

**EKSPERYMENTALNE  
ZASTOSOWANIE  
NADTLENKU WODORU  
DO OGRANICZENIA  
ZAKWITU *PRYMNESIUM*  
*PARVUM* W RZECE KŁODNICY  
LATEM 2024 r.**



**Praca zbiorowa pod redakcją dr hab. Agnieszki Kolady, przygotowana przez zespół autorski w składzie:**

**Część dotycząca przebiegu eksperymentu (rozdział I):**

Dr inż. Łukasz Weber<sup>1</sup> – koordynator  
Dr hab. Agnieszka Pasztaleniec<sup>1</sup>  
Dr Agnieszka Ochocka<sup>1</sup>  
Mgr Mateusz Jackowiak<sup>1</sup>  
Dr hab. Bogdan Wziątek<sup>2</sup>  
Mgr inż. Marek Kajs<sup>3</sup>  
Prof. dr hab. Iwona Jasser<sup>4</sup>  
Prof. dr hab. Hanna Mazur-Marzec<sup>5</sup>  
Dr Robert Konkel<sup>5</sup>  
Dr Sebastian Kutyla<sup>1</sup>  
Mgr Agnieszka Ciesielska<sup>1</sup>  
Mgr Joanna Lange<sup>1</sup>  
Dr inż. Katarzyna Szmigielska<sup>1</sup>  
Justyna Pietrak<sup>1</sup>  
Dr hab. Agnieszka Kolada<sup>1</sup>

**Część dotycząca kontroli biologicznej nad eksperymentem (rozdział II):**

Prof. dr hab. Piotr Parasiewicz<sup>6</sup> – koordynator  
Prof. dr hab. Agnieszka Napiórkowska-Krzebietke<sup>6</sup>  
Dr Tomasz K. Czarkowski<sup>6</sup>  
Dr Elżbieta Bogacka-Kapusta<sup>6</sup>  
Dr Andrzej Kapusta<sup>6</sup>  
Dr Maja Prusińska<sup>6</sup>  
Mgr inż. Janusz Ligięza<sup>6</sup>  
Mgr Ranmuni Roshan De Zoysa<sup>6</sup>  
Marcin Chojnacki<sup>6</sup>  
Dr inż. Daniel Gebler<sup>7</sup>  
Dr inż. Szymon Jusik<sup>7</sup>

**Afiliacje autorów:**

<sup>1</sup>Institut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, <sup>2</sup>Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, <sup>3</sup>Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, <sup>4</sup>Uniwersytet Warszawski, <sup>5</sup>Uniwersytet Gdański, <sup>6</sup>Institut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza - Państwowy Instytut Badawczy, <sup>7</sup>Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

### Sugerowany sposób cytowania:

Weber Ł., Pasztaleniec A., Ochocka A., Jackowiak M., Wziętek B., Kajs M., Jasser I., Mazur-Marzec H., R. Konkel, Parasiewicz P., Napiórkowska-Krzebietke A., Czarkowski T. K., Bogacka-Kapusta E., Kapusta A., Prusińska M., Ligęza J., De Zoysa R. R., Chojnacki M., Gebler D., Jusik Sz., Kutyła S., Ciesielska A., Lange J., Szmigielska K., Pietrak J., Kolada A. (2024).

Eksperymentalne zastosowanie nadtlenu wodoru do ograniczenia zakwitu *Prymnesium parvum* w rzece Kłodnicy latem 2024 r. Instytut Ochrony Środowiska-Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa

Praca zrealizowana w ramach projektu pn.: „Budowa kompetencji resortu klimatu i środowiska w zakresie ochrony i zrównoważonego zarządzania rzeką Odrą”, finansowanego ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej na podstawie umowy nr 151/2024/Wn50/NE-GW/D z dnia 18.06.2024 r.

### Podziękowania:

Wykonawcy pragną serdecznie podziękować Regionalnemu Dyrektorowi Ochrony Środowiska w Katowicach - Pani dr Mirosławie Mierczyk-Sawickiej oraz Panom Tadeuszowi Podmagórskiemu-Najdzie, Eliażowi Jarmułowiczowi oraz Mateuszowi Podgornowowi – pracownikom RDOŚ w Katowicach, za nieocenioną pomoc i wkład w trakcie trwania eksperymentu badawczego. Wykonawcy składają również serdeczne podziękowania Pani mgr Patrycji Samonek z CentLab IOŚ-PIB za zaangażowanie w finalne etapy realizacji eksperymentu.

Warszawa, 2025 r.

## Spis treści

<b>WPROWADZENIE</b> .....	7
Uzasadnienie lokalizacji eksperymentu na rzece Kłodnicy.....	7
Uzasadnienie konieczności podjęcia eksperymentu w sierpniu 2024 r. ....	8
Cel eksperymentu .....	9
Podstawy formalne.....	11
<b>I. ZAŁOŻENIA I PRZEBIEG EKSPERYMENTU</b> .....	13
<b>TEREN BADAŃ</b> .....	13
Hydrografia terenu badań .....	13
Wybór stanowisk badawczych .....	14
<b>METODY</b> .....	20
Instalacja do dozowania perhydrołu .....	20
Metodyka dawkowania perhydrołu .....	25
Metody badania parametrów fizykochemicznych wód.....	25
Metody badania <i>Prymnesium parvum</i> .....	27
Metody badania prymnezyn .....	28
<b>WYNIKI EKSPERYMENTU</b> .....	28
Przebieg eksperymentu .....	28
Wyniki badań parametrów fizykochemicznych .....	34
Wyniki analiz liczebności <i>Prymnesium parvum</i> .....	50
Wyniki oznaczeń stężenia prymnezyn.....	56
Pozostałe obserwacje .....	58
<b>KONTROLA BIOLOGICZNA W RAMACH EKSPERYMENTU</b> .....	61
Kontrola ichtiofauny .....	61
Kontrola fitoplanktonu .....	71
Kontrola zooplanktonu .....	76
<b>II. KONTROLA BIOLOGICZNA PROWADZONA PRZEZ PODMIOTY ZEWNĘTRZNE</b> .....	84
<b>PODSTAWY FORMALNE PROWADZENIA KONTROLI</b> .....	84
<b>TEREN BADAŃ I METODA OCENY KONDYCJI ZESPOŁÓW BIOLOGICZNYCH</b> .....	84
<b>FITOPLANKTON</b> .....	87
<b>ZOOPLANKTON</b> .....	94
<b>MAKROBEZKRĘGOWCE BENTOSOWE</b> .....	99
<b>ICHTIOFAUNA</b> .....	101
<b>MAKROFITY</b> .....	104
<b>III. WNIOSKI I REKOMENDACJE</b> .....	118



<b>Wnioski dotyczące skuteczności zastosowanej metody w eliminacji <i>P. parvum</i>.....</b>	<b>118</b>
<b>Wnioski dotyczące zmian parametrów jakości wód podczas trwania eksperymentu .....</b>	<b>119</b>
<b>Wnioski dotyczące kondycji zespołów biologicznych podczas trwania eksperymentu.....</b>	<b>119</b>
<b>Wnioski dotyczące uwarunkowań techniczno-organizacyjnych przebiegu eksperymentu.....</b>	<b>121</b>
<b>Rekomendacje.....</b>	<b>122</b>
<b>PIŚMIENNICTWO.....</b>	<b>124</b>



# WPROWADZENIE



## WPROWADZENIE

*Prymnesium parvum*, potocznie nazywany „złotą algą”, to glon należący do haptofitów, który ma zdolność do wytwarzania toksyn z grupy prymnezyn. Organizm ten został zidentyfikowany w Odrze w 2022 r. i był wskazany jako bezpośrednia przyczyna katastrofy ekologicznej, której wynikiem były masowe śnięcia ryb, małży, ślimaków i innych organizmów skrzelodysznych (Kolada, 2022). Zdarzenie to uważane jest za największą katastrofę ekologiczną, spowodowaną zakwitami *P. parvum* na świecie (Free i in., 2023, Patiño i in., 2023). Od czasu zidentyfikowania *P. parvum* w ekosystemie rzeki Odry trwają w Polsce intensywne prace nad opracowaniem metod zapobiegania, eliminacji oraz ograniczania skutków zakwitów tego haptofitu.

### Uzasadnienie lokalizacji eksperymentu na rzece Kłodnicy

Prowadzone w okresie ostatnich dwóch lat badania występowania i liczebności *Prymnesium parvum* w wodach powierzchniowych zlewni rzeki Odry, w tym w szczególności wyniki monitoringu interwencyjnego realizowanego przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, dowodzą, iż szczególnie korzystne warunki dla rozwoju tego organizmu występują w wodach Kanału Gliwickiego, gdzie organizm ten notowany jest w znacznych liczebnościach przez większą część roku, osiągając zagęszczenia chwilowo przekraczające nawet 400 mln osobników na litr (os./L).

Kanał Gliwicki, zasilany w głównej mierze rzekami Kłodnicą oraz Dramą, kieruje następnie swoje wody, bezpośrednio oraz, w większej części, poprzez rzekę Kłodnicę, do rzeki Odry, gdzie organizm ten w określonych warunkach może się dalej rozwijać. Dlatego też Kanał Gliwicki uznawany jest za główne źródło zaszczepu złotej algi dla ekosystemu Odry. Należy podkreślić, iż organizmy te nie są notowane w wodach Odry powyżej ujścia rzeki Kłodnicy oraz Kanału Gliwickiego. Badania prowadzone w bieżącym roku wykazały, iż *P. parvum* w wodach Kłodnicy nie zanika, ani istotnie nie zmniejsza liczebności, pomimo dość szybkiego przepływu wody w rzece. Wynika to prawdopodobnie z niewielkich zdolności autoregulacyjnych Kłodnicy oraz krótkiego czasu przepływu od sekcji IV Kanału do ujścia, wynoszącego kilkanaście do kilkudziesięciu godzin.

Konsekwencje zakwitów algi w Kanale Gliwickim dla ekosystemu rzeki Odry obrazuje sytuacja notowana wiosną br., kiedy to w maju obserwowano *P. parvum* w IV sekcji Kanału Gliwickiego w liczebnościach do 124 mln os./L, a w Porcie Koźle, na ujściu Kanału Gliwickiego, w liczebnościach do 107 mln os./L. Spływ tak znaczących ilości alg do Odry został odnotowany w badaniach monitoringowych GIOŚ, które wykazały w kolejnych dniach liczebność *P. parvum* w opolskim punkcie pomiarowym Krapkowiec na poziomie 15 mln os./L, w podwrocławskich Łanach do ok. 60 mln os./L, a w Słubicach do 100 mln os./L. Wiosenny zakwit alg w Odrze, możliwy dzięki przedostaniu się tego organizmu do rzeki z systemu Kanału Gliwickiego, doprowadził do śmierci mięczaków oraz ok. 8 ton ryb, w szczególności w starorzeczach oraz zbiornikach wodnych połączonych z Odrą, do których woda bogata w *P. parvum* wiała się w wyniku wezbrania, ale również w Jeziorze Dąbie.

Sytuacja ta obrazuje, jak istotne jest powstrzymanie spływu *P. parvum* z wód Kanału Gliwickiego do Odry. Gdy podwyższone liczebności alg dotrą już do rzeki, możliwości podejmowania działań łagodzących skutki tego stanu są bardzo ograniczone i mogą polegać jedynie na zwiększaniu prędkości wody w korycie rzeki dzięki alimentacji ze zbiorników zaporowych oraz zapobieganiu stagnacji wody na jazach.

**Mając powyższe na uwadze, rzekę Kłodnicę na jej odcinku od Kanału Gliwickiego do ujścia uznać należy za najistotniejszą drogę przedostawania się alg do rzeki Odry, a w tym kontekście działania przeciwdziałające temu spływowi powinny koncentrować się właśnie na tym cieku.**

### Uzasadnienie konieczności podjęcia eksperymentu w sierpniu 2024 r.

Uzasadnieniem do podjęcia eksperymentu był potwierdzony zakwit *P. parvum*, który pojawił się w Zbiorniku Dzierżno Duże na początku sierpnia 2024 r. Jego przemieszczenie się na sekcję IV Kanału Gliwickiego i rzeką Kłodnicą bezpośrednio do Odry stanowiło realne zagrożenie dla ekosystemu rzeki.

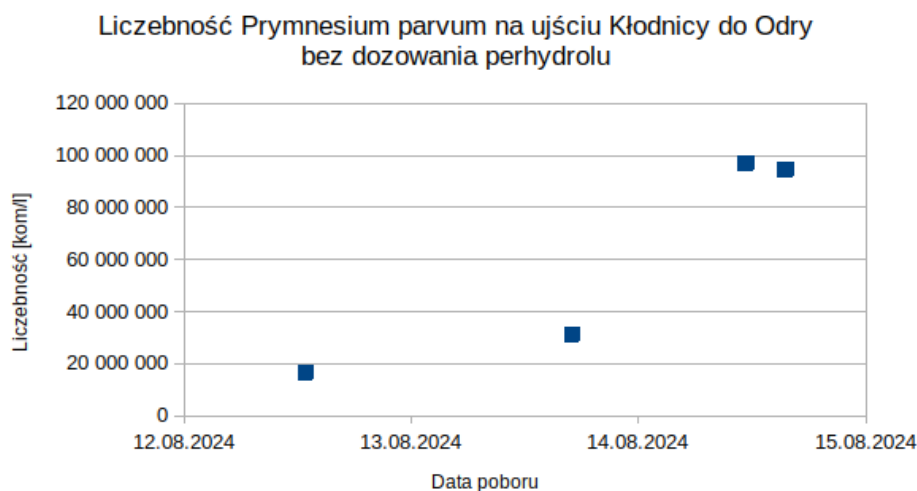
W połowie lipca 2024 r. zagrożenie zakwitami *P. parvum* w wodach Kanału Gliwickiego oraz Odry było względnie niskie. W próbkach pobranych dnia 15 lipca w Marinie Gliwice alg nie stwierdzono, w punkcie Pyskowice zanotowano 54 tys. os./L, a w punkcie Pławniowice prawie 81 tys. os./L. Jedynie w dolnych sekcjach Kanału obserwowano *P. parvum* w większej liczebności, wynoszącej 1,64 mln os./L w sekcji II oraz 2,6 mln os./L w Porcie Koźle.

Badania realizowane przez GIOŚ w kolejnych tygodniach wykazywały wzrost zagrożenia. W trzecim tygodniu lipca w punkcie Pławniowice liczebność *P. parvum* osiągnęła 2 mln os./L i utrzymywała się na podobnym poziomie aż do dnia 29 lipca, kiedy to zanotowano bardzo dynamiczny wzrost liczebności populacji do poziomu ponad 17 mln os./L. Dnia 31 lipca „złoty alg” stwierdzono już w tym punkcie ponad 47 mln/L. Sytuacja ta skłoniła Międzyresortowy Zespół ds. Odry do wydania rekomendacji rozpoczęcia regularnego monitoringu Zbiornika Dzierżno Duże pod kątem obecności *P. parvum*, w którym organizm ten nie był wcześniej notowany. Sieć monitoringu rozszerzono również o punkt zlokalizowany na ujściu rzeki Kłodnicy do Odry.

Dnia 2 sierpnia 2024 r. potwierdzono obecność alg w wodzie pobranej ze Zbiornika Dzierżno Duże przed Przewalem Kłodnicy na poziomie 72 mln os./L, a w sekcji IV Kanału na poziomie ponad 94 mln os./L. Sytuacja stała się o tyle trudna, iż nie istnieją techniczne możliwości wstrzymania zrzutu wody ze Zbiornika Dzierżno Duże do IV sekcji Kanału Gliwickiego. Powstało realne zagrożenie przedostania się zakwitu *P. parvum* z Kanału Gliwickiego do rzeki Odry. Na ujściu Kłodnicy do Odry dnia 2 sierpnia odnotowano 3,6 mln os./L. W samej Odrze, w najbliższym położonym punkcie monitoringowym w Krapkowicach alg tego dnia jeszcze nie stwierdzono.



W kolejnych dniach sierpnia zagrożenie ze strony *P. parvum* rośnie. Dnia 5 sierpnia liczebność algi w IV sekcji Kanału przekroczyła 135 mln os./L, czyli wyższą niż najwyższa wartość zanotowana wiosną 2024 r. (rys. I.1).



**Rys. I.1. Liczebność *Prymnesium parvum* w punkcie na ujściu Kłodnicy do Odry w okresie między 12 a 15 sierpnia 2024 r. (badania IOŚ-PIB).**

Konsekwencje spływu *P. parvum* do rzeki Odry zaczęły być widoczne w punkcie monitoringowym Krapkowice, w którym dnia 9 sierpnia stwierdzono 55 tys. os./L. Liczebność algi w IV sekcji Kanału wciąż dynamicznie rosła, osiągając dnia 14 sierpnia w Pławniowicach rekordowy w historii badań tego punktu poziom 371 mln os./L, a więc przekraczając III, najwyższy stopień zagrożenia według „Procedury monitorowania interwencyjnego *P. parvum*” GIOŚ.

**Obserwowana na początku sierpnia dynamika populacji *P. parvum* w wodach Zbiornika Dzierżno Duże, Kanału Gliwickiego oraz rzeki Kłodnicy w sposób jednoznaczny wskazywała na zaistnienie sytuacji krytycznej, a notowane liczebności algi bez wątplenia należało uznać za wykraczające poza progowe kryteria alarmowe dla rozpoczęcia zwalczania zakwitów.**

## Cel eksperymentu

Głównym i podstawowym celem eksperymentu było **wypracowanie rozwiązań skutecznie eliminujących lub znacząco ograniczających liczebność *Prymnesium parvum*** w rzece Kłodnicy po jej wypływie z IV sekcji Kanału Gliwickiego, zapobiegających przedostawaniu się tego organizmu do ekosystemu rzeki Odry.

Do eksperymentu wykorzystano nadtlenek wodoru dozowany jako perhydrol (35% wodny roztwór  $H_2O_2$ ). Należy podkreślić, że wykorzystanie tego środka do neutralizacji ścieków w procesach środowiskowych i oczyszczaniu wody, jak również eliminacji zakwitów różnych organizmów, w tym sinic (Matthijs i in., 2012, 2016; Weenink i in., 2015), czy *P. parvum* (Wagstaff i in., 2021),

było już badane w wielu miejscach na świecie pod kątem możliwości wykorzystania, jak i skuteczności. Działanie  $H_2O_2$  polega na tym, iż po aplikacji do wody rozpada się, generując wolne rodniki tlenowe, które w zależności od stężenia mogą być zabójcze dla różnych mikroorganizmów. Zaletą nadtlenu wodoru jest fakt, że rozkłada się on w wodzie na tlen i wodę, nie pozostawiając żadnych produktów ubocznych, które mogłyby się akumulować w środowisku.

W Polsce zastosowanie tej substancji do eliminacji złotej algi w warunkach laboratoryjnych i terenowych testowano w 2023 r. na zamówienie Instytutu Ochrony Środowiska – Państwowego Instytutu Badawczego. Eksperymenty prowadził zespół prof. dr hab. Iwony Jasser w warunkach laboratoryjnych na zespole fitoplanktonu z zakwitem *P. parvum* z Kanału Gliwickiego. Eksperyment ten przeprowadzony był na Wydziale Biologii UW i wykazał, że już stężenie 14 mg  $H_2O_2$ /L powoduje spadek liczebności *P. parvum* o 99% (Szczepański i in., 2023). Uzyskane wówczas wyniki pozwoliły na zarekomendowanie nadtlenu wodoru, jako potencjalnego środka ograniczającego zagrożenie ekosystemu Odry zakwitem *P. parvum*.

Eksperyment prowadzony na Kłodnicy w sierpniu 2024 r. miał na celu także **ustalenie minimalnych skutecznych dawek nadtlenu wodoru**, pozwalających na ograniczenie liczebności złotej algi. Międzyresortowy Zespół ds. Odry, na podstawie dokumentacji przedłożonej przez IOŚ-PIB zarekomendował aplikację środka w takiej dawce aby nie przekroczyć stężenia 20 mg  $H_2O_2$  /L, jednak podczas eksperymentu nie przekroczono 17 mg/L (najwyższe kontrolowane, ustabilizowane stężenie wyniosło ok. 17 mg/L), po czym zostało zmniejszone do ok. 14,6 mg/L (obliczenia na podstawie szacowanego przepływu oraz faktycznej ilości wprowadzonego do Kłodnicy perhydrołu).

Jednym z istotniejszych elementów eksperymentu było **określenie wpływu zastosowania nadtlenu wodoru na środowisko rzeki Kłodnicy** na drodze inwentaryzacji przyrodniczej wykonanej przed rozpoczęciem eksperymentu, w trakcie trwania i po jego zakończeniu. Konieczność przeprowadzenia inwentaryzacji wynikała również z rekomendacji Państwowej Rady Gospodarki Wodnej, która w swoim stanowisku z dnia 31 lipca 2024 r. dot. przeprowadzenia eksperymentu z użyciem perhydrołu do eliminacji lub zmniejszenia liczebności glonów *Prymnesium parvum* trafiających do wód rzeki Odry z Kanału Gliwickiego, opracowanego przez Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy wskazała, iż „*W krytycznych sytuacjach przed ewentualnym zastosowaniem nadtlenu wodoru konieczne jest przeprowadzenie inwentaryzacji środowiska i szerzej zakrojone badania środowiskowe, pozwalające na określenie wartości progowej kryterium alarmowego uprawniającego do doraźnego zastosowania perhydrołu do ograniczenia liczebności Prymnesium parvum*”. Zakres i przebieg eksperymentu uwzględnił tę rekomendację PRGW.

**Nadzór przyrodniczy prowadzony był zarówno w ramach samego eksperymentu bezpośrednio przez jego wykonawców (kontrola zespołu fitoplanktonu, zooplanktonu i ryb przed, w trakcie i po zakończeniu dozowania perhydrołu), jak i przez ekspertów niezwiązanych z eksperymentem z instytucji zewnętrznych, tj. IRS-PIB i Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu (porównanie kondycji fitoplanktonu, zooplanktonu, makrozoobentosu, makrofitów i ryb przed i po zakończeniu eksperymentu).**



## Podstawy formalne

W sierpniu 2024 r. na rzece Kłodnicy łączącej poprzez Kanał Gliwicki Zbiornik Dzierżno Duże z Odrą przeprowadzono eksperyment polegający na wprowadzeniu do rzeki nadtlenu wodoru (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, perhydrolu) w ściśle określonych dawkach, celem powstrzymania napływu *Prymnesium parvum* wodami Kłodnicy ze Zbiornika Dzierżno Duże do Odry. Realizacja eksperymentu została zarekomendowana przez Międzyresortowy Zespół ds. Odry działający przy Ministerstwie Klimatu i Środowiska.

Eksperyment został przeprowadzony przez Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy (IOŚ-PIB lub Instytut) przy współpracy z Generalną i Regionalną Dyрекcją Ochrony Środowiska w Katowicach, pracownikami Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego oraz Wojskiem Polskim pod nadzorem Ministerstwa Klimatu i Środowiska, oraz w porozumieniu z Ministerstwem Infrastruktury i Państwowym Gospodarstwem Wodnym - Wody Polskie.

Przed jego rozpoczęciem IOŚ-PIB przygotował i przedłożył do Ministerstwa Klimatu i Środowiska odpowiednie dokumenty, obejmujące „Raport z wykonania eksperymentów w zakresie neutralizacji złotej algi w śluzach Kanału Gliwickiego”<sup>1</sup> oraz analizę wskazującą potencjalne ryzyka związane ze stosowaniem tego środka dla ekosystemu rzeki Kłodnicy. Eksperyment był również opiniowany przez Państwową Radę Gospodarki Wodnej.

Przebieg eksperymentu koordynowany był przez zespół IOŚ-PIB. Prace terenowe (pobór prób i analizy parametrów mierzonych *in situ* wykonywali pracownicy IOŚ-PIB oraz pracownicy Regionalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska w Katowicach. W IOŚ-PIB wykonano analizy laboratoryjne, obejmujące oznaczanie parametrów fizykochemicznych wody (Centralne Laboratorium Analiz Środowiskowych IOŚ-PIB – CentLab oraz laboratorium Dempol-Eco Sp. z o.o. z Opola), oznaczanie i szacowanie liczebności *Prymnesium parvum*, jak również oznaczanie i analizę zespołu fitoplanktonu i zooplanktonu (Zakład Ochrony Wód, w konsultacji z Wydziałem Biologii Uniwersytetu Warszawskiego). Kontrolę stanu ichtiofauny w trakcie trwania eksperymentu prowadził ichtiolog z Katedry Biologii i Hodowli Ryb Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie. Badanie ichtiotoksyn wytwarzanych przez *Prymnesium parvum* – prymnezyn, wykonano w Katedrze Biologii Morza i Biotechnologii Wydziału Oceanografii i Geografii Uniwersytetu Gdańskiego.

W realizację eksperymentu zaangażowane były następujące jednostki:

- IOŚ-PIB, GDOŚ, RDOŚ Katowice (obsługa naukowo-organizacyjna);
- 5 Pułk Chemiczny Wojska Polskiego z Tarnowskich Gór (obsługa techniczna);
- Policja, Opolski i Śląski Urząd Wojewódzki (zabezpieczenie terenu);
- RZGW Gliwice, PZW, Państwowa Straż Pożarna (współpraca);
- Gmina Rudziniec oraz RZGW Gliwice (zarządcy terenu w miejscu lokalizacji instalacji).

---

<sup>1</sup> <https://ios.edu.pl/raporty-i-analizy/odra/raport-z-wykonania-eksperymentow-w-zakresie-neutralizacji-zlotej-algi-w-sluzach-kanalu-gliwickiego/>



# **ZAŁOŻENIA I PRZEBIEG EKSPERYMENTU**



# I. ZAŁOŻENIA I PRZEBIEG EKSPERYMENTU

## TEREN BADAŃ

### Hydrografia terenu badań

Kanał Gliwicki oficjalnie został otwarty 8 grudnia 1939 r. Dla pokonania różnicy ponad 43,5 m poziomu wód wzdłuż Kanału zbudowano 6 śluz, które dzielą Kanał na kolejne sekcje: Łabędy (zamyka sekcję VI), Dzierżno (sekcja V), Rudziniec (sekcja IV), Sławięcice (sekcja III), Nowa Wieś (sekcja II) i Kłodnica (sekcja I). Sekcja 0 to odcinek między śluzą Kłodnica a ujściem Kanału do Odry.

Wzdłuż Kanału Gliwickiego przebiega rzeka Kłodnica. Jest ona prawostronnym dopływem rzeki Odry o długości 84 km i całkowitej powierzchni zlewni 1125,8 km<sup>2</sup>. Źródła rzeki znajdują się w południowej części miasta Katowice, na terenie Lasów Murckowskich. Rzeka płynie przez województwa śląskie i opolskie, w tym Górnośląski Okręg Przemysłowy oraz Kotlinę Raciborską, gdzie zasilana jest m.in. wodami z odwadniania kopalń oraz ściekami oczyszczonymi z różnych oczyszczalni przede wszystkim aglomeracji śląskiej. Uchodzi do Odry w Kędzierzynie-Koźlu. Kłodnica ma charakter rzeki wyżynnej o dużym spadku i znacznej zmienności przepływów. Średni spadek na całej długości rzeki od ujścia do źródeł wynosi 1,81 promila.

W obrębie IV sekcji Kanału Gliwickiego, pomiędzy śluzami Dzierżno a Rudziniec, rzeka Kłodnica płynie korytem Kanału Gliwickiego, aż do Pławniowic. Co istotne, jest to jedyny wspólny odcinek Kanału Gliwickiego i rzeki Kłodnicy. Na wysokości IV sekcji Kanału, po jego północnej stronie, znajduje się Zbiornik Pławniowice zasilany przez Toszecki Potok. Poniżej zbiornika Pławniowice Kłodnica ponownie rozdziela się z Kanałem Gliwickim. Wyptywa z Kanału w rejonie tzw. Małej Elektrowni Wodnej (MEW) w Pławniowicach. Na elektrowni tej znajduje się jaz, którego kłapy spiętrzają wody Kłodnicy i Kanału do poziomu kilku metrów. Spiętrzona Kłodnica przepływa przez turbinę MEW i dalej płynie już swoim korytem, po północnej stronie Kanału. Około 100 m poniżej MEW Pławniowice do Kłodnicy uchodzi kanał Pławnice-Kłodnica, którym odprowadzane są do Kłodnicy wody Zbiornika Pławniowice.

W obrębie I sekcji Kanału, między śluzami Nowa Wieś i Kłodnica, znajduje się tzw. syfon Kłodnicy pod Kanałem Gliwickim, gdzie rzeka i kanał przecinają się, nie łącząc się. Od tego miejsca rzeka płynie południową stroną Kanału aż do ujścia do Odry w Kędzierzynie-Koźlu.

Zatem wody z systemu Kanału Gliwickiego trafiają do Odry bezpośrednio z sekcji 0 Kanału, **ale również za pośrednictwem rzeki Kłodnicy**, która wyptywa z sekcji IV Kanału i uchodzi do Odry kilka kilometrów powyżej ujścia Kanału Gliwickiego. Jak wskazano wcześniej, w wodach Kanału Gliwickiego występują szczególnie korzystne warunki dla rozwoju *P. parvum*, a organizm ten jest tam notowany w znacznych liczebnościach przez większą część roku. W przypadku wystąpienia zakwitów największy ładunek *P. parvum* trafia do Odry

poprzez rzekę Kłodnicę. Wynika to z większego przepływu Kłodnicy w porównaniu do przepływów występujących w dolnych sekcjach Kanału Gliwickiego, podyktowanej koniecznością zachowania przepływu nienaruszalnego w rzece oraz zapotrzebowaniem urządzeń energetyki wodnej.

W standardowym modelu zarządzania przepływami w obrębie Kanału Gliwickiego na rzekę Kłodnicę zrzuca się z IV sekcji Kanału od ok. 1,5 do ok. 2 m<sup>3</sup> wody na sekundę, natomiast na dolne sekcje Kanału kierowany jest przepływ od ok. 0,3 do 0,8 m<sup>3</sup>/s. Warto tu także zaznaczyć, iż niemożliwe jest długotrwałe zatrzymanie wody w systemie Kanału Gliwickiego, który jest w sposób ciągły zasilany wodami dopływów. Zupełne wstrzymanie przepływu wody w Kanale oraz radykalne ograniczenie przepływu rzeki Kłodnicy wiązałoby się ze wzrostem poziomu wody w Kanale, prawdopodobnym uszkodzeniem infrastruktury, w tym skarp, wzrostem ryzyka podtopień, a przede wszystkim naruszeniem przepływu nienaruszalnego w Kłodnicy i powstaniem zagrożenia dla ekosystemu rzeki.

## Wybór stanowisk badawczych

### Stanowiska badań przygotowawczych

Wstępne działania przygotowawcze, związane z wyborem miejsca dozowania perhydrofluorenu oraz testowaniem funkcjonowania instalacji, przeprowadzono 26 lipca 2024 r.

W celu rozpoznania zagęszczenia, zasięgu występowania oraz dróg rozprzestrzeniania się *Prymnesium parvum* w systemie wodnym Kanału Gliwickiego, który uznano za kluczowy z punktu widzenia sytuacji na Odrze, pobrano próby w ośmiu lokalizacjach, z czego na sześciu potwierdzono obecność *P. parvum* (tab. I.1, rys. I.2).

