła 0,07 mgP/l, zaś nad dnem – 0,06 mgP/l (Tab. 19). Podobnie jak na stanowisku I, stężenia fosforanów były w roku 2019 wyższe niż w ciągu dwóch wcześniejszych lat (Rys. 65).



RYS. 65. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORANÓW ROZPUSZCZONYCH W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

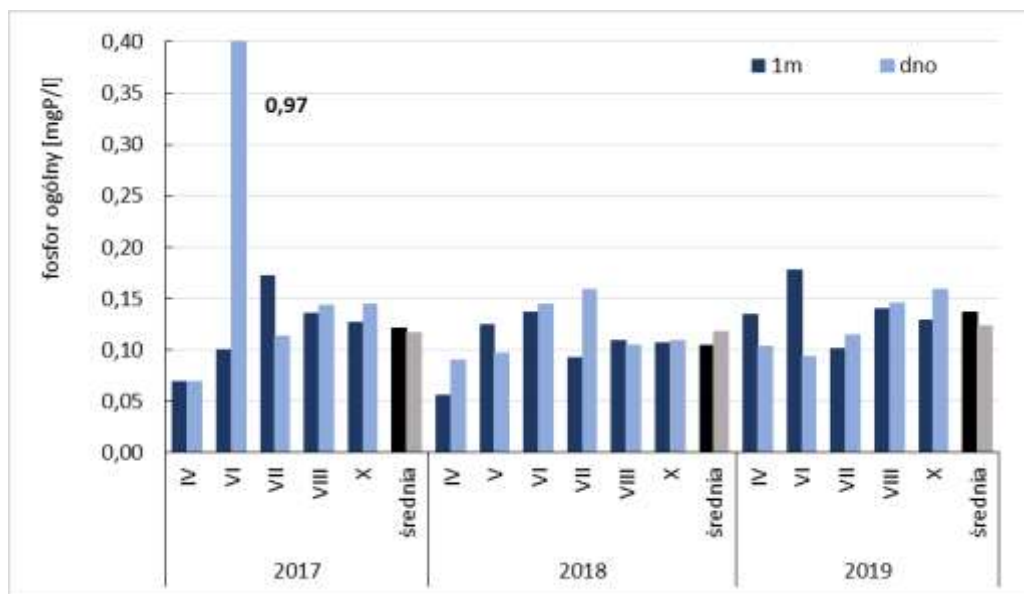
Stężenia *fosforu ogólnego* na stanowisku I przez cały okres badawczy przekraczały 0,1 mgP/l, wahając się od 0,12 do 0,23 mgP/l. Maksymalną koncentrację odnotowano w czerwcu nad dnem. Z reguły nieco wyższa zawartość fosforu cechowała tę warstwę wody, co przełożyło się na wartości średnie dla roku 2019, wynoszące 0,14 mgP/l na głębokości 1 m i 0,16 mgP/l nad dnem (Rys. 66). W porównaniu do lat wcześniejszych stężenia fosforu nie uległy znaczącej zmianie. W roku 2019 nie odnotowano tak wysokich ilości tego pierwiastka, jak w czerwcu 2018 roku, lecz utrzymywały się one na dość wysokim poziomie przez cały okres badawczy. Średnia koncentracja fosforu na głębokości 1 m była w roku 2019 zbliżona do roku wyjściowego, a nad dnem nieco wyższa niż w latach wcześniejszych (Tab. 19).



RYS. 66. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I

Na stanowisku II stężenia fosforu ogólnego zmieniały się w przedziale od 0,09 do 0,18 mgP/l. W kwietniu i czerwcu wyższe koncentracje cechowały wody na głębokości 1 m, zaś w pozostałej części okresu badawczego wody naddenne (Rys. 67). Średnia zawartość fosforu w warstwie podpowierzchniowej, wynosząca 0,14 mgP/l, była wyższą niż w latach 2017-2018 (Tab. 19), zaś w przypadku wód naddennych nie odnotowano zmian.

Wyższe stężenia fosforu w 2019 roku niż w latach poprzednich wskazują na silne oddziaływanie osadów dennych, co związane było z bardzo wczesną i ciepłą wiosną oraz upalnym latem (intensywny rozkład materii organicznej w osadach).



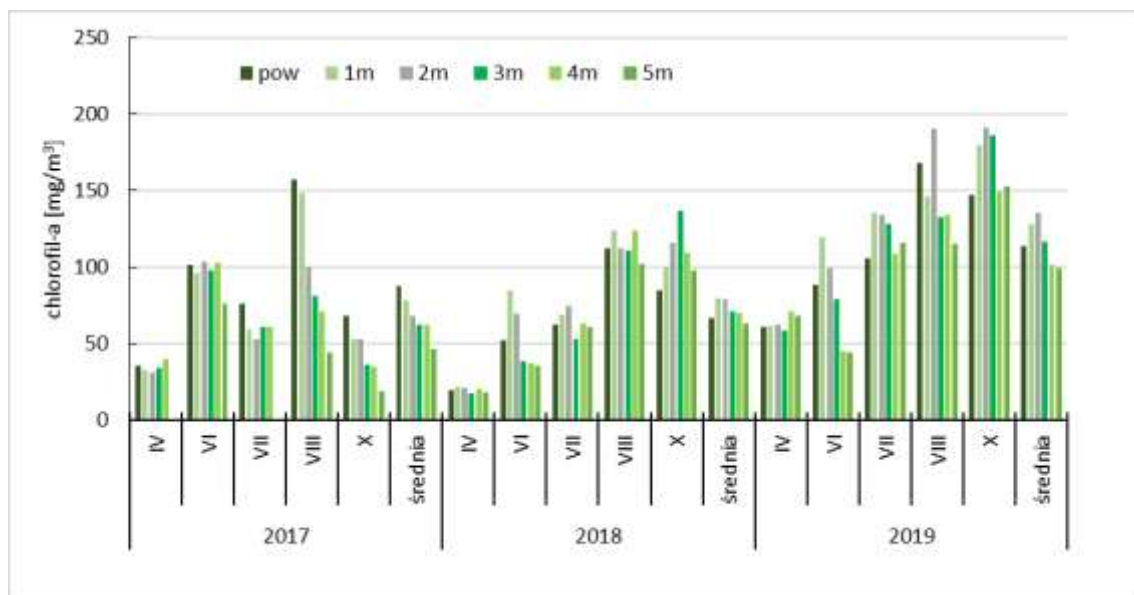
RYS. 67. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II (W 2017 R. ŚREDNIA NAD DNEM NIE UWZGLĘDNIŁA WYNIKU Z VI)

TABELA 19. PORÓWNANIE ŚREDNICH KONCENTRACJI ZWIĄZKÓW BIOGENNYCH W WODACH JEZIORA W LATACH 2017-2019 (WYTLUSZCZONO WARTOŚCI MAKSYMALNE)

wskaźnik	rok	stanowisko I		stanowisko II	
		1m	dno	1m	dno
azot amonowy [mgN-NH ₄ /l]	2017	0,57	0,62	0,56	0,68
	2018	0,48	0,73	0,51	0,54
	2019	0,66	1,01	0,65	0,67
azot azotynowy [mgN-NO ₂ /l]	2017	0,025	0,031	0,025	0,029
	2018	0,008	0,007	0,008	0,016
	2019	0,004	0,003	0,004	0,004
azot azotanowy [mgN-NO ₃ /l]	2017	1,26	1,16	1,16	1,20
	2018	1,78	1,75	1,61	1,66
	2019	0,14	0,12	0,11	0,12
azot mineralny [mgN/l]	2017	1,86	1,82	1,74	1,91
	2018	2,26	2,50	2,12	2,21
	2019	0,80	1,13	0,76	0,80
azot organiczny [mgN/l]	2017	1,86	1,85	2,26	2,17
	2018	1,35	1,11	1,34	1,33
	2019	2,14	2,02	1,92	2,44
azot ogólny [mgN/l]	2017	3,72	3,66	4,00	4,08
	2018	3,62	3,59	3,46	3,54
	2019	3,10	2,78	2,70	3,12
fosforany rozp. [mgP/l]	2017	0,06	0,05	0,05	0,05
	2018	0,05	0,04	0,05	0,04
	2019	0,08	0,10	0,07	0,06
fosfor ogólny [mgP/l]	2017	0,13	0,11	0,12	0,12
	2018	0,18	0,15	0,10	0,12
	2019	0,14	0,16	0,14	0,12

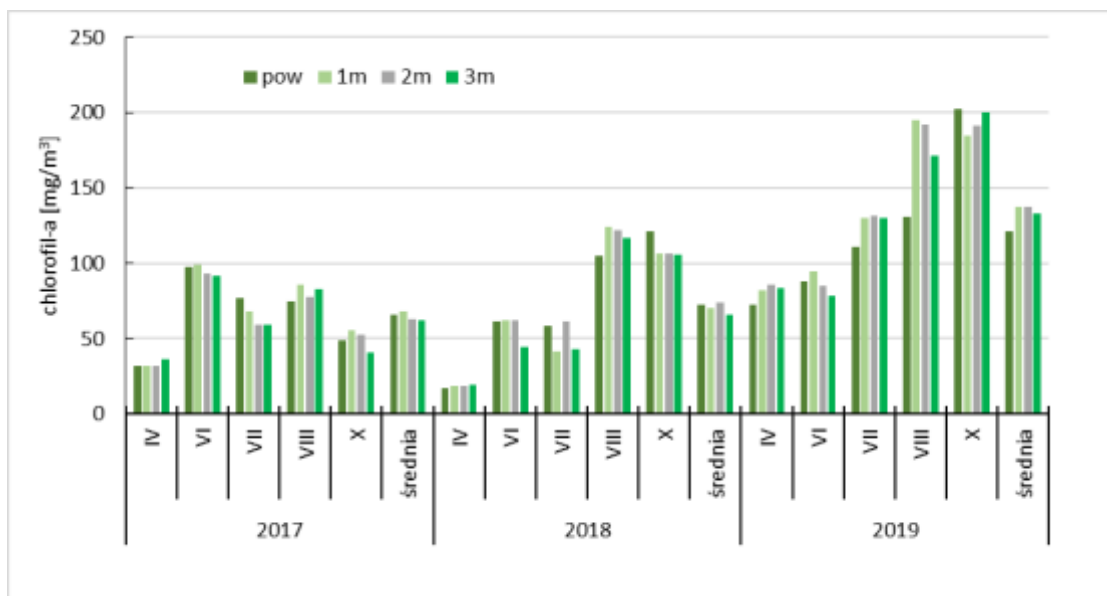
4.2.3 Zawartość chlorofilu-a i zawiesiny ogólnej

Koncentracje *chlorofilu-a* zwiększały się stopniowo w ciągu okresu badawczego od około 60 mg/m^3 w kwietniu do maksymalnie blisko 200 mg/m^3 w sierpniu i październiku. W tych dwóch miesiącach odnotowano maksymalną zawartość barwnika na poziomie około 190 mg/m^3 na głębokości 2 m (Rys. 68). Średnie ilości chlorofilu-a wahały się w zależności od warstwy wody od 99 mg/m^3 na głębokości 5 m do 135 mg/m^3 na głębokości 2 m, natomiast średnia dla stanowiska z całego okresu badań sięgnęła 116 mg/m^3 . Była ona niemal dwukrotnie wyższa niż w latach poprzednich (Tab. 20), co wynika zarówno z wystąpienia wyższych koncentracji maksymalnych, jak i wyższych ilości chlorofilu-a w wodach jeziora w kwietniu w porównaniu do lat wcześniejszych.



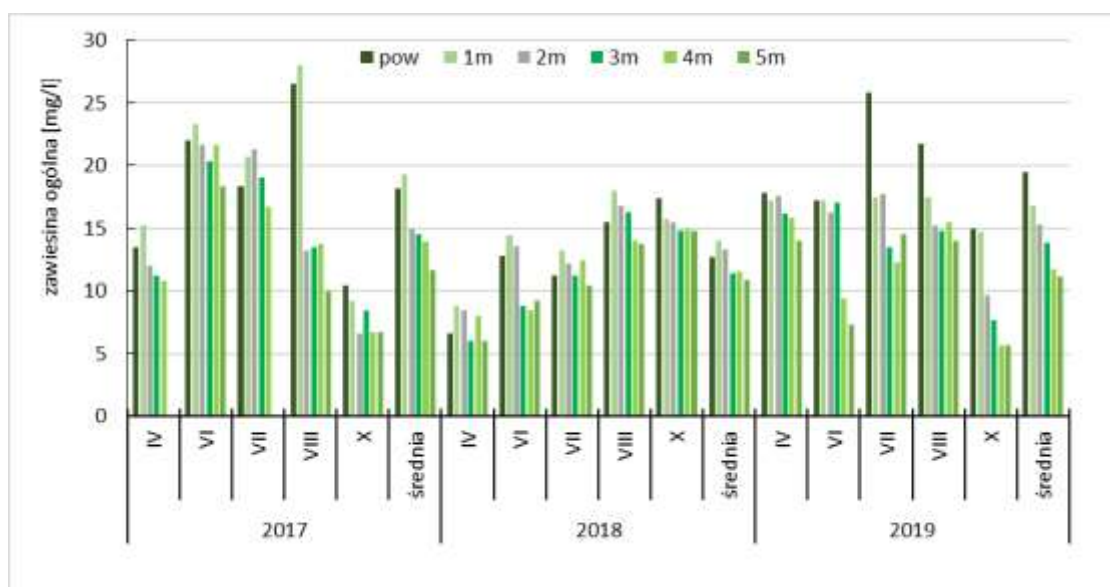
RYS. 68. ZMIANY KONCENTRACJI CHLOROFILU-A W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I

Na stanowisku II koncentracje barwnika także wzrastały w czasie od około 80 mg/m^3 w kwietniu i czerwcu, przez około 125 mg/m^3 w lipcu, do około 200 mg/m^3 w sierpniu i październiku. W rezultacie średnia ilość barwnika w zależności od głębokości wody wahała się od 121 mg/m^3 na powierzchni do 137 mg/m^3 na głębokości 1 m i 2 m (Rys. 69). Średnia zawartość chlorofilu-a w wodach jeziora na stanowisku II w roku 2019 sięgnęła ponad 130 mg/m^3 i była ponad dwukrotnie wyższa niż w latach 2017-2018 (Tab. 20).