**Tabela I.1. Lokalizacja stanowisk poboru prób dla badań liczebności *Prymnesium parvum* przed rozpoczęciem eksperymentu w dniu 26 lipca 2024 r.**

Nr	Stanowisko	Współrzędne (WGS84)		Liczba kom. <i>P. parvum</i> /L
		X	Y	
1.	Kanał Gliwicki - Marina Gliwice	50.327674	18.632758	11 044 335
2.	Rzeka Kłodnica na wys. Marina Gliwice	50.331289	18.624867	Nie stwierdzono
3.	Zbiornik Dzierżno w m. Taciszów	50.374943	18.537582	2 646 791
4.	Śluza Dzierżno (woda górna)	50.381275	18.544768	133 676
5.	Rzeka Drama na wys. Śluzy Dzierżno	50.382276	18.543099	Nie stwierdzono
6.	Kanał Gliwicki sek. IV, most na ul. Gliwickiej	50.379174	18.527419	1 069 410
7.	MEW Pławniowice – woda górna	50.385573	18.451454	548 439
8.	Kanał Gliwicki Śluza Rudziniec – woda górna	50.378042	18.418395	481 235



**Rys. I.2. Lokalizacja stanowisk poboru prób dla badań liczebności *Prymnesium parvum* przed rozpoczęciem eksperymentu w dniu 26 lipca 2024 r. (źródło mapy podkładowej: <https://www.geoportal.gov.pl/>).**

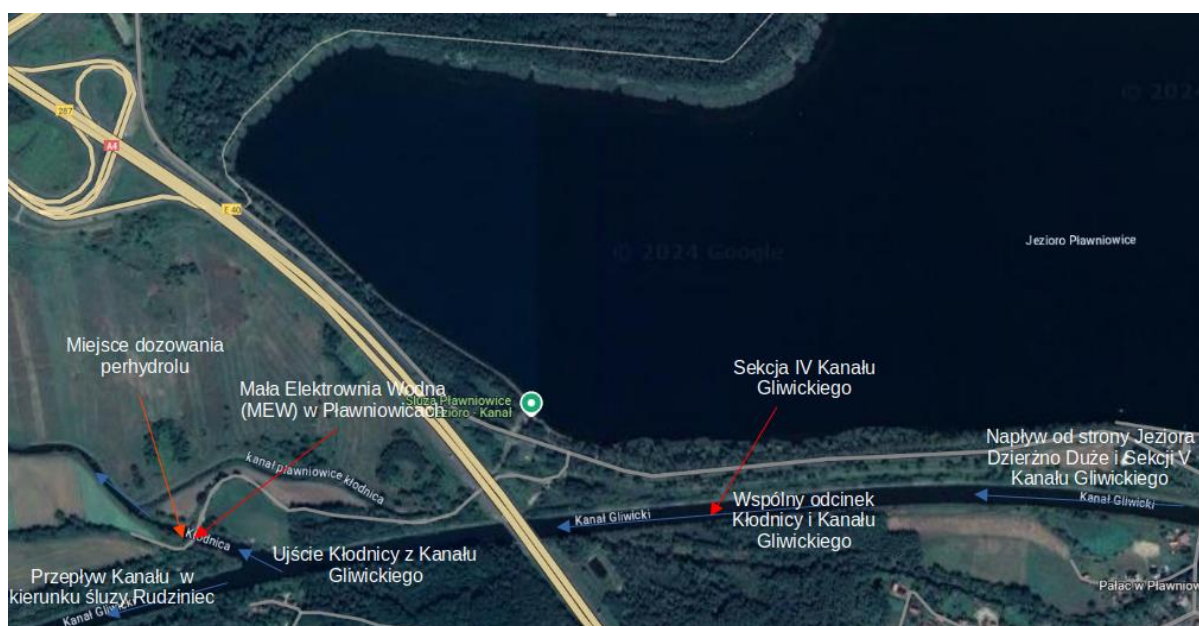
Badania te, uzupełniające względem analiz prowadzonych przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, zobrazowały główne źródła haptofitu oraz drogi jego przemieszczania się, ale również potwierdziły istniejące zagrożenie rozprzestrzeniania się złotej algi rzeką Kłodnicą do Odry.

Na podstawie wstępnego rozpoznania terenowego, przeprowadzonego w lipcu 2024 r., jako dogodne miejsce dozowania perhydrolu wyznaczono punkt zlokalizowany za zaporą wodną Małej Elektrowni Wodnej w Pławniowicach (fot. I.1, rys. I.3). Wybrane miejsce umożliwiało montaż instalacji dozującej, grawitacyjne dozowanie nadtlenu wodoru, jak również (ze względu na turbulentny nurt w tym miejscu) sprzyjało mieszaniu dozowanego nadtlenu wodoru z wodami rzeki. Ponadto, z uwagi na czas spływu wody do Odry, wytypowana lokalizacja dawała gwarancję wystarczająco długiego oddziaływania nadtlenu wodoru na komórki haptofitu. Dozowanie środka do rzeki Kłodnicy bezpośrednio za jej wypływem z sekcji IV Kanału Gliwickiego wymaga użycia mniejszej ilości nadtlenu wodoru niż w przypadku hipotetycznego dozowania na dalszych odcinkach rzeki, gdzie występują większe przepływy wody wymuszające zwiększenie ilości zastosowanego preparatu.





**Fot. I.1. Mała Elektrownia Wodna w Pławniowicach. Miejsce przeprowadzenia testów. Zdjęcie z działań przygotowawczych (fot. Ł. Weber, 26.07.2024 r.).**



**Rys. I.3. Lokalizacja Małej Elektrowni Wodnej w Pławniowicach oraz punktu dozowania perhydrolu (źródło ortofotomapy podkładowej: <https://maps.google.com>).**

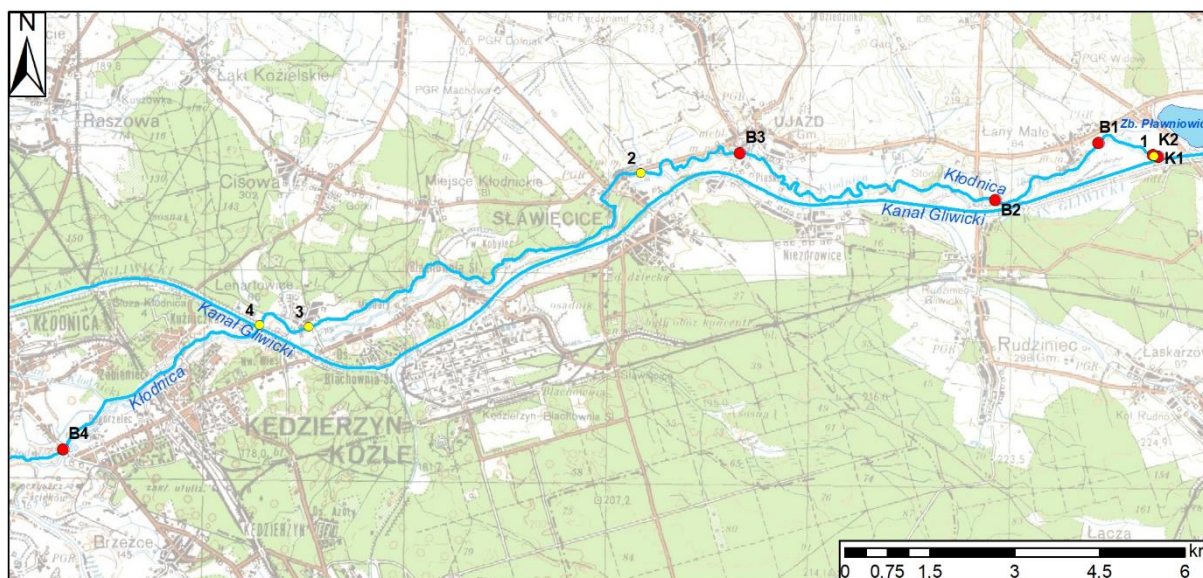
### Stanowiska badań zasadniczych

Na potrzeby kontroli efektów dozowania perhydrolu wyznaczono 6 stanowisk, w tym dwa stanowiska kontrolne (K1, K2) przed miejscem dozowania oraz cztery stanowiska badawcze (B1-B4) za nim (tab. I.2, rys. I.4, fot. I.2). O wyborze stanowisk kontrolnych zdecydowała konieczność monitorowania zagęszczenia komórek *P. parvum* w wodzie napływającej Kanałem Gliwickim ze Zbiornika Dzierżno Duże. Kolejne stanowiska umożliwiły monitoring zmian stężenia nadtlenu wodoru wraz z biegiem rzeki Kłodnicy oraz ocenę wpływu stosowanego środka na liczebność komórek alg. Wszystkie stanowiska, z wyjątkiem

stanowiska za jazem na Kłodnicy, zlokalizowane były przy mostach, co dało możliwość poboru wody ze środka nurtu.

Tabela I.2. Lokalizacja stanowisk kontrolnych i badawczych wyznaczonych na potrzeby kontroli warunków przebiegu eksperymentu.

Nr st.	Nazwa stanowiska	Opis stanowiska	Współrzędne (WGS84)	
			X	Y
K1	MEW– woda górna	ok. 80 m powyżej zapory MEW w Pławniowicach	50.385586	18.451444
K2	MEW– woda dolna	ok. 10 m za zaporą MEW w Pławniowicach, powyżej punktu dozowania	50.385865	18.450057
B1	Wodospad	1,1 km poniżej punktu dozowania – za jazem na Kłodnicy, tzw. „wodospad”	50.387689	18.436489
B2	Rudziniec	3,4 km poniżej punktu dozowania – most w miejscowości Rudziniec	50.378563	18.411012
B3	Ujazd	9,4 km poniżej punktu dozowania - most w miejscowości Ujazd	50.385654	18.347529
B4	Ujście	25,5 km poniżej punktu dozowania – most w Kędzierzynie-Koźlu w pobliżu ujścia Kłodnicy do Odry).	50.337684	18.180312



Rys. I.4. Lokalizacja punktów kontrolnych (K) i badawczych (B) (punkty czerwone) oraz dodatkowych (punkty żółte) wyznaczonych na potrzeby kontroli warunków przebiegu eksperymentu (źródło mapy podkładowej: <https://www.geoportal.gov.pl/>).





**Fot. I.2. Widok na stanowiska kontrolne i badawcze: a) K1 MEW – woda górna, b) K2 MEW – woda dolna, c) B1 Wodospad, d) B2 Rudziniec, e) B3 Ujazd, f) B4 Ujście.**

Na podstawie analizy prędkości przepływu wody Kłodnicą, przy przepływie  $1,8 \text{ m}^3/\text{s}$  oszacowano czas dopływu wody do poszczególnych stanowisk (licząc od MEW), który wynosił:

- do stanowiska B1: ok. 20 – 30 min;
- do stanowiska B2: ok. 1,5 – 2,0 h;
- do stanowiska B3: ok. 4,0 – 5,5 h;
- do stanowiska B4: ok. 15 – 20 h.



### Stanowiska badań dodatkowych

W trakcie eksperymentu wytypowano ponadto dodatkowe stanowiska kontrolne, sytuowane doraźnie, w efekcie poczynionych obserwacji, potencjalnie istotnych dla przebiegu badań, na których monitorowano przede wszystkim stan ichtiofauny i występowanie *Prymnesium parvum* a ponadto zmiany wyglądu wody mogące świadczyć o wystąpieniu zakwitów i/lub rozpadzie komórek glonów, tj. zmianę zabarwienia wody lub tworzenie się piany w miejscach szybszego nurtu czy falowania. Informacje o położeniu stanowisk dodatkowych zawiera tabela I.3 oraz rys. I.4.

**Tabela I.3. Lokalizacja stanowisk dodatkowych.**

Nr st.	Nazwa stanowiska	Opis stanowiska	Współrzędne (WGS84)	
			X	Y
1.	MEW – woda górna	przy zaporze	50.385660	18.450268
2.	Sławięcice	tzw. Młynówka	50.382405	18.323008
3.	Lenartowice	most oraz próg na rzece	50.357451	18.240939
4.	Kłodnica - syfon	syfon pod Kanałem Gliwickim	50.357728	18.228633

## METODY

### Instalacja do dozowania perhydroflu

Instalacja dozowania składała się z następujących elementów:

- **zbiornik roboczy** o pojemności 1000 L (fot. I.3a),
- **przewód transferowy** perhydroflu wraz z zaworem precyzyjnego dozowania,
- **dysza dozująca** wykonana z PE z nawierconymi otworami (fot. I.3b).

Długość dyszy umożliwiała dozowanie perhydroflu na dużej części szerokości rzeki w wybranym przekroju; dysza dozująca została podwieszona na pływakach wykonanych z beczek z tworzywa sztucznego, w taki sposób, by znajdowała się ok. 0,5 m poniżej poziomu lustra wody.



Fot. I.3. Instalacja dozująca, przed zamontowaniem w nurcie rzeki: a) zbiornik ruchomy z perhydrofluem wraz z dyszą dozującą rozmieszczoną na pływakach; b) beczki, pełniące rolę pływaków umożliwiających zamontowanie dyszy dozującej na pożądanej głębokości (fot. Ł. Weber, data 26.07.2024 r.).

W trakcie testów przeprowadzonych 26 lipca przygotowano i zmontowano całą instalację dozującą (fot. I.4). Testowanie możliwości sterowania strumieniem dozowanej substancji wykonano z wykorzystaniem czystej wody wodociągowej, podawanej do układu.

Testy przeprowadzono w taki sposób, by uzyskać wstępnie zakładany strumień dozowanego perhydroflu – ok. 350 L/h.



**Fot. I.4. Montaż zbiornika ruchomego i dyszy dozującej na brzegu rzeki Kłodnicy, na dolnej wodzie MEW w Pławniowicach. Zdjęcie z działań przygotowawczych (fot. Ł. Weber, 26.07.2024 r.).**

Konstruując system dozujący, założono, że układ ma pracować grawitacyjnie, bez konieczności pompowania dawkowanej substancji. Do budowy instalacji wykorzystano materiały z tworzywa sztucznego (głównie PE), odporne na działanie nadtlenu wodoru. Do minimum ograniczono wykorzystanie materiałów ze stali z uwagi na ryzyko korozji i gwałtownej reakcji perhydrołu z tlenkami żelaza.

Stopień otwarcia zaworu odpowiadający dozowaniu założonego strumienia substancji ustalono wolumetrycznie – mierząc czas potrzebny na wprowadzenie 350 L wody (w testach). Uzyskanie zakładanej ilości dozowanej substancji wymagało, aby wprowadzenie 350 L nastąpiło w ciągu godziny. Jeśli czas ten był dłuższy lub krótszy niż 1 h – dokonywano korekty stopnia otwarcia zaworu. Z uwagi na fakt, iż układ działał grawitacyjnie, obserwowano stopniowe zmniejszanie strumienia dozowanej substancji wraz z obniżaniem się jej poziomu w zbiorniku roboczym. By uniknąć niedokładności systemu, przyjęto założenie, że dozowana substancja będzie na bieżąco uzupełniana (przyjęto jedno uzupełnienie do maksymalnego poziomu w ciągu godziny).

Testy wykazały wysoki poziom precyzji i niezawodności dozowania substancji poprzez układ dozujący. Tym samym przyjęto, że docelowa instalacja wprowadzania perhydrołu będzie funkcjonować na bazie wypracowanych w trakcie prób założeń operacyjnych.

Docelowa instalacja dozowania perhydrołu została przygotowana oraz rozmieszczona na brzegu Kłodnicy poniżej Małej Elektrowni Wodnej (na dolnej wodzie), ok. 20 metrów za stanowiskiem K2, (stanowisko kontrolne) w dniu 13 sierpnia 2024 r. (fot. I.5-7). Zbiornik ruchomy z perhydrołem zlokalizowano na brzegu rzeki, natomiast dyszę dozującą na pływakach rozpięto w poprzek Kłodnicy ok. 20 m poniżej wylotu wody z MEW. Dysza była przymocowana na stalowej linie do drzew po obu stronach rzeki. Na fot. I.7 przedstawiono punkt wypływu wody z MEW i lokalizację zbiornika ruchomego z perhydrołem względem punktu wypływu.





**Fot. I.5. Montaż instalacji do dozowania perhydroflu na MEW w Pławniowicach – woda dolna (fot. A. Pasztaleniec, 13.08.2024 r.).**



**Fot. I.6. Dysza dozująca przed jej umiejscowieniem w rzece, w tle MEW Pławniowice oraz wypływ wody poprzez turbinę (fot. M. Podgornow, 13.08.2024 r.)**



**Fot. I.7. Wypływ wody z MEW (stanowisko K2) - praca MEW przy przepływie górnym (przelew przez jaz) (fot. Ł. Weber, 25.08.2024 r.).**

Na przewodzie dozującym (między zbiornikiem ruchowym a dyszą dozującą) znajdowały się zawory regulacyjne, którymi operator dopasowywał ilość wprowadzanego perhydrolu do wody do wytycznych koordynatora eksperymentu. Kontrola rzeczywistej ilości wprowadzanego do rzeki środka odbywała się wypracowaną wcześniej metodą wolumetryczną (badano czas wypływu określonej objętości perhydrolu, a następnie korygowano nastawy zaworów tak, by uzyskać zakładaną wartość).

Przepływ wody w Kłodnicy (druga składowa decydująca o wynikowym stężeniu nadtlenu wodoru w wodzie) był określany przez Zarządcę Kanału Gliwickiego oraz Użytkownika Małej Elektrowni Wodnej na podstawie bilansu wody dla Sekcji IV Kanału Gliwickiego i danych technicznych MEW.

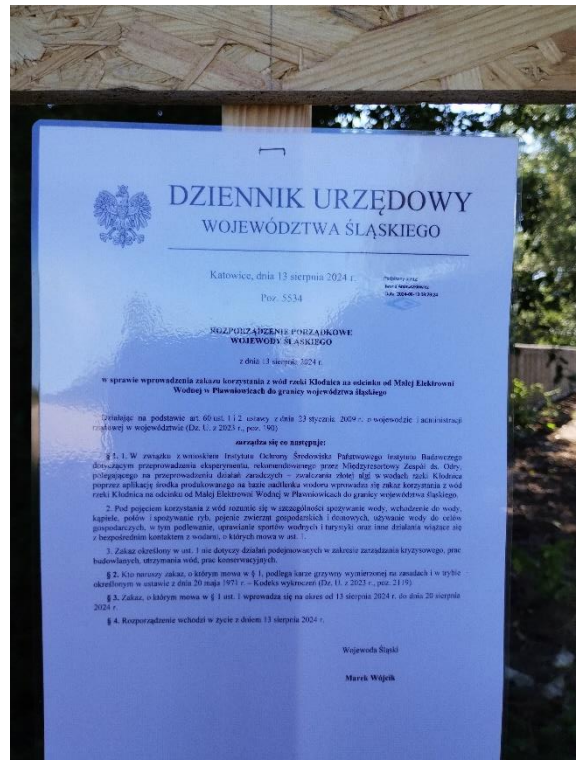
Organizując stanowisko wprowadzania perhydrolu, ustalono miejsce składowania zbiorników magazynowych (na drodze powyżej wylotu z MEW) i sposób napełniania zbiornika ruchowego ze zbiorników magazynowych. Również w tym przypadku przyjęto metodą grawitacyjnego napełniania zbiornika ruchowego poprzez przewód z tworzywa sztucznego. Przygotowanie terenu dozowania i magazynowania perhydrolu wykonał 5 Pułk Chemiczny z Tarnowskich Gór. Zbiorniki magazynowe zostały przykryte plandeką i siatką, by ograniczyć wpływ światła słonecznego i temperatury na perhydrol (fot. I.8).





Fot. I.8. Zbiorniki magazynowe rozmieszczone nad punktem dozowania, zabezpieczone przed wpływem światła słonecznego (fot. Ł. Weber, 13.08.2024 r.).

Teren w okolicy miejsca dozowania perhydrolu oraz wzdłuż odcinka rzeki Kłodnicy podlegającego działaniu substancji został odpowiednio oznakowany w celu zachowania zasad bezpieczeństwa (fot. I.9).



Fot. I.9. Tablice informujące o przeprowadzonym eksperymencie i potencjalnym zagrożeniu (fot. A. Pasztaleniec, 13.08.2024 r.).



## Metodyka dawkowania perhydrołu

Nadtlenek wodoru dozowano w formie 35% roztworu (perhydrołu). Perhydroł dostarczany był z firmy Azoty Puławy, transportem samochodowym poprzez bazę przeładunkową zlokalizowaną w Gliwicach, bezpośrednio na teren MEW w Pławniowicach.

Na podstawie rekomendacji Międzyresortowego Zespołu ds. Odry, maksymalne stężenie nadtlenku wodoru ustalono na 20 mg/L. Ze względów ostrożnościowych przyjęto, że w pierwszych godzinach trwania eksperymentu dawka nadtlenku wodoru będzie niższa, prowadząca do uzyskania stężenia tj. 10 mg/L, a następnie zostanie zwiększona do uzyskania stężenia 15 mg/L.

Ilość wprowadzanego do wody perhydrołu (L/h) wyznaczano zgodnie ze wzorem:

$$Q_{\text{perhydroł}} = \frac{D_{\text{H}_2\text{O}_2} \times D_{\text{Kłodnica}} \times 3,6}{(0,35 \times 1,1)}$$

gdzie:

<b><math>Q_{\text{perhydroł}}</math></b>	– ilość wprowadzanego perhydrołu do wody [L/h]
<b><math>D_{\text{H}_2\text{O}_2}</math></b>	– dawka nadtlenku wodoru [g/m <sup>3</sup> ]
<b><math>Q_{\text{Kłodnica}}</math></b>	– przepływ wody w Kłodnicy (z uwzględnieniem dopływu ze Zbiornika Pławniowice) [m <sup>3</sup> /s]
<b>0,35</b>	- przelicznik uwzględniający stężenie perhydrołu
<b>1,1</b>	- gęstość 35% perhydrołu [g/cm <sup>3</sup> ]

## Metody badania parametrów fizykochemicznych wód

W trakcie trwania eksperymentu kontrolowano szereg parametrów fizykochemicznych, zmieniających się dynamicznie wraz ze zmianą jakości wody napływającej z Sekcji IV Kanału Gliwickiego, ale także zależnych od pogody, czy wreszcie od prędkości przepływu i dawki dozowanego do wody perhydrołu.

Podstawowym parametrem operacyjnym, umożliwiającym monitorowanie zasięgu oddziaływania nadtlenku wodoru, było jego stężenie w wodzie, oceniane za pomocą kolorymetrycznych pasków wskaźnikowych MQuant® (Millipore, Burlington, USA) stosowanych do wykrywania nadtlenku wodoru punktowo, w zakresie od 0 do 100 mg/L. Testy prowadzono z częstotliwością min. 2 razy w ciągu doby.

Ponadto wykonywano pomiary *in situ*, następujących parametrów:

- stężenie tlenu oraz nasycenie tlenem – pomiar w terenie z wykorzystaniem sondy i miernika, automatyczne przeliczenie stężenia tlenu i temperatury na wysycenie wody tlenem, zastosowano urządzenie firmy Hach Lange, HQ40d wraz z sondą LDO;
- odczyn wody, z wykorzystaniem miernika firmy Hach Lange, HQ40d przy użyciu sondy pomiarowej pH101 (Hach Lange)

- przewodność elektryczną właściwą, z wykorzystaniem miernika firmy Hach Lange, HQ40d przy użyciu sondy pomiarowej do pomiaru przewodności (Hach Lange);
- potencjał redox, z wykorzystaniem miernika Hach Lange ECO 10 PH, wraz z sondą pomiarową ECO 700 ORP
- temperaturę, odczyt z sondy tlenu, mierzonego miernikiem Hach Lange HQ40d.

Na większości stanowisk pomiary wykonywano minimum dwukrotnie w ciągu doby (z wyjątkiem stanowiska K1 – MEW woda górna, gdzie wykonywano min. jeden pomiar w ciągu doby). W wybranych dniach początkowej fazy eksperymentu, ze względu na konieczność dostosowania dawkowania, badania prowadzono nawet 3 lub 4-krotnie w odstępach kilkugodzinnych.

Ponadto okresowej kontroli (10-krotnej w ciągu czasu trwania badań) poddano parametry:

- stężenie wybranych form azotu:
  - azot amonowy oznaczany metodą spektrofotometryczną na podstawie wewnętrznej procedury Laboratorium BL-PB-21,
  - azot Kjeldahla oznaczany metodą miareczkową po mineralizacji z selenem na podstawie normy PN-EN 25663:2001,
  - azotany i azotyny oznaczane metodą chromatografii jonowej na podstawie normy PN-EN ISO 10304-1:2009;
- stężenie wybranych form fosforu:
  - fosforu ogólnego oznaczanego metodą optycznej spektrometrii emisyjnej z indukcyjnym wzbudzeniem plazmowym na podstawie normy PN-EN ISO 11885:2007,
  - fosforanów oznaczanych metodą chromatografii jonowej na podstawie normy PN-EN ISO 10304-1:2009;
- stężenie sodu, potasu, magnezu i wapnia oznaczanych metodą optycznej spektrometrii emisyjnej z indukcyjnym wzbudzeniem plazmowym na podstawie normy PN-EN ISO 11885:2007;
- biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT<sub>5</sub>) z oznaczaniem tlenu rozpuszczonego metodą elektrochemiczną na podstawie normy PN-EN 1899:2002;
- indeks chemicznego zapotrzebowania tlenu (SP-ChZT) na podstawie normy PN-ISO 15705:2005;
- stężenie wodorowęglanów oznaczanych metodą miareczkową na podstawie normy PN-EN ISO 9963-1:2001;
- stężenie chlorków i siarczanów oznaczanych metodą chromatografii jonowej na podstawie normy PN-EN ISO 10304-1:2009;
- stężenie ogólnego węgla organicznego metodą spektrometrii w podczerwieni na podstawie normy PN-EN 1484:1999;

- zawartość zawiesiny ogólnej metodą wagową na podstawie normy PN-EN ISO 872:2007+Ap1:2007;
- stężenie żelaza i manganu, metodą płomieniowej absorpcyjnej spektrometrii atomowej (FAAS) na podstawie normy PN-92/C-045701/01.

Ponadto badano parametry mikrobiologiczne w zakresie:

- ogólnej liczby mikroorganizmów w temp. 22°C i 36°C metodą płytkową, posiew wgłębnny; na podstawie normy PN-EN ISO 6222:2004
- *Escherichia coli*, grupy coli, metoda najbardziej prawdopodobnej liczby (NPL): PN-EN ISO 9308-2:2014-6
- Enterokoki kałowe – metodą filtracji membranowej, na podstawie normy PN-EN ISO 7899-2:2004.

Parametry fizykochemiczne mierzono *in situ*, w godzinach porannych oraz godzinach popołudniowych. Dodatkowe parametry fizykochemiczne oraz mikrobiologiczne były badane w wybranych dobach trwania eksperymentu i lokalizacjach, bez ścisłego harmonogramu.

### Metody badania *Prymnesium parvum*

Pobór próbek wody na badania fitoplanktonu prowadzono w całym okresie trwania eksperymentu, tj. od 12 sierpnia do 10 września 2024 r. na wszystkich sześciu stanowiskach, dwóch kontrolnych i czterech badawczych. Próby wody do analiz fitoplanktonowych pod kątem obecności *P. parvum* pobierano na każdym stanowisku co najmniej dwukrotnie w ciągu dnia (próby poranne i popołudniowe), a w wybranych dniach, ze względu na konieczność dostosowania dawkowania, nawet 3 lub 4-krotnie w odstępach kilkugodzinnych.

Próbki wody ilościowe do określenia liczebności *P. parvum* pobierano z głębokości ok. 0,5 m ze środka głównego nurtu przy zastosowaniu czerpacza. W przypadku próbek pobieranych z mostu, próby pobierano od strony przeciwnej prądowi wody. Próby utrwalano płynem Lugola w objętości 10 kropli na 100 ml konserwowanej próbki. Transport i przechowywanie prób odbywało się w lodówkach warunkujących schłodzenie (1-4°C). Wszystkie próbki na każdym etapie transportu i przechowywania były chronione przed światłem. Pobór prób spełniał warunki obowiązujących norm (PN-EN ISO 5667-1:2008, PN-EN ISO 5667-3:2013-05).

Analiza ilościowa fitoplanktonu obejmowała określenie (w zależności od taksonu) liczebności, komórek, kolonii lub cenobiów w określonej objętości wody z zastosowaniem mikroskopu odwróconego. Z dobrze wymieszanej próby fitoplanktonu nalewano od 2,5 do 5 ml do komór sedymentacyjnych (metoda Utermöhla (1958); norma PN-EN 15204:2006). W zależności od zagęszczenia glonów analizie poddawano od 20 do 120 pól identyfikując pod powiększeniem 400-krotnym i zliczając komórki *P. parvum*. Zastosowana technika liczenia glonów przy użyciu mikroskopu odwróconego, opisana została w szczegółach w



opracowaniu „Podręcznik do monitoringu elementów biologicznych i klasyfikacji stanu ekologicznego wód powierzchniowych aktualizacja metod” (Kolada i in., 2020).

### Metody badania prymnezyn

Badania ichtiotoksyn produkowanych przez *P. parvum* – prymnezyn, wykonano z wykorzystaniem chromatografii cieczowej z tandemową spektrometrią mas w Katedrze Biologii Morza i Biotechnologii Wydziału Oceanografii i Geografii Uniwersytetu Gdańskiego. Badania te wykonano w dniach 12 i 13 sierpnia dla wszystkich sześciu stanowisk badawczych, a w dniach 19, 28 i 31 sierpnia dla stanowisk K1, B3 i B4.

Badano zawartość trzech wariantów prymnezyn z grupy B, różniących się masą cząsteczkową: PRM1980,89 (1 x Cl+ 2 heksozy), PRM1818,84 (1 x Cl+ 1 heksoza) oraz PRM1656,78 (1 x Cl). Oznaczano zarówno stężenia toksyn związanych z komórkami *P. parvum* zebranymi na sączku GF/C po przesączeniu określonej objętości próbki, jak i stężenie toksyn rozpuszczonych w wodzie.

Proces ekstrakcji toksyn z komórek za pomocą 100% (15 ml) metanolu wspomagano stosując ultradźwięki (15 min) oraz wytrząsanie (30 min). Po odwirowaniu materiału roztwór z nad osadu zebrano i ekstrakcję powtórzono. Połączone ekstrakty odparowano w koncentratorze próżniowym (MiVac, SP Scientific, Ipswich, Wielka Brytania) do niewielkiej ilości rozpuszczalnika. W przypadku próbek wody zastosowano ekstrakcję typu SPE (ciecz-ciało stałe) na kolumnkach wypełnionych złożem RP C8 (0.5 g) (BEKOLut, Bruchmühlbach-Miesau, Niemcy). Próbkę wymyła 100% metanolem (70 ml) odparowano do niewielkiej ilości rozpuszczalnika.

Tak otrzymane ekstrakty analizowano z zastosowaniem systemu LC-MS/MS wyposażonego w spektrometr mas QTRAP5500 (Sciex, Toronto, Kanada) oraz chromatograf cieczowy Waters Acquity H-Class UPLC (Waters, Milford, MA, USA). Rozdział chromatograficzny ekstraktu prowadzone w układzie faz złożonym z 5% acetonitrylu w wodzie (A) oraz 100% acetonitrylu (B); oba rozpuszczalniki z dodatkiem 0.1% kwasu mrówkowego. W przypadku źródła jonów, napięcie i temperatura wynosiły odpowiednio 5.5 kV i 400°C. Oznaczenie stężenia prymnezyn prowadzono w trybie MRM (DP 80 eV, CE 35 eV) z zastosowaniem następujących przejść: dla  $[M+2H]^+2$  jonu  $m/z$  990  $\rightarrow$  828 (q), 909, 232; jonu  $m/z$  909  $\rightarrow$  828 (q), 811, 232 i jonu 828  $\rightarrow$  540, 232 (q).

## WYNIKI EKSPERYMENTU

### Przebieg eksperymentu

Dozowanie perhydrolu rozpoczęto 13 sierpnia 2024 r. o godzinie 12.57, a zakończono 3 września. Całkowity czas trwania eksperymentu objął 21 dni, podczas których wprowadzano perhydrol do wody, uzyskując różne stężenie nadtlenu wodoru w rzece, przy różnych przepływach, czasach kontaktu (związanych z przepływem wody przez Kłodnicę) oraz dla różnych wartości liczebności *Prymnesium parvum* w wodzie napływającej z Sekcji IV Kanału Gliwickiego.

W dniu rozpoczęcia eksperymentu w godzinach porannych, Kłodnicą przez MEW płynęło ok.  $1,0 \text{ m}^3/\text{s}$ . Wartość tę, na godzinę przed rozpoczęciem dozowania, zwiększono do  $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$ . Tuż za punktem dozowania (ok. 50 m) znajdował się dopływ wody ze Zbiornika Pławniowice, w ilości ok.  $0,3 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Tym samym dawkę perhydrolu kalkulowano dla wartości  $1,8 \text{ m}^3/\text{s}$  (przepływ Kłodnicy oraz dopływ wody ze Zbiornika Pławniowice).

Początkowo wprowadzono dawkę perhydrolu mniejszą niż dopuszczona, osiągając stężenie  $<10,0 \text{ mgH}_2\text{O}_2/\text{L}$  (wg przeliczeń strumieni wody i perhydrolu, dokładnie ok.  $8,9 \text{ mg/L}$ ), co odpowiadało ilości dozowanego perhydrolu na poziomie  $150,0 \text{ L/h}$ . Celem dozowania obniżonej dawki było sprawdzenie pierwszej reakcji ekosystemu na perhydrol, wypłoszenie ryb, a także sprawdzenie warunków technicznych wprowadzania substancji.

Zgodnie z prowadzoną kontrolą stężenia na stanowiskach B1 i B2, utleniacz pojawiał się w poszczególnych punktach w czasie zgodnym ze wstępnymi obliczeniami:

- do stanowiska nr B1: ok. 20 – 30 min;
- do stanowiska nr B2: ok. 1,5 – 2,0 h.

Ponieważ w wyniku wprowadzenia niskiej dawki perhydrolu nie zaobserwowano negatywnych zdarzeń w ekosystemie (np. takich jak śnięcie ryb lub wystąpienie widocznych objawów porażenia),

po 4 h od rozpoczęcia dozowania dawka została zwiększona do osiągnięcia stężenia  $14,8 \text{ mg H}_2\text{O}_2/\text{L}$ , co stanowiło ok. 75% dawki rekomendowanej jako maksymalna przez instytucje nadzorujące eksperyment. Strumień wprowadzonego do wody perhydrolu wyniósł  $250 \text{ L/h}$ . Założono, że dawka na tym poziomie będzie utrzymywana do czasu analizy pierwszych wyników efektywności eliminacji *P. parvum*.