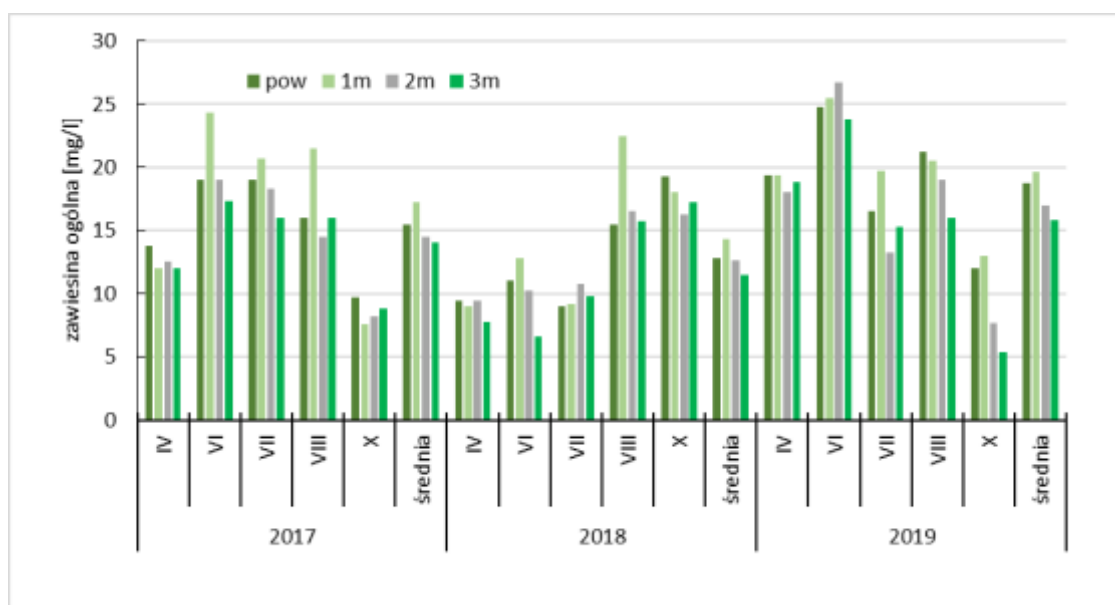
RYS. 69. ZMIANY KONCENTRACJI CHLOROFILU-A W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

Zawartość zawiesiny ogólnej na stanowisku I była dość wyrównana w kwietniu i czerwcu. Wyraźnemu zwiększeniu uległa w wodach powierzchniowych w lipcu i sierpniu, osiągając maksymalnie 25,8 mg/l. W październiku nastąpiło jej obniżenie poniżej 16 mg/l (Rys. 70). Średnia ilość zawiesiny w zależności od głębokości wahała się od 11 mg/l na 5 m do 19,5 mg/l w strefie powierzchniowej, natomiast średnia dla całego okresu badawczego w roku 2019 sięgnęła 14,7 mg/l. Była wyższa niż w roku 2018, lecz nieco niższa niż w roku wyjściowym (Tab. 20).



RYS. 70. ZMIANY ZAWARTOŚCI ZAWIESINY OGÓLNEJ W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I

Na stanowisku II ilości zawiesiny zwiększyły się od poniżej 20 mg/l w kwietniu do ponad 25 mg/l w czerwcu, po czym nastąpiło ich obniżenie w lipcu (poniżej 20 mg/l) i ponowny wzrost w sierpniu do maksymalnie 21,3 mg/l (Rys. 71). W październiku zawartość sestonu zmniejszyła się po raz kolejny. Średnie ilości zawiesiny w zależności od głębokości wahały się od 15,8 mg/l nad dnem do 19,6 mg/l na głębokości 1 m, zaś średnia dla całego okresu badawczego wyniosła 17,8 mg/l. Była ona wyższa niż w latach wcześniejszych (Tab. 20).



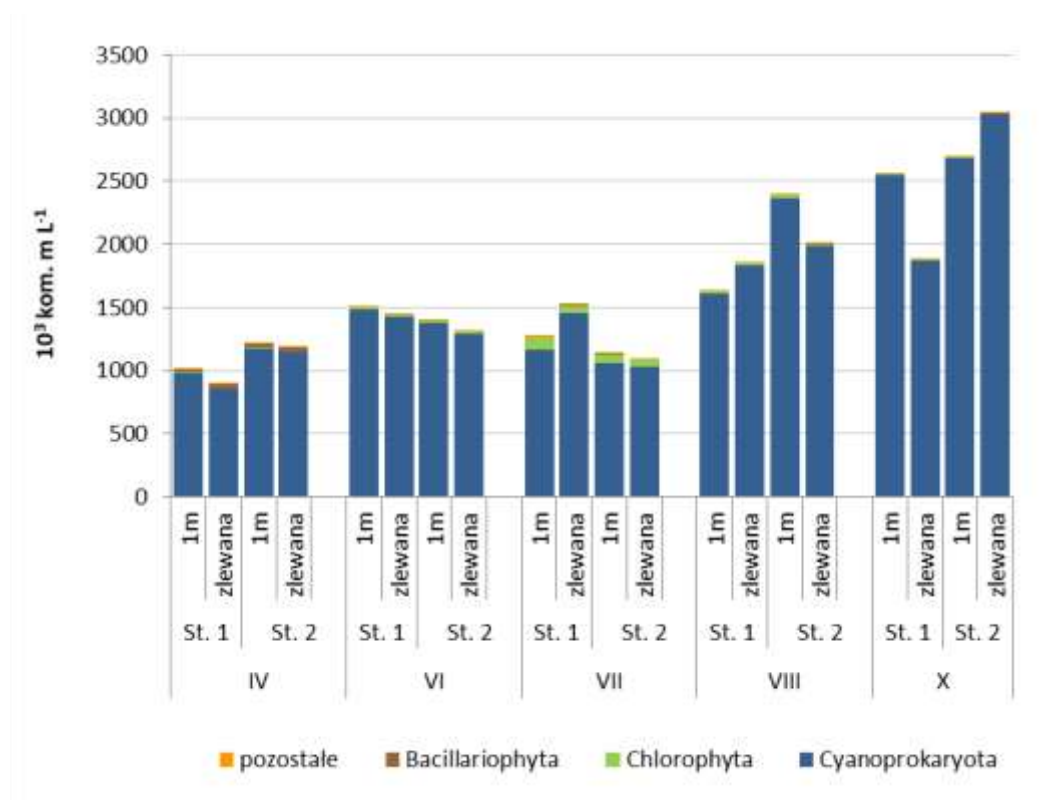
RYS. 71. ZMIANY ZAWARTOŚCI ZAWIESINY OGÓLNEJ W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

TABELA 20. PORÓWNANIE ZAKRESU ZMIENNOŚCI I WARTOŚCI ŚREDNICH ZAWARTOŚCI CHLOROFILU-A I ZAWIESINY OGÓLNEJ W LATACH 2017-2019

wskaźnik	rok	stanowisko I		stanowisko II	
		zakres	średnia	zakres	średnia
chlorofil-a [mg/m ³]	2017	18,6-157,2	69,0	32,1-98,9	63,2
	2018	15,5-136,8	65,3	13,4-124,4	64,5
	2019	44,3-191,1	116,0	72,3-202,7	132,0
zawiesina ogólna [mg/l]	2017	6,7-28,0	15,7	7,6-24,3	15,1
	2018	6,0-18,0	12,4	6,6-22,5	13,0
	2019	5,7-25,8	14,7	5,3-26,8	17,8

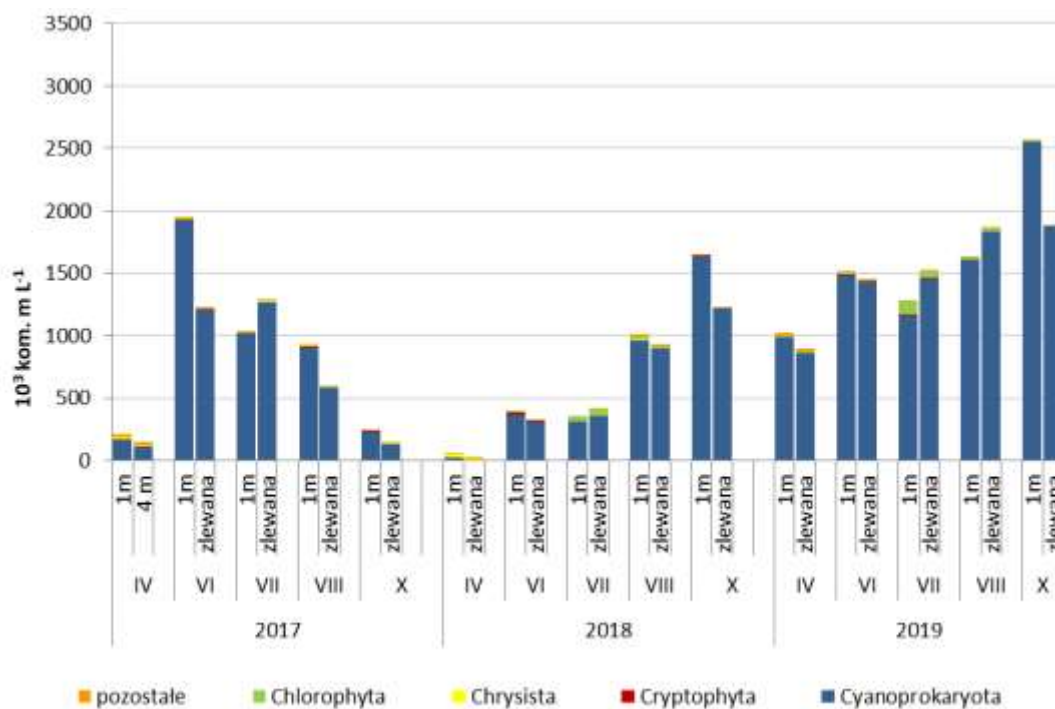
4.2.4 Skład jakościowy i ilościowy fitoplanktonu

Liczebność fitoplanktonu Jeziora Rogozińskiego w 2019 roku była wysoka przez cały sezon badawczy, przekraczając wartość 1 mln komórek w mililitrze w większości próbek (Ryc. 72). Najwyższą liczebność odnotowano późnym latem i jesienią. We wszystkich analizowanych próbkach liczebność tą tworzyły głównie nitkowate sinice o wąskich trychomach i drobnych komórkach, z rodzajów *Limnothrix* i *Pseudanabaena*.

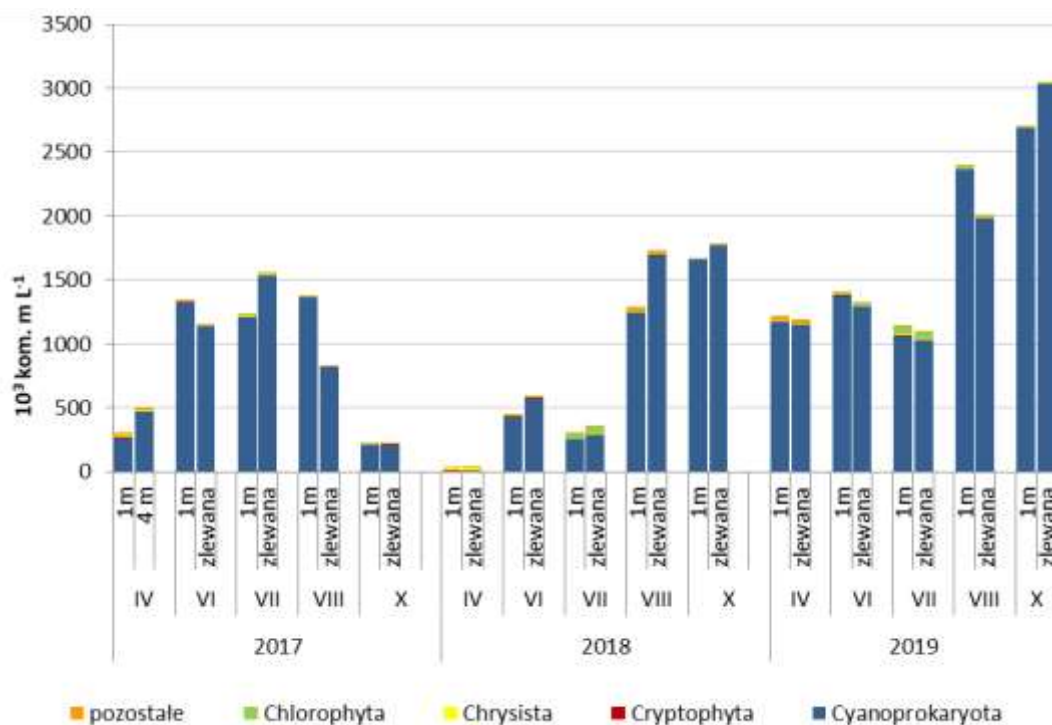


RYS. 72. LICZEBNOŚĆ FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA OBU STANOWISKACH BADAWCZYCH W ROKU 2019

Wartości liczebności fitoplanktonu w kwietniu, sierpniu i październiku 2019 roku były wyższe niż w tych samych miesiącach 2017 i 2018 roku. Podobnie jak w poprzednich latach, za wyjątkiem kwietnia 2018 roku, nitkowate sinice zdecydowanie dominowały w liczebności fitoplanktonu przez cały sezon badawczy na obu stanowiskach (Ryc. 73 i 74).



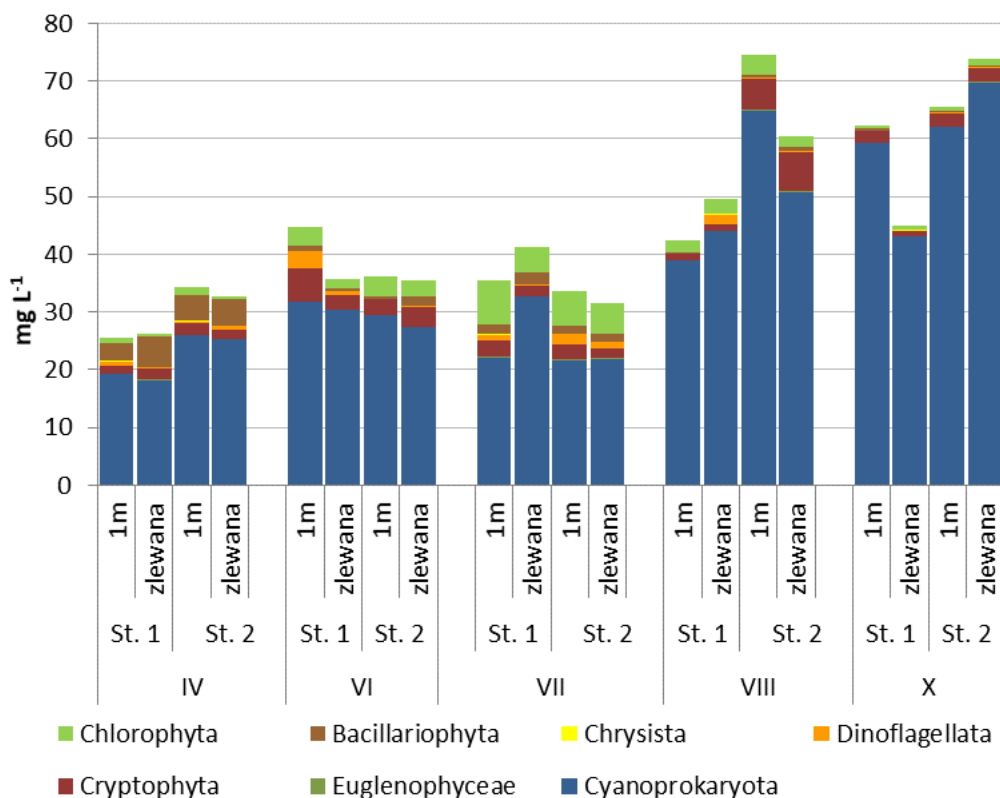
RYS. 73. LICZEBNOŚĆ FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019



RYS. 74. LICZEBNOŚĆ FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

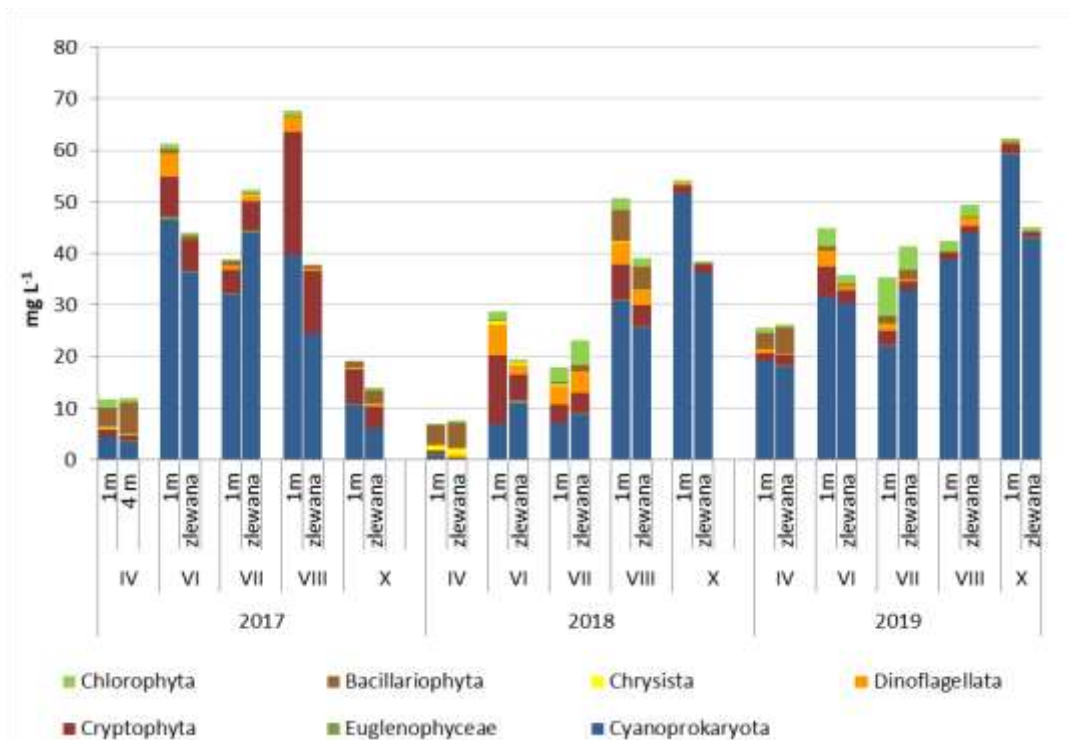
Biomasa fitoplanktonu Jeziora Rogozińskiego w 2019 roku wahała się w zakresie od 25,5 mg L⁻¹ do 74,5 mg L⁻¹, i tak samo jak liczebność, najwyższe wartości osiągała późnym latem i jesienią. Przez cały sezon badawczy w biomacie fitoplanktonu dominowały sinice

(Ryc. 75). Nitkowaty gatunek sinicy o wąskich trychomach, *Limnothrix redeckei*, należał do dominantów w kwietniu, czerwcu, lipcu i październiku (Tab. 21). W kwietniu, czerwcu i lipcu spory udział w biomacie miał ponadto gatunek *Pseudanabaena limnetica*, a w sierpniu dominowały gatunki *Pseudanabaena limnetica* i *Aphanizomenon gracile*. Spośród glonów eukariotycznych, ponad 10% biomasy wiosną tworzyły okrzemki, drobne gatunki centryczne z rodzaju *Stephanodiscus*. Latem najwyższą biomasę spośród eukariontów stanowiły kryptofity i/lub zielenice.

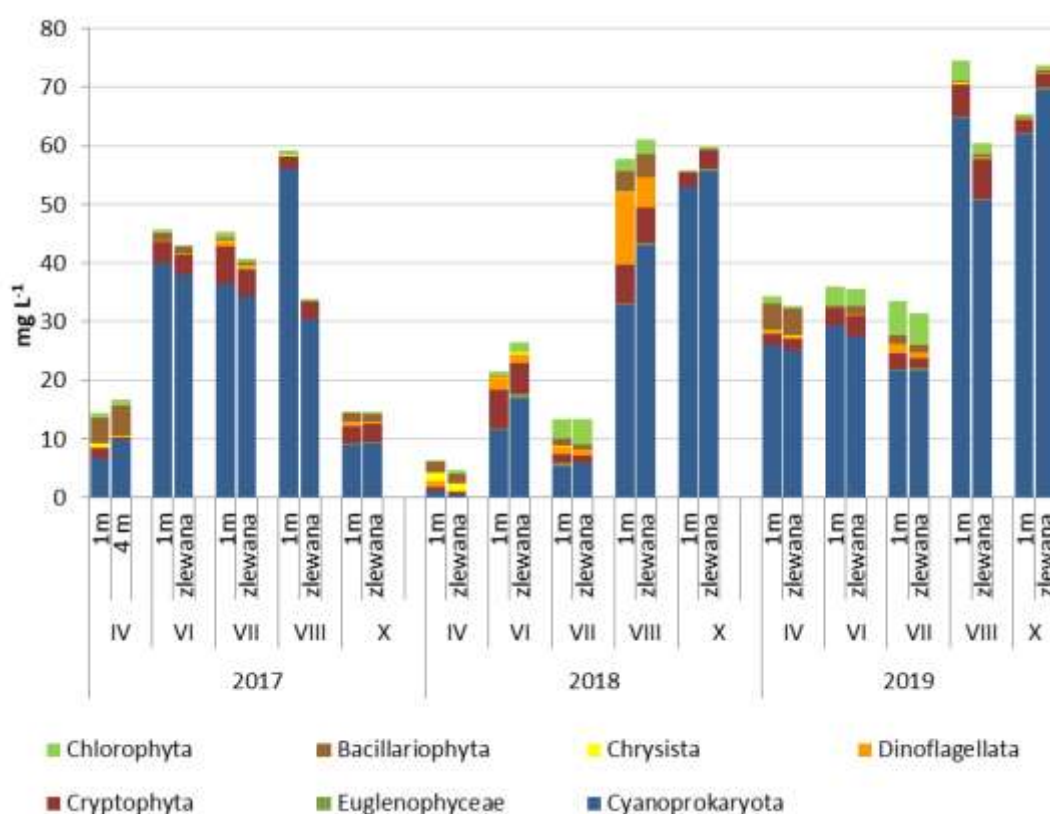


RYS. 75. BIOMASA FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA OBU STANOWISKACH BADAWCZYCH W ROKU 2019

Zmienność sezonowa biomasy fitoplanktonu w 2019 roku przebiegała inaczej niż w roku wyjściowym. W kwietniu i w październiku biomasa była zdecydowanie wyższa niż w 2017 i 2018 roku, na obu stanowiskach (Ryc. 75 i 77). Z kolei w czerwcu i lipcu 2019 roku wartości biomasy były niższe niż w roku wyjściowym. W sierpniu wartości biomasy były zróżnicowane pomiędzy stanowiskami i warstwami wody. Warto zauważyć, że w 2019 roku ani razu nie odnotowano dominacji sinicy *Planktothrix agardhii*, która należała do dominantów w każdej próbce z roku 2017, co świadczy o pozytywnym wpływie prowadzonych zabiegów rekultywacyjnych.



RYS. 76. BIOMASA FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019



RYS. 77. BIOMASA FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

TABELA 21. TAKSONY DOMINUJĄCE W FITOPLANKTONIE W POSZCZEGÓLNYCH MIESIĄCACH

miesiąc	2017	2018	2019
IV	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Fragillaria</i> sp. <i>Limnothrix redekei</i> <i>Cyclotella</i> sp.	<i>Lindavia</i> sp. <i>Fragillaria</i> sp. <i>Chrysococcus</i> sp.	<i>Pseudanabaena</i> <i>limnetica</i> <i>Limnothrix redekei</i> <i>Stephanodiscus</i> sp.
VI	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Limnothrix redekei</i> <i>Pseudanabaena</i> <i>limnetica</i> <i>Cryptomonas ovata</i>	<i>Cryptomonas ovata</i> <i>Planktothrix agardhii</i> <i>Pseudanabaena</i> <i>limnetica</i> <i>Aphanizomenon gracile</i>	<i>Limnothrix redekei</i> <i>Pseudanabaena</i> <i>limnetica</i>
VII	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Pseudanabaena</i> <i>limnetica</i> <i>Cryptomonas ovata</i>	<i>Phacotus lenticularis</i> <i>Aphanizomenon gracile</i> <i>Cryptomonas ovata</i> <i>Ceratium hirundinella</i>	<i>Limnothrix redekei</i> <i>Pseudanabaena</i> <i>limnetica</i>
VIII	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Cryptomonas ovata</i>	<i>Ceratium hirundinella</i> <i>Aphanizomenon gracile</i> <i>Fragilaria crotonensis</i> <i>Pseudanabaena</i> <i>limnetica</i> <i>Ceratium furcoides</i>	<i>Pseudanabaena</i> <i>limnetica</i> <i>Aphanizomenon gracile</i>
X	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Cryptomonas ovata</i> <i>Cyclotella</i> sp.	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Limnothrix redekei</i>	<i>Limnothrix redekei</i>

Stan ekologiczny Jeziora Rogozińskiego oceniany na podstawie fitoplanktonu był zły we wszystkich trzech latach badawczych. Wartość wskaźnika PMPL w 2019 roku była wyższa niż w latach poprzedzających, na co miał wpływ wzrost wartości wszystkich wskaźników składowych (Tab. 22).

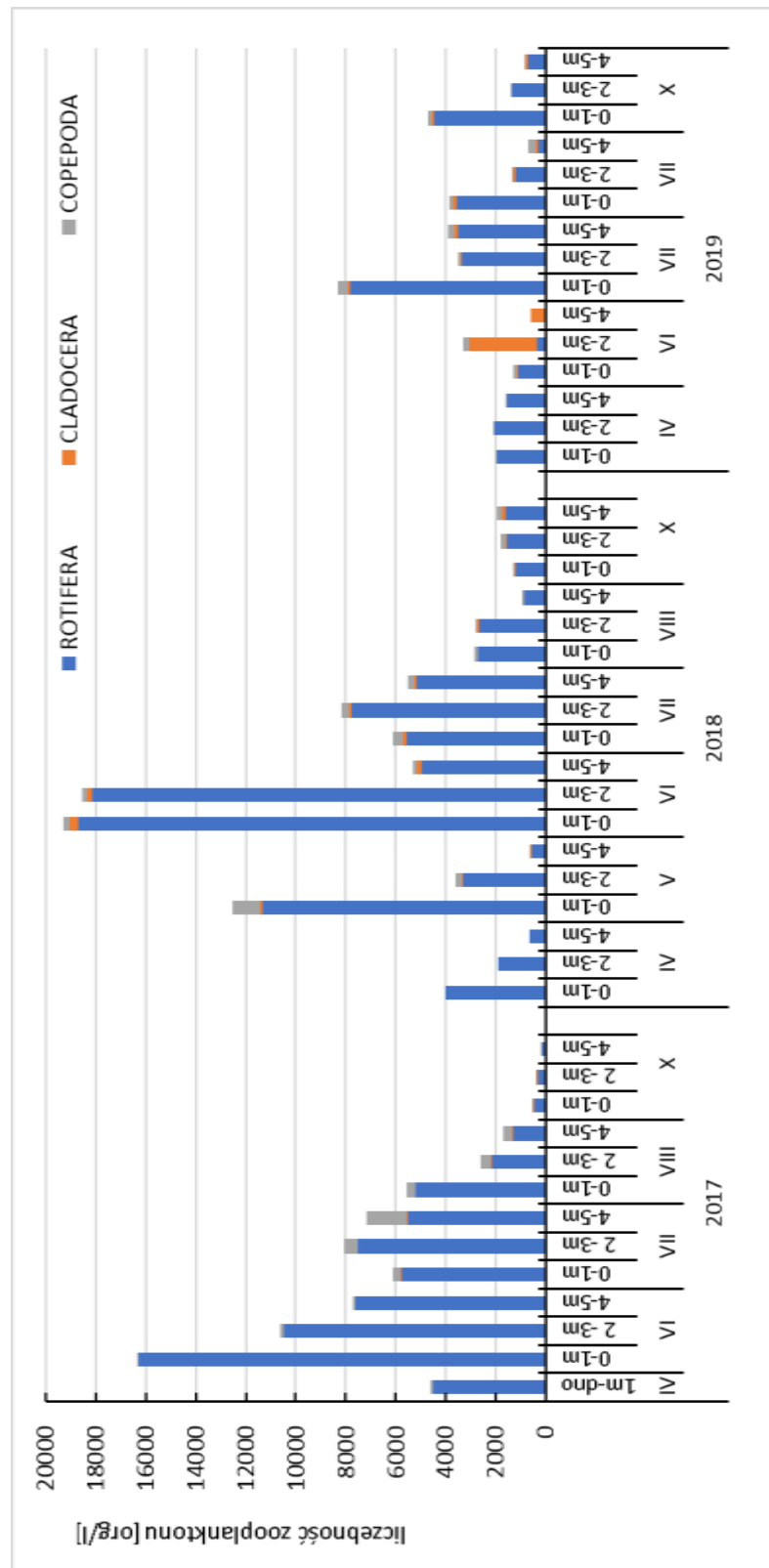
TABELA 22. WARTOŚCI WSKAŹNIKA PMPL I JEGO SKŁADOWYCH DLA JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO W LATACH 2017-2019

	2017	2018	2019
wskaźnik			
Ychl	4,10	4,20	4,88
Ybm	4,18	3,75	4,67
Ycy	5,02	4,09	5,12
PMPL	4,31	4,01	4,85

4.2.5 Skład jakościowy i ilościowy zooplanktonu

Ogólna liczebność zooplanktonu na stanowisku I wahała się od 620 org/l w czerwcu na głębokości 4-5 m do 8338 org/l w strefie powierzchniowej w lipcu (Rys. 78). Od kwietnia do lipca ulegała ona stopniowemu zwiększaniu, po czym w kolejnych miesiącach obserwowano jej obniżanie. W kwietniu i czerwcu większe liczebności zooplanktonu

notowano na głębokości 2-3 m, natomiast od lipca maksymalne wartości w każdym z terminów badań cechowały próbkę zintegrowaną z powierzchni i głębokości 1 m.