W kolejnej dobie – 14 sierpnia nad ranem (ok. godziny 5:00) nastąpiło nagłe, nieplanowane zatrzymanie pracy MEW w wyniku zaniku napięcia na sieci przesyłowej, które przełożyło się na spadek przepływu wody przez MEW (wg szacunków operatora elektrowni) do ok.  $0,7 \text{ m}^3/\text{s}$ . Przy braku korekty ilości dozowanego perhydrolu nastąpił wzrost stężenia nadtlenu wodoru do poziomu ok.  $27,0 \text{ mg/L}$  (wg szacunkowych obliczeń).

Natychmiast po stwierdzeniu wzrostu stężenia perhydrolu (9:00 rano) dozowanie zmniejszono do poziomu  $150,0 \text{ L/h}$ , co pozwoliło obniżyć stężenie nadtlenu wodoru do  $16,0 \text{ mg/L}$ . Następnie przywrócono przepływ wody przez MEW do  $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$ , co przy obniżonej ilości perhydrolu przełożyło się na stężenie nadtlenu wynoszące ok.  $8,9 \text{ mg/L}$ .

Po ustabilizowaniu przepływu Kłodnicy przedpołudniem tego dnia przywrócono dozowanie perhydrolu na poziomie  $250 \text{ L/h}$  i stężenie nadtlenu wodoru  $14,8 \text{ mg/L}$ .

Mając na uwadze potencjalne ryzyko zaistnienia podobnego zdarzenia w kolejnych dniach eksperymentu, wprowadzono następujące korekty do instrukcji dozowania perhydrolu, przekazanej żołnierzom 5 Pułku Chemicznego z Tarnowskich Gór:

- monitorowanie poziomu wody w Kłodnicy poniżej wypływu z MEW (założono dwa wodowskazy – jeden poniżej poziomu wypływu wody z MEW, drugi w pobliżu punktu dozowania), które były podstawą oceny stabilności napływu wody na punkt dozowania;
- korygowanie ilości dozowanego perhydrolu (poprzez ograniczanie strumienia) w przypadku spadku poziomu wody mierzonego na wodowskazach), przy czym do działań operacyjnych wprowadzono tylko korekty zmniejszające ilość dozowanego perhydrolu; nie zezwolono na zwiększanie ilości perhydrolu, gdyby rósł poziom wody na wodowskazach);
- natychmiastowe informowanie koordynatorów eksperymentu o zauważonych zmianach poziomu wody oraz nieprawidłowościach pracy na MEW;
- archiwizowanie ilości wprowadzanego do wody perhydrolu i bieżący pomiar przepływu wprowadzanej substancji (min. raz na godzinę).

W trakcie trwania eksperymentu dochodziło kilkakrotnie do zmian przepływu wody przez MEW, spowodowanych:

- wyłączeniem elektrowni w wyniku zaniku zasilania w sieci;
- koniecznością ograniczenia produkcji prądu elektrycznego na MEW (dwukrotnie w ciągu trwania eksperymentu);
- zwiększeniem napływu wody na Sekcję IV (zwiększenie ilości wody spuszcanej ze Zbiornika Dzierżno Duże) – po wcześniejszym poinformowaniu koordynatora eksperymentu.

Zmiany te były odpowiednio kompensowane w toku działań operacyjnych na podstawie uzupełnionej jak wyżej instrukcji, co **całkowicie wyeliminowało sytuacje gwałtownego wzrostu stężenia nadtlenu wodoru w Kłodnicy w kolejnych dniach trwania eksperymentu.**

W normalnych (ustabilizowanych) warunkach przepływu utrzymywał się stały poziom wodowskazów roboczych. Kłodnica z sekcji IV wypływała w całości przez MEW. W sytuacji braku zbilansowania (zwiększony napływ wody z sekcji IV lub ograniczony przez MEW) część wody przepływała przez wrota jazu na MEW (fot. I.10).



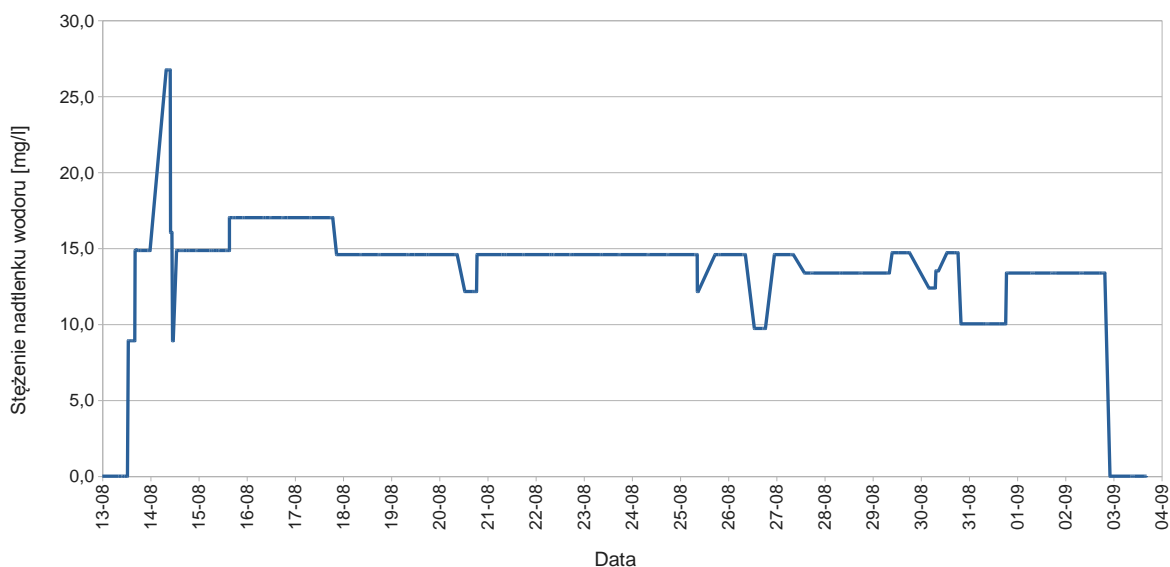


**Fot. I.10. Napływ wody z sekcji IV przez wrota jazu w Pławniowicach w sytuacjach awaryjnych (fot. kpr. P. Samojednik, 25.08.2024 r.).**

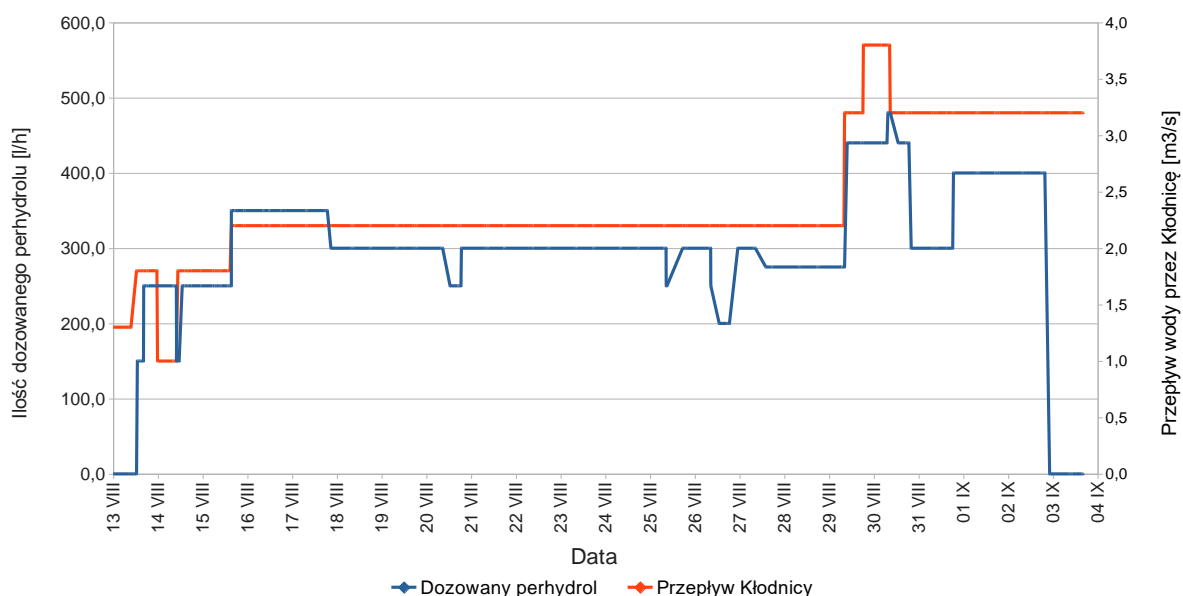
W trakcie trwania eksperymentu dokonywano zmian dawki nadtlenu wodoru również z innych przyczyn, niż zmiana przepływu, takich jak.:

- zmiany planowane, wynikające z założeń eksperymentu – zwiększanie lub zmniejszanie stężenia nadtlenu wodoru w zależności od uzyskiwanych efektów;
- zmiany związane z zakłóceniami łańcucha dostaw perhydroflu (czasowe, trwające nie dłużej niż kilka godzin); w sytuacji opóźnienia dostawy perhydroflu podejmowano decyzję o zmniejszeniu ilości dozowanej substancji, do poziomu gwarantującego utrzymanie ciągłości dozowania.

Stężenie nadtlenu wodoru (wg kalkulacji na podstawie przepływu Kłodnicy oraz ilości wprowadzanego perhydroflu), przez cały okres trwania eksperymentu, przedstawiono na rys. I.5, a kalkulowaną ilość dozowanego perhydroflu wobec przepływu Kłodnicy na rys. I.6.



Rys. 1.5. Obliczone stężenie nadtlenu wodoru w czasie trwania eksperymentu w punkcie dozowania.



Rys. 1.6. Ilość wprowadzanego do Kłodnicy perhydrolu oraz przepływ wody w Kłodnicy (wraz z dopływem wody ze Zbiornika Pławniowice).

Istotne zmiany w przebiegu dozowania perhydrolu, wynikające ze zmiany dawki oraz zmiany przepływu wody w Kłodnicy, obejmowały:

- spadek przepływu wody przez MEW w wyniku awaryjnego wyłączenia elektrowni 14 sierpnia i skokowe zwiększenie stężenia nadtlenu wodoru w wodzie;
- zwiększenie stężenia nadtlenu wodoru do poziomu 17,0 mg/L w drugiej dobie trwania eksperymentu (15.08.2024 r.), podyktowane wzrostem ilości wody kierowanej z Sekcji IV Kanału Gliwickiego na MEW, a także sprawdzeniem

efektywności eliminacji *Prymnesium parvum* przy wyższych dawkach H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, celem uzyskania zamierzonego stężenia wprowadzano do wody 350 L/h perhydroflu; zwiększony poziom perhydroflu utrzymywano przez dwie doby (do 17.08.2024 r., godz. 19:00);

- zmniejszenie dawki w dniu 17 sierpnia do poziomu odpowiadającego stężeniu 14,6 mg/L; utrzymywanie takiej dawki przez kolejnych 10 dni trwania eksperymentu, do 27.08.2024 r., do godziny 8:30;
- zmniejszenie dawki 27 sierpnia, godz. 8:30, po analizie efektów eliminacji *Prymnesium parvum*; dawka skorygowana do 275 L/h (kalkulowane stężenie nadtlenku wodoru 13,4 mg/L);
- zwiększenie dawki nadtlenku wodoru 29 sierpnia od godz. 9:40 do 440 L/h i prognozowanego stężenia do 14,7 mg/L wskutek kolejnego zwiększenia napływu wody na MEW (zwiększony zrzut wody ze Zbiornika Dzierżno Duże); przepływ wody wzrósł do 3,2 m<sup>3</sup>/s (z chwilowym skokiem w trakcie stabilizacji układu do 3,8 m<sup>3</sup>/s); ilość dozowanego perhydroflu – 440 L/h (z chwilowym skokiem do 480 L/h);
- zmniejszenie ilości dozowanego perhydroflu w dniu 30 sierpnia, godz. 20:00 z uwagi na znaczący spadek liczebności algi w wodzie napływającej na MEW; stężenie nadtlenku wodoru: 10,0 mg/L, ilość dozowanego perhydroflu: 300 L/h;
- zwiększenie dawki do 400 L/h i zwiększenie stężenia nadtlenku wodoru do 13,4 mg/L (chwilowy gwałtowny wzrost ilości algi w wodzie napływającej na MEW, wskutek cofki wody z IV sekcji Kanału Gliwickiego, spod śluzy Rudziniec),
- zatrzymanie dozowania perhydroflu do wody, wskutek przerwy technicznej (2 września, godz. 22:15), przy jednocześnie stwierdzonym spadku ilości *Prymnesium parvum* w wodzie napływającej na MEW do poziomu <1,0 mln/L; przegląd instalacji dozującej perhydroflu;
- zakończenie eksperymentu – 3 września, godz. 14:00.

Spośród wymienionych zdarzeń istotne dla przebiegu eksperymentu było zwiększenie przepływu wody przez MEW do poziomu ok. 3,2 m<sup>3</sup>/s (przez pewien okres nawet 3,8 m<sup>3</sup>/s). Powyższe związane było ze zwiększeniem zrzutu wody ze Zbiornika Dzierżno Duże do Sekcji IV Kanału Gliwickiego. By zapobiec nadmiernemu wzrostowi poziomu wody w Kanale Gliwickim, konieczne było zwiększenie odpływu wody – głównie poprzez Kłodnicę i MEW.

Zwiększenie przepływu wpłynęło na skrócenie czasu przepływu Kłodnicy do poszczególnych stanowisk badawczych odpowiednio:

- do st. B1 (Wodospad): ok. 15 – 20 min;
- do st. B2 (Rudziniec): ok. 1 h;



- do st. B3 (Ujazd): ok. 3 h;
- do st. B4 (Ujście): ok. 10 h.

Wyższy przepływ utrzymywano do czasu zakończenia eksperymentu.

Decyzję o zakończeniu eksperymentu w dniu 3 września 2024 r. podjęto na podstawie analizy wyników badań liczebności *Prymnesium parvum* w wodzie napływającej na MEW w Pławniowicach.

W terminie 7 dni od zaprzestania dozowania nadtlenu wodoru do wody, przeprowadzono inwentaryzację przyrodniczą rzeki, której wyniki opisano w rozdziale pn. „*Kontrola biologiczna w ramach eksperymentu*”.

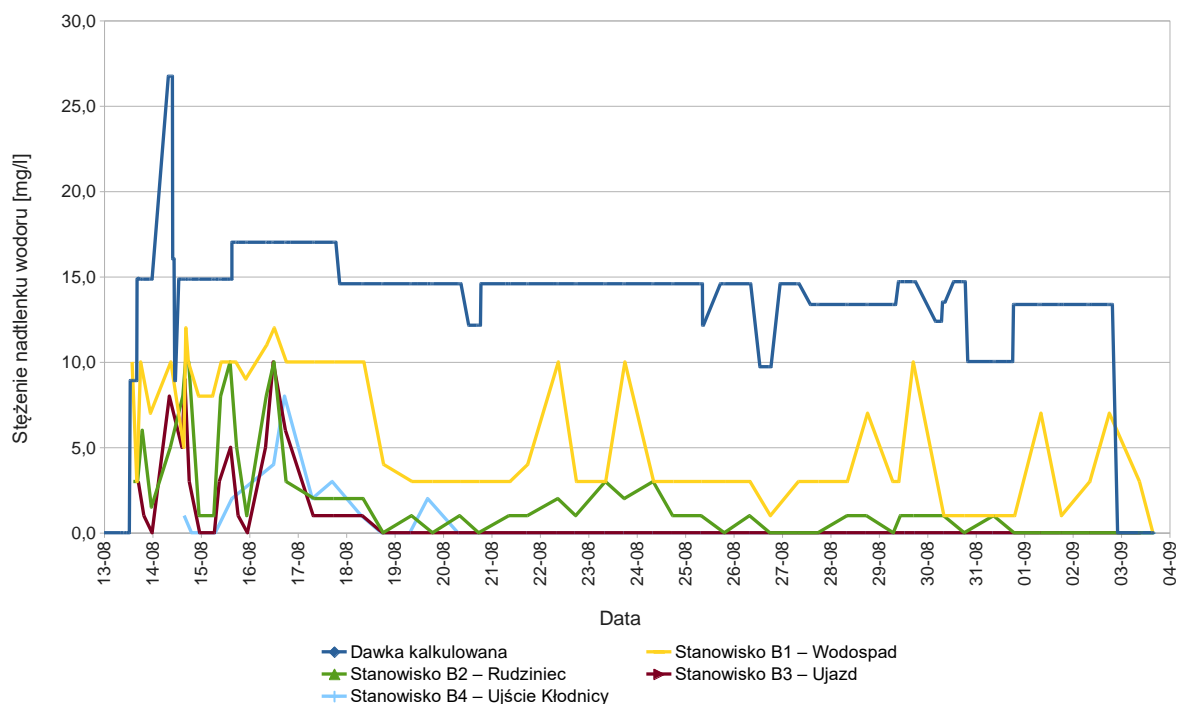
## Wyniki badań parametrów fizykochemicznych

### Nadtlenek wodoru

Najwyższe stężenie  $H_2O_2$  stwierdzano na stanowisku badawczym B1 – Wodospad, pierwszym punkcie poniżej miejsca dozowania perhydrołu (rys. I.7). Na stanowisku tym stężenie nadtlenu oscylowało w granicach 3-10 mg/L, przy czym najwyższe wartości utleniacza stwierdzano w pierwszym okresie trwania eksperymentu, tj. do ok. 20 sierpnia. W kolejnych dobach średnie stężenie  $H_2O_2$  było niższe niż w początkowej fazie dozowania, przy czym w pojedynczych badaniach stwierdzano wzrost do wartości ok. 10,0 mg/L. Co warto podkreślić, w przypadku tego punktu badawczego, w początkowym okresie trwania eksperymentu, wyższe wartości nadtlenu wodoru stwierdzano w godzinach wieczornych niż porannych.

Na kolejnym stanowisku badawczym B2 – Rudziniec, stężenie nadtlenu wodoru było wyraźnie niższe niż na stanowisku B1. W początkowej fazie eksperymentu stwierdzano stężenia do 10 mg/L, natomiast w okresie ustabilizowanego dozowania perhydrołu ilość nadtlenu nie przekraczała poziomu 0-3 mg/L.

Na pozostałych stanowiskach nadtlenek wodoru stwierdzano tylko na początku eksperymentu; był on identyfikowany zarówno na stanowisku B3 (Ujazd), jak i na ujściu Kłodnicy (Stanowisko B4); stężenia w tych punktach w pierwszych dniach trwania eksperymentu dochodziły maksymalnie do 10 mg/L (Rys. I.7.).

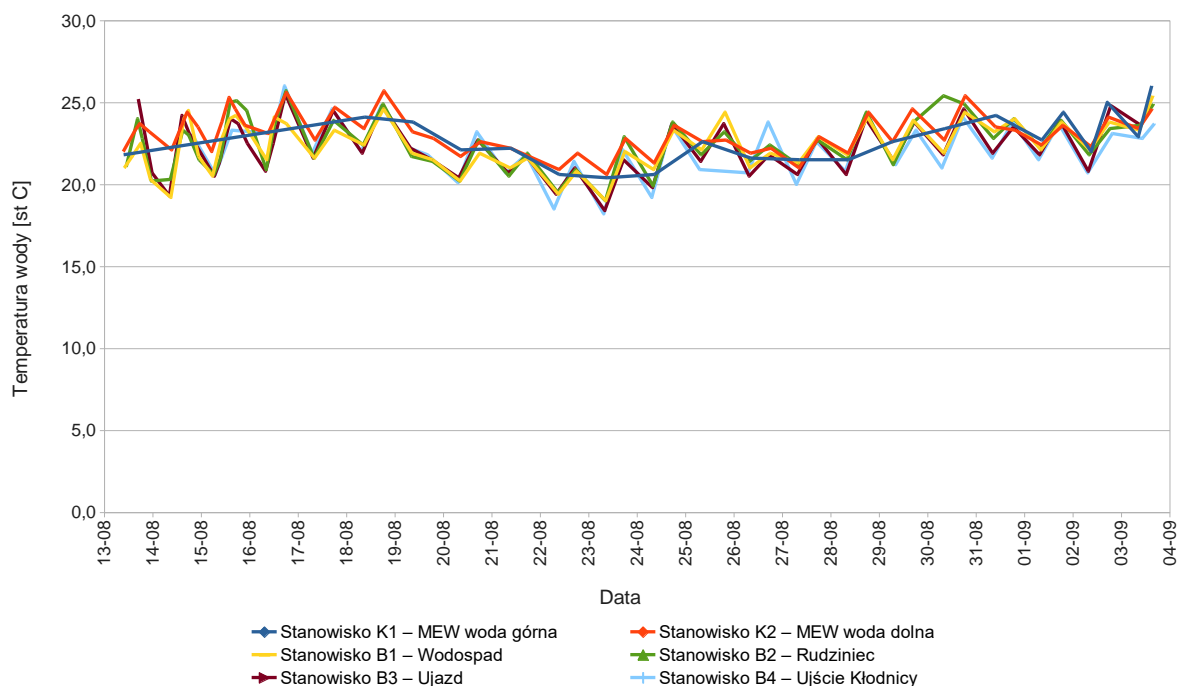


**Rys. I.7. Stężenie nadtlenku wodoru (mg H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/L) na poszczególnych stanowiskach mierzone w trakcie trwania eksperymentu.**

Wyższe stężenia nadtlenku wodoru w pierwszej części eksperymentu (do 20 sierpnia) były związane z wyższymi ilościami wprowadzanego perhydrolu (kalkulowana dawka do 17 mg/L) i jednorazowym wzrostem stężenia nadtlenku wodoru do poziomu ok. 27 mg/L na skutek awaryjnego wyłączenia elektrowni, opisanego w rozdziale pn. „Przebieg eksperymentu”. Po ustabilizowaniu dawek oraz przepływów wody, zasięg oddziaływania nadtlenku wodoru kończył się za punktem B2 Rudziniec, a więc obejmował ok. 4 km rzeki. Od dnia 20 sierpnia, na dalszych stanowiskach nie odnotowano nadtlenku wodoru.

### Temperatura wody

Temperatura wody wykazywała przede wszystkim zmiany w cyklu dobowym. Najwyższe jej wartości oscylowały wokół 25°C, najniższe ok. 19°C (rys. I.8). Z uwagi na wysoką temperaturę powietrza (powyżej 30°C) na początku i na końcu okresu trwania eksperymentu, odnotowywano również wysokie temperatury wody. Najwyższe jej wartości stwierdzone były na wodzie dolnej MEW (stanowisko K2), bezpośrednio po przejściu wody przez turbiny elektrowni. Temperatura wody górnej, mimo iż na wykresie nie wykazuje wysokich poziomów, w rzeczywistości była jednak wyższa niż na wodzie dolnej. Niższe jej wartości zaprezentowane graficznie wynikają z częstotliwości pomiarów. Wodę górną (powyżej elektrowni wodnej) w początkowej fazie eksperymentu badano jedynie w godzinach porannych, a więc jej temperatura była mierzona po nocnych minimach. Natomiast w ostatnich dniach trwania eksperymentu można zauważyć wyższe jej wartości niż na pozostałych stanowiskach badawczych.



**Rys. I.8. Temperatura wody na poszczególnych stanowiskach mierzona w trakcie trwania eksperymentu.**

W kontekście prowadzonego eksperymentu należy odnotować przede wszystkim poziom temperatury wody, przy którym perhydrol był dozowany (pomiędzy 20 – 25°C). W zakresie tym nie stwierdzano istotnego wpływu temperatury na efektywność nadtlenu wodoru w odniesieniu do eliminacji *P. parvum*. Jednocześnie, jednoznacznie należy stwierdzić, że perhydrol w dawkach stosowanych na Kłodnicy nie wpływał (lub wpływał niezauważalnie) na wzrost temperatury wody. Najwyższą jej wartość notowano na stanowiskach kontrolnych, przed miejscem dozowania perhydrolu. W kolejnych punktach na mierzoną temperaturę wpływało wiele czynników, w tym m.in. temperatura dopływów do Kłodnicy, ale przede wszystkim aktualne warunki pogodowe oraz ekspozycja stanowisk badawczych na promieniowanie słoneczne.

### Natlenienie wody

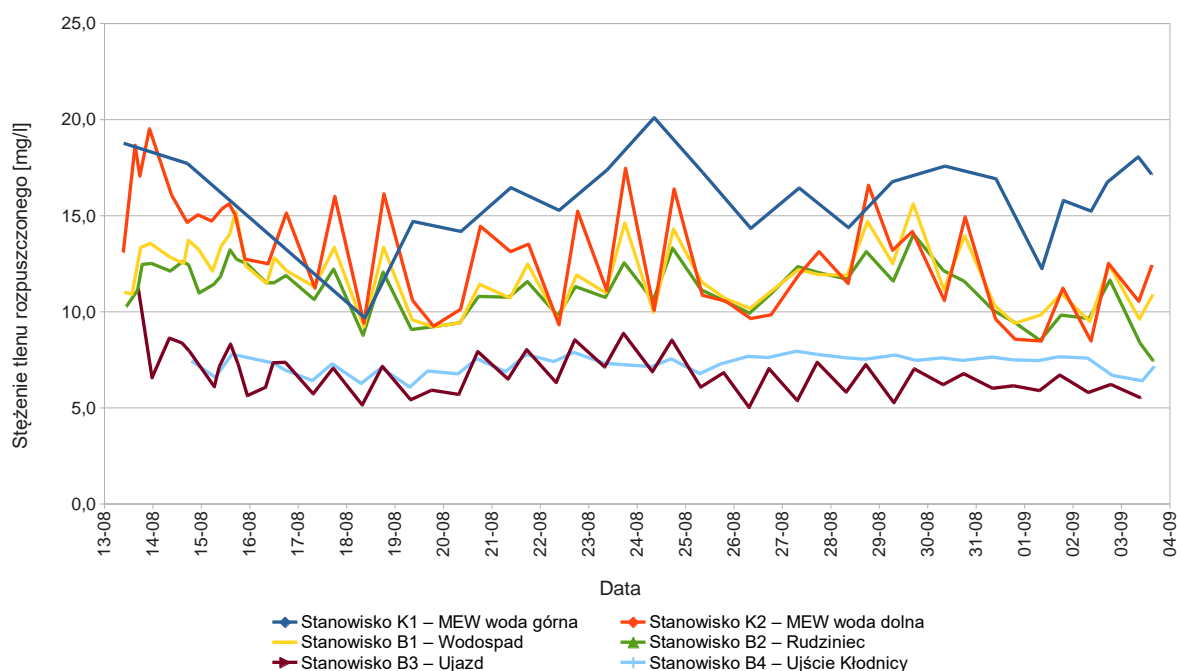
Poziom tlenu wahał się w rytmie dobowym, osiągając najwyższe wartości w ciągu dnia, najniższe natomiast w ciągu nocy, co związane było z procesem fotosyntezy.

Najwyższe stężenia tlenu stwierdzano na stanowisku K1 MEW – woda górna, gdzie wartość tego wskaźnika dochodziła nawet do 20 mg/L, najniższe natomiast na stanowisku B3 – Ujazd (rys. I.9). Po wprowadzeniu perhydrolu do wody stężenia tlenu były niższe niż przed dozowaniem utleniacza; na Stanowisku K2 MEW - woda dolna (przed dozowaniem), stwierdzano średnio wyższe stężenia tlenu niż na kolejnych stanowiskach zlokalizowanych poniżej punktu dozowania. Wyraźny spadek zawartości tlenu obserwowano na stanowisku B3 - Ujazd, co wiązano z dopływem odtlenionej wody jednym z cieków trafiających do Kłodnicy



powyżej tego punktu; nawet w tym przypadku mimo wyraźnego spadku stężenia tlenu przez cały okres badań zaznaczały się wahania dobowe. Najbardziej stabilne wskazania notowano na ujściu Kłodnicy (stanowisko B4), gdzie stężenie tlenu nie podlegało dużym zmianom w ciągu doby, co jest pośrednim dowodem na ograniczenie procesu fotosyntezy prowadzonej przez fitoplankton.

Nadtlenek wodoru nie powodował istotnych wzrostów oraz spadków zawartości tlenu w wodzie, do wartości mogących stanowić zagrożenie dla organizmów wodnych, co początkowo wskazywano jako jedno z podstawowych ryzyk związanych z prowadzeniem eksperymentu.

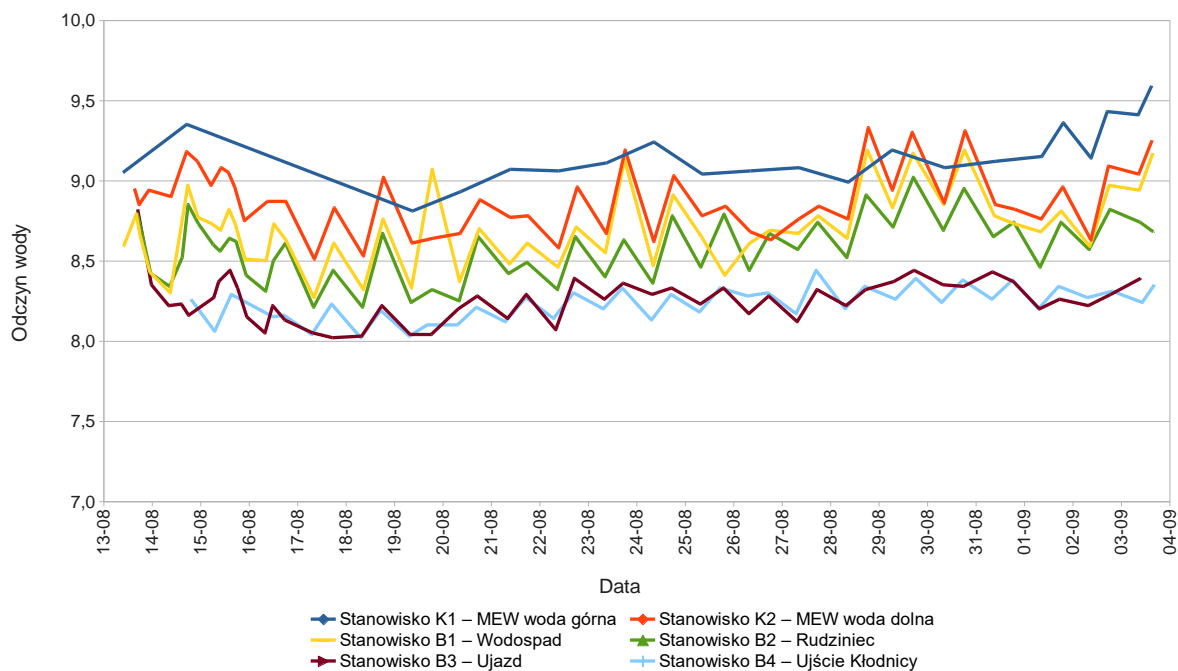


**Rys. I.9. Stężenie tlenu (mg/L) w Kłodnicy na poszczególnych stanowiskach w trakcie trwania eksperymentu.**

### Odczyn wody

Najwyższy odczyn występował w wodzie górnej MEW, na stanowisku kontrolnym K1, gdzie jego wartość w większości pomiarów przekraczała 9,0, a pod koniec trwania eksperymentu wzrosła do ponad 9,5. Również wysokie, ale jednak nieco niższe wartości, notowano w wodzie za zaporą, przed miejscem dozowania perhydroflu (stanowisko K2) (rys. I.10).

Na kolejnych stanowiskach badawczych odczyn wody spadał, a najniższe wartości stwierdzano na stanowisku B3 (Ujazd) i B4 (Ujście Kłodnicy), gdzie odczyn wyraźnie się stabilizował w przedziale 8,0 – 8,4. Podobnie jak w przypadku tlenu, również w przypadku odczynu można zauważyć wahania dobowe wartości wskaźnika, przy czym amplituda tych wahań maleje wraz z biegiem rzeki, osiągając najniższy poziom w pobliżu ujścia Kłodnicy do Odry.