RYS. 78. LICZEBNOŚĆ ZOOPLANKTONU JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO W LATACH 2017-2019 NA STANOWISKU I

W strukturze zooplanktonu na stanowisku I w większości pobranych próbek wyraźnie dominowały wrotki (Rotifera). Ich liczebności zmieniały się w zakresie od 48 org/l w czerwcu do 7821 org/l w lipcu. Zwykle grupa ta stanowiła powyżej 80% ogólnej liczebności zooplanktonu, najwyższy udział na poziomie blisko 100% osiągając w kwietniu. Do najczęściej notowanych taksonów należeli przedstawiciele rodzaju *Keratella*, typowego dla wód silnie eutroficznych (Tab. 23).

W czerwcu na głębokości 2-3 m oraz 4-5 m a także w sierpniu na głębokości 4-5 m udział wrotków w ogólnej liczebności zooplanktonu uległ wyraźnemu zmniejszeniu na korzyść zooplanktonu skorupiakowego, co wskazuje na rolę biomanipulacji. W czerwcu zwiększyła się liczebność wioślarek (Cladocera) – do ponad 2700 org/l na głębokości 2-3 m i ponad 500 org/l na głębokości 4-5 m, co stanowiło ponad 80% liczebności zooplanktonu. Byli to głównie reprezentanci rodzaju *Bosmina*, zwłaszcza *B. longirostris*. W pozostałych miesiącach liczebność wioślarek nie przekraczała 200 org/l.

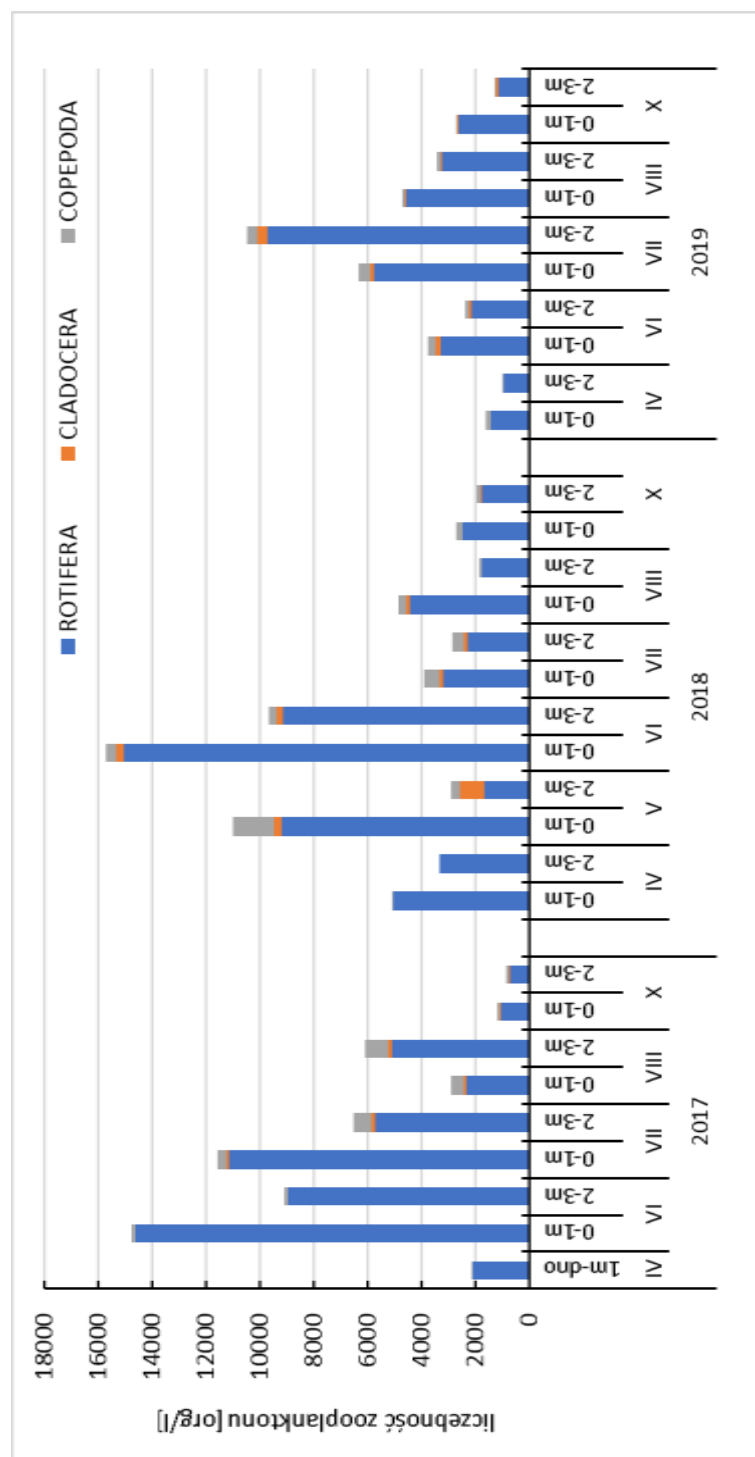
Zagęszczenie widłonogów (Copepoda) wyniosło maksymalnie blisko 400 org/l w lipcu, lecz ich udział procentowy był niewielki, z uwagi na wysoką liczebność wrotków. Nieco silniej swój udział w ogólnej liczebności widłonogi zaznaczyły w sierpniu na głębokości 4-5 m – około 40%. Przez cały okres badawczy naliczniejsze były formy młodociane, jedynie okresowo nieco zwiększały się zagęszczenia przedstawicieli rodzaju *Mesocyclops*.

W porównaniu do lat wcześniejszych liczebność zooplanktonu wyraźnie zmniejszyła się – wynosiła ona około 5,5 tys. org/l w latach 2017-2018, zmniejszając się do średnio 2,6 tys. org/l w roku 2019. Dotyczyło to przede wszystkim wrotków, choć w większości przypadków zmianie nie uległa ich dominująca rola w składzie zooplanktonu, przy czym w latach wcześniejszych nie stwierdzano tak dużego udziału skorupiaków, jak miało to miejsce w czerwcu 2019 roku (Rys. 78).

Na stanowisku II ogólna liczebność zooplanktonu wahała się od 985 org/l na głębokości 2-3 m w kwietniu do 10481 org/l na tej samej głębokości w lipcu. Zmienność w czasie była taka sama jak na stanowisku I – stopniowe zwiększanie się zagęszczenia od kwietnia do lipca, a następnie jego obniżanie do października (Rys. 79). Wyższe liczebności notowano z reguły w wodach powierzchniowych.

Pod względem jakościowym zdecydowanym dominantem przez cały okres badawczy były wrotki, których udział stanowił od 86% do 97% ogólnej liczebności zooplanktonu. Ich zagęszczenie wahało się od 953 org/l w kwietniu do 9727 org/l w lipcu.

Do najczęściej notowanych rodzajów należały: *Keratella*, *Pompholyx* i *Synchaeta* (Tab. 23).



RYS. 79. LICZEBNOŚĆ ZOOPLANKTONU JEZIORA ROGOŹNO W LATACH 2017-2019 NA STANOWISKU II

Liczebności wioślarek zmieniały się w zakresie od zera do 357 org/l, zaś widłonogów od 32 do 397 org/l. Ich największe zagęszczenia wystąpiły w lipcu, lecz z

uwagi na wysoką liczebność wrotków udział tych grup w ogólnej liczebności zooplanktonu nie przekraczał 10%.

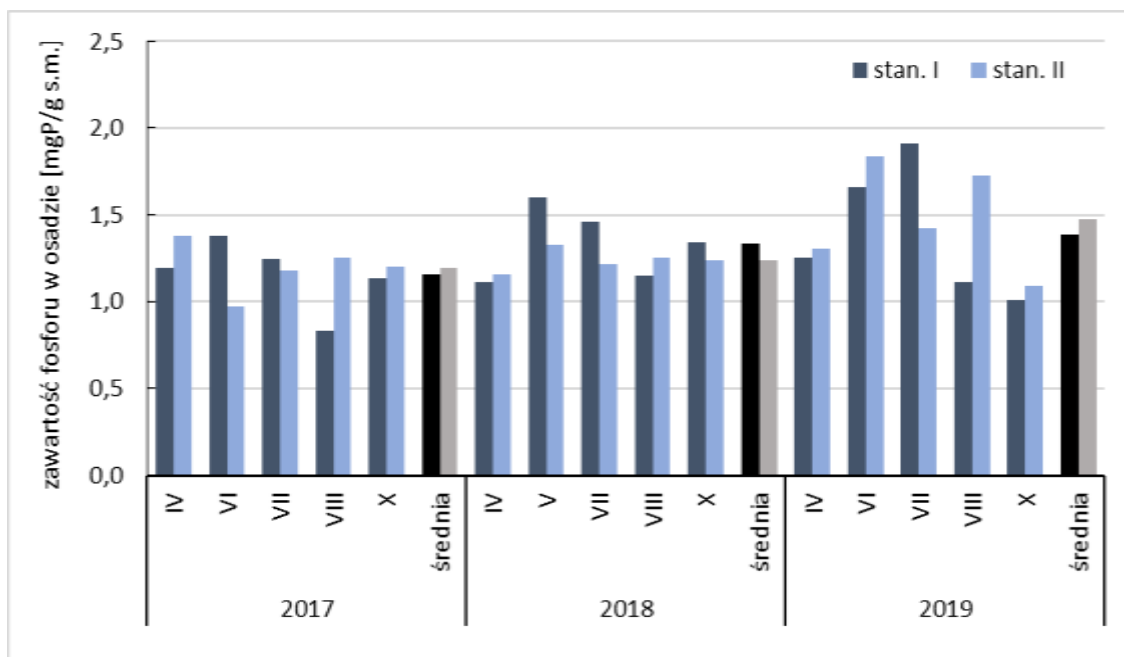
W odniesieniu do lat wcześniejszych ogólna liczebność zooplanktonu na stanowisku II uległa obniżeniu – od średnio 6,1 tys. org/l w roku 2017, przez 5,5 tys. org/l w roku 2018 do 3,7 tys. org/l w roku 2019 (Rys. 79), co świadczy o korzystnej przebudowie składu zooplanktonu. W większości przypadków wrotki stanowią jednak nadal grupę dominującą w składzie zooplanktonu.

TABELA 23. TAKSONY DOMINUJĄCE W ZOOPLANKTONIE W POSZCZEGÓLNYCH MIESIĄCACH

miesiąc	2017	2018	2019
IV	<i>Polyarthra dolichoptera</i>	<i>Keratella quadrata</i> <i>Polyarthra dolichoptera</i> <i>Synchaeta</i> sp.	<i>Keratella cochlearis</i> <i>Keratella cochlearis cochlearis</i> <i>Keratella quadrata</i> <i>Synchaeta</i> sp.
V	-	<i>Keratella cochlearis</i> <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Synchaeta</i> sp.	-
VI	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Trichocerca pusilla</i>	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Pompholyx sulcata</i> <i>Trichocerca pusilla</i>	<i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Pompholyx sulcata</i> <i>Pompholyx</i> sp. <i>Bosmina longirostris</i>
VII	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Trichocerca pusilla</i> <i>Synchaeta</i> sp.	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Pompholyx sulcata</i> <i>Synchaeta</i> sp.	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Pompholyx sulcata</i> <i>Pompholyx</i> sp. <i>Synchaeta</i> sp.
VIII	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Synchaeta</i> sp.	<i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Pompholyx sulcata</i> <i>Trichocerca pusilla</i>	<i>Synchaeta</i> sp. <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Trichocerca</i> sp.
X	<i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> <i>Keratella cochlearis</i>	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Keratella cochlearis</i>	<i>Anuraeopsis fissa</i> <i>Synchaeta</i> sp. <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i>

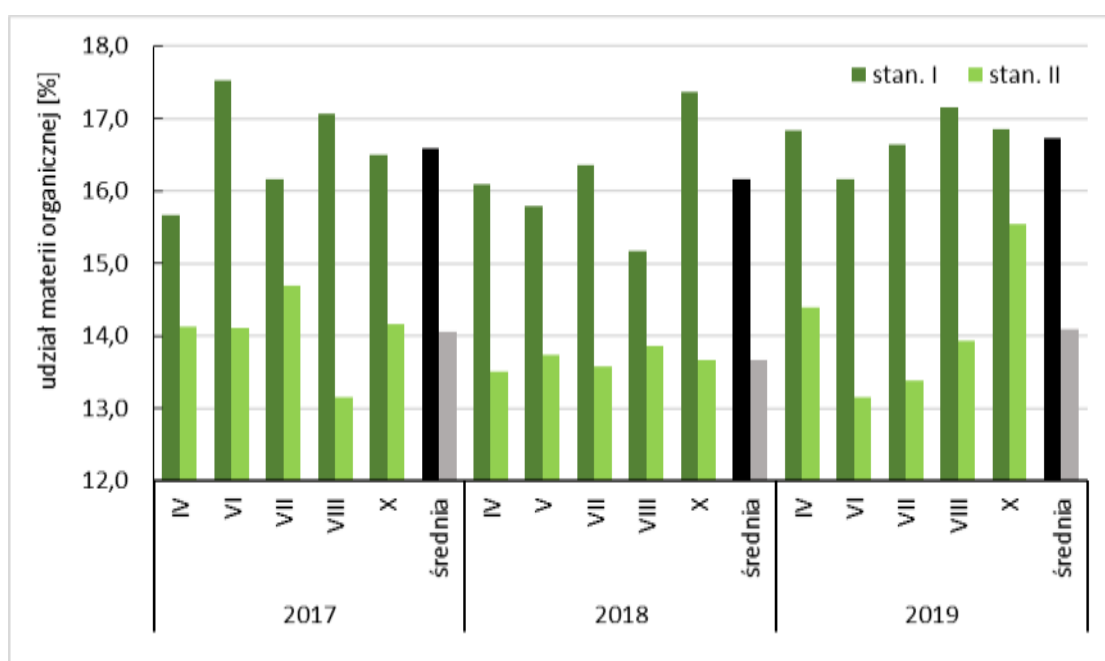
4.2.6 Właściwości osadów dennych

Zawartość fosforu w osadzie dennym zmieniała się na obu stanowiskach w zakresie od 1,01 do 1,91 mgP/g s.m. Niższe wartości odnotowano w kwietniu i październiku, wyższe w pozostałych miesiącach. Średnia zawartość fosforu w osadzie na stanowisku I sięgnęła 1,39 mgP/g s.m., a na st. II – 1,48 mgP/g s.m. Wartości te były wyższe niż w latach wcześniejszych (Rys. 80), za co odpowiedzialna była zapewne materia organiczna ze świeżo zsedymetowanego, liczniejszego w tym roku fitoplanktonu.