**Rys. I.10. Odczyn wody na poszczególnych stanowiskach w trakcie trwania eksperymentu.**

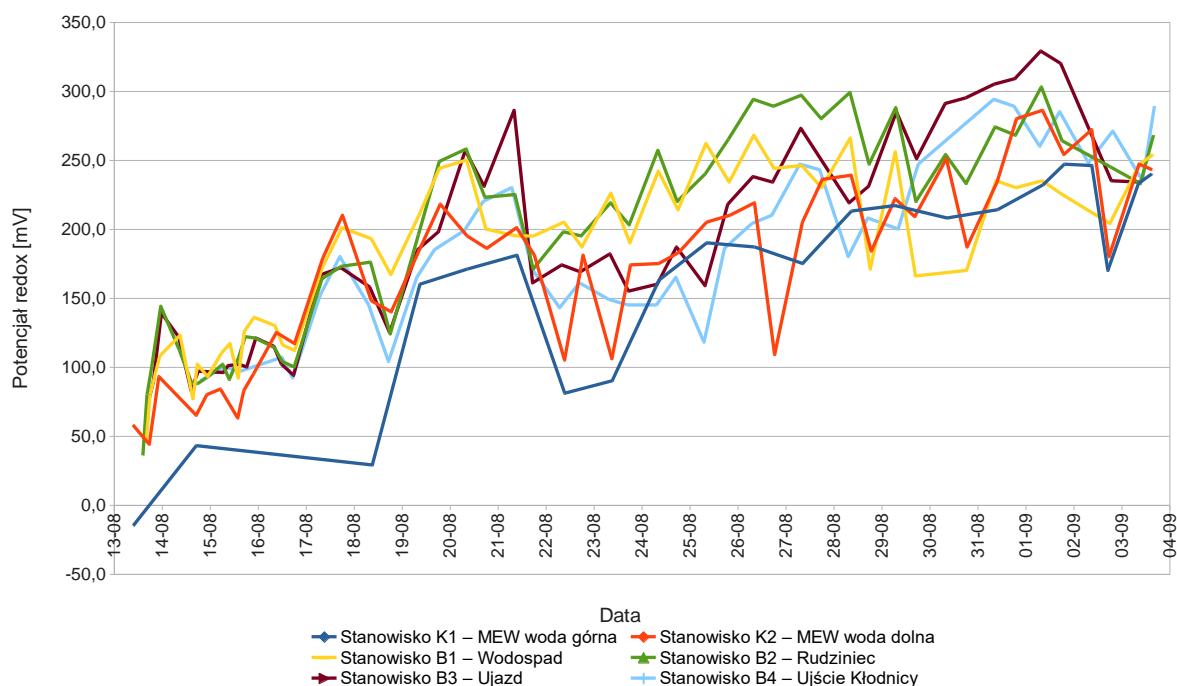
### Potencjał utleniająco redukcyjny (redoks)

Wartość potencjału na każdym stanowisku systematycznie rosła przez cały czas trwania eksperymentu (rys. I.11).

W wodzie napływającej z Kanału Gliwickiego, przed zaporą MEW (stanowisko K1) potencjał redoks wzrastał stopniowo z wartości ujemnych do poziomu ok. 250 mV i zazwyczaj razem z pomiarami na stanowisku kontrolnym (za zaporą), uzyskiwał najniższą wartość spośród wszystkich badanych punktów.

Na stanowiskach badawczych, w większości przypadków wartość potencjału redoks była wyższa niż na stanowiskach kontrolnych, co mogłoby wskazywać na wpływ nadtlenu wodoru, przy czym sporadyczne pomiary odbiegały od tej reguły. W takich przypadkach potencjał redoks był niższy poniżej punktu dawkowania perhydrofluoridu niż w wodzie napływającej na punkt dozowania.

Ostatecznie, w końcowej fazie eksperymentu potencjał redoks w wodzie górnej (stanowisko K1) oscylował w granicach 200 - 250 mV, natomiast w punkcie Ujazd (B3) parametr ten przekroczył 300 mV.



**Rys. I.11. Wartość potencjału redoks (mV) na poszczególnych stanowiskach w trakcie trwania eksperymentu.**

### Przewodność elektrolityczna właściwa

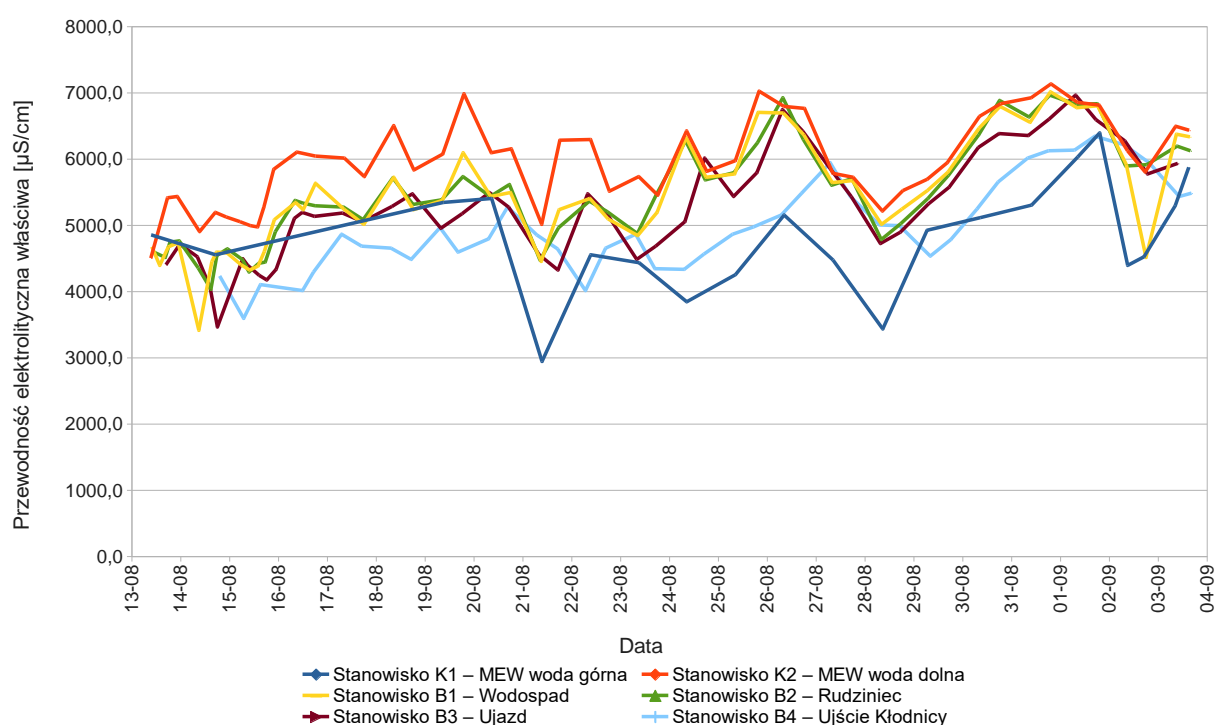
Wartości przewodności elektrolitycznej właściwej w czasie trwania eksperymentu na badanych stanowiskach wahały się w przedziale od 3 do 7 tys.  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Najniższe wartości przewodności stwierdzano w wodzie górnej, napływającej na MEW, na stanowisku kontrolnym K1. Co ważne była to woda z sekcji IV Kanału Gliwickiego, przy czym jej pobór odbywał się z wierzchniej warstwy (maksymalnie 0,5 m pod lustrem wody). Próby pobierane na wodzie dolnej (stanowisko K2), już po przepłynięciu przez turbiny elektrowni i pełnym wymieszaniu wody z różnych warstw przed MEW, wykazywały zdecydowanie wyższą przewodność. Zróżnicowanie wartości przewodności pomiędzy stanowiskami kontrolnymi może wynikać z faktu, iż na stanowisku zlokalizowanym powyżej MEW pobór odbywał się z wierzchniej warstwy wody, podczas gdy na stanowisku poniżej MEW, po wymieszaniu wód, wartość przewodności odzwierciedlała warunki dla całej kolumny wody.

Krzywe przewodności dla stanowisk kontrolnych przebiegają w zbliżony sposób. W miejscach, w których zaznacza się spadek lub wzrost przewodności powyżej MEW, widoczna jest analogiczna zmiana na zmieszanej wodzie poniżej zapory. Pomiary przewodności na punktach kontrolnych wskazują na wyraźną stratyfikację wód o różnym poziomie zasolenia. Różnica między przewodnością na stanowisku K1 (wody pobieranej z powierzchni), a na stanowisku K2 (wymieszanej wody napływającej na turbinę z różnych poziomów) osiągała wartości nawet 2000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .



Pomiary wskazywały na stopniowe zmniejszanie poziomu przewodności wraz z biegiem Kłodnicy (rys. I.12). Najniższe wartości tego parametru występowały na ostatnim stanowisku (stanowisko B4), najdalej od punktu dozowania i najbliżej ujścia do Odry, co wiązało się z wysładzaniem wody Kłodnicy dopływami kolejnych cieków i zrzutami ścieków oczyszczonych z pobliskich oczyszczalni.

Stratyfikacja zaznaczała się nie tylko w pomiarach przewodności, ale także w badaniach liczebności *Prymnesium parvum*. W tym przypadku podczas poboru wody górnej MEW (płytki pobór), stwierdzone liczebności złotej algi były wyraźnie wyższe niż oznaczane w próbach pobieranych z wody dolnej MEW (wymieszana woda z różnych głębokości Kanału Gliwickiego). Na punktach badawczych, ze względu na wartki nurt Kłodnicy, pełne wymieszanie i niską głębokość, stratyfikacja już nie była widoczna.

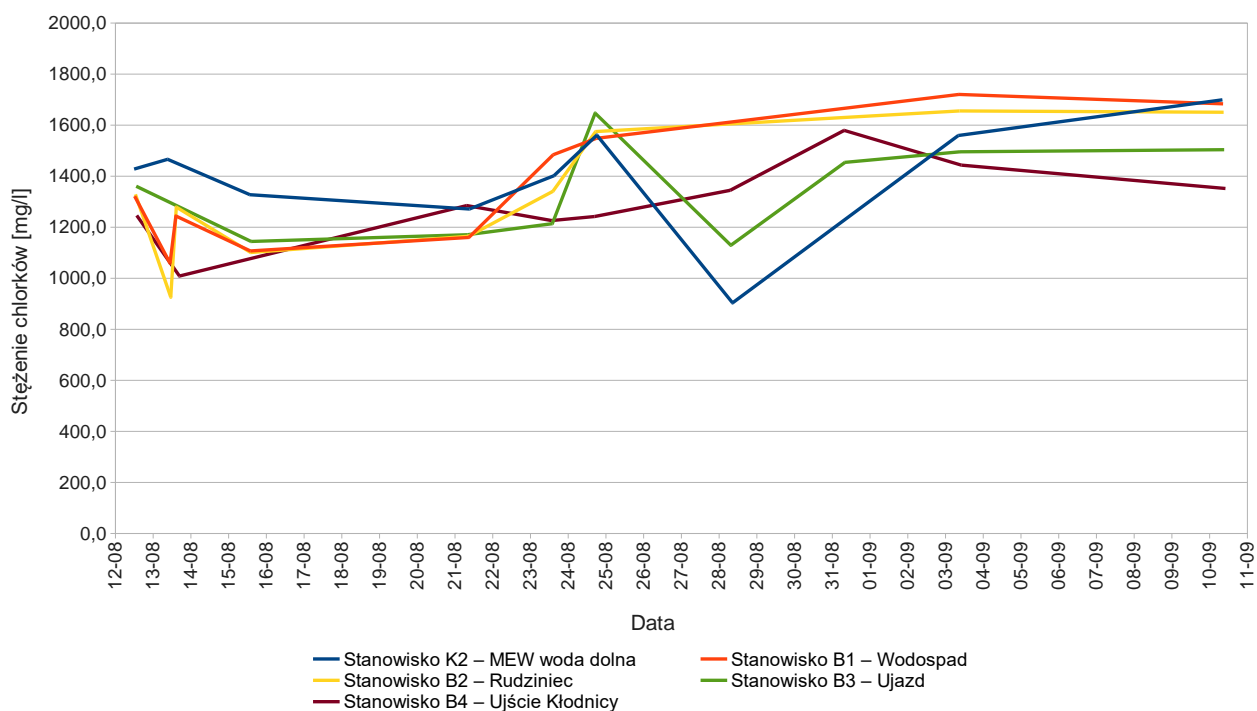


**Rys. I.12. Przewodność elektrolityczna właściwa wody ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) na poszczególnych stanowiskach w trakcie trwania eksperymentu.**

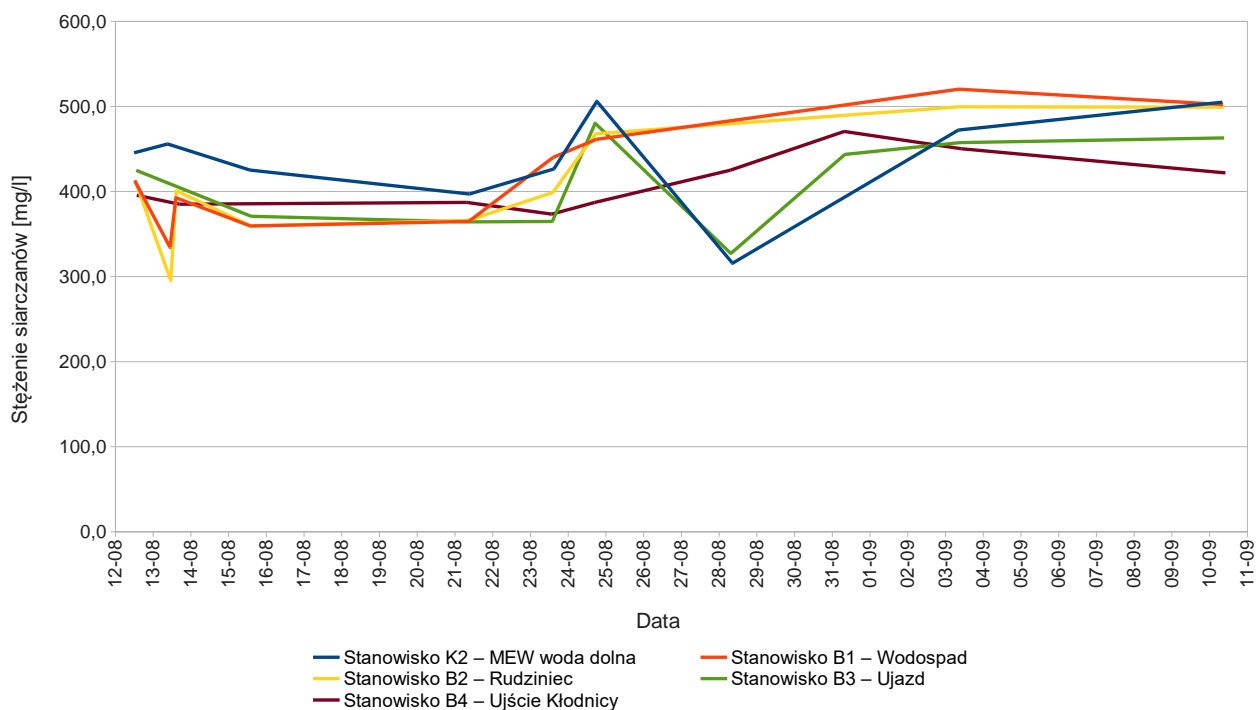
### Chlorki i siarczany

Zmiany stężeń ( $\text{Cl}^-$ ) i siarczanów ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) podczas trwania eksperymentu były zbliżone do siebie (rys. I.13 i I.14). W okresie trwania eksperymentu stężenia chlorków i siarczanów wyraźnie wzrosły 23 i 24 sierpnia, gdy widoczny był również wzrost liczebności złotej algi w wodzie napływającej na punkt dozowania perhydrolu, a także wzrost fosforu ogólnego i spadek potencjału redoks. Po chwilowym wzroście zanotowano spadek wartości tych wskaźników.

Perhydrol, z uwagi na skład chemiczny, pozostawał bez wpływu na stężenie chlorków i siarczanów, które zależało od jakości wody napływającej na punkt dozowania nadtlenu wodoru.



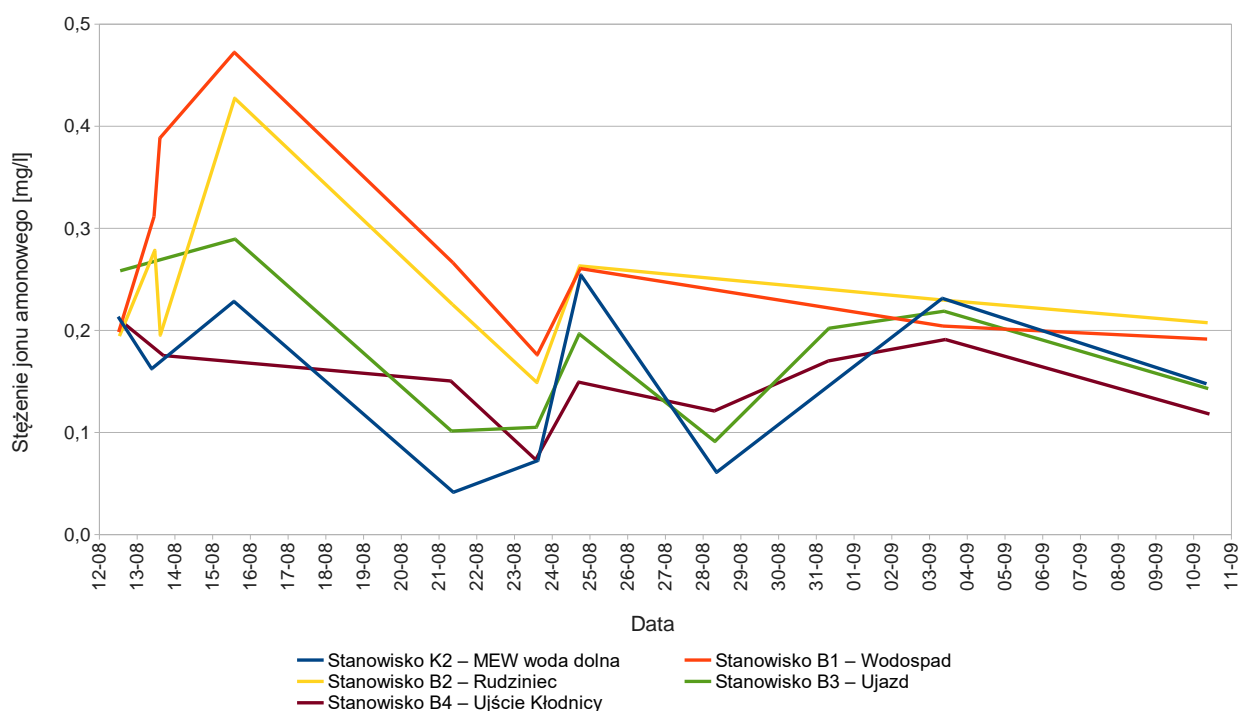
Rys. I.13. Stężenie chlorków (mg Cl/L) na poszczególnych stanowiskach w trakcie trwania eksperymentu.



Rys. I.14. Stężenie siarczanów (mg SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>/L) na poszczególnych stanowiskach w trakcie trwania eksperymentu.

## Związki azotu

W badanym okresie stwierdzano stosunkowo niski poziom azotu amonowego w wodzie trafiającej na punkt dozowania perhydroflu (rys. I.15). Wartość tego wskaźnika wzrastała natomiast na stanowisku K1 i B1 (najwięcej w pierwszych dniach trwania eksperymentu) co można wiązać z dopływem wody ze Zbiornika Pławniowice (dopływ ten charakteryzował się wyraźnie wyczuwalnym zapachem siarkowodoru). Stężenie azotu amonowego zmniejszało się na kolejnych stanowiskach badawczych. Na wzrost zawartości azotu amonowego na stanowiskach B1 i B2 na początku eksperymentu wpływ miał udział wody napływającej ze Zbiornika Pławniowice w stosunku do wody płynącej przez MEW.

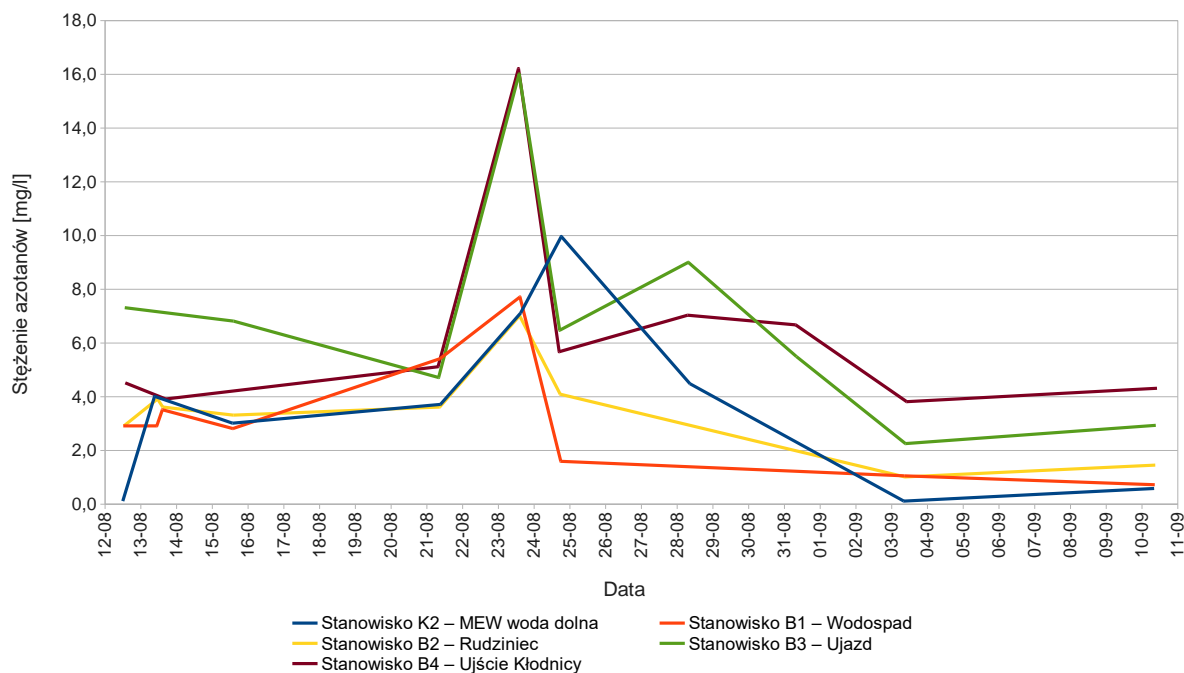


**Rys. I.15. Stężenie jonu amonowego ( $\text{mg NH}_4^+/\text{L}$ ) na poszczególnych stanowiskach w trakcie trwania eksperymentu.**

W przypadku azotanów trudno wskazać zależności, jak i wpływ dozowania perhydroflu na poziom tego wskaźnika. Na stanowisku B1 i B2 (za miejscem dozowania nadtlenu wodoru) stężenie azotanów było zazwyczaj niższe niż na kontrolnych lokalizacjach, wzrastając natomiast na kolejnych stanowiskach badawczych (rys. I.16). Najwyższy poziom azotanów był z reguły stwierdzany na ostatnim stanowisku badawczych (B4, ujście Kłodnicy), co może się wiązać z dopływem ścieków oczyszczonych na tym odcinku rzeki.

Azotyny w każdym z punktów kontrolnych oraz badawczych przez cały czas trwania eksperymentu mieściły się  $< 0,1 \text{ mg NO}_2/\text{L}$  (granicy oznaczalności zastosowanej metody pomiarowej).





**Rys. I.16. Stężenie azotanów (mg NO<sub>3</sub>/L) na poszczególnych stanowiskach w trakcie trwania eksperymentu.**

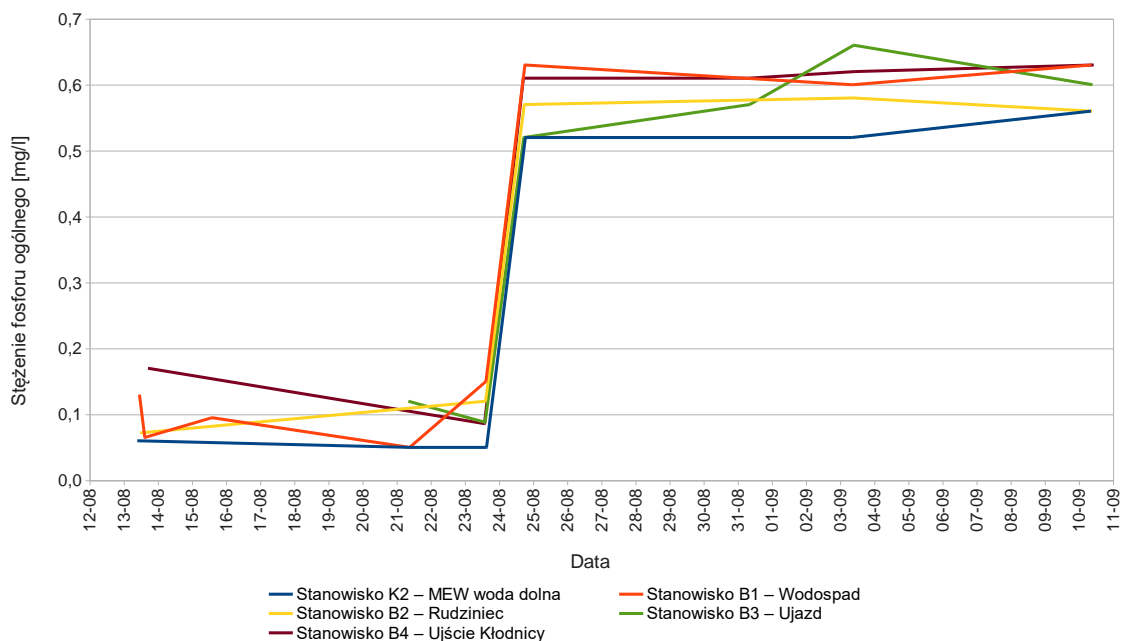
### Związki fosforu

Stężenie fosforu ogólnego podczas trwania eksperymentu było wyraźnie niższe w pierwszym okresie jego trwania, do dnia 23 sierpnia, osiągając wartości ok. 0,1 mg P/L. Od dnia 24 sierpnia zanotowano nagły i trwały wzrost wartości tego wskaźnika do poziomu w zakresie 0,5-0,6 mg P/L (rys. I.17). Co ważne zmiana wartości fosforu ogólnego pojawiła się w ustabilizowanych warunkach dozowania perhydroflu, zatem wzrostu tego nie można wiązać ani ze zmianą dawki, ani zmianami przepływu wody.

Zmiany stężenia fosforu ogólnego zbiegły się w czasie ze zmianami liczebności *Prymnesium parvum* w wodzie górnej i dolnej MEW. W dniach, w których wystąpił wyraźny wzrost stężenia fosforu ogólnego, stwierdzono również wzrost liczebności komórek złotej algi (po wcześniej zaznaczającym się okresie spadkowym). Ponadto na wykresie zmian potencjału redox, w dniach poprzedzających wzrost liczebności algi oraz stężenia fosforu ogólnego można zauważyć spadek potencjału utleniająco – redukcyjnego w wodzie górnej przed MEW.

Podobnie jak w przypadku azotanów, tak i w przypadku fosforu ogólnego, nie można mówić o wpływie nadtlenu wodoru na wartość tego wskaźnika.

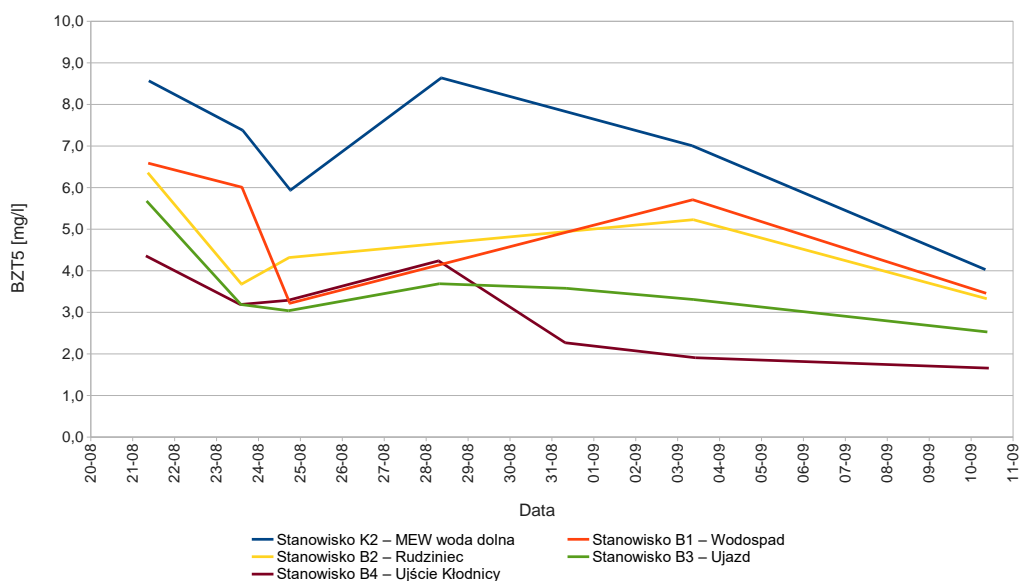
Stężenie fosforanów w poszczególnych punktach badawczych i kontrolnych przez czas trwania eksperymentu wynosiło poniżej 0,1 mg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/L. Tylko 21 sierpnia odnotowano istotny wzrost wartości tego wskaźnika, który w punktach K1, K2, ale także B1 i B2 wzrósł z poziomów poniżej 0,1 mg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/L do ok. 3,6 mg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/L na stanowisku K2, po czym spadł ponownie poniżej granicy oznaczalności.



**Rys. I.17. Stężenie fosforu ogólnego (mg P/L) na poszczególnych stanowiskach w trakcie trwania eksperymentu.**

### Biologiczne zapotrzebowanie na tlen (BZT<sub>5</sub>)

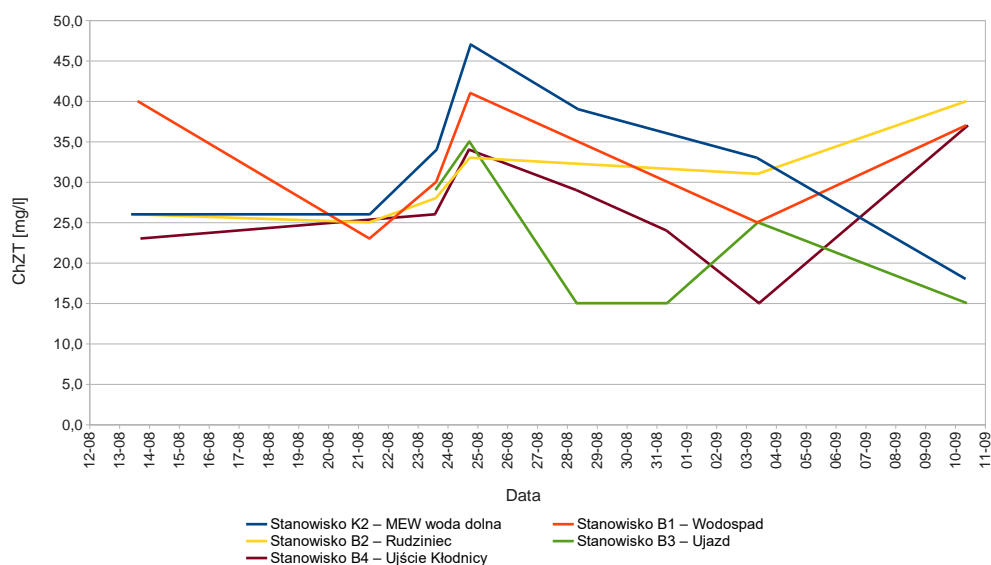
Istotny wpływ perhydrofluorowodoru stwierdzono w przypadku parametru BZT<sub>5</sub>. Wskaźnik BZT<sub>5</sub> ulegał wyraźnej zmianie poniżej punktu dozowania nadtlenu wodoru (rys. I.18). Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu wyraźnie spadało na kolejnych stanowiskach badawczych – nawet o 50% na pierwszym za punktem dozowania stanowisku badawczym (Stanowisko B1 – Wodospad). Najniższe wartości BZT<sub>5</sub> były regularnie stwierdzane przy ujściu Kłodnicy, natomiast najwyższe w wodzie napływającej na punkt dozowania perhydrofluorowodoru (stanowisko kontrolne K1). Spadek BZT<sub>5</sub> mógł być spowodowany częściowo dopływami bocznymi wody, jednakże tak regularnych zależności nie stwierdzano w przypadku innych wskaźników jakości wody (np. siarczanów czy chlorków, które pośrednio również mogłyby świadczyć o napływie wody rozcieńczającej Kłodnicę). Tym samym można założyć, że obniżenie biochemicznego zapotrzebowania na tlen wiązało się z dozowaniem perhydrofluorowodoru. Mechanizm tego wpływu może być dwójaki. Z jednej strony nadtlenek wodoru powoduje eliminację organizmów, które odpowiedzialne są za zużycie tlenu (procesy biochemiczne prowadzące do zużycia tlenu), z drugiej zaś przyczynia się do utlenienia prostych związków organicznych, zmniejszając zapotrzebowanie na tlen niezbędny do ich biochemicznego utlenienia. Oba czynniki skutkują spadkiem zapotrzebowania na tlen (i tym samym spadkiem BZT<sub>5</sub>).