RYS. 80. ZAWARTOŚĆ FOSFORU W OSADACH DENNYCH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO

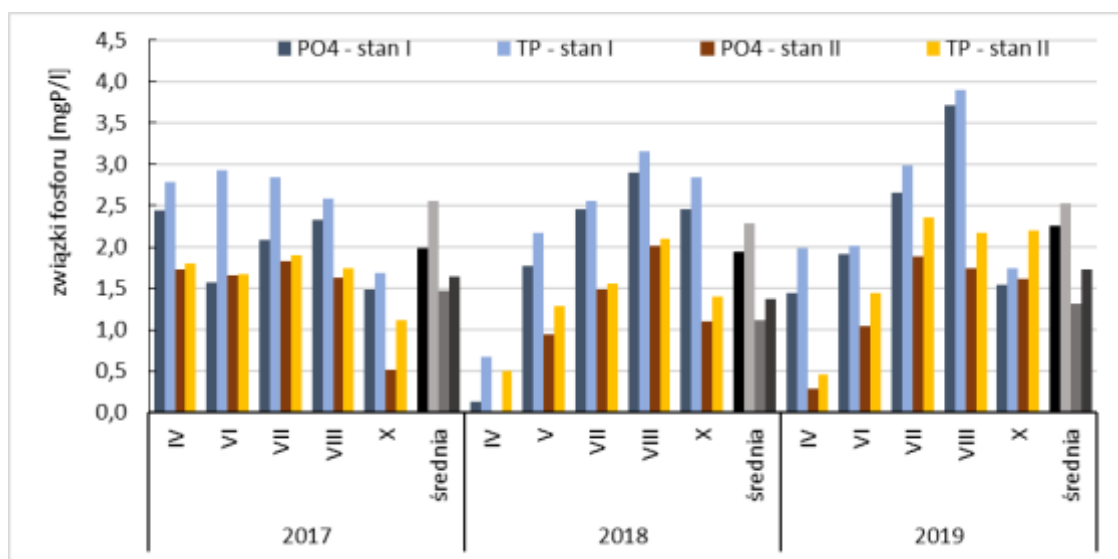
Udział procentowy *materii organicznej* w osadzie dennym był wyższy na stanowisku I, wahając się od 16,2 do 17,2%, przy średniej na poziomie 16,7%. Na stanowisku II zawartość materii organicznej zawierała się w przedziale 13,2-15,5%, ze średnią 14,1%. Były to wartości nieco wyższe niż w roku 2018 i zbliżone do odnotowanych w roku 2017 (Rys. 81).



RYS. 81. ZAWARTOŚĆ MATERII ORGANICZNEJ W OSADACH DENNYCH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO

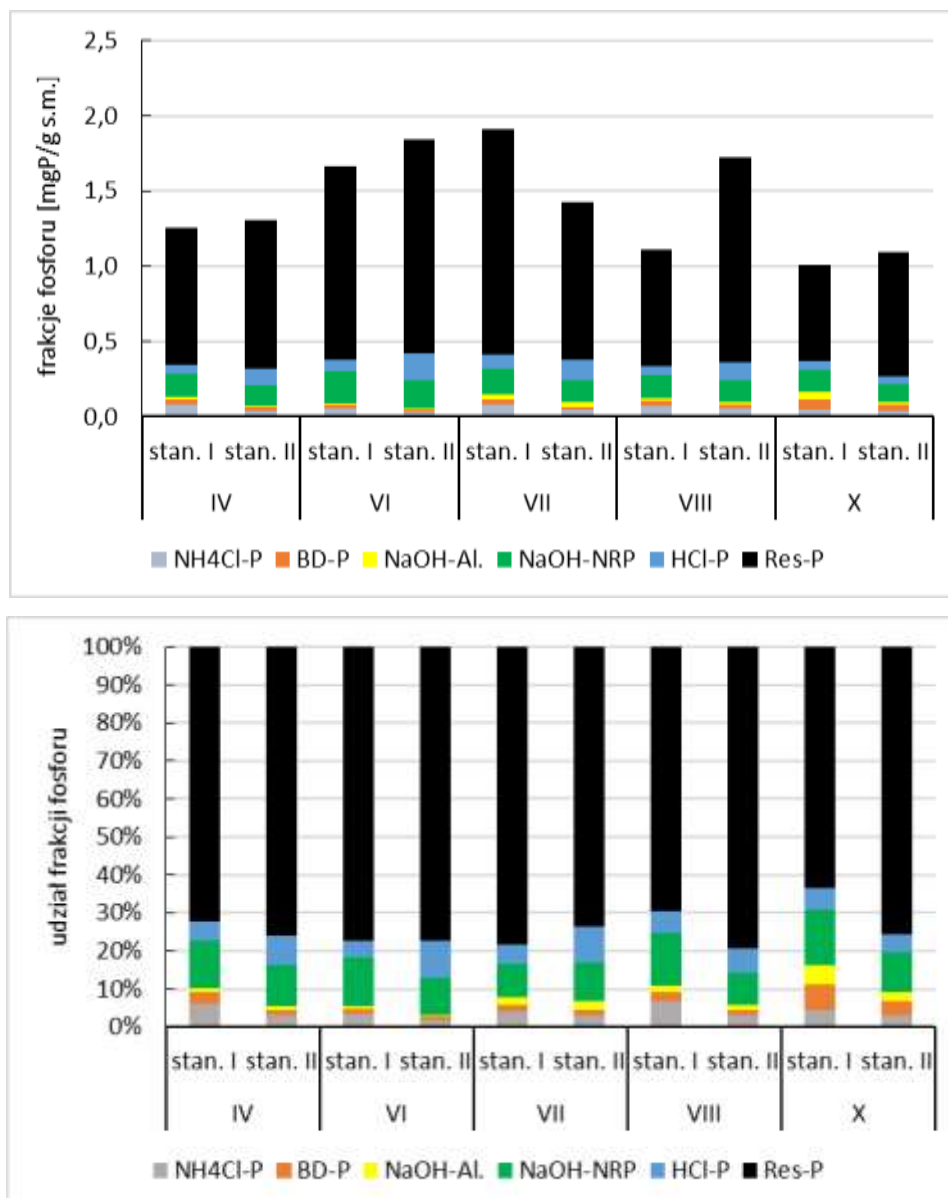
Zawartość związków fosforu w wodzie interstycjalnej osadów dennych zmieniały się w czasie w podobnym rytmie na obu stanowiskach – ulegały zwiększaniu od kwietnia do sierpnia, po czym obserwowano ich obniżenie w październiku. Wyższe stężenia cechowały stanowisko I – w przypadku fosforanów wahały się one od 1,45 do 3,71 mgP/l, a w przypadku fosforu ogólnego od 1,99 do 3,90 mgP/l. Wartości średnie wyniosły odpowiednio 2,26 i 2,52 mgP/l (Rys. 82). W przypadku ortofosforanów średnia ta była wyraźnie wyższa niż w latach wcześniejszych (poniżej 2 mgP/l), zaś średnia koncentracja fosforu ogólnego była zbliżona do odnotowanej w roku 2017 i wyższa niż w roku 2018.

Na stanowisku II ilość fosforanów w wodzie śródosadowej wahała się od 0,29 do 1,88 mgP/l, a fosforu ogólnego – od 0,46 do 2,35 mgP/l. Średnie koncentracje wyniosły zatem 1,31 mgP/l (ortofosforany) i 1,73 mgP/l (fosfor ogólny) (Rys. 83). W przypadku fosforanów wartość ta była nieco wyższa niż w roku 2018, lecz niższa niż w 2017, zaś dla fosforu ogólnego średnia zawartość w wodzie porowej w roku 2019 była nieco wyższa niż w latach poprzednich.



RYS. 82. ZAWARTOŚĆ ZWIĄZKÓW FOSFORU W WODZIE INTERSTYCJALNEJ OSADÓW DENNYCH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO

Wyraźnie dominującą frakcją fosforu w osadach jeziora Rogoźno była Res-P, czyli fosfor trwale związany w osadzie (Rys. 83). Jego ilość wyniosła średnio 1,02 mgP/g s.m. na stanowisku I i 1,13 mgP/g s.m. na stanowisku II, co stanowiło odpowiednio 72% i 76% ogólnej puli fosforu obecnej w osadzie dennym.

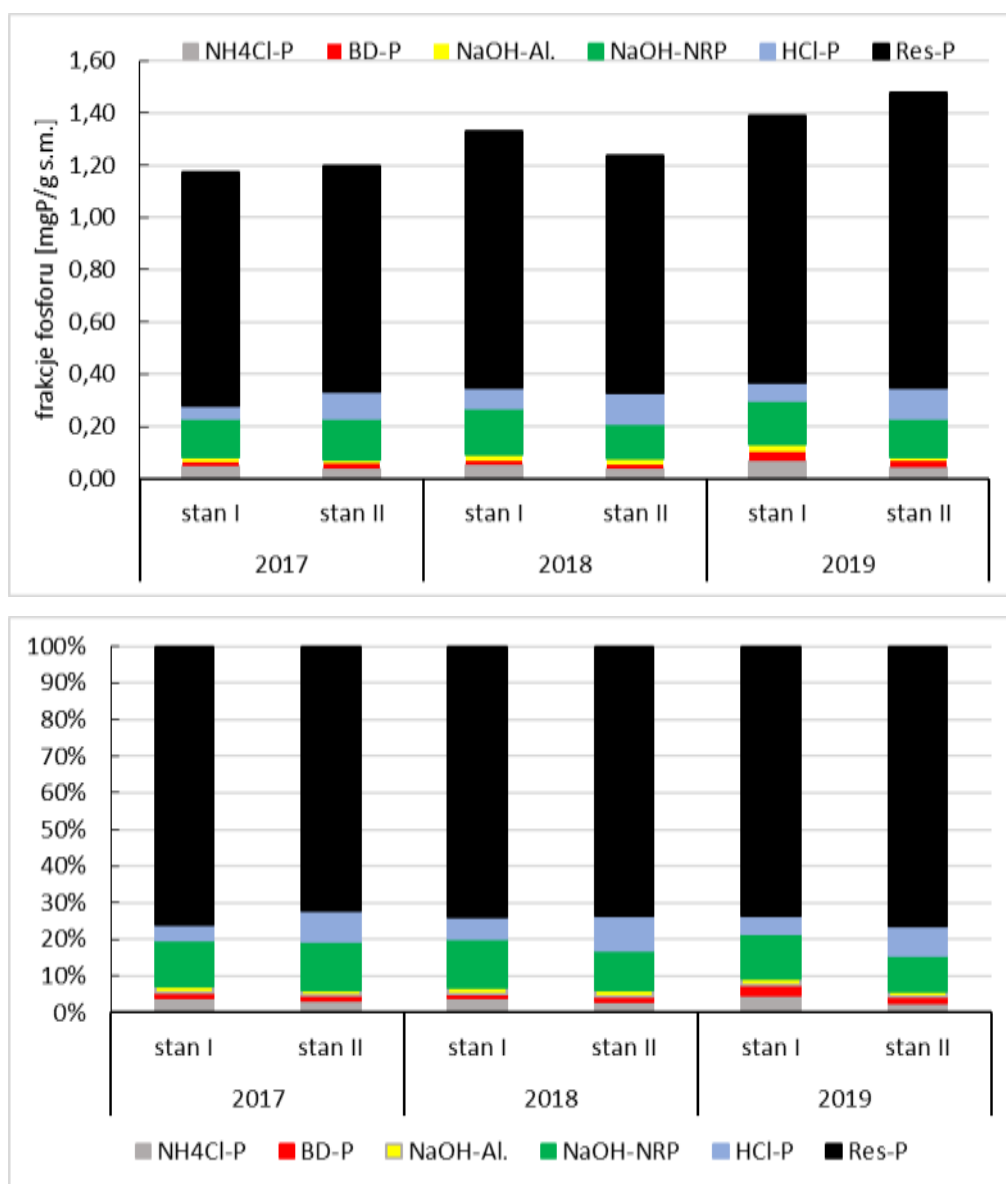


RYS. 83. ZAWARTOŚĆ FRAKCJI FOSFORU W OSADACH DENNYCH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO

Drugą pod względem ilości fosforu była frakcja powiązana z materią organiczną, czyli frakcja NaOH-nRP. Jej ilość sięgała średnio 0,17 mgP/g s.m. na stanowisku I i 0,15 mgP/g s.m. na płytszym ze stanowisk, przekładając się na udział procentowy w puli fosforu w osadzie na poziomie odpowiednio 13% i 9%. Niższymi zawartościami wykazywała się frakcja HCl-P, czyli fosfor związany z wapniem. Jego ilość była niższa w osadzie pobranym na głęboczku (średnio 0,07 mgP/g s.m., czyli 5%) w porównaniu do płytszego stanowiska (średnio 0,12 mgP/g s.m., czyli 8%). Najniższym udziałem wśród frakcji fosforu wykazywał się fosfor labilny (NH₄Cl-P) oraz fosfor związany z żelazem (BD-P). W przypadku tej pierwszej frakcji średnie zawartości nie przekraczały 0,07 mgP/g s.m. (poniżej 5% fosforu w osadzie). Jeszcze niższe były ilości fosforu związanego

z żelazem – 0,04 mgP/g s.m. (3%) na stanowisku I i 0,02 mgP/g s.m. (2%) na stanowisku II.