Rys. I.18. Poziom BZT<sub>5</sub> (mg O<sub>2</sub>/L) na poszczególnych stanowiskach w trakcie trwania eksperymentu.

### Chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT)

Niejednoznaczny wpływ nadtlenu wodoru zaobserwowano w przypadku ChZT. W początkowym okresie eksperymentu wartości tego wskaźnika niewiele się różnią na poszczególnych punktach badawczych (rys. I.19). Wyraźne różnice zaznaczają się dopiero po 23 sierpnia, kiedy nastąpił wzrost zawartości tego wskaźnika w punktach kontrolnych K1 i K2 oraz istotny spadek na poszczególnych punktach badawczych (tendencja ta została jedynie odwrócona w przypadku ostatniego pomiaru, już po eksperymencie). W okresie pomiędzy 23 sierpnia a 3 września najwyższe wartości ChZT są obserwowane w wodzie napływającej na MEW, najniższe natomiast w pobliżu ujścia Kłodnicy do Odry. Procentowy spadek liczony pomiędzy stanowiskiem 1 a stanowiskiem 5 wynosi nawet 54% (badania prowadzone 30.08.24 r.).



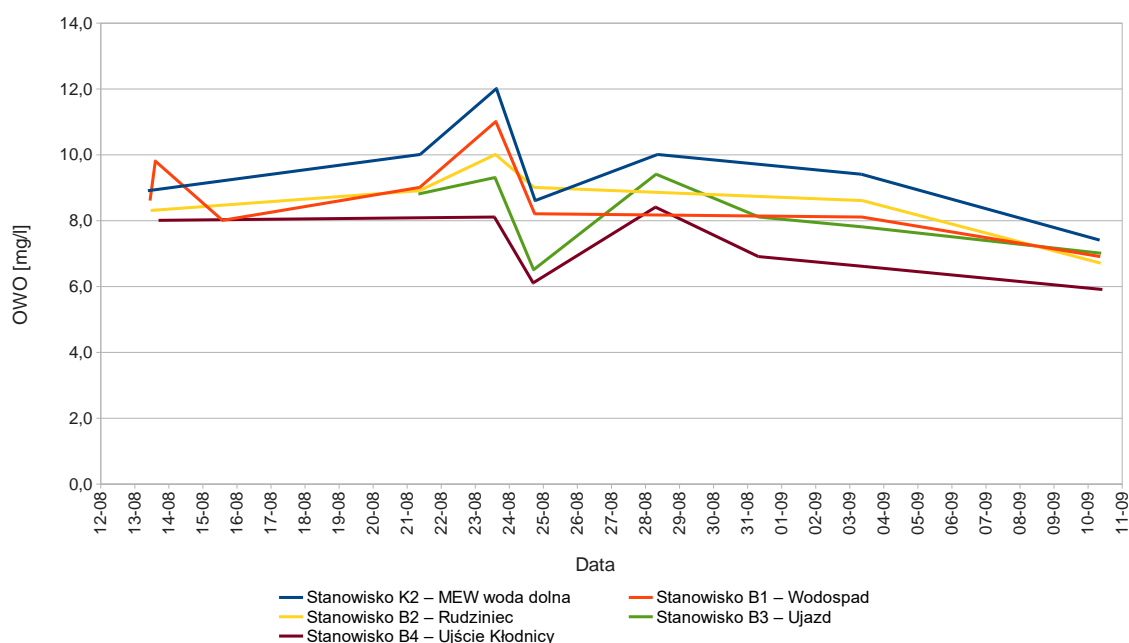
Rys. I.19. Wartość ChZT (mg O<sub>2</sub>/l) na poszczególnych stanowiskach w trakcie trwania eksperymentu.



## Ogólny węgiel organiczny

Ogólny węgiel organiczny, przez cały okres trwania eksperymentu wykazywał zmianę pomiędzy stanowiskiem K1, gdzie notowano wartości najwyższe, a stanowiskiem B4 - wartości najniższe (rys. I.20). Obniżenie poziomu OWO wraz z biegiem Kłodnicy wynosiło ok. 20-40%. Podobnie jak w przypadku pozostałych parametrów w okolicach 23 sierpnia zaznacza się wyraźna zmiana wartości tego wskaźnika – najpierw intensywny wzrost, następnie spadek i ponownie wzrost (powrót do wartości wyjściowych).

Trudno jednoznacznie wskazać przyczynę tej zmienności. Ogólny węgiel organiczny, podobnie jak BZT<sub>5</sub>, jest parametrem, którego zmiana mogła mieć przyczynę w dozowaniu perhydroflu i utlenieniu substancji organicznych.



Rys. I.20. Stężenie OWO (mg C/L) na poszczególnych stanowiskach w trakcie trwania eksperymentu.

## Barwa wody

W toku badań terenowych pobierane próby dodatkowo fotografowano, co pozwoliło uchwycić zmiany barwy wody, zależne bezpośrednio od zagęszczenia fitoplanktonu, w tym przede wszystkim *Prymnesium parvum*.

Na zdjęciach, wykonanych przy poborach prób w dniu 19 sierpnia widać wyraźnie zmianę barwy na poszczególnych stanowiskach badawczych, odpowiadającą zmianie liczebności *P. parvum*. Próby pobierane przy MEW (zarówno na wodzie górnej, jak i dolnej) wykazują najbardziej intensywny kolor, natomiast woda na kolejnych stanowiskach jest znacznie bardziej przejrzysta, co koreluje z badaną równolegle liczebnością złotej algi. Wyraźny wzrost przejrzystości zauważalny jest już na pierwszym stanowisku badawczym-B1 – Wodospad (Fot. I.11 c).



Fot. I.11 a, b, c, d. Barwa wody na kolejnych stanowiskach kontrolnych i badawczych na rzece Kłodnicy w dniu 19.08.2024 r. (fot. Ł. Weber, 19.08.2024 r.).





Fot. I.11 e, f. Barwa wody na kolejnych stanowiskach kontrolnych i badawczych na rzece Kłodnicy w dniu 19.08.2024 r. (fot. Ł. Weber, 19.08.2024 r.).

### Pozostałe parametry fizykochemiczne i mikrobiologiczne

W zakresie pozostałych wskaźników fizykochemicznych, badanych w trakcie trwania eksperymentu, stwierdzono:

- stężenie wodorowęglanów nie wykazywało istotnych zmian na stanowiskach kontrolnych i badawczych; wartości tego wskaźnika oscylowały wokół 200-230 mg/L; analiza tego wskaźnika, razem z wartościami odczynu, wskazuje na bardzo niski poziom wolnego dwutlenku węgla w wodzie na całym odcinku Kłodnicy objętym eksperymentem;
- stężenie potasu w badanych punktach wahało się w granicach 5,0-6,0 mg/L i nie wykazywało istotnych zmian wraz z biegiem Kłodnicy w badanym obszarze;
- stężenie magnezu zmieniało się w przedziale od 60,0 do 80,0 mg/L, również nie wykazując istotnych zmian w kolejnych punktach badawczych;
- poziom wapnia zmieniał się w granicach 100-120,0 mg/L;
- poziom azotu Kjeldahla w każdym z badanych punktów był poniżej granicy oznaczalności wybranej metody;



- wartość zawiesiny zmieniała się w przedziale 8-20 mg/L;
- pomiary stężenia żelaza wskazały na wzrost wartości tego wskaźnika w pobliżu ujścia Kłodnicy; na wodzie górnej MEW (stanowisko K1) stężenie żelaza wynosiło ok. 280 µg/L, zaś w pobliżu ujścia Kłodnicy (stanowisko K4) – 680 µg/L; wzrost stężenia tego wskaźnika należy wiązać z dopływem wód o charakterze wód podziemnych na wysokości punktu badawczego w Ujeździe;
- podobne zmiany obserwowano w przypadku stężenia manganu; najniższe stężenia tego wskaźnika stwierdzano w wodzie górnej (stanowisko K1) – ok. 130 µg/L, najwyższe zaś przy ujściu (stanowisko B4) – ok. 190 µg/L.

Badania mikrobiologiczne objęły podstawowe wskaźniki, takie jak ogólna liczba mikroorganizmów w temp. 22 i 36°C, a także *Escherichia coli*, grupy coli i Enterokoki kałowe. Analiza otrzymanych wyników badań pozwala wyciągnąć następujące wnioski:

- badanie ogólnej liczby mikroorganizmów w temp. 22°C, wykazało, że najniższy poziom tego wskaźnika występował w wodzie górnej (stanowisko K1) – tj. ok. 99.000 jtk/mL, a najwyższy na stanowisku K3 (Ujazd) – ok. 350.000 jtk/mL;
- badania bakterii grupy coli, w każdym z punktów wykazały >24200 NPL/100 mL;
- badania bakterii *Escherichia coli* wykazały wyższe stężenia w pobliżu ujścia Kłodnicy niż na wodzie górnej (punkt K1) – co należy wiązać z dopływem ścieków oczyszczonych wraz z biegiem rzeki;
- podobna zależność występowała w przypadku Enterokoków kałowych; na wodzie górnej przy MEW (punkt K1) stwierdzano ok. 90 jtk/100 mL, natomiast przy ujściu ok. 1130 jtk/100 mL;
- jedynie analiza ogólnej liczby mikroorganizmów w temp. 36°C wskazała na znaczny spadek ilości tych bakterii wraz z biegiem Kłodnicy; na stanowisku K1 (MEW – woda górna) stwierdzono 120.000 jtk/mL, zaś na stanowisku B3 (Ujazd) i B4 (ujście Kłodnicy), odpowiednio, 23.000 i 26.000 jtk/mL.

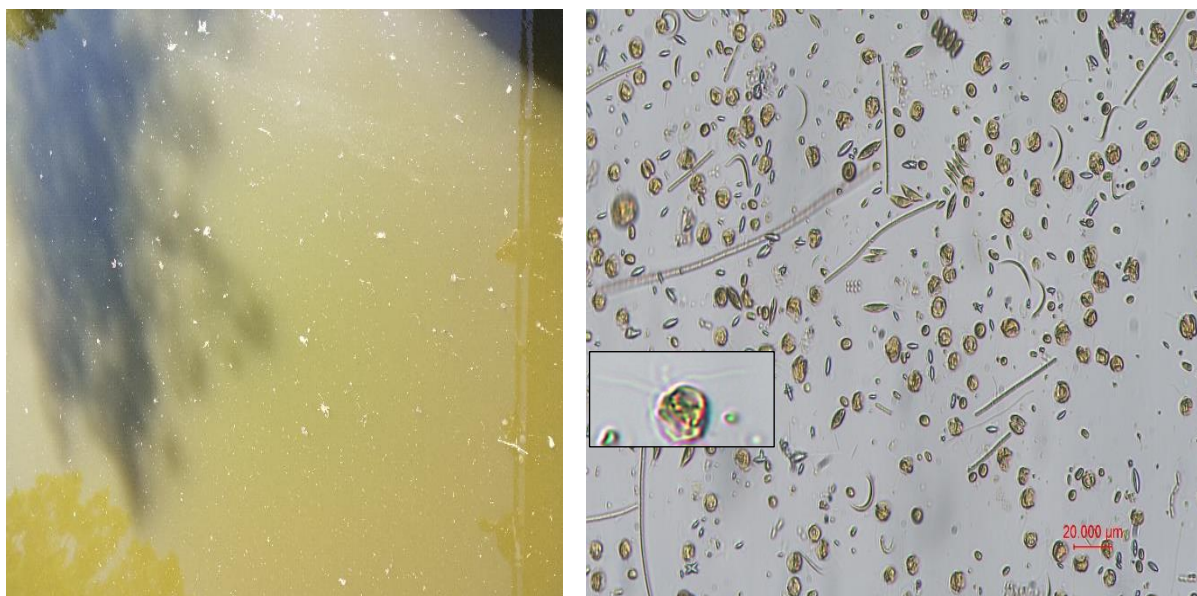
Analiza wpływu perhydrofluorocyanu na wskaźniki mikrobiologiczne zdecydowanie nie pozwala stwierdzić, działania biobójczego tego preparatu na całej długości Kłodnicy. W dolnym biegu wyraźnie zaznacza się dopływ zanieczyszczonych mikrobiologicznie wód.

## Wyniki analiz liczebności *Prymnesium parvum*

### Stanowiska kontrolne

Spośród wytypowanych lokalizacji, dwa punkty (MEW Pławniowice przed zaporą – woda górna i MEW Pławniowice za zaporą – woda dolna) znajdowały się poza zasięgiem dawkowania perhydrołu i pomiary wykonane na tych stanowiskach służyły jako wartości kontrolne dla oszacowania zmian liczebności *P. parvum* niewynikających z aplikacji H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, jak również dla porównania z liczebnościami na stanowiskach będących pod wpływem dozowanego środka.

W okresie trwania eksperymentu (od 13 sierpnia do zakończenia dozowania perhydrołu w dniu 3 września) najwyższe zagęszczenie haptofitów (przekraczające 150 mln os. w litrze) stwierdzano w pierwszym tygodniu badań tj. od 13 do 19 sierpnia (rys. I.21). Wysokie zagęszczenie haptofitu nadawało wodzie kolor złoto-brązowy oraz powodowało małą jej przejrzystość, a w obrazie mikroskopowym w polu widzenia widoczne były liczne komórki „złotej algi” (fot. I.12).



**Fot. I.12. Wygląd wody na stanowisku Pławniowice powyżej MEW – woda górna w dniu 12 sierpnia 2024 r. (po lewej) oraz obraz mikroskopowy próbki wody pobranej z tego stanowiska w tym samym dniu z widocznymi komórkami glonów (w lewym dolnym rogu pojedyncza komórka *Prymnesium parvum*), w powiększeniu 400-krotnym (po prawej) (fot. A. Pasztaleniec).**

Powyżej zapory MEW, na stanowisku K1, zanotowano maksymalnie 254 701 456 os./L w dniu rozpoczęcia dawkowania i 210 251 416 os./L w dniu kolejnym. Nieco niższe wartości liczebności, chociaż nadal wysokie (w zakresie ok. 130-180 mln/L), obserwowano po przejściu wody przez zaporę w tzw. wodzie dolnej (stanowisko K2). Liczebności te przekraczały znacznie wartość progową III stopnia zagrożenia poziomu alarmowego dla rzek i starorzeczy

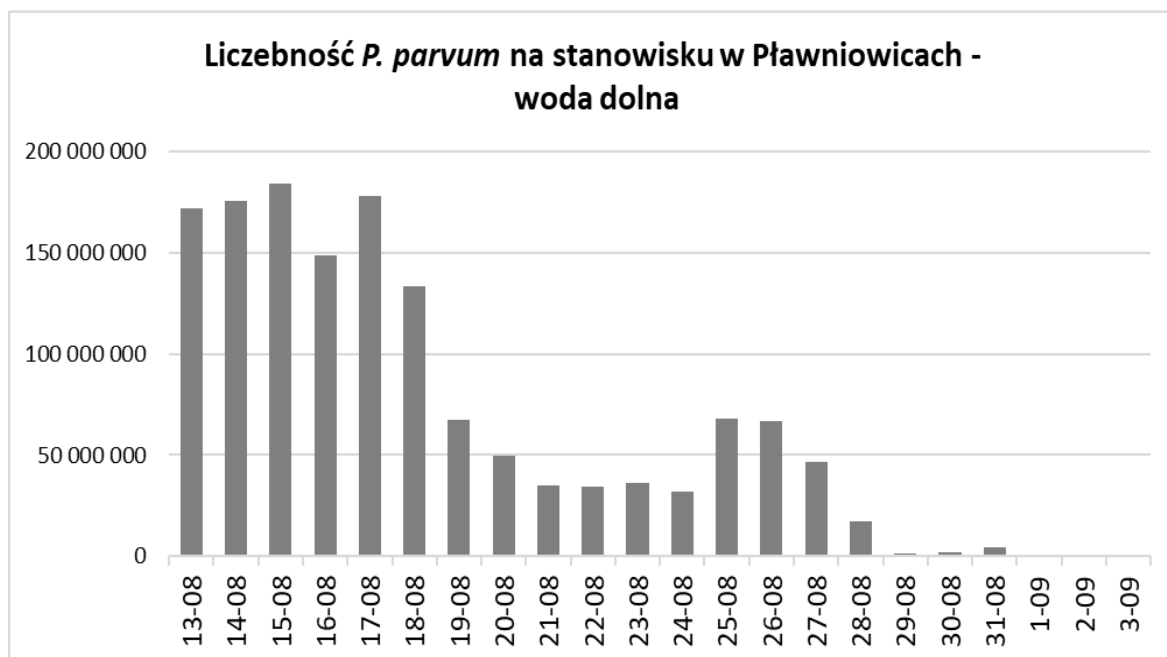
wg. GIOŚ – ustaloną na 100 mln komórek w litrze<sup>2</sup>. Tak wysokie zagęszczenie glonów w Kłodnicy było kontynuacją trwającego od końca lipca zakwitu „złotej algi” w Zbiorniku Dzierżno Duże oraz IV sekcji Kanału Gliwickiego, który objawiał się liczebnościami rzędu kilkudziesięciu i ponad 100 mln komórek a ekstremalną wartością 372 mln os./L w dniu 14 sierpnia 2024 r. (dane GIOŚ).

Pomiędzy 19 a 24 sierpnia populacja *P. parvum* była mniej liczna, a średnia dzienna liczebność powyżej zapory MEW wynosiła od 51 do 134 mln os./L, oraz w wodzie dolnej ok. 30-40 mln os./L. Ponowny, kilkudniowy wzrost liczebności obserwowano na obu stanowiskach od 24-25 sierpnia (w okresie tym stwierdzono również wyraźny wzrost wartości wielu parametrów fizykochemicznych – opisywany powyżej), ale począwszy od 28 sierpnia, nastąpiło ponowne załamanie populacji do poziomów zagęszczenia poniżej 1 mln i ustępowanie zakwitu (rys. I.21). Wycofanie się zakwitu na początku września do poziomu liczebności znacznie poniżej 1 mln os./L przyczyniło się do podjęcia decyzji o zakończeniu dozowania perhydrołu z dniem 3 września.

---

<sup>2</sup> <https://www.gov.pl/web/odra/aktualnosci>



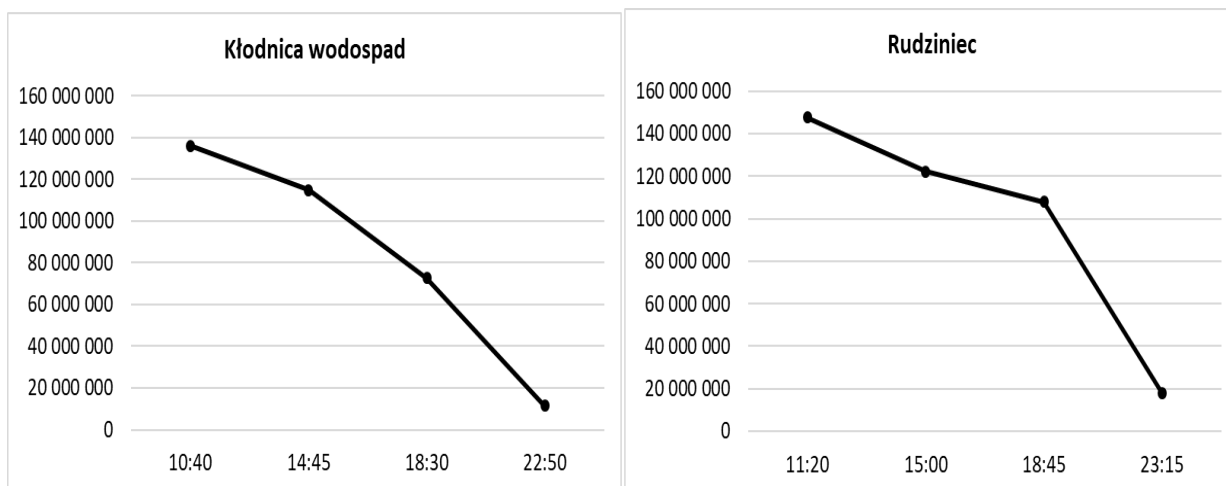


**Rys. I.21 Średnia liczebność *Prymnesium parvum* (liczba osobników/litr), w poszczególnych dniach trwania eksperymentu (13 sierpnia – 3 września 2024 r.) na stanowiskach w Pławniowicach (Mała Elektrownia Wodna), przed zaporą (tzw. woda górna) i za zaporą (tzw. woda dolna).**

### Stanowiska badawcze

Na pierwszych dwóch stanowiskach badawczych, położonych najbliżej miejsca dawkowania B1 Kłodnica-wodospad oraz B2 przy moście w Rudzieńcu, pierwszego dnia aplikacji wykonano czterokrotne próbkowanie. Niższa liczebność glonu widoczna była już po kilku godzinach

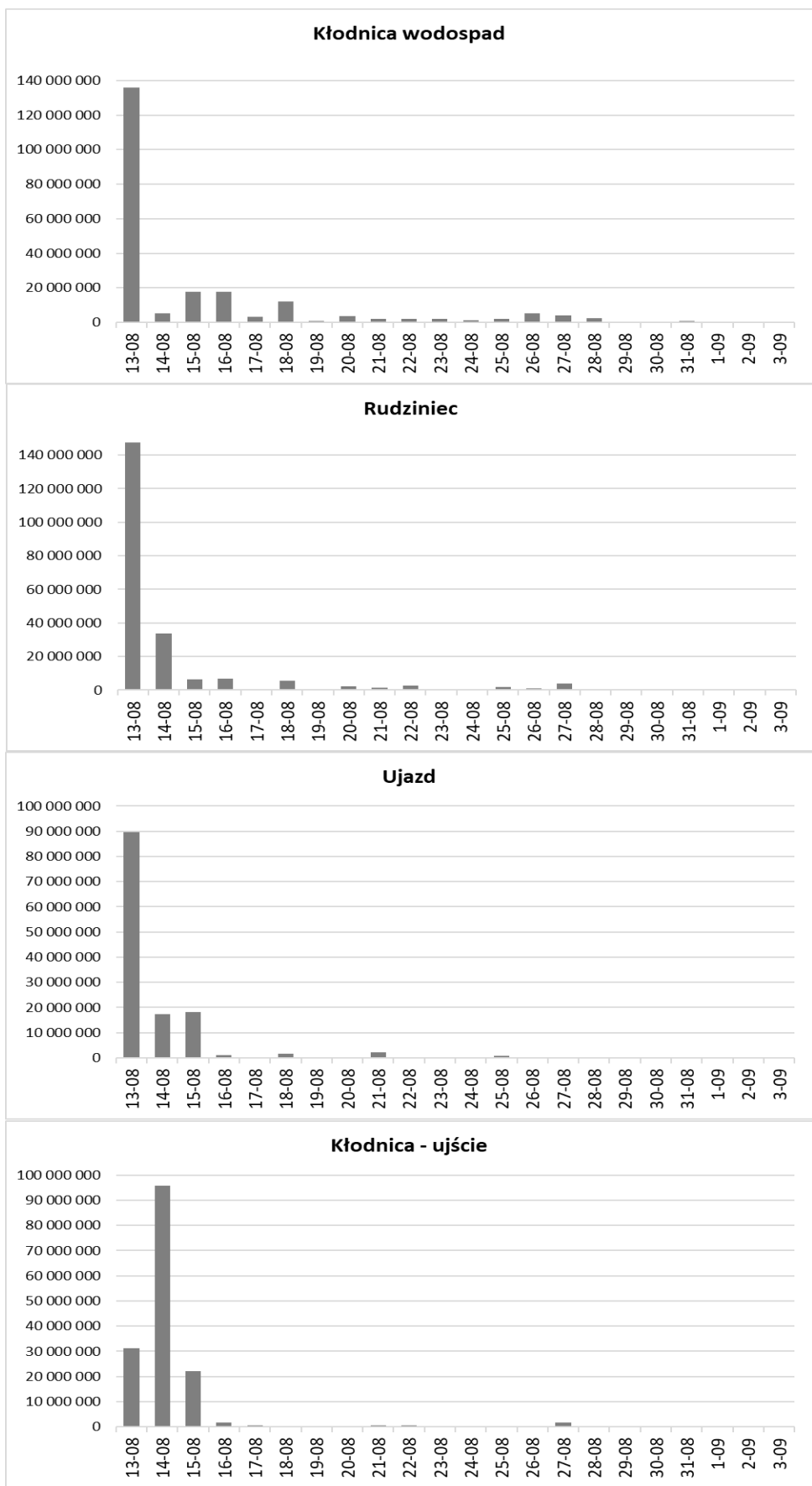
od rozpoczęcia dozowania. Z wartości bliskich 140-150 mln os./L w próbach porannych, w próbach wieczornych zanotowano spadek do kilkunastu mln komórek w litrze (rys. I.22).



**Rys. I.22. Liczebność *Prymnesium parvum* (liczba osobników/litr) w pierwszym dniu eksperymentu (13 sierpnia 2024 r.) w kolejnych godzinach badań na stanowiskach Kłodnica wodospad i Rudziniec.**

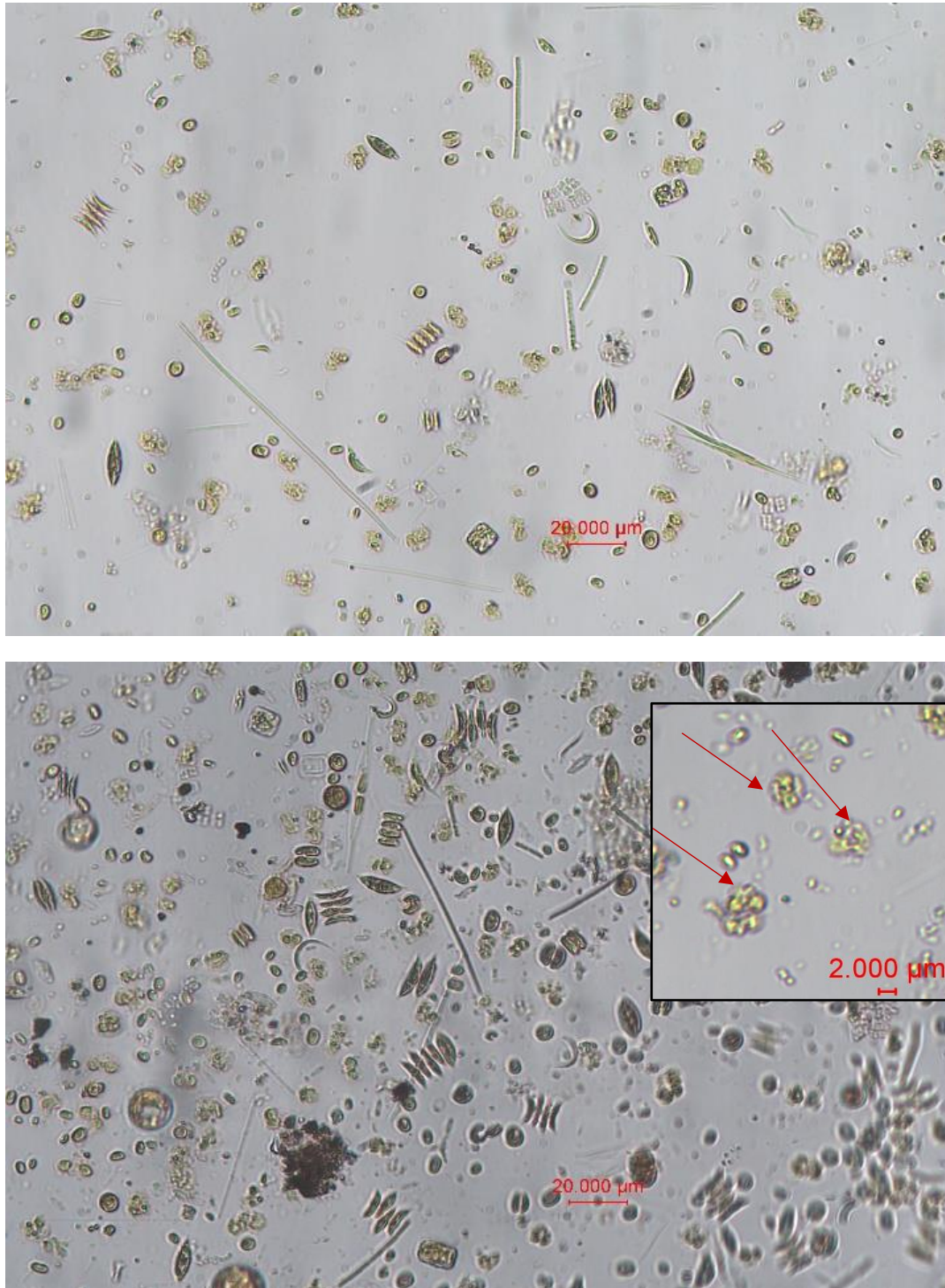
W kolejnych dniach na wszystkich stanowiskach rzeki Kłodnicy, zlokalizowanych poniżej miejsca dozowania, stwierdzono gwałtowne zmniejszenie liczebności komórek *P. parvum* (rys. I.23). Wartości na wykresie są średnimi wartościami liczebności z poborów porannych i popołudniowych. Jedynie w przypadku pierwszego dnia eksperymentu przedstawiono wartość poranną (przed rozpoczęcia dozowania perhydrofluorowodoru), w celu uniknięcia uśredniania liczebności dla warunków poddanych i niepoddanych działaniu  $H_2O_2$ .

Pierwsze pobory z dnia 13 sierpnia, wskazywały na znacznie wyższe liczebności alg na początkowych stanowiskach biegu Kłodnicy niż na bardziej oddalonych, bliższych jej ujścia do Odry. Na stanowisku Kłodnica wodospad (B1) zagęszczenie wynosiło 136 077 116 os./L, a w Rudzińcu (stanowisko B2) 147 530 501 os./L, podczas gdy na stanowisku Ujazd: 89 718 179 os./L i na moście w Kędzierzynie-Koźlu, 31 237 181 os./L. W kolejnym dniu eksperymentu, na stanowiskach badawczych liczebność była niższa o kilkadziesiąt procent w porównaniu do wartości oszacowanych na początku eksperymentu, z wyjątkiem stanowiska ostatniego B4, przy ujściu Kłodnicy, na którym w dalszym ciągu stwierdzano wysoką liczebność, a nawet jej wzrost. Spadek zagęszczenia komórek *Prymnesium* był obserwowany na ostatnim stanowisku, przy ujściu Kłodnicy dopiero 15 sierpnia (rys. I.23). W dniach, w których na stanowiskach badawczych liczebność populacji haptofitów wyraźnie została ograniczona, na stanowiskach kontrolnych w pobliżu MEW w Pławniowicach zakwit był nadal intensywny i utrzymywały się liczebności sięgające ok. 150 – 200 mln os./L (rys. I.21).



Rys. I.23. Średnia\* liczebność *Prymnesium parvum* (liczba osobników/litr) w trakcie trwania eksperymentu (13 sierpnia – 3 września 2024 r.) na stanowiskach rzeki Kłodnicy poniżej miejsca dawkowania perhydrolu. \*Z wyjątkiem 13 sierpnia – wartość liczebności z pierwszego poboru.

W próbkach ze stanowisk, na których woda pozostawała pod działaniem perhydrolu, w obrazie mikroskopowym widoczna była degradacja i rozpad komórek *Prymnesium parvum* (fot. I.13).

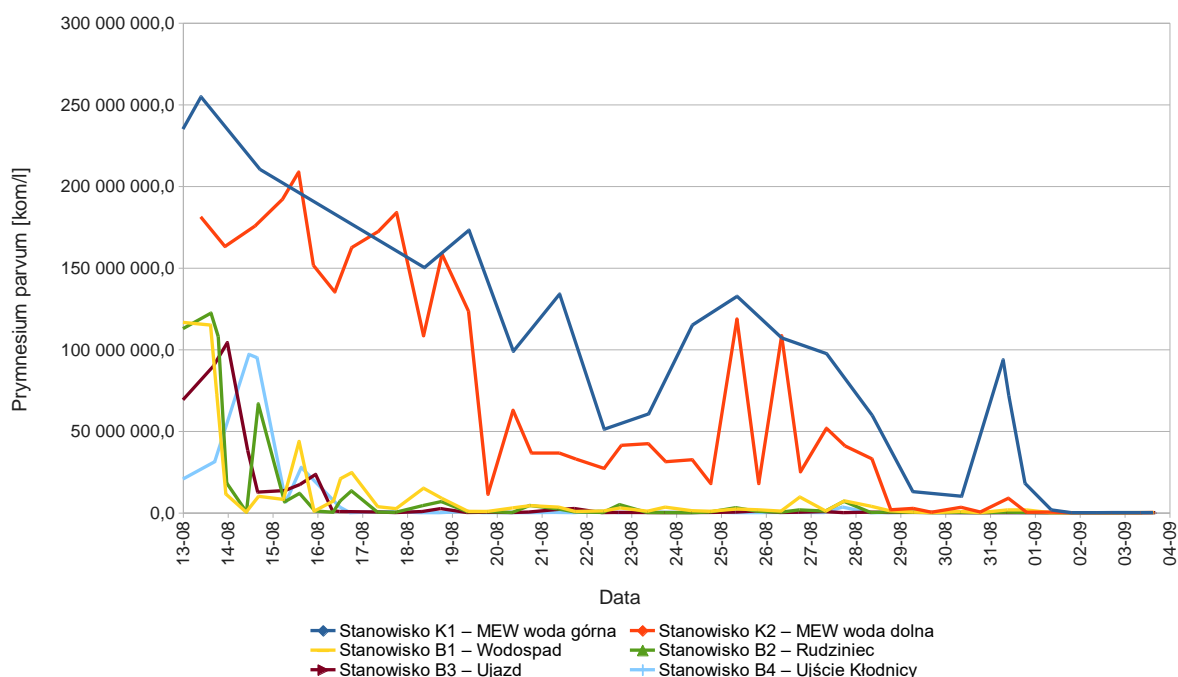


Fot. I.13. Obraz mikroskopowy (powiększenie 400-krotne) próbek wody pobranych na stanowiskach Kłodnica wodospad (górny panel) i Rudziniec (dolny panel). w dniu 14 sierpnia w godzinach porannych. Przykładowe komórki *Prymnesium parvum* ulegające degradacji zaznaczono strzałkami na powiększeniu w górnym prawym rogu zdjęcia panelu dolnego) (fot. A. Pasztaleniec).



W okresie od 16 sierpnia do 3 września, liczebności *P. parvum* na stanowiskach badawczych zmniejszały się, spadając do wartości rzędu kilkudziesięciu tysięcy osobników w litrze, co stanowiło 99% procentowy spadek liczebności komórek szkodliwego haptofitu. Niewielki wzrost liczebności (do kilku mln komórek/L) zaobserwowano jedynie w dniach 25-27 sierpnia (rys. I.23). Wzrost ten był związany ze zwiększeniem populacji *P. parvum* na stanowiskach kontrolnych; jednak i w tym przypadku spadek wynosił między 91 i 99% w stosunku do stanowisk kontrolnych badanych w tym samym czasie.

Zbiorczo zmiany liczebności *Prymnesium parvum* przedstawiono na poniższym wykresie (rys. I.24).



**Rys. I.24. Zmiany liczebności *P. parvum* na poszczególnych stanowiskach podczas trwania eksperymentu.**

### Wyniki oznaczeń stężenia prymnezyn

Wyniki wykonanych oznaczeń, obrazujące sumaryczną zawartość trzech wariantów prymnezyn w próbkach pobranych z poszczególnych punktów kontrolnych i badawczych w wybranych dniach eksperymentu, zestawiono w tabeli I.4.

Tabela I.4 Sumaryczne stężenie prymnezyn [nM] związanych z komórkami *P. parvum* (k) oraz rozpuszczonych w wodzie (w) na poszczególnych stanowiskach kontrolnych; [\* - wynik uśredniony z dwóch próbek: popołudniowej i wieczornej].

Stanowisko	Data poboru									
	12.08		13.08		19.08		28.08		31.08	
	Stężenie prymnezyn [nM]									
	k	w	k	w	k	w	k	w	k	w
K1 MEW – woda górna	0,77	0	1,22	0	0	-	56,70	0	22,23	0
K2 MEW – woda dolna	0,64	0,04	0,40*	0,09*	-	-	-	-	-	-
B1 Wodospad	0,15	0,02	0,44	0,18*	-	-	-	-	-	-
B2 Rudziniec	0,19	0	0,27*	0*	0	-	-	-	-	-
B3 Ujazd	0,05	0	0,26	0	0,10	-	15,29	0	2,74	0
B4 Ujście	0	0	0	0	-	-	35,63	0	2,60	0

W tym miejscu należy podkreślić, iż w próbkach pobieranych z Kanału Gliwickiego w latach 2022-2024 sumaryczne stężenie prymnezyn oznaczanych zarówno w wodzie, jak i w materiale sączonym, mogła sięgać wartości na poziomie kilkuset lub nawet kilku tysięcy nM. Oznacza to, iż zarówno przed rozpoczęciem dozowania perhydrolu w ramach eksperymentu, jak i w trakcie jego trwania, stężenia toksyn w badanym materiale była względnie niska, jak na warunki Kanału Gliwickiego.

Niskie stężenia prymnezyn w materiale pobranym przed rozpoczęciem eksperymentu, jak i w jego trakcie nie dają możliwości sformułowania wniosków dotyczących wpływu zastosowania nadtlenu wodoru na ten parametr. Jednak zebrane dane pozwalają na stwierdzenie, że aplikacja perhydrolu oraz następujący pod wpływem tego środka rozpad komórek *Prymnesium parvum*, w warunkach panujących w czasie trwania eksperymentu, nie skutkowały wzrostem stężenia toksyn w wodzie.

Wyraźny wzrost stężenia toksyn odnotowano w próbkach pobranych przed końcem trwania eksperymentu, w dniach 28 oraz 31 sierpnia. Wzrost notowany na stanowisku kontrolnym (K1 MEW – woda górna) pozwala wnioskować, że zjawisko to nie miało związku z aplikacją nadtlenu wodoru. Należy podkreślić, że wartości stężeń stwierdzone pod koniec sierpnia, mimo że wyższe niż na początku eksperymentu, nadal były niskie.

Obserwacje te są częściowo zbieżne z wynikami uzyskanymi w toku eksperymentu neutralizacji *P. parvum* przy użyciu perhydrolu w warunkach laboratoryjnych, prowadzonego w 2023 r. na Uniwersytecie Warszawskim (Szczepański i in., 2023). Uzyskane wówczas wyniki nie tylko nie wykazały wzrostu stężenia prymnezyn pod wpływem perhydrolu, a nawet wskazały na istotny spadek stężenia tych toksyn, zarówno w komórkach, jak i w wodzie, we wszystkich zastosowanych dawkach nadtlenu wodoru, w tym przy dawce wynoszącej 14 mg/L.

## Pozostałe obserwacje

### Tworzenie piany na wodzie

W trakcie trwania eksperymentu zwrócono również uwagę na tworzenie się piany w charakterystycznych punktach Kłodnicy (Fot. I.14 i I.15). Największe jej ilości były stwierdzane za jazem w Lenartowicach - piana następnie gromadziła się przed syfonem Kłodnicy pod Kanałem Gliwickim (fot. I.14).



Fot. I.14. Kłodnica przed i za syfonem (Fot. M. Podgornow, 20.08.2024 r.).

Generalnie na każdym z progów i urządzeń piętrzących obserwowano powstawanie piany, przy czym zjawisko to zgłaszane było zarówno przed rozpoczęciem wprowadzania perhydrolu do Kłodnicy, jak i po zaprzestaniu jego dozowania.

Jeszcze w trakcie trwania eksperymentu wędkarze zgłaszali tworzenie się piany w dużych ilościach na wypływie wody ze Zbiornika Dzierżno Duże, a więc powyżej punktu dozowania perhydrolu. Nie można zatem wiązać powstawania piany jedynie z dozowaniem nadtlenu wodoru do wody.

Obserwowano zdecydowany wzrost intensywności pienienia wody w godzinach nocnych oraz w pochmurne dni – a zatem podczas zaniku fotosyntezy. Szczegółowa obserwacja zjawiska wskazywała na pojawianie się piany we wczesnych godzinach nocnych (ok. 23:00) i jej zanik rano. Tylko na wskazanym na fot. I.14 punkcie na syfonie, piana utrzymywała się dłużej, po czym w ciągu dnia (szczególnie słonecznego) zanikała.

W toku eksperymentu nie zidentyfikowano przyczyn powstawania piany. Tworzenie piany należy z pewnością wiązać z obecnością związków organicznych, działających jak surfaktanty. Także samo *Prymnesium parvum* może tworzyć toksyny, które mają podobne właściwości.

Hipotetycznie zanik piany podczas dnia może mieć związek z fotodegradacją (rozkładem związków powodujących pienie się wody).



**Fot. I.15. Piana na Kłodnicy widoczna za jazem w Lenartowicach (Fot. M. Podgornow, 20.08.2024 r.).**

### **Tworzenie filmu tłuszczowego**

Oprócz piany, podczas trwania eksperymentu obserwowano na powierzchni wody film tłuszczowy (fot. I.16). Obecność substancji tłuszczowych mogła być związana z rozkładem ryb śniętych w Zbiorniku Dzierżno Duże oraz Sekcji IV Kanału Gliwickiego. Tym niemniej obecność tłuszczu na powierzchni lustra wody była widoczna praktycznie na każdym stanowisku badawczym, w tym przede wszystkim na wodzie górnej MEW (przed napływem na punkt dozowania nadtlenu wodoru, stanowisko K1).





**Fot. I.16. Film tłuszczowy widoczny na powierzchni lustra wody (stanowisko B2 Rudziniec) (Fot. B. Wziętek, 16.08.2024 r.).**

### **Napływ śniętych ryb**

Przez cały okres trwania eksperymentu na Małą Elektrownię Wodną (woda górna) napływały ryby śnięte w Sekcji IV Kanału Gliwickiego oraz w Zbiorniku Dzierżno Duże (fot. I.17). Intensywność napływu martwych ryb ze Zbiornika Dzierżno Duże i Sekcji IV Kanału Gliwickiego była większa w pierwszej fazie dozowania nadtlenku wodoru, która pokrywała się z najbardziej intensywną fazą śnięć ryb w Zbiorniku Dzierżno Duże. Sytuacja ulegała systematycznej poprawie i pod koniec eksperymentu na kraty MEW śnięte ryby napływały sporadycznie i w niewielkiej ilości. Pokreślić należy jednak, że śnięcia na wodzie górnej nie były w żadnym stopniu związane z samym eksperymentem, a wynikały z sytuacji ekologicznej na samy Zbiorniku Dzierżno Duże, jak i Sekcji IV Kanału.



**Fot. I.17. Woda górna MEW – napływ na elektrownię wodną; a) widoczne pojedyncze śnięte ryby (15.08.2024 r.); b) śnięte ryby oraz film tłuszczowy (18.08.2024 r.); (fot. Ł. Weber).**

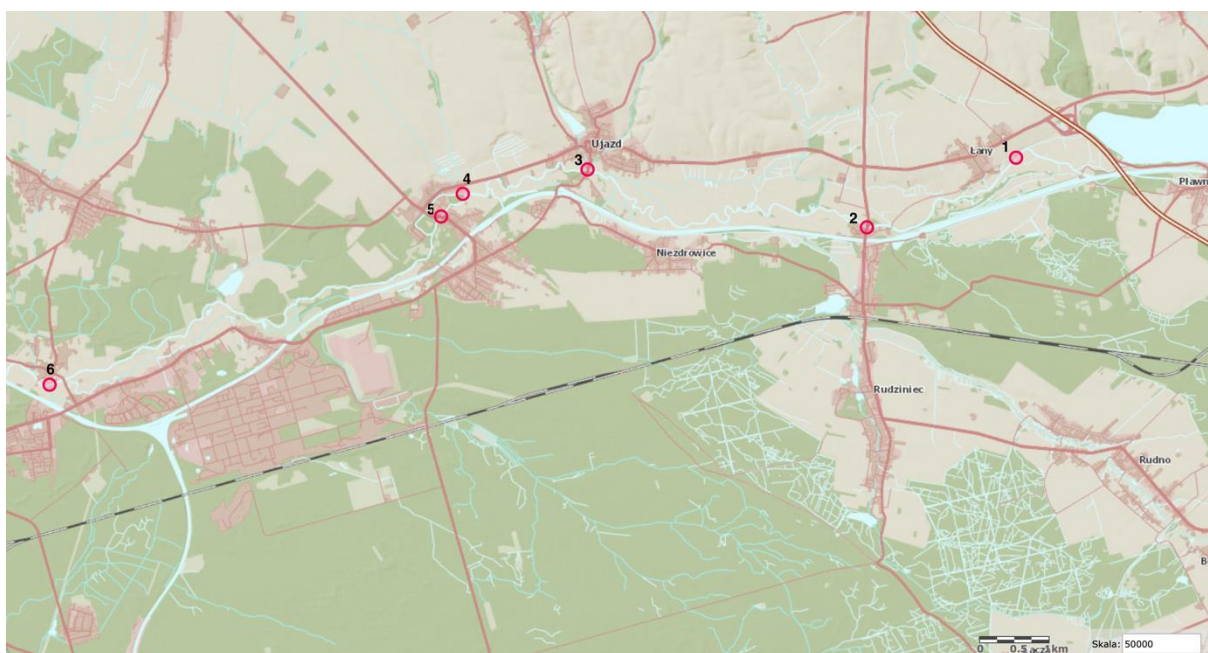
## KONTROLA BIOLOGICZNA W RAMACH EKSPERYMENTU

Kontrola biologiczna kondycji zespołów zasiedlających rzekę Kłodnicę prowadzona była przez zespół wykonawców z IOŚ-PIB i UWM w ramach prowadzonego eksperymentu. Obejmowała ona stałą kontrolę kondycji ichtiofauny oraz analizę pełnego zespołu fitoplanktonu i zooplanktonu przed, w trakcie i po zastosowaniu perhydrolu, na wybranych stanowiskach badawczych.

### Kontrola ichtiofauny

#### Inwentaryzacja wstępna przed rozpoczęciem eksperymentu

W ramach prac wstępnych w dniach 8-9 oraz 12-13 sierpnia 2024 r. prowadzono wizje terenowe mające na celu wytypowanie najlepszych miejsc do obserwacji ryb pozwalających jednocześnie na ocenę ewentualnej ich śmiertelności w okresie trwania eksperymentu. Na podstawie przeprowadzonych penetracji terenowych wytypowano 6 miejsc, w których następnie prowadzono obserwacje i zliczano martwe ryby. Dodatkowe miejsca obserwacji stanowiły również punkty poboru prób do badań fizyko-chemicznych położone poniżej punktu nr 6 znajdującego się w miejscowości Lenartowice. Lokalizację punktów przedstawiono na rysunku I.25.



**Rys. I.25. Lokalizacja punktów obserwacji ryb w czasie trwania eksperymentu ([https://wody.isok.gov.pl/imap\\_kzgw/?gpmmap=gpPDF](https://wody.isok.gov.pl/imap_kzgw/?gpmmap=gpPDF)).**

W czasie prowadzenia wizji terenowych w Kłodnicy obserwowano wysoką liczebność karasi srebrzystych oraz cierników, które gromadziły się w zastoiskach przybrzeżnych. Ryby spływały również w dół rzeki. Małe rozmiary ryb oraz ich obecność tuż poniżej stopnia wodnego w Pławniowicach wskazywały, że mogły one przedostawać się przez turbinę elektrowni

wodnej uciekając z objętej zakwitem *Prymnesium parvum* IV Sekcji Kanatu Gliwickiego, gdzie w tym czasie dochodziło już do masowych śnięć ryb.

Ryby były osłabione, mało płochliwe i wyraźnie unikały przemieszczania się do strefy nurtu. Ogląd skrzelu u kilku odłowionych osobników karasia srebrzystych wykazał wyraźne uszkodzenie (Fot. I.18), które wskazywały na działanie czynnika silnie niszczącego tkankę. Najwięcej ryb z takimi zmianami odnotowano na odcinku Kłodnicy od stopnia wodnego Pławniowice do mostu drogowego w miejscowości Ujazd.

W ramach eksperymentu planowano również umieszczenie ryb w klatkach rozlokowanych około 100 m poniżej punktu dozowania oraz w punktach obserwacyjnych 1, 2 i 3 (rys. I. 24) celem obserwacji na bieżąco wpływu nadtlenu wodoru na ryby. Jednak w dniu 13 sierpnia przed południem stwierdzono, że ryby umieszczone w klatkach w większości usnęły przed rozpoczęciem eksperymentu, czego przyczyną prawdopodobnie była jakość wody Kłodnicy w tym czasie. Z pomysłu tego zatem zrezygnowano, gdyż w tej sytuacji po rozpoczęciu eksperymentu nie byłoby możliwości stwierdzenia przyczyny śnięć.



**Fot. I.18. Przykład uszkodzenia skrzelu obserwowany płoci i karasia srebrzystego odłowionych w punkcie 1 przed rozpoczęciem dozowania perhydrołu tj. do godziny 12.00.**

### **Wyniki kontroli stanu ichtiofauny podczas trwania eksperymentu**

Właściwe badania monitoringowe rozpoczęto w dniu 13 sierpnia około godziny 12.30 od obserwacji zachowania ryb po rozpoczęciu dozowania nadtlenu wodoru do Kłodnicy. Obserwacje prowadzono ze środka rzeki w okularach polaryzacyjnych w punkcie nr 1. W godzinach 13.00 – 17.30 obserwowano uciekanie ryb w dół ciek, przy czym liczba ryb



sptywających w dół była niewielka. Dominowały wśród nich karaś srebrzysty i ciernik (tab. I.5), czyli gatunki obserwowane w tym miejscu również wcześniej. Obserwacje prowadzone na pozostałych stanowiskach monitoringowych nie wykazały obecności śniętych ryb. Nie odnotowano też zmian ich zachowania.

**Tabela I.5. Liczba obserwowanych ryb sptywających w dół Kłodnicy w punkcie 1 po rozpoczęcia dozowania nadtlenu wodoru w dniu 13.08.2024 r.**

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Liczba osobników
Płóć	<i>Rutilus rutilus</i>	6
Karaś srebrzysty	<i>Carassius auratus</i>	17
Leszcz	<i>Abramis abramis</i>	1
Ciernik	<i>Gasteosteus aculeatus</i>	47
Nieoznaczone	-	6
<b>łącznie</b>	-	<b>77</b>

W okresie od 14.08 do 03.09 obserwacje na punktach kontrolnych prowadzono nie rzadziej niż dwukrotnie w ciągu doby. Częstotliwość kontroli uzależniono w dużej mierze od notowanego stężenia nadtlenu wodoru, wielkości przepływu w Kłodnicy oraz innych czynników mogących potencjalnie wpływać na wzrost toksyczności dla ryb nadtlenu wodoru, takich jak: zmiany pogodowe, czy pogarszanie się jakości wody na skutek eskalacji zakwitów *Prymnesium parvum* w IV sekcji Kanału Gliwickiego.

W czasie obserwacji oceniano aktywność ryb, naturalność zachowań np. ucieczka przed człowiekiem, zainteresowanie pokarmem, itp. W przypadku stwierdzenia ryb martwych, w miarę możliwości oznaczano je do gatunku oraz dokonywano pomiaru długości całkowitej. W czasie realizacji prac kontrolowano również stężenie perhydrolu oraz wykonywano dokumentację fotograficzną i filmową.

### **Migracje ryb**

W czasie pierwszych dni obserwowano stopniowe przemieszczanie się ryb w dół Kłodnicy. Najbardziej intensywne migracje ryb obserwowano w dniach 14 i 16 sierpnia. W dniu 14 sierpnia, w godzinach popołudniowych obserwowano w punkcie 4 (rozdział wód w Sławęcicach na Kłodnicę i Młynówkę) intensywne sptywanie ryb w dół Kłodnicy. Wśród sptywających ryb znajdowały się zarówno niewielkich rozmiarów karasie srebrzyste i cierniki (pochodzące prawdopodobnie z Kanału Gliwickiego), jak i inne gatunki: płóć, okoń i leszcz. Ryby były wyraźnie osłabione, część spośród nich miała problemy z utrzymaniem właściwej pozycji ciała (były one niesione przez prąd wody), co wskazywało na możliwość poparzenia nadtlakiem wodoru. Świadczył o tym również wygląd skrzeli oraz bardzo silne pokrycie ciała śluzem.

Intensywne migracje ryb w dół Kłodnicy obserwowano również w dniu 16 sierpnia, kiedy na odcinku Kłodnicy pomiędzy Sławęcicami a Lenartowicami w Blachowni Śląskiej pomiędzy godziną 9.30 a 10.44 zaobserwowano migracje 379 osobników ryb należących do różnych gatunków i o różnej wielkości. Wśród sptywających w dół ryb obserwowano



głównie: klenie, płocie, ukleje, kiełbie oraz okonie. Przyczyną tak gwałtownej reakcji ryb mogło być zwiększenie ilości wody z Kanału odprowadzanej do Kłodnicy - wzrost wielkości przepływu w Kłodnicy do poziomu 1,9 m<sup>3</sup>/s wieczorem w dniu 15 sierpnia, a tym samym znaczne pogorszenie jej jakości. Biorąc pod uwagę prędkość przepływu wody w Kłodnicy, fala ta dotarła w okolice Lenartowic w czasie, kiedy obserwowano wspomniane migracje. W tym dniu zaobserwowano również w późniejszych godzinach duże zgrupowanie ryb w punkcie nr 6 w Lenartowicach (poniżej stanowiska opisanego powyżej). Były to głównie klenie oraz ukleje. Ryby nie wykazywały jednak objawów pobudzenia czy zaniepokojenia, na widok człowieka uciekały lub ukrywały się, polowały na unoszące się nad wodą owady oraz atakowały wrzucony do wody pokarm (kawałki pieczywa). U schwytanych osobników nie obserwowano nadmiernej ilości śluzu ani na ciele, ani w skrzelach. Na przemieszczanie się ryb w dół Kłodnicy w tym dniu wskazują również informacje uzyskane od wędkarzy wędkujących na dolnym odcinku rzeki.

### **Zachowania ryb**

W przypadku górnego odcinka Kłodnicy (do miejscowości Ujazd, punkty 1 do 3), przez pierwszy tydzień obserwacji zachowania ryb były zbliżone do tych, jakie obserwowano wcześniej. Drobne karasie srebrzyste i cierniki, których stadka monitorowano w punktach kontrolnych, były mało płochliwe, jak również słabo reagowały na inne bodźce. Dawały się również łatwo schwytać podbierakiem wędkarskim. Nie obserwowano, aby ryby żerowały. Ponieważ w tych miejscach (punkty 1-3) nie obserwowano innych gatunków ryb, należy przyjąć, że były to ryby, które przedostały się do Kłodnicy z IV sekcji Kanału Gliwickiego w czasie zakwitnięcia *Prymnesium parvum*, przez co ich stan zdrowotny i kondycja uległy znacznemu osłabieniu. Dlatego też ich zachowania znacząco odbiegały od normy zdrowotnej.

W dolnym odcinku Kłodnicy, w miejscowości Sławęcice zachowania ryb nie odbiegały istotnie od normy. Ryby zarówno duże, jak i młodociane aktywnie wędrowały w górę i w dół Kłodnicy. Ryby aktywnie poszukiwały pokarmu i żerowały. Uciekały na widok człowieka zbliżającego się do wody, a narybek unikał wpływania do miejsc głębszych, gdzie mogłyby się potencjalnie ukrywać drapieżniki, co również jest zachowaniem całkowicie naturalnym dla stadiów młodocianych ryb. Podobnych obserwacji dokonano również w Lenartowicach (punkt 6) (fot. I.19). Także informacje uzyskane od wędkarzy wędkujących poniżej Sławęcic potwierdzają aktywność ryb, chociaż według nich zmieniła się lokalizacja miejsc połowu i większość ryb przemieściła się w dół rzeki.

Normalną aktywność obserwowano również u odłowionych larw ryb (prawdopodobnie karasie srebrzysty) w dniu 16 sierpnia w punkcie 6. Larwy miały wypełnione przewody pokarmowe, co świadczy o aktywnym żerowaniu (fot. I.20). Na ich ciele nie odnotowano żadnych zmian mogących świadczyć o negatywnym działaniu nadtlenu wodoru.



Fot. I.19. Stada ryb obserwowane w trakcie trwania eksperymentu w punktach 5 i 6.



Fot. I.20. Jedna z larw ryb (prawdopodobnie karaś srebrzysty) odłowiona w dniu 17.08.2024 r., widoczne wyraźnie wypełnienie pokarmem przewodu pokarmowego, co świadczy o dobrej kondycji i aktywnym żerowaniu.

Bezpośrednie pomiary stężenia nadtlenku wodoru w wodzie wskazywały, że w miejscach, gdzie stężenie substancji było niższe niż 3 mg/L, ryby nie wykazywały niepokojących objawów wynikających z obecności H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> w wodzie.

### ***Śmiertelność ryb***

Wśród obserwowanych martwych ryb, najliczniej reprezentowanymi gatunkami były ciernik - 61,1% oraz karaś srebrzysty – 15,1% (tab. I.6, Rys. I.26). Wśród znajdowanych karasi dominowały osobniki w przedziale wielkości 6,0 – 11,0 cm, stanowiąc około 90,6% wszystkich znalezionych martwych karasi (tab. I.6). Były to więc ryby o zbliżonej wielkości, jak te, które obserwowano przed rozpoczęciem eksperymentu, a które dostały się do Kłodnicy prawdopodobnie z Kanału Gliwickiego, na co wskazuje również zbliżona wielkość karasi

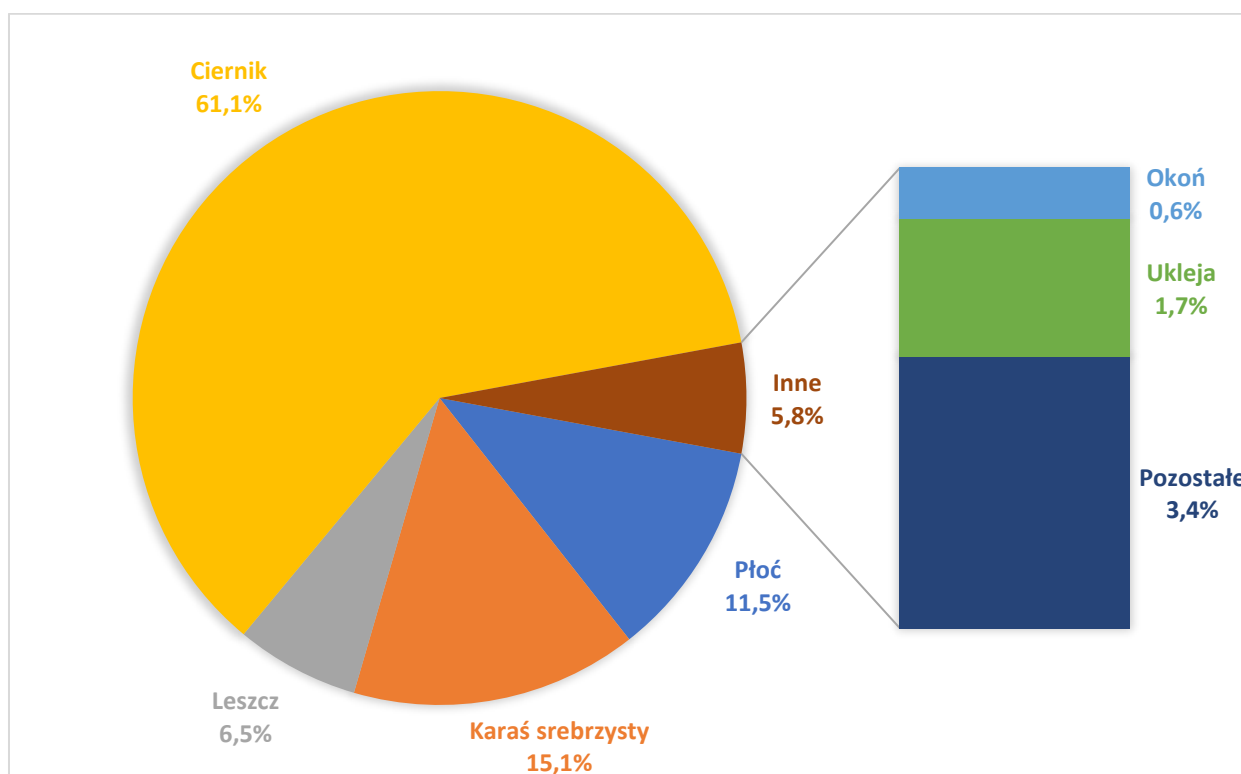
srebrzystych i cierników, które były łowione. Jednocześnie przechodzenie ryb przez piętrzenie w Pławniowicach obserwowane było przez cały okres trwania eksperymentu.

Prawdopodobne jest więc, że na skutek postępującej branchonekrozy, ryby, które nawet pokonały stopień wodny, snęły sukcesywnie na skutek uszkodzenia narządów oddechowych, do których doszło, kiedy przebywały jeszcze w Kanale Gliwickim. Analogiczną sytuację obserwowano w przypadku cierników, które znajdowano w trakcie prowadzenia badań.

**Tabela I.6. Charakterystyka ryb martwych odnotowanych w czasie prowadzenia eksperymentu.**

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Liczebność	Zakres długości [cm]	Mediana [cm]	Uwagi
Ciernik	<i>Gasteosteus aculeatus</i>	946	3,0 – 5,0	3,9	Ryby, które prawdopodobnie przedostały się przez stopień wodny w Pławniowicach
Karaś srebrzysty	<i>Carassius auratus</i>	212	6,0 – 11,0	7,3	Ryby, które prawdopodobnie przedostały się przez stopień wodny w Pławniowicach
		22	14 - 21	18,9	Ryby występujące naturalnie w Kłodnicy
Płoc	<i>Rutilus rutilus</i>	178	10,0 – 32,0	18,5	
Leszcz	<i>Abramis abramis</i>	101	12,0 – 20,0	15,6	
Ukleja	<i>Alburnus alburnus</i>	27	10,0 – 15,0	12,3	
Okoń	<i>Perca fluviatilis</i>	10	12,0 – 30,0	20,2	
Kiełb	<i>Gobio gobio</i>	4	6,0 – 12,0	8,9	
Kleń	<i>Leuciscus cephalus</i>	4	20,0 – 27,0	22,0	
Jazgarz	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	2	7,0 – 9,0	8,0	
Boleń	<i>Aspius aspius</i>	1	73,0	73,0	
Czebaczek amurski	<i>Pseudorasbora parva</i>	1	9,0	9,0	
Karp	<i>Cyprinus carpio</i>	1	12,0	12,0	
Krąp	<i>Abramis bjoerkna</i>	1	15,0	15,0	
Lin	<i>Tinca tinca</i>	1	18,0	18,0	
Pstrąg potokowy	<i>Salmo trutta m. fario</i>	1	26,0	26,0	
Rozpiór	<i>Abramis bolerus</i>	1	12,0	12,0	
Szczupak	<i>Esox lucius</i>	1	51,0	51,0	
Wzdrega	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	1	17,0	17,0	
Nieoznaczone		34	-	-	Ryby widziane w nurcie rzeki,

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Liczebność	Zakres długości [cm]	Mediana [cm]	Uwagi
					których nie udało się wyłowić, aby dokładnie ustalić przynależność gatunkową
<b>Łącznie</b>		<b>1549</b>	-	-	-

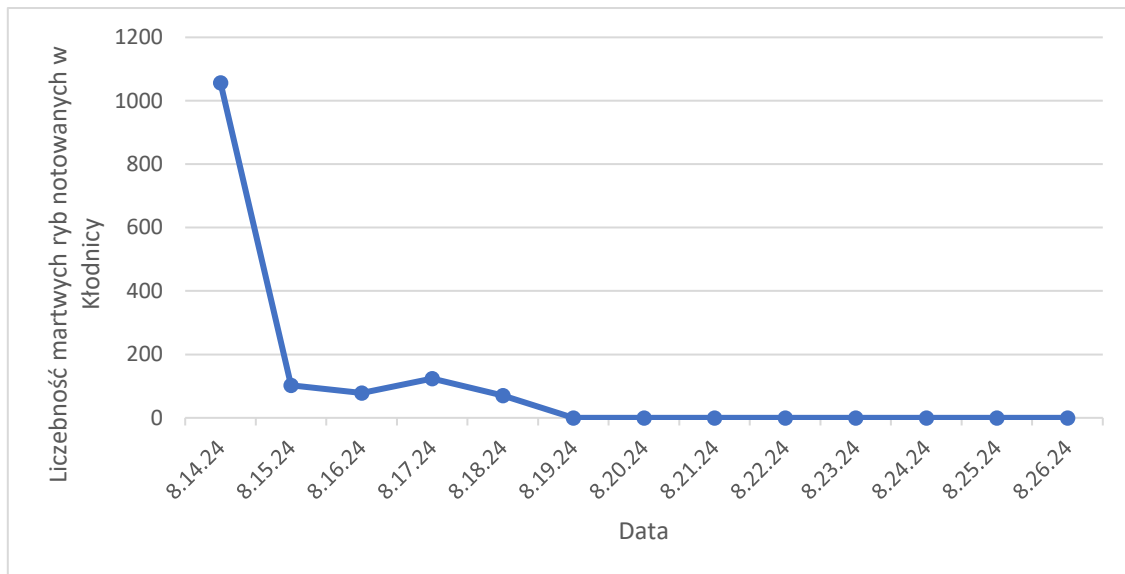


Rys. I.26. Udział procentowy poszczególnych gatunków ryb w ogólnej liczbie martwych ryb obserwowanych w czasie prowadzenia doświadczenia.