We wszystkich badanych latach osad denny jeziora Rogoźno cechował się podobnym składem pod względem frakcji fosforu (Rys. 84), tj. dominowała frakcja Res-P, czyli fosfor trwale związany w osadzie (średnio 0,86-1,13 mgP/g s.m., czyli 72-77%). Drugą w kolejności była frakcja NaOH-nRP, czyli fosfor związany z materią organiczną (średnio 0,13-0,18 mgP/g s.m., czyli 10-14%).



RYS. 84. ZAWARTOŚĆ FRAKCJI FOSFORU W OSADACH DENNYCH JEZIORA ROGOŹNO – PORÓWNANIE WARTOŚCI ŚREDNICH W LATACH 2017-2019

Udział pozostałych frakcji nie przekraczał średnio 0,12 mgP/g s.m., co stanowiło mniej niż 10% udziału w całkowitej puli fosforu w osadzie dennym. Odnotowano jednak

niewielkie zwiększenie w 2019 r. zawartości frakcji BD-P, czyli fosforu związanego z żelazem. W latach 2017-2018 jej średnie ilości wynosiły 0,016-0,018 mgP/g s.m. (1-2%), zwiększając się w roku 2019 do 0,024-0,037 mgP/g s.m. (2-3%).

Koncentracja innych pierwiastków w osadzie dennym

Zawartość azotu w osadach jeziornych wahała się w przedziale od blisko 5 do ponad 14 gN/kg. Nieco wyższe ilości tego pierwiastka notowano z reguły na stanowisku I, lecz średnie z analizowanego okresu były zbliżone w obu punktach (Tab. 24). Koncentracje siarczanów na obu stanowiskach nie przekraczały 3,1 gSO₄/kg, przy czym przez cały okres badawczy były niższe na stanowisku I, co przełożyło się na wartości średnie, wynoszące 2,3 gSO₄/kg na stanowisku I i 2,6 gSO₄/kg na stanowisku II. Zawartości żelaza były niskie w obu punktach badawczych, wynosząc od 0,6 do 1,5 gFe/kg, przy czym stanowisko I cechowała większa zmienność stężeń. Wartość średnia była jednak wyższa na stanowisku II. Pod względem ilości wapnia wyższe wartości obserwowano na stanowisku II, przy średniej 287 gCa/kg, podczas gdy na stanowisku I nie przekraczały one 295 gCa/kg, przy średniej 261 gCa/kg. Koncentracje magnezu były niewielkie na obu stanowiskach, kształtując się w zakresie 1,6 – 2,7 gMg/kg, a wartość średnia była nieco wyższa na stanowisku II.

TABELA 24. ZAWARTOŚĆ WYBRANYCH PIERWIASTKÓW W OSADZIE DENNYM JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO W ROKU 2019

	stanowisko I					stanowisko II				
	TN [gN /kg]	SO ₄ [gSO ₄ / kg]	Fe [gFe/ kg]	Ca [gCa/ kg]	Mg [gMg /kg]	TN [gN /kg]	SO ₄ [gSO ₄ / kg]	Fe [gFe/ kg]	Ca [gCa/ kg]	Mg [gMg /kg]
IV	4,70	2,06	0,82	256,3	1,79	4,41	2,17	1,26	255,3	2,13
VI	10,2	2,71	1,48	283,0	2,27	14,5	2,81	1,22	299,8	2,28
VIII	13,2	2,66	0,87	291,0	2,13	11,0	3,06	1,25	326,0	2,73
X	9,9	1,87	0,60	212,2	1,61	8,8	2,43	1,05	268,3	2,01
śr.	9,5	2,33	0,94	260,6	1,95	9,7	2,62	1,20	287,4	2,29

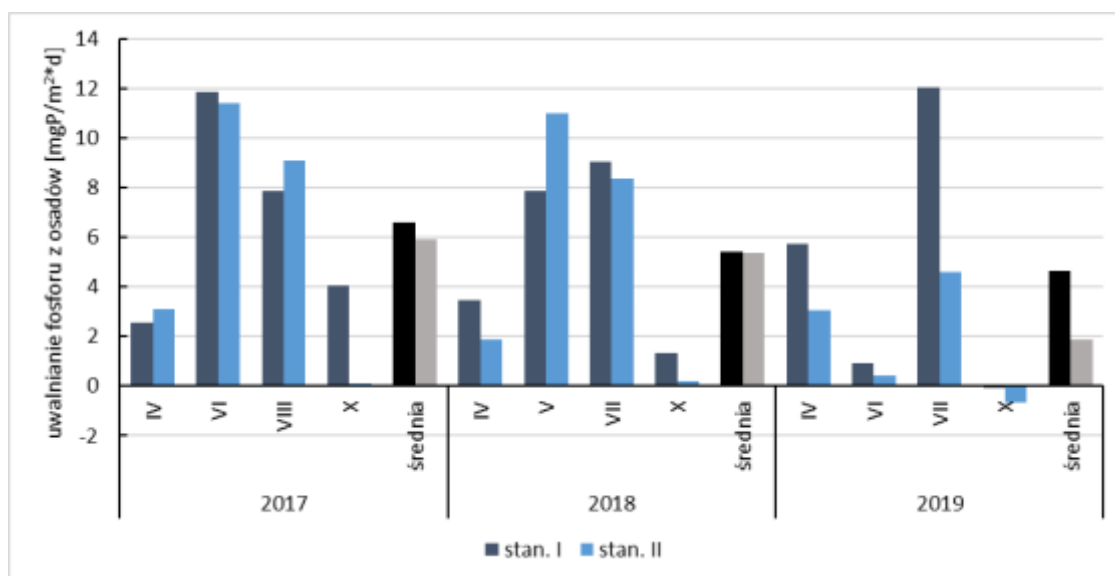
Podobnie jak w przypadku Jeziora Budziszewskiego, także w osadzie dennym jeziora Rogoźno z roku na rok zwiększała się zawartość azotu na obu stanowiskach (Tab. 25). Na głęboczkach jeziora koncentracje pozostałych badanych składników osadu dennego uległy zwiększeniu w roku 2018, zaś w roku 2019 ponownie zmniejszyły się, w przypadku siarczanów, żelaza i magnezu do poziomu zbliżonego do notowanego w roku 2017. Na płytszym z badanych stanowisk stwierdzono tendencję odwrotną, tj. obniżenie ilości badanych składników osadu w roku 2018 i ponowny wzrost w roku 2019, lecz do wartości wyższych niż w roku wyjściowym.

TABELA 25. ŚREDNIE ZAWARTOŚCI WYBRANYCH PIERWIĄTKÓW W OSADZIE DENNYM JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO W LATACH 2017-2019

	stanowisko I					stanowisko II				
	TN [gN /kg]	SO ₄ [gSO ₄ / kg]	Fe [gFe/ kg]	Ca [gCa/ kg]	Mg [gMg /kg]	TN [gN /kg]	SO ₄ [gSO ₄ / kg]	Fe [gFe/ kg]	Ca [gCa/ kg]	Mg [gMg /kg]
2017	2,16	2,37	0,92	276,0	1,92	1,78	2,39	1,03	279,5	1,99
2018	4,53	2,64	1,09	291,2	1,83	4,50	2,24	0,87	264,2	1,60
2019	9,5	2,33	0,94	260,6	1,95	9,7	2,62	1,20	287,4	2,29

Zasilanie wewnętrzne z osadów dennych

Osady denne jeziora Rogoźno w niemal każdym z badanych miesięcy stanowiły źródło fosforu dla toni wodnej jeziora, lecz z różną intensywnością. Niższe ilości fosforu były uwalnianie z osadów w czerwcu i październiku, co częściowo wiązać można z dobrymi warunkami tlenowymi. Maksymalnie wydzielił się wtedy do toni wodnej niecały 1 mgP/m²*d w czerwcu na stanowisku I, zaś w październiku na obu stanowiskach odnotowano niewielkie wiązanie fosforu przez osad na poziomie poniżej 0,7 mgP/m²*d (Rys. 85). W kwietniu i sierpniu obserwowano zjawisko uwalniania fosforu: od blisko 3,1 do 12,0 mgP/m²*d na obu stanowiskach. Średnie zasilanie z osadów w roku 2019 wyniosło 4,7 mgP/m²*d na głęboczkach i 1,9 mgP/gm²*d na stanowisku II. Było ono najniższe w porównaniu do lat wcześniejszych, zwłaszcza na stanowisku II, wskazując na pozytywną rolę prowadzonych zabiegów rekultywacyjnych.



RYS. 85. ZMIANY INTENSYWNOŚCI UWALNIANIA FOSFORU Z OSADÓW DENNYCH NA DWÓCH STANOWISKACH W JEZIORZE ROGOZIŃSKIM

W oparciu o wyniki badań doświadczalnych nad uwalnianiem fosforu z osadów dennych oraz powierzchnię dna, z którego to zasilanie wewnętrzne następowało,

obliczono wielkość ładunków fosforu dopływających do toni wodnej w poszczególnych miesiącach oraz średnio w badanym okresie. W jeziorze Rogoźno rdzenie osadów pobierane były z głębozka (ponad 5 m głębokości) oraz z płytszej części (około 3-4 m głębokości), co pozwoliło oszacować wielkość zasilania wewnętrznego dla obydwu części jeziora. Strefa dna położona głębiej (poniżej izobaty 5 m) zajmuje 8,7 ha, zaś pozostała część akwenu 117,1 ha. Z pierwszej z nich – z uwagi na mniejszy areał – uwalnianiu ulegało średnio 0,41 kgP/d (około 150 kg fosforu rocznie), z drugiej zaś – 2,18 kgP/d (czyli około 796 kgP/rok, Tab. 26). Łączne obciążenie wewnętrzne wynosiło więc 946 kg/rok, czyli średnio 2,6 kgP/d.

W porównaniu do lat wcześniejszych odnotowano zatem stopniowe obniżanie się ilości fosforu uwalnianego do toni wodnej z głębozka oraz wyraźny, około 3-krotny spadek w płytszej części jeziora.

TABELA 26. OBCIĄŻENIE WEWNĘTRZNE Z OSADÓW DENNYCH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO W BADANYM OKRESIE [kgP/d]

rok	miesiąc	< 5 m głębokości	>5 m głębokości
2017	IV	3,63	0,22
	VI	13,35	1,03
	VIII	10,63	0,69
	X	0,14	0,35
	średnia	6,94	0,57
2018	IV	2,20	0,30
	VI	12,86	0,68
	VIII	9,80	0,79
	X	0,22	0,12
	średnia	6,27	0,47
2019	IV	3,58	0,50
	VI	0,52	0,08
	VIII	5,39	1,05
	X	-0,76	-0,01
	średnia	2,18	0,41

5. Aktualny stan eutrofizacji Jeziora Budziszewskiego i Rogoźno

5.1 Stan troficzny Jeziora Budziszewskiego i jez. Rogoźno

Oceny stanu troficznego wód obu jezior dokonano w oparciu o indeks stanu trofii (TSI) (Carlson 1977) na podstawie średniej z dwu stanowisk wyników przezroczystości wody, chlorofilu-a i fosforu całkowitego z epilimnionu w okresie letnim.

W przypadku Jeziora Budziszewskiego jednostkowe indeksy stanu trofii przekraczały wartość 70, graniczną dla stanu hipertrofii, w przypadku zawartości fosforu oraz chlorofilu-a. Nieco niższe wartości wskaźnika uzyskano dla przezroczystości wody (TSI_{SD}), lecz wartości średnie TSI wskazały na stan hipertroficzny we wszystkich badanych latach (Tab. 27). Podobne wyniki odnotowano dla wód Jeziora Rogozińskiego (Tab. 28).

TABELA 27. OCENA STANU TROFII WÓD JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W LATACH 2017-2019

Rok	Miesiąc	Przezroczystość SD [m]	TSI (SD)	TP [µg/l]	TSI (TP)	Chlorofil-a [mg/m ³]	TSI (chl-a)	TSI
2017	VII	0,53	69,30	122	73,40	53,2	69,55	72,9
	VIII	0,43	72,34	130	74,37	114,0	77,03	
	średnia	0,48	70,74	126	73,89	83,6	73,99	
2018	VII	0,70	65,15	202	80,73	136,8	78,82	75,7
	VIII	0,40	73,22	169	78,16	128,7	78,22	
	średnia	0,55	69,19	186	79,45	132,8	78,52	
2019	VII	0,55	68,62	134	74,81	94,0	75,14	73,8
	VIII	0,45	71,52	129	74,26	132,4	78,50	
	średnia	0,50	70,07	132	74,54	113,2	76,82	

TABELA 28. OCENA STANU TROFII WÓD JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO W LATACH 2017-2019

Rok	Miesiąc	Przezroczystość SD [m]	TSI (SD)	TP [µg/l]	TSI (TP)	Chlorofil-a [mg/m ³]	TSI (chl-a)	TSI
2017	VII	0,60	67,37	125	73,75	64,0	71,37	73,2
	VIII	0,45	71,52	185	79,43	95,9	75,34	
	średnia	0,53	69,30	155	76,87	80,0	73,55	
2018	VII	0,88	61,84	127	74,04	58,7	70,52	70,3
	VIII	0,63	66,67	107	71,57	115,3	77,17	
	średnia	0,75	64,26	117	72,81	87,0	73,83	
2019	VII	0,55	68,62	126	73,92	123,0	77,78	74,3
	VIII	0,53	69,16	147	46,15	157,5	80,2	
	średnia	0,54	68,89	137	75,04	140,3	78,99	

5.2 Stan ekologiczny Jeziora Budziszewskiego i jez. Rogoźno

Oceny stanu ekologicznego wód obu jezior dokonano w oparciu o Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 roku w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych. Została ona oparta o wskaźnik biologiczny, jakim był PMPL, czyli Indeks Fitoplanktonowy dla Polskich Jezior. Uzyskany wynik został wsparty wynikami wskaźników fizyczno-chemicznych.

Wskaźnik PMPL wykazał zły stan ekologiczny wód obu jezior. W przypadku Jeziora Budziszewskiego powrócił on do wartości odnotowanej w roku 2017, po niewielkiej poprawie w roku 2018. Pozostałe wskaźniki potwierdziły zły stan wód tego jeziora (Tab. 29). W Jeziorze Rogozińskim wartość PMPL uległa wyraźnemu zwiększeniu w bieżącym roku, a elementy fizyczno-chemiczne potwierdziły zły stan wód tego akwenu (Tab. 30.)