### **Rozkład czasowy śmiertelności**

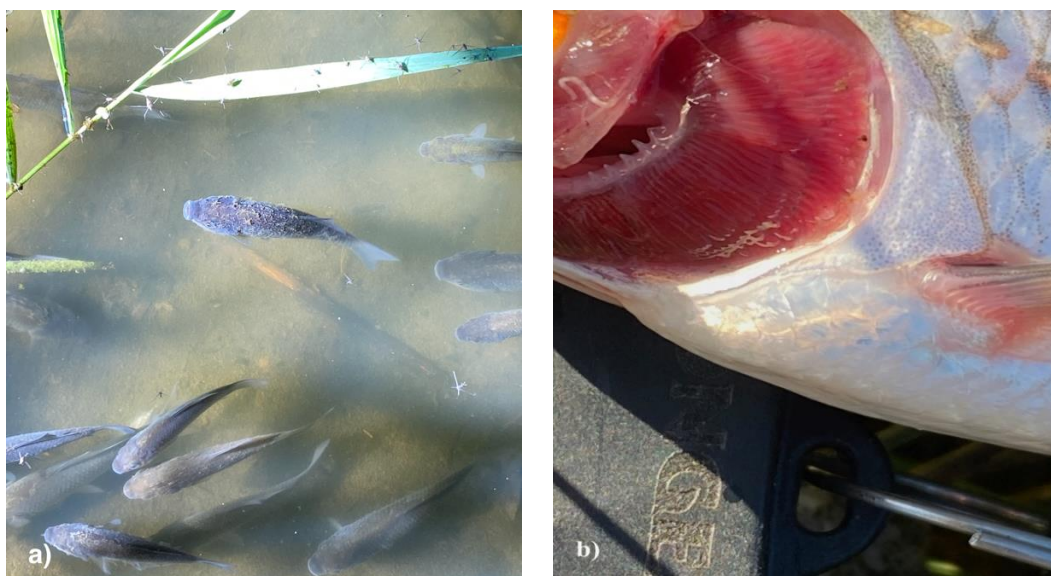
Śmiertelność ryb obserwowano tylko w pierwszym tygodniu prowadzonego doświadczenia. Najwyższą śmiertelność zanotowano w dniach 14 oraz 17 sierpnia. Od dnia 19 sierpnia w czasie prowadzonych obserwacji w punktach monitoringu nie stwierdzano już martwych ryb (Rys. I.27), a żywe ryby w dobrej kondycji łowiono nawet w bezpośredniej bliskości miejsca dozowania – punkt nr 1.





**Rys. I.27. Czasowy rozkład śmiertelności wśród ryb w okresie prowadzenia eksperymentu**

Jedną z przyczyn wystąpienia wysokiej śmiertelności w dniu 14 sierpnia była awaria elektrowni wodnej w Pławniowicach, która nastąpiła w nocy z 13 na 14 sierpnia. Nagłe zatrzymanie pracy elektrowni spowodowało wzrost stężenia nadtlenu perhydroflu w rzece, czego skutkiem mogła być zwiększona śmiertelność ryb. U części ryb obserwowanych rankiem dnia 14 sierpnia odnotowano wyraźne oznaki poparzenia nadtlentem wodoru, takie jak występowanie bardzo dużej ilości śluzu na powłokach ciała (Fot. I.21).



**Fot. I.21. Objawy podrażnienia ciała ryb nadtlentem wodoru obserwowane w dniu 14.08.2024 r.**  
a) silne pokrycia ciała śluzem obserwowane u karasi srebrzystych w punkcie 3, b) przekrwienie i silne pokrycie listków skrzelowych śluzem obserwowane u płoci w punkcie 2.

Drugim istotnym czynnikiem, który wpłynął na wysoką śmiertelność ryb w tym dniu, było zatrzymanie pracy elektrowni w Sławęcicach i prawie całkowite osuszenie Młynówki poniżej elektrowni, tam bowiem została znaleziona większość martwych ryb (tab. I.7). Część spośród zebranych przez OSP Sławęcice ryb na odcinku Młynówki poniżej elektrowni wodnej nosiła wyraźne ślady uszkodzeń spowodowanych przez turbinę (fot. I.22).



Fot. I.22. a) Osuszone po zaprzestaniu pracy elektrowni w Sławęcicach koryto Młynówki; b) ryby uszkodzone przez turbinę znalezione w Młynówce w dniu 14.08.2024 r.

Tabela I.7. Porównanie liczebności i masy martwych ryb znalezionych w dniu 14.08.2024 r. powyżej i poniżej elektrowni w Sławęcicach.

Gatunek	Sławęcice powyżej elektrowni wodnej (punkt 4)	Sławęcice poniżej elektrowni wodnej (Kanał Młynówki)
Płóć	23	135
Leszcz	9	84
Karaś	8	57
Okoń	1	3
Krąp	-	1
Kleń	-	4
Wzdreğa	-	1
Jazgarz	-	2
Karp	-	1
Uszkodzone	-	12
Boleń	1	-

Gatunek	Sławęcice powyżej elektrowni wodnej (punkt 4)	Sławęcice poniżej elektrowni wodnej (Kanał Młynówki)
Ciernik	398	-
Czebaczek amurski	1	-
<b>Łącznie liczba [szt.]</b>	<b>400</b>	<b>300</b>
<b>Łącznie masa [kg]</b>	<b>15,4</b>	<b>26,2</b>

Zwiększoną śmiertelność ryb odnotowano także w dniu 17 sierpnia, lecz była ona znacznie niższa od obserwowanej 14 sierpnia. W przeciwieństwie do wcześniejszego zdarzenia znalezione martwe ryby były już w stanie częściowego rozkładu – charakterystyczny zapach, częściowe rozdęcie powłok brzusznych, brak sprężystości mięśni (fot. I.23). Obserwowane zwiększone śnięcia mogły więc wynikać ze zwiększenia ilości wody oprowadzanej z Kanału Gliwickiego do Kłodnicy do 1,9 m<sup>3</sup>/s, które rozpoczęło się dzień wcześniej. Jak przedstawiono wcześniej, w dniu 16 sierpnia obserwowano intensywne migracje ryb poniżej Sławęcic. Prawdopodobne jest więc, że ryby znalezione na kracie elektrowni w dniu 17 sierpnia padły na skutek toksyczności wody z Kanału, która w większej ilości została doprowadzona do Kłodnicy dzień wcześniej, a potem zniesione na kratę elektrowni.



**Fot. I.23. Ryby znalezione na kracie elektrowni w Sławęcicach w dniu 17.08.2024 r. z wyraźnie widocznymi objawami procesu rozkładu (wzdęcie powłok brzusznych, zmętnienie gałek ocznych), co wyraźnie wskazuje, że śnięcia nastąpiły co najmniej dobę wcześniej.**



## Podsumowanie kontroli stanu ichtiofauny

Na podstawie przeprowadzonych obserwacji można wskazać, że zastosowanie nadtlenu wodoru do zwalczania *Prymnesium parvum* w Kłodnicy nie spowodowało masowych śnięć wśród ryb zasiedlających rzekę. Większość znajdowanych martwych ryb stanowiły karaś srebrzysty w przedziale wielkości 6-12 cm oraz ciernik. Odpowiada to dokładnie wynikom połowów badawczych, które prowadzono powyżej stopnia wodnego w Pławniowicach w czasie trwania eksperymentu, w których dominował karaś srebrzysty w podobnym rozkładzie długości oraz ciernik, zaś inne gatunki ryb miały udział marginalny. Tak więc, drobne karasie srebrzyste i cierniki były prawdopodobnie zdolne do przedostania się przez stopień wodny w Pławniowicach, uciekając do Kłodnicy z obszaru objętego zakwitaniem *P. parvum*. Jednocześnie uszkodzenia układu oddechowego były u nich na tyle poważne, że w perspektywie kilku dni, pomimo ucieczki z toksycznego środowiska, i tak doszło do śmierci organizmu.

Spośród gatunków, które można uznać za rodzime i charakterystyczne dla Kłodnicy, największy udział w śnięciach (85,7%) miały gatunki stagnofilne, głównie płoć i leszcz. Pozostałe stanowiły gatunki reofilne, z których największy udział miała ukleja i okoń. Gatunki cenne przyrodniczo i rekreacyjnie jak: boleń, kleń, pstrąg potokowy czy szczupak miały marginalny udział w śnięciach - łącznie odnotowano 7 osobników.

Należy więc uznać, że zespół ryb zasiedlających Kłodnicę nie uległ degradacji zwłaszcza na najcenniejszym z punktu widzenia ekologicznego i gospodarczego odcinku, czyli poniżej stopnia wodnego w Sławęcicach.

Analizując całokształt sytuacji, należy też wyraźnie podkreślić, że bardzo istotnym czynnikiem, który wpłynął na wielkość śnięć ryb, była gospodarka wodna realizowana na obiekcie MEW w Sławęcicach powodująca, w sytuacji zatrzymania pracy elektrowni, gwałtowne odwodnienie koryta Młynówki oraz brak należytego zabezpieczenia turbiny przed wnikaniem do wnętrza urządzenia ryb. Inny sposób funkcjonowania elektrowni zmniejszyłby na pewno liczbę martwych ryb odnotowanych w dniu 14 sierpnia 2024 roku.

## Kontrola fitoplanktonu

### Teren i metody

Inwentaryzacja całego zbiorowiska fitoplanktonu przed, w trakcie i po zakończeniu eksperymentu, objęła analizy liczebności i biomasy wszystkich grup taksonomicznych glonów planktonowych rzeki Kłodnicy w próbkach pobranych w dniach 12/13 sierpnia, 23 sierpnia i 10 września na trzech stanowiskach: kontrolnym K2 (za zaporą przy Małej Elektrowni Wodnej (MEW) w Pławniowicach, tzw. woda dolna) i na dwóch badawczych: B2 Rudziniec i B4 Kłodnica ujście (rys. 1.4). Łącznie, na potrzeby oznaczania pełnego składu taksonomicznego fitoplanktonu, przeanalizowano dziewięć próbek.

Analiza ilościowa i jakościowa całego zbiorowiska fitoplanktonu była prowadzona tymi samymi metodami, co analiza zbiorowiska *P. parvum*, opisanymi w poprzednim rozdziale.



## Wyniki kontroli fitoplanktonu

W próbkach analizowanych pod kątem pełnego składu zespołu fitoplanktonu, oprócz *Prymnesium parvum*, stwierdzono obecność przedstawicieli grup taksonomicznych: sinic (Cyanobacteria), charofitów (Charophyta), zielenic (Chlorophyta), kryptofitów (Cryptophyceae), bruzdnic (Dinophyceae), euglenin (Euglenophyta) oraz okrzemek, a w mniejszej liczbie chryzofitów (gromada Heterokontophyta).

Przed rozpoczęciem eksperymentu, na wszystkich trzech wytypowanych stanowiskach, dominujący lub bardzo istotny był udział komórek haptofitów, które na stanowiskach K2, B2 i B4 stanowiły kolejno ok. 80%, 70% i 30% całkowitej liczebności. Ze względu na bardzo drobne rozmiary *Prymnesium parvum* mniej widoczna była dominacja tego gatunku w biomacie ogólnej. Na dwóch pierwszych stanowiskach (Pławniowice i Rudziniec) kształtowała się ona na poziomie, odpowiednio, 60% i 40%, podczas gdy na stanowisku Kłodnica ujście *P. parvum* stanowiło zaledwie 5% biomasy (rys. 1.28).

Najliczniejszą obok haptofitów grupą były zielenice, a wśród nich przeważały gatunki z rodzaju *Scenedesmus*, rodzaju *Monoraphidium* (*Monoraphidium tortile*, *M. minutum*, *M. contortum*) oraz gatunek *Desmodesmus bicellularis*, notowano też m.in. coenobia *Coelastrum* (*Coelastrum astroideum*, *C. microporum*) i nieoznaczone jednokomórkowe zielenice należące do rzędu Chlamydomonadales. Do trzeciej pod względem liczebności grupy, glonów z gromady Heterokontophyta, należały przede wszystkim centryczne okrzemki (*Cyclotella* sp., *Stephanodiscus hantzschii*), mniej licznie występowały taksony pierzaste, głównie *Navicula*, *Nitzschia*, *Ulnaria* i *Fragilaria*.

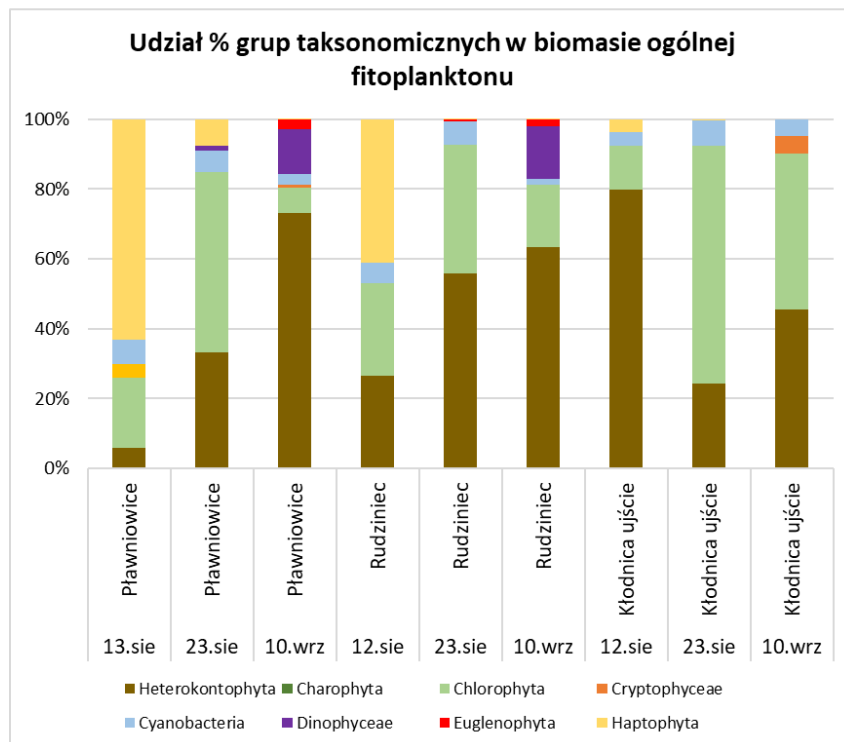
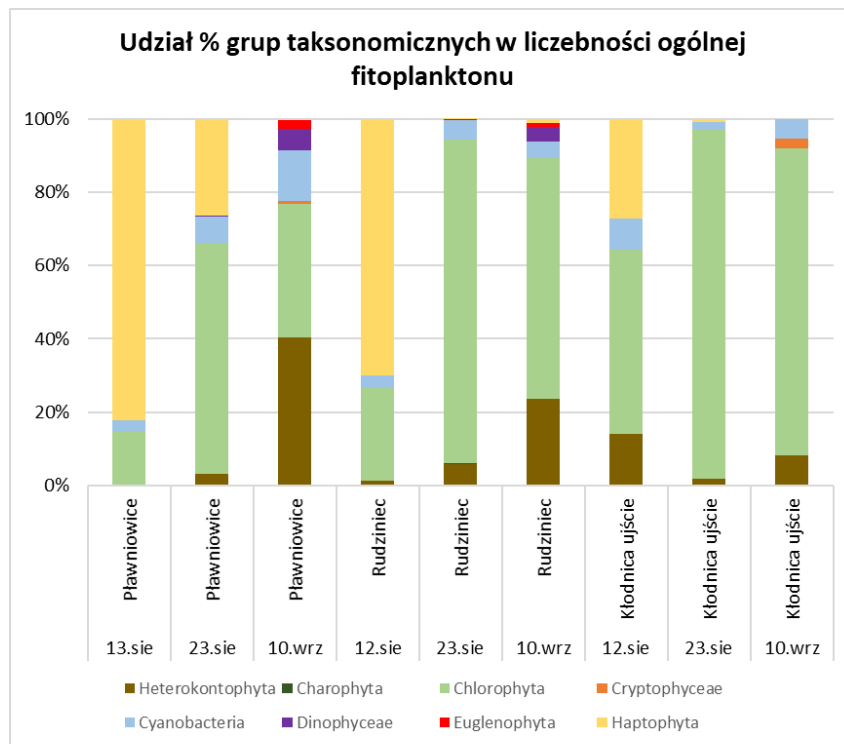
Po ustąpieniu *Prymnesium parvum* w kolejnych dniach eksperymentu, w liczebności i/lub biomacie fitoplanktonu zwykle dominowały zielenice i okrzemki (rys. 1.28). W trakcie eksperymentu (w dniu 23 sierpnia) udział zielenic w liczebności ogólnej fitoplanktonu wynosił na stanowisku w Rudzińcu 88% w porównaniu do 25% przed eksperymentem, a na stanowisku Kłodnica ujście 95% w stosunku do 50% przed eksperymentem. Przy czym, bezwzględna liczebność i biomasa zielenic pozostawały na podobnych poziomach w próbach pobranych przed rozpoczęciem aplikacji perhydrołu, jak i w trakcie eksperymentu i wynosiły: na stanowisku Rudziniec odpowiednio 38 937 230 i 37 660 630 os./L, a biomasa 6,25 i 5,60 mg/L, na stanowisku Kłodnica ujście – 30 403 335 i 33 322 826 os./L; biomasa 4,89 i 3,31 mg/L.

Udział procentowy okrzemek wzrósł w trakcie eksperymentu zarówno w liczebności, jak i w biomacie ogólnej glonów na stanowisku w Rudzińcu, jednak w pobliżu ujścia Kłodnicy ich liczebność i biomasa były znacznie mniejsze w próbach pobranych w trakcie eksperymentu (588 176 os./L i 1,19 mg/L) niż w próbach pobranych przed eksperymentem (8 453 689 os./L i 31,25 mg/L). Porównując próbki z tych samych dat na stanowisku kontrolnym w Pławniowicach, można stwierdzić większą liczebność i biomasę zielenic

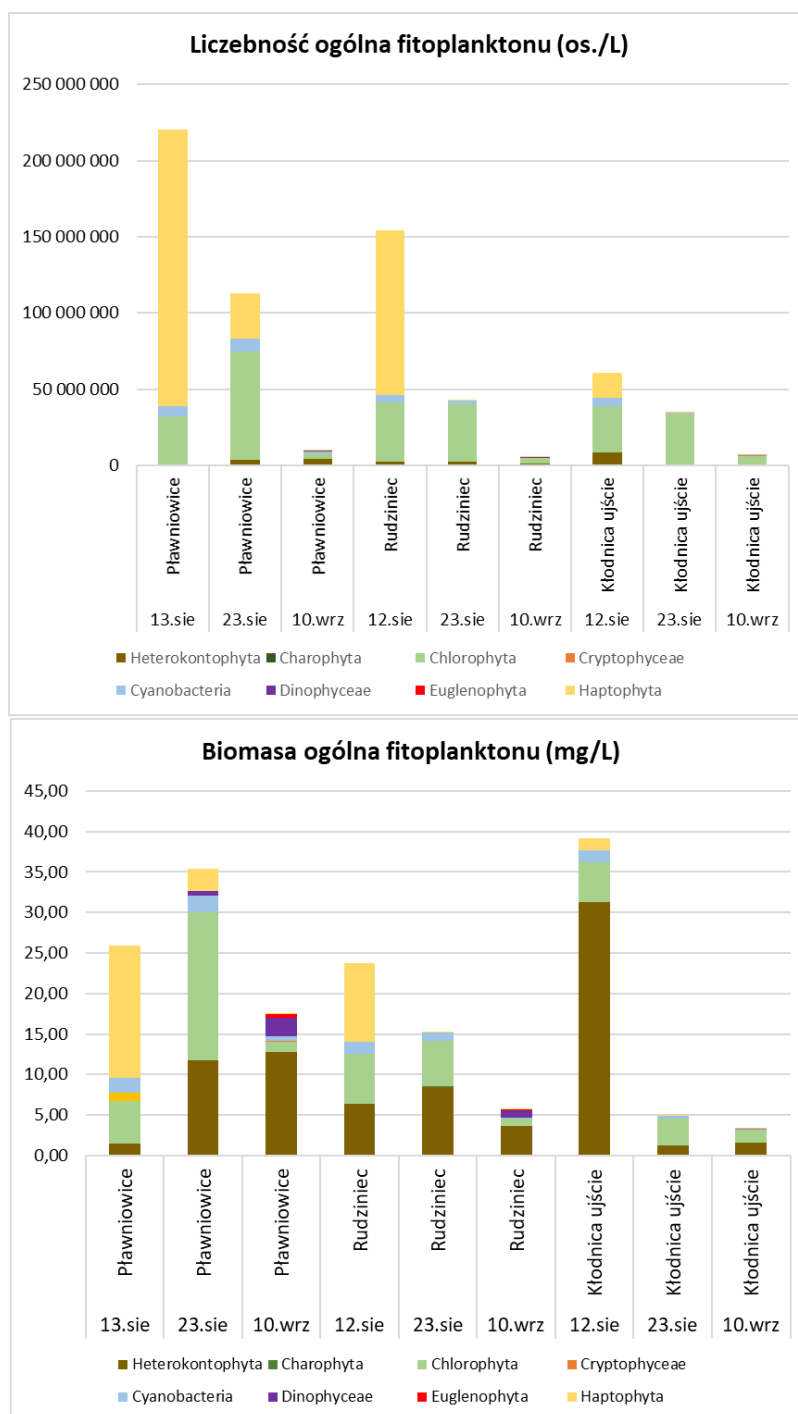
i okrzemek oraz większy ich udział procentowy w zbiorowisku w próbkach pobieranych w późniejszych datach (rys. I.28).

Sinice nitkowate: *Planktolyngbya limnetica*, *Planktothrix agardhii*, *Anabaenopsis* sp. oraz kokalne *Aphanocapsa delicatissima* i *Merismopedia* sp. stanowiły niewielki procent liczebności i biomasy glonów planktonowych, a ich zagęszczenie spadło między poborami 13 sierpnia i 10 września na stanowiskach badawczych o ok. 90%. Zagęszczenie cyanobakterii jedynie nieznacznie wzrosło pomiędzy 12 a 23 sierpnia na stanowisku kontrolnym (o ok. 20%), by następnie spaść o 80% w odniesieniu do liczebności i o 30% biomasy w próbie z 10 września. Bruzdnice (Dinophyceae) i Euglenophyta pojawiały się nieregularnie na badanych stanowiskach i były reprezentowane przez gatunki rodzaju *Peridinium* i *Gymnodinium* oraz *Euglena* sp. i *Trachelomonas volvocina*. Nieliczne kryptofity pojawiły się przede wszystkim w próbach wrześniowych, po zakończeniu eksperymentu (rys. I.28).

W okresie od 13 sierpnia do 10 września całkowita liczebność fitoplanktonu malała na każdym z trzech badanych stanowisk, osiągając minimum w ostatnim dniu badań. W ostatnim, wrześniowym poborze zbiorowisko glonów planktonowych charakteryzowało większe zróżnicowanie taksonomiczne (rys. I.28). Całkowita biomasa fitoplanktonu wykazywała inny wzór zmian niż liczebność w związku z rozmiarami dominujących grup, a w szczególności Heterokontophyta (rys. I.29).



**Rys. I.28** Udział procentowy grup taksonomicznych w liczebności (wykres górny) i biomacie ogólnej fitoplanktonu (wykres dolny) przed rozpoczęciem eksperymentu (12/13 sierpnia), w trakcie (23 sierpnia) i po jego zakończeniu (10 września) na wybranych stanowiskach na rzece Kłodnicy.



**Rys. I.29** Zagęszczenie fitoplanktonu jako liczebność (wykres górny) i biomasa ogólna (wykres dolny) przed rozpoczęciem eksperymentu (12/13 sierpnia), w trakcie (23 sierpnia) i po jego zakończeniu (10 września) na wybranych stanowiskach na rzece Kłodnicy.

### Podsumowanie kontroli fitoplanktonu

Inwentaryzacja zbiorowiska glonów pod kątem pozostałych grup taksonomicznych, innych niż haptofity, wykazuje, że zastosowanie perhydrofluorol nie spowodowało całkowitej



likwidacji glonów planktonowych, nie daje jednak jednoznacznej odpowiedzi na temat wpływu zastosowanego środka na poszczególne grupy lub taksony. Liczebność i biomasa zielenic w trakcie dozowania perhydrołu utrzymywała się na podobnym poziomie, jak przed eksperymentem, dając w efekcie procentową ich dominację w zbiorowisku po zaniku w nim haptofitów. Natomiast zagęszczenie kolejnej pod względem liczebności grupy tj. okrzemek było uzależnione od miejsca poboru; stwierdzono wzrost zagęszczenia w Rudzińcu i spadek przy ujściu Kłodnicy. W przypadku sinic odnotowano spadek liczebności, lecz był on stopniowy i najniższe liczebności odnotowano kilka dni po zakończeniu eksperymentu, 10 września.

Wydaje się, że w trakcie ostatniego poboru po eksperymencie, tj. 10 września, zbiorowisko glonów planktonowych mogło pozostawać bardziej pod wpływem aktualnych czynników siedliskowych i pogodowych niż pod wpływem skutków przeprowadzonego wcześniej eksperymentu, na co wskazuje fakt, że struktura gatunkowa i zagęszczenie były zbliżone na stanowisku kontrolnym i badawczych.

## Kontrola zooplanktonu

### Teren i metody

Analizę liczebności i składu taksonomicznego zooplanktonu przeprowadzono dla czterech wybranych punktów badawczych: K2 Pławniowice (poniżej MEW, przed miejscem dozowania perhydrołu), B2 Rudziniec (ok. 3,5 km od miejsca dozowania), B3 Ujazd (ok. 9,5 km od miejsca dozowania) oraz B4 Ujście (most w Kędzierzynie-Koźlu, ok. 25,7 km od miejsca dozowania) (rys I.4). Próby pobrano czterokrotnie: 12 sierpnia – dzień przed dozowaniem perhydrołu, 23 sierpnia – w dziesiątym dniu dozowania perhydrołu, 29 sierpnia – w szesnastym dniu dozowania oraz 10 września – 7 dni po zakończeniu dozowania.

Na każdym stanowisku pobrano próbę wody o objętości 50L i zagęszczono przez siatkę planktonową o średnicy oczek 25  $\mu\text{m}$  do objętości 100 ml. Zooplankton był utrwalany na miejscu płynem Lugola oraz 4% roztworem formaldehydu. W laboratorium z każdej próby pobrano podpróbę (1ml), którą umieszczano w komorze Sedgewick-Rafter'a i oznaczono zooplankton w 2 powtórzeniach, tak żeby wyniki odpowiadały objętości 1 L wody z rzeki. Zwierzęta planktonowe policzono i oznaczono do poziomu gatunku.

### Wyniki kontroli zooplanktonu

Na wszystkich badanych stanowiskach Kłodnicy zidentyfikowano łącznie 18 gatunków zooplanktonu: 7 gatunków widłonogów (Copepoda) i ich formy młodociane oraz 11 gatunków wrotków (Rotifera). Na żadnym stanowisku nie stwierdzono obecności wioślarek. Na wszystkich badanych stanowiskach występowały puste pancerzyki widłonogów, wrotków *Brachionus urceolaris* oraz małżoraczków. Na wszystkich stanowiskach przed rozpoczęciem

eksperymentu, w trakcie jego trwania oraz po zakończeniu występowały formy młodociane widłonogów i wrotek *Brachionus urceolaris*, gatunek spotykany w silnie zanieczyszczonych i pozbawionych tlenu środowiskach (Radwan i in., 2004).

### **MEW Pławniowice**

Inwentaryzacja zooplanktonu przed rozpoczęciem eksperymentu wykazała obecność 58 os./L na stanowisku MEW Pławniowice (poniżej elektrowni w Pławniowicach), wśród których dominowały formy młodociane widłonogów (rys. I.30). Wrotki stanowiły niecałe 30% wszystkich osobników. Liczebność widłonogów rosła w trakcie prowadzenia badań od 42 os./L w dniu 12.08 do około 200 os./L w kolejnych dniach badań. W próbie z dnia 23.08 w zespole pojawiły się osobniki *Acanthocyclops robustus*, których obecność była stwierdzana w próbkach aż do końca badań. W kolejnych dniach badań liczebność zooplanktonu rosła, osiągając najwyższe wartości 298 os./L w dniu 29.08.24. Przez cały czas trwania badań w zespole zooplanktonu dominowały widłonogi, a udział wrotek był zbliżony i wynosił ok. 30% wszystkich osobników. Jedynie 23.08 stwierdzono obecność 6 os./L wrotek. W zespole wrotek, we wszystkich terminach poboru występował *Brachionus urceolaris*, którego liczebność zwiększyła się ponad 10-krotnie w dniach 29.08 i 10.09, w stosunku do sytuacji z początku badań. W dniu 23.08 pojawił się również jeden osobnik *Brachionus angularis*, a jego liczebność zwiększała się w kolejnych terminach badań (tab. I.8). Na stanowisku stwierdzono obecność 1 os./L słonolubnego wrotka *Colurella salina* (12.08 oraz 10.09).

### **Rudziniec**

Rudziniec był stanowiskiem położonym najbliżej za miejscem dozowania perhydroflu (3,5 km od miejsca aplikacji). Najwyższe liczebności zooplanktonu stwierdzono przed rozpoczęciem eksperymentu – 191 os./L (tab. I.8). W zespole dominowały wtedy widłonogi, wrotki natomiast stanowiły 35% wszystkich osobników. W dniu 23.08 stwierdzono silną redukcję liczebności wrotek z 67 os./L (12.08) do 6 os./L. Z zespołu zniknęły osobniki *Brachionus urceolaris*, natomiast pojawiły się osobniki *Cephalodella* sp. W kolejnych dniach badań liczba wrotek stopniowo rosła, osiągając najwyższą wartość - 28 os./L w dniu 10.09, ponownie pojawił się *Brachionus urceolaris*. 23.08 liczebność widłonogów spadła o około ¼, ale w kolejnych dniach nastąpił wzrost ich liczebności. Na stanowisku stwierdzono obecność słonolubnego wrotka *Colurella salina* (12.08 oraz 29.08) oraz 2 osobników widłonoga *Eurytemora velox* (12.08 i 23.08) – gatunku wykazującego szeroki zakres tolerancji zasolenia wody.

### **Ujazd**

Na stanowisku Ujazd w przededniu dozowania perhydroflu zooplankton był dość ubogi, stwierdzono obecność 34 os./L, z czego ponad 90% stanowiły wrotki. W zespole dominował *Brachionus urceolaris* oraz osobniki z rodzaju *Bdelloida* (tab. I.8). W dniu 23.08 nastąpił znaczący wzrost liczebności widłonogów - do 46 os./L, w stosunku do jedynie 3 os./L obserwowanych w dniu 12.08 (rys. I.30). Odwrotną tendencję stwierdzono w zespole

wrotek, których liczebność spadła z 31 os./L (obserwacja z dnia 12.08) do 7 os./L. W dniu 29.08 populacja widłonogów wzrosła ponad dwukrotnie w stosunku do liczebności notowanych w dniu 23.08 oraz ponad 30-krotnie w stosunku do liczebności sprzed aplikacji perhydrolu. Wzrosła również liczebność wrotek. W dniu 10.09 liczebność zooplanktonu była niska, łącznie stwierdzono 14 os./L. Na stanowisku stwierdzono obecność gatunków wód słonawych - wrotek *Colurella salina* (10.09) oraz widłonoga *Eurytemora velox* (23.08).