TABELA 29. OCENA STANU EKOLOGICZNEGO WÓD JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W LATACH 2017-2019

wskaźnik	jednostka	2017		2018		2019	
		wartość	klasa	wartość	klasa	wartość	klasa
ELEMENTY BIOLOGICZNE							
PMPL	-	4,92	V	4,88	V	4,93	V
ELEMENTY FIZYKOCHEMICZNE (WSPIERAJĄCE ELEMENTY BIOLOGICZNE)							
przezroczystość	m	0,69	>II	0,86	>II	0,6	>II
przewodność	μS/cm	734	>II	727	>II	554	II
azot ogólny	mgN/l	4,98	>II	4,76	>II	3,24	>II
fosfor ogólny	mgP/l	0,186	>II	0,300	>II	0,289	>II

TABELA 30. OCENA STANU EKOLOGICZNEGO WÓD JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO W LATACH 2017-2019

wskaźnik	jednostka	2017		2018		2019	
		wartość	klasa	wartość	klasa	wartość	klasa
ELEMENTY BIOLOGICZNE							
PMPL	-	4,31	V	4,01	V	4,85	V
ELEMENTY FIZYKOCHEMICZNE (WSPIERAJĄCE ELEMENTY BIOLOGICZNE)							
przezroczystość	m	0,74	>II	0,93	>II	0,55	>II
przewodność	μS/cm	687	>II	680	>II	528	II
azot ogólny	mgN/l	3,87	>II	3,55	>II	2,43	>II
fosfor ogólny	mgP/l	0,162	>II	0,138	>II	0,141	>II

6. Ocena skuteczności działań rekultywacyjnych i propozycje na przyszłość

6.1 Jezioro Budziszewskie

Jezioro Budziszewskie zasilane jest przez wody Małej Wełny, odpływającej z silnie eutroficznych jezior Rościnno i Maciejak. Szczególnie drugie z nich, zasilane z kompleksu stawów rybnych w Skokach, stanowi w lecie poważne źródło związków biogenych, uwalnianych z mineralizujących się osadów dennych. Również płytkie dno Jeziora Budziszewskiego w południowej jego części, położone w zasięgu ciepłego epilimnionu, stanowi źródło zasilania wewnętrznego w wyniku mineralizacji materii organicznej. Trzecim źródłem biogenów jest dno głębokiej części jeziora, położone w obrębie hypolimnionu. Ponieważ w lecie następuje całkowite odtlenienie tej strefy, dochodzi do uwolnienia fosforu zakumulowanego w dnie w półroczu zimowym, w wyniku redukcji żelaza, manganu i innych metali. Dodatkowym źródłem biogenów są nieszczelne szamba w strefie zabudowy rekreacyjnej, zwłaszcza w rejonie Grzybowa oraz obszary gruntów rolnych, znajdujących się w zlewni bezpośredniej. Poprawa jakości wody w tym jeziorze musi więc prowadzić do zmniejszenia zasilania jeziora z tych źródeł. W ubiegłym roku skupiono się na zmniejszeniu ładunku biogenów dopływających Małą Wełną oraz zarybieniu jeziora podchowanim narybkiem szczupaka (biomanipulacja), osiągając niezłe rezultaty, zwłaszcza w pierwszej połowie roku. W roku 2019 ograniczono rekultywację do trzech zabiegów inaktywacji fosforu w toni wodnej oraz do ponownego zarybienia jeziora narybkiem szczupaka. W wyniku podjętych zabiegów stężenie fosforu w warstwie powierzchniowej (epilimnionie), wiosną i wczesnym latem utrzymywało się na stosunkowo niskim poziomie. Równoczesne zarybienie jeziora szczupakiem wpłynęło na oddziaływanie zooplanktonu na fitoplankton. W efekcie nastąpiła przebudowa składu fitoplanktonu – ustąpiły sinice, dominację przejęły zieleńce, przy czym ich liczebność i biomasa były stosunkowo niskie. Wysokie temperatury panujące w czerwcu zintensyfikowały zasilanie wewnętrzne w fosfor, w wyniku czego jego stężenie w toni wodnej zaczęło rosnąć, powodując powrót sinic w fitoplanktonie. W lipcu ich liczebność była jednak nadal niższa niż przed rokiem. Od sierpnia nastąpił jednak szybki przyrost biomasy sinic, trwający do jesieni, wskazujący na zbyt małą efektywność zabiegów rekultywacyjnych.

Uzyskanie trwałej poprawy jakości wody w Jeziorze Budziszewskim wymaga intensywniejszych działań ochronnych i rekultywacyjnych. W przyszłym roku

należałoby powtórzyć zabiegi strącania biogenów na dopływie do jeziora, zwiększyć liczbę zabiegów inaktywacji fosforu w toni wodnej oraz zwiększyć zarybienie jeziora szczupakiem. Oprócz narybku szczupaka (do 100 tys. sztuk) wskazane byłoby wpuszczenie narybku sandacza (ok. 30 tys. sztuk). Bardzo pomocne w ograniczeniu zasilania w biogeny z dna położonego w obrębie odtlenionego hypolimnionu byłoby doprowadzenie wód w strefę naddenną z dwu dopływów, wnoszących wodę z systemów melioracyjnych okolicznych pól. Ponieważ dopływy te uchodzą do jeziora w obrębie lasów administrowanych przez Lasy Państwowe, zabieg ten powinien być wykonany przy ich współudziale. Ważnym działaniem nieinwestycyjnym byłoby sprawdzenie szczelności szamb (regularności ich opróżniania) w strefie nadjeziornej. Ponieważ większość zabudowy rekreacyjnej znajduje się wzdłuż brzebu północno-wschodniego należącego do gminy Skoki, kontrola ta powinna być przeprowadzona przez służby należące do tej gminy.

6.2 Jezioro Rogoźno

Działania rekultywacyjne prowadzone na jeziorze Rogoźno były znacznie intensywniejsze niż na Jeziorze Budziszewskim. Podobnie jak przed rokiem stosowano inaktywację biogenów w strefie dopływu wód Małej Wełny do jeziora. Zwiększono liczbę zabiegów mobilnej inaktywacji fosforu na całej powierzchni jeziora przy użyciu chlorku magnezu i siarczanu żelaza. Ponowiono zarybienie jeziora podchowanim narybkiem szczupaka w maju oraz zamontowano aerator na wysokości plaży miejskiej w Rogoźnie. Dzięki tym zabiegom jakość wody w jeziorze Rogoźno była znacznie lepsza niż w wyżej położonym Jeziorze Budziszewskim. Dotyczyło to zarówno wszystkich wskaźników fizyczno-chemicznych, jak i biologicznych. Niestety w stosunku do roku ubiegłego jakość wód nie poprawiła się, lecz pogorszyła. Przyczyn tego należy upatrywać w bardzo wczesnej wiosnie i wysokich temperaturach, stymulujących rozwój sinic. Stała obecność w toni wodnej mineralnych form azotu i fosforu świadczy o braku limitującego wpływu fosforu na rozwój sinic. W ciągu całego okresu badań pH wody było zawsze powyżej 8,3, co świadczy o limitującym wpływie węgla mineralnego (CO₂). Ponieważ siniece mają zdolność wykorzystywania kwaśnych węglanów, wygrywają one w konkurencji z innymi grupami glonów planktonowych. Dodatkowym czynnikiem ograniczającym namnażanie się fitoplanktonu jest samozacienienie (rozpraszanie światła przez zawiesinę glonów). Niektóre organizmy dobrze znoszą jednak zacienienie, mogąc się namnażać w takich warunkach. Należy do nich sinica *Planktotrix agardhii*, która

zdominowała fitoplankton jeziora Rogoźno. Ponieważ jest to sinica o długich koloniach nitkowatych, powoduje zapychanie aparatu filtracyjnego skorupiaków planktonowych, przez co nie może być przez nie konsumowana. Powstał więc mechanizm sprzężenia zwrotnego, w którym sinice wygrały konkurencję z zooplanktonem, ograniczając skuteczność podejmowanych działań rekultywacyjnych.

Ponieważ wysokie temperatury sprzyjające pojawieniu się sinic już wczesną wiosną mogą się powtórzyć w przyszłym roku, konieczne jest podjęcie działań uniemożliwiających lub przynajmniej ograniczających to zjawisko. Najważniejszym działaniem jest zmniejszenie stężeń fosforu w toni wodnej, by stał się on czynnikiem ograniczającym rozwój sinic. Można to uzyskać przez inaktywację fosforu napływającego do jeziora począwszy od zimy i kontynuowanie tego procesu w kolejnych porach roku. Bezpośrednio po zejściu pokrywy lodowej należy zastosować strącanie fosforu w toni wodnej całego jeziora (proces mobilnej inaktywacji przy użyciu chlorku magnezu i siarczanu żelaza), by utrzymać stężenie fosforu ogólnego poniżej 0,1 mgP/l. Ponowne zarybienie jeziora podchowanim narybkim szczupaka wzmocni jego populację, pozwalając na liczniejszy rozwój zooplanktonu skorupiakowego. Jeżeli powiedzie się przebudowa fitoplanktonu z dominacji sinic na zielenice (co miało miejsce w tym roku w Jeziorze Budziszewskim), presja zooplanktonu skorupiakowego poprawi przezroczystość wody, umożliwiając rozwój roślinności zanurzonej. Jeżeli w lecie przyszłego roku ponownie wystąpią wysokie temperatury, sprzyjające rozwojowi sinic, konieczne będzie zintensyfikowanie inaktywacji fosforu w toni wodnej. Bardzo pomocna byłaby skuteczna poprawa jakości wody w Jeziorze Budziszewskim, dzięki czemu jezioro Rogoźno zasilane byłoby wodą bez sinic, z niskimi stężeniami fosforu. W przeciwnym razie wskazane będzie zastosowanie środka chemicznego do inaktywacji fosforu w osadach dennych jeziora Rogoźno, np. Phoslock lub Sinobent. Przed ich zastosowaniem należy przeprowadzić test określający minimalną dawkę preparatu, by zabieg mógł być skuteczny. Z doświadczeń na innych jeziorach wiadomo, że dawka ta waha się od 200 do 800 kg/ha. W przypadku wystąpienia bardzo wysokich temperatur wskazane jest ponowne uruchomienie aeratora, natleniającego osady denne, dzięki czemu podniesiony zostanie potencjał redox ograniczający uwalnianie fosforu do toni wodnej. Dla poprawy potencjału redox w osadach dennych ważne byłoby również skierowanie wód dopływu uchodzącego do jeziora w pobliżu OSIR-u do strefy naddennej pośrodku jeziora. Ponieważ dno w jeziorze jest nachylone w kierunku południowym, wody te będą

spływać w tę stronę aż do głęboczka w pobliżu wsi Owczegłowy, oddziałując na dużą powierzchnię dna.

7. Literatura

- CARLSON R.E. 1977. A TROPHIC STATE INDEX FOR LAKES. LIMNOLOGY AND OCEANOGRAPHY 22, 2: 361-369
- DONDAJEWSKA R., GOŁDYN R. (RED.), 2017, OCENA STANU EUTROFIZACJI JEZIOR BUDZISZEWSKIEGO I ROGOZIŃSKIEGO WRAZ Z USTALENIEM METOD OCHRONY I REKULTYWACJI. ZAKŁAD OCHRONY WÓD UAM (MASZYNOPIS)
- DONDAJEWSKA R., GOŁDYN R. (RED.), 2018, MONITORING JAKOŚCI WÓD I OSADÓW DENNYCH JEZIORA ROGOŹNO I JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO. ZAKŁAD OCHRONY WÓD UAM (MASZYNOPIS)
- ELBANOWSKA H., ZERBE J., SIEPAK J., 1999, FIZYCZNO-CHEMICZNE BADANIA WÓD, WYD. NAUK UAM, POZNAŃ
- JAŃCZAK J. 1996. ATLAS JEZIOR POLSKI. WYD. BOGUCKI, POZNAŃ
- MIKOŁAJCZAK M., PUŁYK M., SZEREMIETIEW M., TYBISZEWSKA E. 1998. STAN CZYSTOŚCI WÓD POWIERZCHNIOWYCH W ZLEWNI RZEKI MAŁEJ WEŁNY NA PODSTAWIE BADAŃ MONITORINGOWYCH. PAŃSTWOWA INSPEKCJA OCHRONY ŚRODOWISKA, WOJEWÓDZKI INSPEKTORAT OCHRONY ŚRODOWISKA W POZNANIU, 118 STR.
- MYŚLIŃSKA E., 2001. GRUNTY ORGANICZNE I LABORATORYJNE METODY ICH BADANIA. WYD. NAUK. PWN, WARSZAWA, 208 STR.
- PSENNER R., BOSTRÖM B., DINKA M., PETERSSON K., PUCSKO R., SAGER M., 1988, FRACTINATION OF PHOSPHORUS IN SUSPENDED MATTER AND SEDIMENT. ARCH. HYDROBIOL. BEIH. ERGEBN. LIMNOL. 30, 83-112
- RAPORT O STANIE ŚRODOWISKA W WIELKOPOLSCE W ROKU 2003, 2004. WOJEWÓDZKI INSPEKTORAT OCHRONY ŚRODOWISKA W POZNANIU
- ROZPORZĄDZENIE MINISTRA GOSPODARKI MORSKIEJ I ŻEGLUGI ŚRÓDLĄDOWEJ Z DNIA 11 PAŹDZIERNIKA 2019 ROKU W SPRAWIE KLASYFIKACJI STANU EKOLOGICZNEGO, POTENCJAŁU EKOLOGICZNEGO I STANU CHEMICZNEGO ORAZ SPOSOBU KLASYFIKACJI STANU JEDNOLITYCH CZĘŚCI WÓD POWIERZCHNIOWYCH A TAKŻE ŚRODOWISKOWYCH NORM JAKOŚCI DLA SUBSTANCJI PRIORYTETOWYCH (DZ. U. RP Z DNIA 11 PAŹDZIERNIKA 2019 R., POZ. 2149).
- SZESZYCKI M. 2016. OPERAT RYBACKI DLA OBWODU RYBACKIEGO NR 130 „JEZIORO BUDZISZEWSKIE NA RZECE MAŁA WEŁNA NR 8”, REGION WODNY RZEKI WARTY. WĄGROWIEC

8. Spis tabel i rycin

- TABELA 1. PARAMETRY MORFOMETRYCZNE JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO (ZA: JAŃCZAK 1996)
- TABELA 2. OCENA PODATNOŚCI JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA DEGRADACJĘ (ZA: MIKOŁAJCZAK I IN. 1998)
- TABELA 3. ZMIANY STANU EKOLOGICZNEGO JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W LATACH 2008-2017 (ZA: WWW.POZNAN.WIOS.GOV.PL)
- TABELA 4. PARAMETRY MORFOMETRYCZNE JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO (ZA: JAŃCZAK 1996)
- TABELA 5. OCENA PODATNOŚCI JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA DEGRADACJĘ (ZA: MIKOŁAJCZAK I IN. 1998)
- TABELA 6. ZMIANY STANU EKOLOGICZNEGO JEZIORA ROGOŹNO W LATACH 2008-2014 (ZA: WWW.POZNAN.WIOS.GOV.PL)
- TABELA 7. NASYCENIE TLENEM WÓD JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA OBU STANOWISKACH
- TABELA 8. PORÓWNANIE ZAKRESU ZMIENNOŚCI I WARTOŚCI ŚREDNICH PODSTAWOWYCH WŁAŚCIWOŚCI WÓD JEZIORA W LATACH 2017-2019
- TABELA 9. PORÓWNANIE ŚREDNICH KONCENTRACJI ZWIĄZKÓW BIOGENNYCH W WODACH JEZIORA W LATACH 2017-2019 (WYTŁUSZCZONO WARTOŚCI MAKSYMALNE)
- TABELA 10. PORÓWNANIE ZAKRESU ZMIENNOŚCI I WARTOŚCI ŚREDNICH ZAWARTOŚCI CHLOROFILU-A I ZAWIESINY OGÓLNEJ W LATACH 2017-2019
- TABELA 11. TAKSONY DOMINUJĄCE W FITOPLANKTONIE W POSZCZEGÓLNYCH MIESIĄCACH
- TABELA 12. WARTOŚCI WSKAŹNIKA PMPL I JEGO SKŁADOWYCH DLA JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W LATACH 2017-2019
- TABELA 13. TAKSONY DOMINUJĄCE W ZOOPLANKTONIE W POSZCZEGÓLNYCH MIESIĄCACH
- TABELA 14. ZAWARTOŚĆ WYBRANYCH PIERWIASTKÓW W OSADZIE DENNYM JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W ROKU 2019
- TABELA 15. ŚREDNIE ZAWARTOŚCI WYBRANYCH PIERWIASTKÓW W OSADZIE DENNYM JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W LATACH 2017-2019
- TABELA 16. OBCIĄŻENIE WEWNĘTRZNE Z DWÓCH STREF GŁĘBOKOŚCIOWYCH OSADÓW DENNYCH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W BADANYM OKRESIE [w kgP/d]
- TABELA 17. NASYCENIE TLENEM WÓD JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA OBU STANOWISKACH
- TABELA 18. PORÓWNANIE ZAKRESU ZMIENNOŚCI I WARTOŚCI ŚREDNICH PODSTAWOWYCH WŁAŚCIWOŚCI WÓD JEZIORA W LATACH 2017-2019
- TABELA 19. PORÓWNANIE ŚREDNICH KONCENTRACJI ZWIĄZKÓW BIOGENNYCH W WODACH JEZIORA W LATACH 2017-2019 (WYTŁUSZCZONO WARTOŚCI MAKSYMALNE)
- TABELA 20. PORÓWNANIE ZAKRESU ZMIENNOŚCI I WARTOŚCI ŚREDNICH ZAWARTOŚCI CHLOROFILU-A I ZAWIESINY OGÓLNEJ W LATACH 2017-2019
- TABELA 21. TAKSONY DOMINUJĄCE W FITOPLANKTONIE W POSZCZEGÓLNYCH MIESIĄCACH
- TABELA 22. WARTOŚCI WSKAŹNIKA PMPL I JEGO SKŁADOWYCH DLA JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO W LATACH 2017-2019
- TABELA 23. TAKSONY DOMINUJĄCE W ZOOPLANKTONIE W POSZCZEGÓLNYCH MIESIĄCACH
- TABELA 24. ZAWARTOŚĆ WYBRANYCH PIERWIASTKÓW W OSADZIE DENNYM JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO W ROKU 2019
- TABELA 25. ŚREDNIE ZAWARTOŚCI WYBRANYCH PIERWIASTKÓW W OSADZIE DENNYM JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO W LATACH 2017-2019
- TABELA 26. OBCIĄŻENIE WEWNĘTRZNE Z OSADÓW DENNYCH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO W BADANYM OKRESIE [kgP/d]
- TABELA 27. OCENA STANU TROFII WÓD JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W LATACH 2017-2019
- TABELA 28. OCENA STANU TROFII WÓD JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO W LATACH 2017-2019
- TABELA 29. OCENA STANU EKOLOGICZNEGO WÓD JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W LATACH 2017-2019
- TABELA 30. OCENA STANU EKOLOGICZNEGO WÓD JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO W LATACH 2017-2019

RYS. 1. PRZEBIEG MAŁEJ WEŁNY WRAZ Z JEZIORAMI POŁOŻONYMI NA RZECIE
(ZA: OPENSTREETMAPS, ZMIENIONE)

RYS. 2. PLAN BATYMETRYCZNY JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO (ZA: SZESZYCKI 2016,
ZMIENIONE)

RYS. 3. PLAN BATYMETRYCZNY JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO (ZA: SZESZYCKI 2006, ZMIENIONE)

RYS. 4. MIESIĘCZNE SUMY OPADÓW ORAZ ŚREDNIE MIESIĘCZNE TEMPERATURY W OKRESIE OD
STYCZNIA DO PAŹDZIERNIKA 2019R. NA TLE DANYCH Z WIELOLECIA (ZA: WEATHERONLINE.PL,
DANE DLA POSTERUNKU POGODOWEGO POZNAŃ-ŁAWICA)

RYS. 5. PORÓWNANIE MIESIĘCZNYCH ŚREDNICH TEMPERATUR POWIETRZA W TRZECH LATACH
PROWADZENIA BADAŃ (ZA: WEATHERONLINE.PL, DANE DLA POSTERUNKU POGODOWEGO
POZNAŃ-ŁAWICA)

RYS. 6. PORÓWNANIE MIESIĘCZNYCH SUM OPADÓW ATMOSFERYCZNYCH W TRZECH LATACH
PROWADZENIA BADAŃ (ZA: WEATHERONLINE.PL, DANE DLA POSTERUNKU POGODOWEGO
POZNAŃ-ŁAWICA)

RYS. 7. LOKALIZACJA STANOWISK BADAWCZYCH W OBRĘBIE JEZIOR BUDZISZEWSKIEGO I
ROGOZIŃSKIEGO (ZA: OPENSTREETMAPS, ZMIENIONE)

RYS. 8. ZMIANY TEMPERATURY WODY JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W PRZEKROJU PIONOWYM
NA STANOWISKACH I (PO LEWEJ) I II (PO PRAWĘJ)

RYS. 9. ZMIANY ODCZYNU WODY JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W PRZEKROJU PIONOWYM NA
STANOWISKACH I (PO LEWEJ) I II (PO PRAWĘJ)

RYS. 10. ZMIANY PRZEWODNOŚCI ELEKTROLITYCZNEJ WODY JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W
PRZEKROJU PIONOWYM NA STANOWISKACH I (PO LEWEJ) I II (PO PRAWĘJ)

RYS. 11. ZMIANY STĘŻENIA TLENU ROZPUSZCZONEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO
W PRZEKROJU PIONOWYM NA STANOWISKU I (PO LEWEJ) I II (PO PRAWĘJ)

RYS. 12. ZMIANY PRZEZROCYSTOŚCI WÓD JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA OBU
STANOWISKACH BADAWCZYCH W LATACH 2017-2019

RYS. 13. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AMONOWEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO
NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019

RYS. 14. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AMONOWEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO
NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

RYS. 15. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTYNOWEGO W WODACH JEZIORA
BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019

RYS. 16. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTYNOWEGO W WODACH JEZIORA
BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

RYS. 17. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTANOWEGO W WODACH JEZIORA
BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019

RYS. 18. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTANOWEGO W WODACH JEZIORA
BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

RYS. 19. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU MINERALNEGO W WODACH JEZIORA
BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019

RYS. 20. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU MINERALNEGO W WODACH JEZIORA
BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

RYS. 21. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU ORGANICZNEGO W WODACH JEZIORA
BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019

RYS. 22. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU ORGANICZNEGO W WODACH JEZIORA
BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

RYS. 23. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO
NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019

RYS. 24. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO
NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

RYS. 25. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORANÓW ROZPUSZCZONYCH W WODACH JEZIORA
BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019

RYS. 26. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORANÓW ROZPUSZCZONYCH W WODACH JEZIORA
BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

RYS. 27. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019

RYS. 28. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

RYS. 29. ZMIANY KONCENTRACJI CHLOROFILU-A W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019

RYS. 30. ZMIANY KONCENTRACJI CHLOROFILU-A W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

RYS. 31. ZMIANY ZAWARTOŚCI ZAWIESINY OGÓLNEJ W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019

RYS. 32. ZMIANY ZAWARTOŚCI ZAWIESINY OGÓLNEJ W WODACH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

RYS. 33. LICZEBNOŚĆ FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA OBU STANOWISKACH BADAWCZYCH W ROKU 2019

RYS. 34. LICZEBNOŚĆ FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019

RYS. 35. LICZEBNOŚĆ FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

RYS. 36. BIOMASA FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA OBU STANOWISKACH BADAWCZYCH W ROKU 2019

RYS. 37. BIOMASA FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019

RYS. 38. BIOMASA FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

RYS. 39. LICZEBNOŚĆ ZOOPLANKTONU JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019

RYS. 40. LICZEBNOŚĆ ZOOPLANKTONU JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

RYS. 41. ZAWARTOŚĆ FOSFORU W OSADACH DENNYCH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO

RYS. 42. ZAWARTOŚĆ MATERII ORGANICZNEJ W OSADACH DENNYCH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO

RYS. 43. ZAWARTOŚĆ ZWIĄZKÓW FOSFORU W WODZIE INTERSTYCJALNEJ OSADÓW DENNYCH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO

RYS. 44. ZAWARTOŚĆ FRAKCJI FOSFORU W OSADACH DENNYCH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO W ROKU 2019

RYS. 45. ZAWARTOŚĆ FRAKCJI FOSFORU W OSADACH DENNYCH JEZIORA BUDZISZEWSKIEGO – PORÓWNANIE WARTOŚCI ŚREDNICH W LATACH 2017-2019

RYS. 46. ZMIANY INTENSYWNOŚCI UWALNIANIA FOSFORU Z OSADÓW DENNYCH NA DWÓCH STANOWISKACH W JEZIORZE BUDZISZEWSKIM

RYS. 47. ZMIANY TEMPERATURY WÓD JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I (PO LEWEJ) I STANOWISKU II (PO PRAWEJ)

RYS. 48. ZMIANY ODCZYNU WÓD JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I (PO LEWEJ) I STANOWISKU II (PO PRAWEJ)

RYS. 49. ZMIANY PRZEWODNOŚCI WÓD JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I (PO LEWEJ) I STANOWISKU II (PO PRAWEJ)

RYS. 50. ZMIANY STĘŻENIA TLENU ROZPUSZCZONEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I (PO LEWEJ) I STANOWISKU II (PO PRAWEJ)

RYS. 51. ZMIANY PRZEZROCYSTOŚCI WÓD JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA DWÓCH BADANYCH STANOWISKACH

RYS. 52. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AMONOWEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I

RYS. 53. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AMONOWEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

RYS. 54. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTYNOWEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I

RYS. 55. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTYNOWEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

RYS. 56. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTANOWEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I

RYS. 57. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU AZOTANOWEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

RYS. 58. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU MINERALNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I

RYS. 59. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU MINERALNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

RYS. 60. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU ORGANICZNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I

RYS. 61. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU ORGANICZNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

RYS. 62. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I

RYS. 63. ZMIANY KONCENTRACJI AZOTU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

RYS. 64. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORANÓW ROZPUSTWIONYCH W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I

RYS. 65. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORANÓW ROZPUSTWIONYCH W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

RYS. 66. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I

RYS. 67. ZMIANY KONCENTRACJI FOSFORU OGÓLNEGO W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II (W 2017 R. ŚREDNIA NAD DNEM NIE UWZGLĘDNI WYNIKU Z VI)

RYS. 68. ZMIANY KONCENTRACJI CHLOROFILU-A W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I

RYS. 69. ZMIANY KONCENTRACJI CHLOROFILU-A W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

RYS. 70. ZMIANY ZAWARTOŚCI ZAWIESINY OGÓLNEJ W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU I

RYS. 71. ZMIANY ZAWARTOŚCI ZAWIESINY OGÓLNEJ W WODACH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO NA STANOWISKU II

RYS. 72. LICZEBNOŚĆ FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA OBU STANOWISKACH BADAWCZYCH W ROKU 2019

RYS. 73. LICZEBNOŚĆ FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019

RYS. 74. LICZEBNOŚĆ FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

RYS. 75. BIOMASA FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA OBU STANOWISKACH BADAWCZYCH W ROKU 2019

RYS. 76. BIOMASA FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA STANOWISKU I W LATACH 2017-2019

RYS. 77. BIOMASA FITOPLANKTONU Z PODZIAŁEM NA GRUPY TAKSONOMICZNE NA STANOWISKU II W LATACH 2017-2019

RYS. 78. LICZEBNOŚĆ ZOOPLANKTONU JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO W LATACH 2017-2019 NA STANOWISKU I

RYS. 79. LICZEBNOŚĆ ZOOPLANKTONU JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO W LATACH 2017-2019 NA STANOWISKU II

RYS. 80. ZAWARTOŚĆ FOSFORU W OSADACH DENNYCH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO

RYS. 81. ZAWARTOŚĆ MATERII ORGANICZNEJ W OSADACH DENNYCH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO

RYS. 82. ZAWARTOŚĆ ZWIĄZKÓW FOSFORU W WODZIE INTERSTYCJALNEJ OSADÓW DENNYCH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO

RYS. 83. ZAWARTOŚĆ FRAKCJI FOSFORU OSADACH DENNYCH JEZIORA ROGOZIŃSKIEGO

RYS. 84. ZAWARTOŚĆ FRAKCJI FOSFORU W OSADACH DENNYCH JEZIORA ROGOŹNO –
PORÓWNANIE WARTOŚCI ŚREDNICH W LATACH 2017-2019
RYS. 85. ZMIANY INTENSYWNOŚCI UWALNIANIA FOSFORU Z OSADÓW DENNYCH NA DWÓCH
STANOWISKACH W JEZIORZE ROGOZIŃSKIM