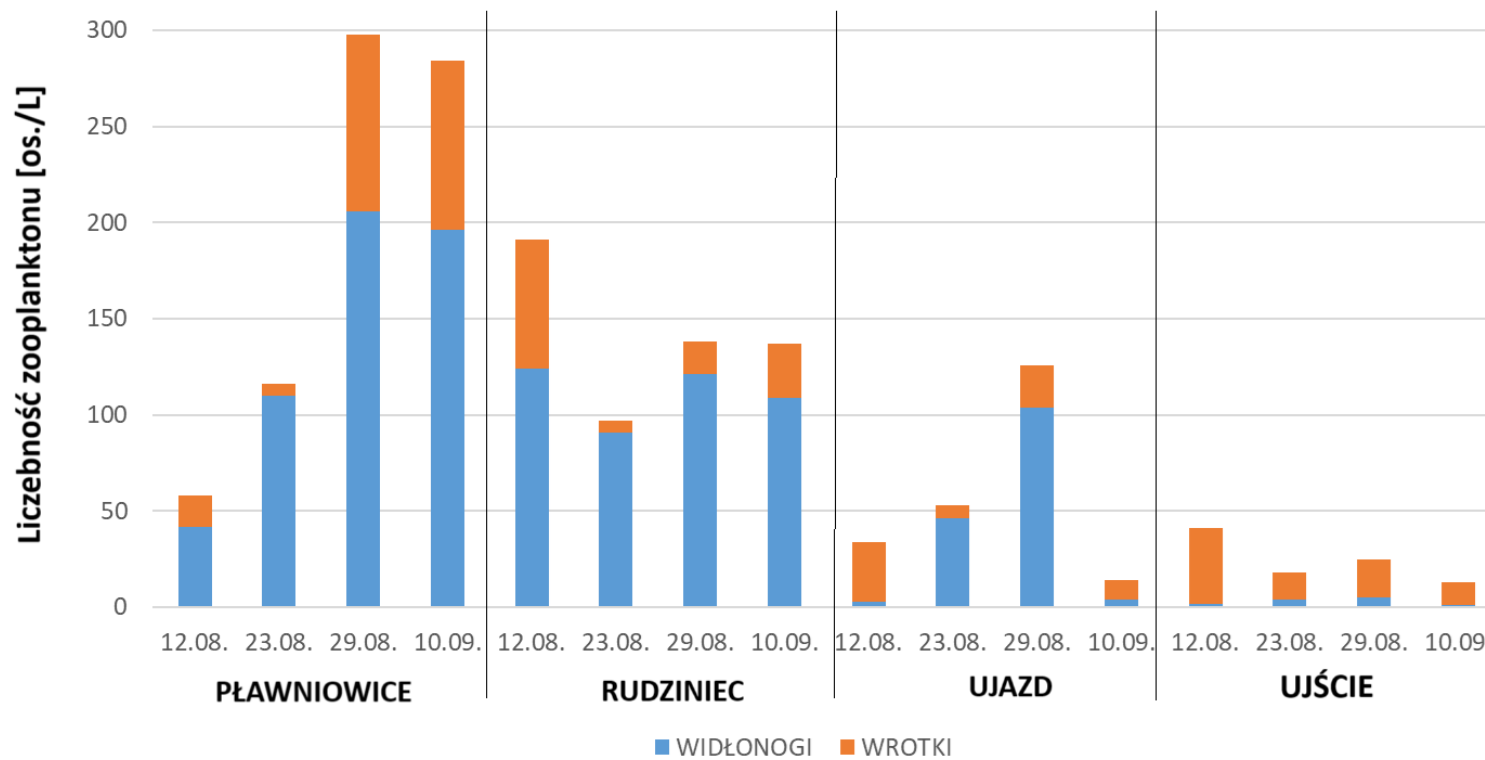
### **Ujście**

Na stanowisku we wszystkich terminach badań zooplankton był dość ubogi – najwyższą liczebność stwierdzono w dniu 12.08 - 41 os./L, natomiast najniższą 10.09 – 13 os./L (tab. I.8). Szczególnie mało licznie występowały widłonogi, reprezentowane przez osobniki Harpacticoida oraz formy młodociane (naupli), których liczebność wahała się od 1 do 5 os./L. Liczniej występowały wroteki, których największa liczebność 39 os./L została odnotowana w dniu 12.08, natomiast najmniej osobników zidentyfikowano 10.09. Stwierdzono obecność dwóch słonolubnych wrotek - *Colurella salina* oraz *Testudinella clypeata*.

Tabela I.8. Liczebność poszczególnych gatunków zooplanktonu (os./L) na stanowiskach rzeki Kłodnicy przed rozpoczęciem eksperymentu (12 sierpnia), w trakcie jego trwania (23 sierpnia) i (29 sierpnia) oraz po zakończeniu (10 września), na wybranych stanowiskach na rzece Kłodnicy.

Gatunek	MEW Pławniowice				Rudziniec				Ujazd				Ujście Kłodnicy			
	12.08.	23.08.	29.08.	10.09.	12.08.	23.08.	29.08.	10.09.	12.08.	23.08.	29.08.	10.09.	12.08.	23.08.	29.08.	10.09.
<i>Acanthocyclops sp.</i>	1	11	23	5		6	2	10		3						
<i>Acanthocyclops robustus</i>		19	32	6		12	23	12		2	8	2				
<i>Cyclops vicinus</i>			1			1		1		1						
<i>Eurytemora velox</i>					1	1				1						
Harpacticoida n. det.	3	1			3	1			1				1	1	1	1
Macrocyclus sp.			6	10			2	9								
Thermocyclops sp.	4	5	6	50			2	3								
Cyclopoida kopepodity	16	9	63	14	62	12	47	17	1	2	27					
Cyclopoida naupli	20	65	75	111	58	58	45	57	1	37	69	2	1	3	4	
WIDŁONOGI (COPEPODA)	42	110	206	196	124	91	121	109	3	46	104	4	2	4	5	1
Bdelloida n. det.	5			1	17				11	1		1	18	4	9	5
<i>Brachionus angularis</i>		1	19	22			6	6				3				1
<i>Brachionus quadridentatus</i>					1									1	1	1
<i>Brachionus urceolaris</i>	6	5	73	61	29		10	22	14	1	17	4	17	3	4	2
<i>Colurella colurus</i>	2				1						1			2		
<i>Colurella salina</i>	1			1	2		1					1				
<i>Hexarthra mira</i>				1												
<i>Lecane closterca</i>					1						4				1	
Cephalodella sp.	1			2	15	6			6	5			4	2	2	
<i>Lecane arcuata</i>	1				1							1			1	
<i>Testudinella clypeata</i>														2	2	3
WROTKI (ROTIFERA)	16	6	92	88	67	6	17	28	31	7	22	10	39	14	20	12
ZOOPLANKTON	58	116	298	284	191	97	138	137	34	53	126	14	41	18	25	13





Rys. I.30. Liczebność zooplanktonu (widłonogów i wrotków) przed rozpoczęciem eksperymentu (12 sierpnia), w trakcie (23 sierpnia) i (29 sierpnia) oraz po jego zakończeniu (10 września), na wybranych stanowiskach na rzece Kłodnicy.

## Podsumowanie kontroli zooplanktonu

W trakcie prowadzonych badań na wszystkich stanowiskach licznie występował wrotek *Brachionus urceolaris*, spotykany w środowiskach silnie zakwaszonych i zanieczyszczonych. Gatunek ten największe liczebności osiągał na MEW Pławniowice. Stwierdzono również obecność gatunków słonolubnych, takich jak *Eurytemora velox* (widłonóg), *Colurella salina* (wrotek) oraz *Testudinella clypeata* (wrotek). Zooplankton, który doptywał do MEW, w okresie prowadzonych badań bytował w warunkach wysokiego zasolenia i zanieczyszczenia, co dodatkowo spotęgowane było zakwitami haptofitu *Prymnesium parvum*. Wszystkie te czynniki miały istotny wpływ na jego kondycję i strukturę jeszcze przed dozowaniem perhydrofluoridu.

Na wszystkich stanowiskach badawczych dnia 23 sierpnia stwierdzono znaczny spadek liczebności wrotków w stosunku do wartości z dnia 12 sierpnia: stanowisko MEW Pławniowice – spadek o ok. 60%, Rudziniec – spadek o ponad 90%, Ujazd – spadek o 78%, Ujście – spadek o 64%. Na tej podstawie można domniemywać, że aplikacja perhydrofluoridu przyczyniła się do spadku liczebności wrotków na stanowisku Rudziniec i Ujazd, chociaż spadek liczebności tych organizmów był obserwowany również w punkcie powyżej dozowania. Na większości stanowisk badanych 23 sierpnia liczba widłonogów wzrosła, jedynie w przypadku stanowiska Rudziniec zanotowano spadek o 33 osobniki.

W dniu 29 sierpnia na wszystkich stanowiskach stwierdzono wzrost liczebności zarówno widłonogów, jak i wrotków. Z danych literaturowych (Meinertz i in., 2008; Reichwaldt i in., 2012; Sinha i in., 2018) wynika, że niektóre taksony zooplanktonu z rodzaju *Daphnia* czy *Brachionus* są wrażliwe na stężenia  $H_2O_2$ , w zakresie już od 1 do 10 mg/L. Widłonogi natomiast wydają się być mniej wrażliwe na działanie perhydrofluoridu niż wioślarki czy wrotki. Escobar-Lux i in. (2019) badając wpływ  $H_2O_2$  na śmiertelność i funkcje życiowe widłonoga *Calanus* spp. nie stwierdzili negatywnych skutków nadtlenu wodoru, przy koncentracji nieprzekraczającej 17 mg/L.

Badania kondycji zooplanktonu wskazują, dużą wrażliwość wrotków (Rotifera) na działanie perhydrofluoridu – na wszystkich stanowiskach za miejscem dozowania nadtlenu wodoru, nastąpił spadek liczebności wrotków w stosunku do sytuacji sprzed jego dozowania (12 sierpnia). Nie stwierdzono takiej zależności na stanowisku Pławniowice, gdzie perhydrofluorid nie był dozowany, co dodatkowo potwierdza powyższe wnioskowanie. Na podstawie uzyskanych wyników wydaje się, że widłonogi (Copepoda) nie były wrażliwe na obecność perhydrofluoridu – na badanych stanowiskach ich liczebność rosła w trakcie trwania eksperymentu. Jedyny wyjątek stanowi stanowisko Rudziniec, gdzie spadek liczebności widłonogów odnotowano po 10 dniach stosowania perhydrofluoridu, jednak w kolejnych terminach badań notowano znacznie wyższe jej wartości. Na wszystkich stanowiskach odnotowano spadek łącznej liczebności zooplanktonu w trakcie ostatniego poboru (10 września). Efekt ten był najprawdopodobniej spowodowany czynnikami pogodowymi i siedliskowymi.

Badania stanu zespołu zooplanktonu w pierwszych dniach prowadzenia eksperymentu (14 i 18 sierpnia) przeprowadził również dr hab. Roman Żurek z Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie z zespołem (Żurek i in., 2024). Autorzy raportu wskazują na dużą liczebność zooplanktonu na stanowisku Rudziniec (gdzie licznie występowała *Daphnia cucullata*), co (jak wskazują sami autorzy) mogło wynikać z dostawy wody ze zbiornika Pławniowice. Trudno odnieść się do wyników uzyskanych w cytowanym raporcie, ponieważ wartości liczebności zooplanktonu znacząco odbiegają zarówno od przedstawionych powyżej, jak i stwierdzonych w ramach nadzoru przyrodniczego prowadzonego przez IRS-PIB (przedstawionych w dalszej części raportu). Obecności tego gatunku nie stwierdzono na żadnym stanowisku ani w badaniach przeprowadzonych przez IOŚ-PIB, ani IRS-PIB. Różnice w wynikach badań mogą wynikać z innej lokalizacji stanowisk badawczych i/lub innej metodyki poboru prób.





**KONTROLA BIOLOGICZNA  
PROWADZONA PRZEZ  
PODMIOTY ZEWNĘTRZNE**



## II. KONTROLA BIOLOGICZNA PROWADZONA PRZEZ PODMIOTY ZEWNĘTRZNE

### PODSTAWY FORMALNE PROWADZENIA KONTROLI

Podstawą przeprowadzenia badań była potrzeba zapewnienia nadzoru przyrodniczego nad skutkami zastosowania perhydrołu dla środowiska przyrodniczego rzeki Kłodnicy. Nadzór taki był rekomendowany zarówno przez Międzyresortowy Zespół ds. Odry, jak i Państwową Radę Gospodarki Wodnej, opiniującą eksperyment przed jego podjęciem.

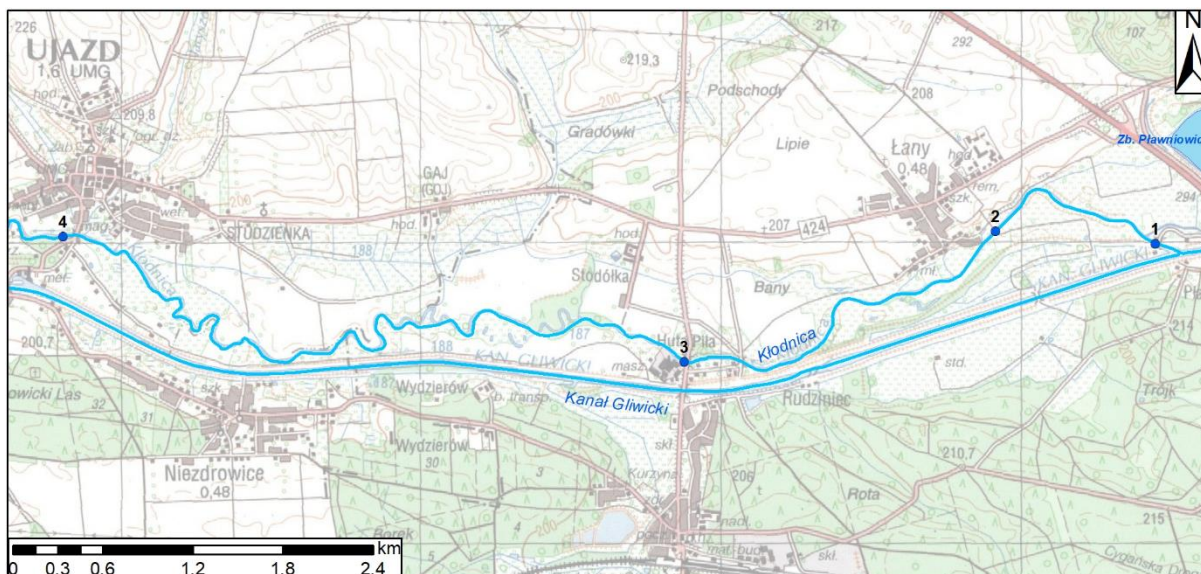
Założeniem nadzoru było przeprowadzenie inwentaryzacji oraz ocena kondycji zespołów biologicznych rzeki, tj. fitoplanktonu, zooplanktonu, makrozoobentosu i ryb przed rozpoczęciem i po zakończeniu dozowania perhydrołu (badania wykonane przez zespół ekspertów z Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza - Państwowego Instytutu Badawczego), jak również ocena zasięgu i skutków oddziaływania tej substancji na roślinność wodną (makrofity) po zakończeniu eksperymentu (badania wykonane przez zespół ekspertów z Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu).

### TEREN BADAŃ I METODA OCENY KONDYCJI ZESPOŁÓW BIOLOGICZNYCH

Badania fitoplanktonu, zooplanktonu, makrozoobentosu i ryb wykonano na odcinku od jazu Małej Elektrowni Wodnej w Pławniowicach do miejscowości Ujazd, na czterech stanowiskach badawczych: poniżej MEW Pławniowice, Rudziniec, Łany i Ujazd (tab. II.1, rys. II.1, fot. II.1.). Pobór prób hydrobiologicznych przed zastosowaniem perhydrołu wykonano w dniach 8-9 sierpnia, a po zakończeniu eksperymentu w dniach 10-11 września na tych samych stanowiskach badawczych.

**Tabela II.1. Współrzędne punktów poboru prób.**

Nr st.	Nazwa	Szerokość geograficzna	Długość geograficzna
1	Poniżej MEW Pławniowice	50.385785	18.449820
2	Łany	50.386464	18.434798
3	Rudziniec	50.378520	18.405720
4	Ujazd	50.385680	18.347370



Rys. II.1. Miejsca poboru prób hydrobiologicznych w Kłodnicy (źródło mapy podkładowej: <https://www.geoportal.gov.pl/>).



**Fot. II.1. Stanowisko badawcze na Kłodnicy: a) poniżej MEW Pławniowice, b) Łany, c) Rudzieniec, d) Ujazd.**

Zakres badań fizykochemicznych obejmował pomiar *in situ* temperatury, przewodności elektrolitycznej, stężenia tlenu i odczyn. W czasie badań temperatura wody wynosiła od 20,3 do 22,0°C, zawartość tlenu od 5,1 do 15,1 mgO<sub>2</sub>/L, natomiast przewodność wody między 4899 a 5992 μS/cm. Na wszystkich stanowiskach, oprócz stanowiska 4 przewodność była w drugim terminie lekko niższa. Odczyn wody, wahał się od 8,34 do 8,71.

Ocenę stanu zespołów biologicznych przed i po zastosowaniu perhydrofluorocarbonylu w Kłodnicy wykonano metodą *Before-After Control-Impact* (BACI). Metoda ta jest powszechnie stosowana w badaniach ekologicznych (Smith i in., 1993; Stewart-Oaten i Bence, 2001) z zastosowaniem metod nielosowych, które mogą wykorzystywać różne testy statystyczne. Podejścia BACI obejmują czynniki czasu i wpływu, z miejscem kontrolnym i miejscem o porównywalnym wpływie, oba reprezentowane przez dane przed i po oddziaływaniu.



Podejście BACI umożliwia uwzględnienie wszelkich naturalnych lub wcześniej istniejących różnic, a tym samym oszacowanie wpływu analizowanego czynnika (zmiennej) między terenem kontrolnym a terenem dotkniętym oddziaływaniem lub przed i po wystąpieniu analizowanego czynnika. W uproszczeniu dozowanie perhydrolu do Kłodnicy można przyjąć jako czynnik zmieniający warunki dla organizmów wodnych. Podstawą oceny wpływu analizowanego czynnika na środowisko wodne jest pobranie próbek środowiska przed i po wprowadzeniu perhydrolu do rzeki. Aby poprawić czułość oceny, próbki zostały pobierane w miejscu dozowania perhydrolu (kontrola), jak również w miejscach położonych poniżej punktu dozowania. Takie podejście zapewnia odpowiednie środki do oceny efektów biologicznych zastosowania perhydrolu.

## FITOPLANKTON

### Metody badań fitoplanktonu

Próbki wody do oznaczeń fitoplanktonu pobierano czerpaczem z przypowierzchniowej warstwy, tj. z głębokości ok. 0,5 m poniżej lustra wody. Po dokładnym wymieszaniu pobierano ostateczną próbę o objętości około 200 ml. Próby natychmiast utrwalono zbuforowanym płynem Lugola (1 ml na 100 ml próby) oraz przechowywano w lodówce do momentu analiz.

Analizę ilościową (liczebność) fitoplanktonu przeprowadzono przy pomocy mikroskopu odwróconego. Reprezentatywne próby (z dobrze wymieszanej próbki) fitoplanktonu o objętości 2 ml lub 5 ml nalewano do komór sedymentacyjnych (metoda Utermöhl, 1958) i analizowano zgodnie z obowiązującymi normami (CEN EN 2006). Organizmy, tzw. jednostki, którymi były pojedyncze komórki, cenobia, kolonie oraz nici, liczone, używając okularowego mikrometru siatkowego, przy zastosowaniu różnych powiększeń. Duże taksony liczone pod powiększeniem 100-krotnym, przeglądając całe dno komory, zaś mniejsze pod powiększeniem 200-krotnym w 2-4 skośnych pasach oraz pod powiększeniem 400-krotnym w 100 polach widzenia. Przyjęto, że liczba policzonych jednostek w każdej komorze powinna wynosić, co najmniej 300. Liczebność każdej próby ustalono na podstawie wyników uzyskanych z dwóch lub większej liczby powtórzeń.

Biomasę fitoplanktonu szacowano metodą pomiaru objętości komórek. Pomiar wielkości komórek każdego gatunku przeprowadzono przy użyciu programu do analizy obrazu. W przypadku gatunków dominujących mierzono do 20 komórek, cenobiów, kolonii lub nici, natomiast gatunków towarzyszących do 10. Średnią objętość liczonych jednostek wyliczono na podstawie wzorów geometrycznych lub ich kombinacji, zależnie od kształtu komórek, wykorzystując najnowsze standardowe wytyczne (DIN CEN 2015) zawarte w pracy Napiórkowska-Krzebietke i Kobos (2016). Wartość biomasy uzyskano mnożąc liczebność każdego taksonu przez średnią objętość jednostki. Przyjęto, że gęstość komórek glonów wynosi 1,0 g/L.



Analizę jakościową (skład taksonomiczny) fitoplanktonu prowadzono przy użyciu mikroskopu świetlnego zgodnie z obowiązującymi normami (CEN EN 2006). Do oznaczenia gatunków sporządzono przejściowe preparaty niebarwione z zagęszczonego osadu próby planktonowej. Oznaczenia taksonów fitoplanktonu przeprowadzono na podstawie aktualnych kluczy, natomiast właściwą nazwę taksonomiczną potwierdzono według aktualnej bazy danych AlgaeBase (Guiry i Guiry, 2024).

## Wyniki badań fitoplanktonu

### Liczebność fitoplanktonu

W sierpniu 2024 r., tj. przed przeprowadzeniem eksperymentu dozowania perhydrolu do rzeki Kłodnicy, zbiorowiska fitoplanktonu współtworzyły gatunki, należące do siedmiu gromad: sinice (Cyanobacteria), planktonowe charofity (Charophyta), zielenice (Chlorophyta), bruzdnice (Dinoflagellata), eugleniny (Euglenophyta), haptofity (Haptophyta) oraz heterokontofity (Heterokontophyta), do których należą klasy: okrzemki (Bacillariophyceae, Mediophyceae i Coscinodiscophyceae), złotowiciowce (Chrysophyceae) i różnowiciowce (Xanthophyceae). Pod względem liczebności, na badanych stanowiskach odnotowano od  $69,5 \times 10^6$  (stanowisko 4) do  $98,1 \times 10^6$  (stanowisko 1) osobników, którymi były pojedyncze komórki, cenobia, kolonie oraz nici w 1 litrze wody (tab. II.2). Wśród dominujących gromad były haptofity, reprezentowane przez jeden gatunek *Prymnesium parvum*, którego udział w liczebności ogólnej wynosił od 55 do 63%. Następnie liczne były zielenice (22-27%), sinice (4-15%) i okrzemki (5-14%) (rys. II.2A).

**Tabela II.2. Liczebność (os./L)\* poszczególnych grup (w randze gromady i klasy) fitoplanktonu oraz liczebność ogólna na czterech stanowiskach w rzece Kłodnica (08.08.2024 r.).**

Gromada	Stanowisko			
	1	2	3	4
Cyanobacteria	14 954 878	11 189 882	4 040 992	2 617 975
Charophyta	0	0	2083	0
Chlorophyta	21 224 574	19 999 024	21 744 115	18 723 720
Dinoflagellata	0	0	14 638	0
Euglenophyta	0	73 188	14 638	15679
Haptophyta	56 557 513	52 814 736	56 003 027	38 536 736
Bacil+Med.+Cosc**	5 370 595	4 786 834	7 245 477	9 633 517
Chrysophyceae**	0	0	0	0
Xanthophyceae**	0	0	0	0
<b>OGÓŁEM</b>	<b>98 107 560</b>	<b>88 863 665</b>	<b>89 064 969</b>	<b>69 527 627</b>

\*liczebność dotyczy osobników, którymi były pojedyncze komórki, cenobia, kolonie oraz nici

\*\*okrzemki z klas: Bacillariophyceae + Mediophyceae + Coscinodiscophyceae, należące do gromady Heterokontophyta oraz złotowiciowce Chrysophyceae i różnowiciowce Xanthophyceae, należące do gromady Heterokontophyta

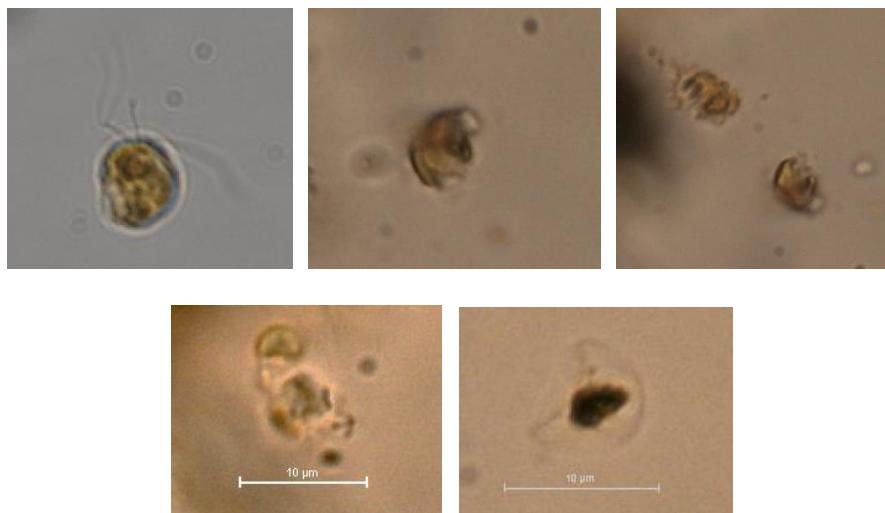
We wrześniu 2024 r., po przeprowadzeniu eksperymentu dozowania perhydrołu do rzeki Kłodnicy, zbiorowiska fitoplanktonu współtworzyły gatunki, należące do sześciu gromad. W porównaniu do sierpnia nie zanotowano występowania planktonowych charofitów (Charophyta). Pod względem liczebności, również stwierdzono mniejsze wartości. Na badanych stanowiskach odnotowano od  $13,1 \times 10^6$  (stanowisko 4) do  $77,8 \times 10^6$  (stanowisko 2) osobników, którymi były pojedyncze komórki, cenobia, kolonie oraz nici w 1 litrze wody (tab. II.3). Wśród dominujących gromad były zielenice stanowiące od 48 do 77% liczebności ogólnej. Następnie liczne były okrzemki (18-39%) oraz sinice (2-13%) (rys. II.2B). Haptofit (*Prymnesium parvum*) występował bardzo nielicznie, tylko jako pojedyncze osobniki oraz widoczne w próbce zakonserwowanej jako komórki uszkodzone (fot. II.2). Liczebności haptofitu zanotowane we wrześniu wynosiły średnio 0,3% wartości zanotowanej w sierpniu.

**Tabela II.3. Liczebność (os./L)\* poszczególnych grup (w randze gromady i klasy) fitoplanktonu oraz liczebność ogólna na czterech stanowiskach w rzece Kłodnica (10.09.2024 r).**

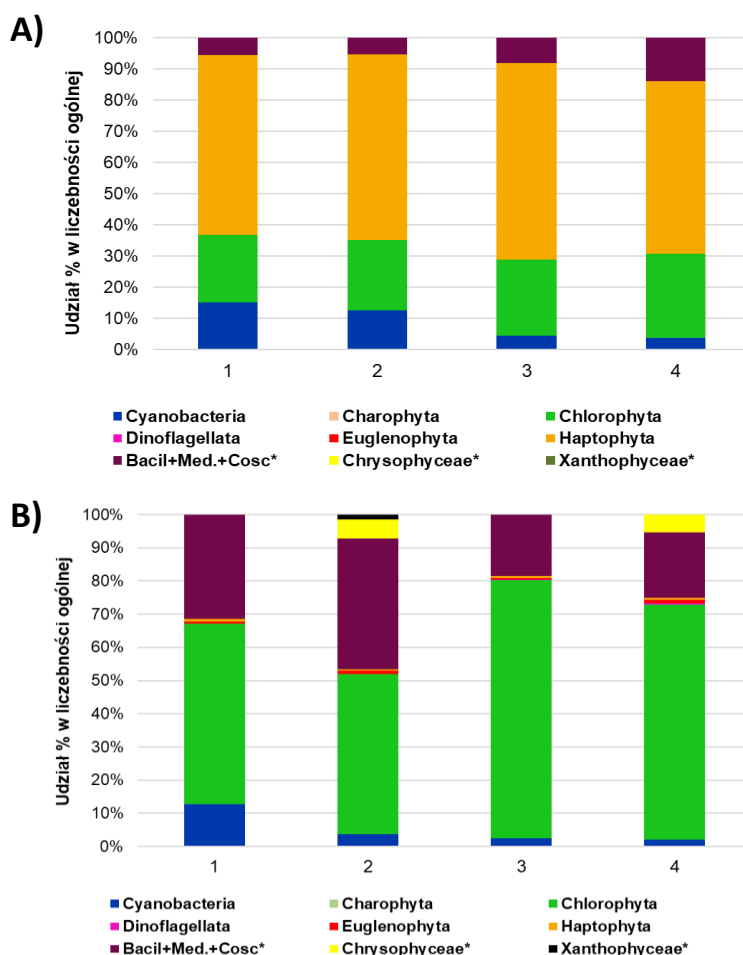
Gromada	Stanowisko			
	1	2	3	4
Cyanobacteria	2 992 300	2 924 021	674 367	272 719
Charophyta	0	0	0	0
Chlorophyta	12 874 957	37 503 906	21 553 483	9 046 424
Dinoflagellata	29 275	0	30 317	45 996
Euglenophyta	149 500	773 650	117 100	131 738
Haptophyta	169 426	231 035	200 230	77 012
Bacil+Med.+Cosc**	7 444 368	30 666 775	5 104 644	2 512 414
Chrysophyceae**	0	4 435 883	0	677 703
Xanthophyceae**	0	1 171 000	0	0
<b>OGÓŁEM</b>	<b>23 659 827</b>	<b>77 706 272</b>	<b>27 680 144</b>	<b>12 764 010</b>

\*liczebność dotyczy osobników, którymi były pojedyncze komórki, cenobia, kolonie oraz nici

\*\*okrzemki z klas: Bacillariophyceae + Mediophyceae + Coscinodiscophyceae, należące do gromady Heterokontophyta oraz złotowiciowce Chrysophyceae i różnowiciowce Xanthophyceae, należące do gromady Heterokontophyta



Fot. II.2. *Pymnesium parvum* – komórki obserwowane w zakonserwowanej próbce, pobranej w dniu 10.09.2024 r.



Rys. II.2. Struktura liczebności ogólnej fitoplanktonu: A) przed przeprowadzeniem eksperymentu dozowania perhydrolu do rzeki Kłodnicy (sierpień 2024 r.); B) po przeprowadzeniu eksperymentu dozowania perhydrolu do rzeki Kłodnicy (wrzesień 2024 r.); \*okrzemki z klas: Bacillariophyceae + Mediophyceae + Coscinodiscophyceae, należące do gromady Heterokontophyta oraz złotowiciowce Chrysophyceae i różnowiciowce Xanthophyceae, należące do gromady Heterokontophyta.

## Biomasa fitoplanktonu

W sierpniu 2024 r., przed przeprowadzeniem eksperymentu dozowania perhydroflu do rzeki Kłodnicy, zbiorowiska fitoplanktonu tworzyły dużą biomasę ogólną, od około 24,71 mg/L (stanowisko 2) do 33,53 mg/L (stanowisko 3) (tab. II.4). W zbiorowisku fitoplanktonu współdominowały haptofity (*Prymnesium parvum*) tworząc biomasę ogólną w zakresie 8,87 do 12,90 mg/L. Stanowiło to po około 48% biomasy ogólnej na stanowiskach: 1 oraz 2 i 33-38% na pozostałych stanowiskach (rys. II.3A). Zielenice wówczas utworzyły biomasę od 6,16 do 13,07 mg/L, co stanowiło od 24 do 39% biomasy ogólnej. Udział od 5 do 24% biomasy ogólnej miały sinice. Natomiast okrzemki utworzyły od 3 do 20%. Rozwój pozostałych grup był znacząco ograniczony. Ich udział w biomacie wynosił zazwyczaj poniżej 1%.

**Tabela II.4. Biomasa (mg/L) poszczególnych grup (w randze gromady i klasy) fitoplanktonu oraz biomasa ogólna na czterech stanowiskach w rzece Kłodnica (08.08.2024 r.).**

Gromada	Stanowisko			
	1	2	3	4
Cyanobacteria	6,68	5,52	1,70	2,07
Charophyta	0	0	0,01	0
Chlorophyta	6,68	6,16	13,07	10,00
Dinoflagellata	0	0	0,03	0
Euglenophyta	0	0,15	0,04	0,4
Haptophyta	13,02	12,16	12,90	8,87
Bacil+Med.+Cosc*	0,98	0,72	5,78	5,48
Chrysophyceae*	0	0	0	0
Xanthophyceae*	0	0	0	0
<b>OGÓŁEM</b>	<b>27,36</b>	<b>24,71</b>	<b>33,53</b>	<b>26,46</b>

\*okrzemki z klas: Bacillariophyceae + Mediophyceae + Coscinodiscophyceae, należące do gromady Heterokontophyta oraz złotowiciowce Chrysophyceae i różnowiciowce Xanthophyceae, należące do gromady Heterokontophyta

We wrześniu 2024 r. (po przeprowadzeniu eksperymentu dozowania perhydroflu do rzeki Kłodnicy) zbiorowiska fitoplanktonu osiągały biomasę ogólną w zakresie od około 7,87 mg/L (stanowisko 4) do 74,89 mg/L (stanowisko 2) (tab. II.5). W zbiorowisku fitoplanktonu współdominowały okrzemki, zielenice i sinice. Okrzemki utworzyły biomasę ogólną w zakresie od 2,31 do 54,02 mg/L. Stanowiło to około 23-35% biomasy ogólnej na stanowiskach: 1, 3 i 4 oraz 72% na stanowisku 2 (rys. II.3B). Zielenice wówczas utworzyły biomasę od 3,88 do 15,33 mg/L, co stanowiło od 20 do 61% biomasy ogólnej. Udział od 2 do 21% biomasy ogólnej miały sinice. Rozwój pozostałych grup był znacząco ograniczony. Ich udział w biomacie wynosił zazwyczaj poniżej 5%. We wrześniu biomasa haptofitu (*Prymnesium parvum*) oraz jego udział

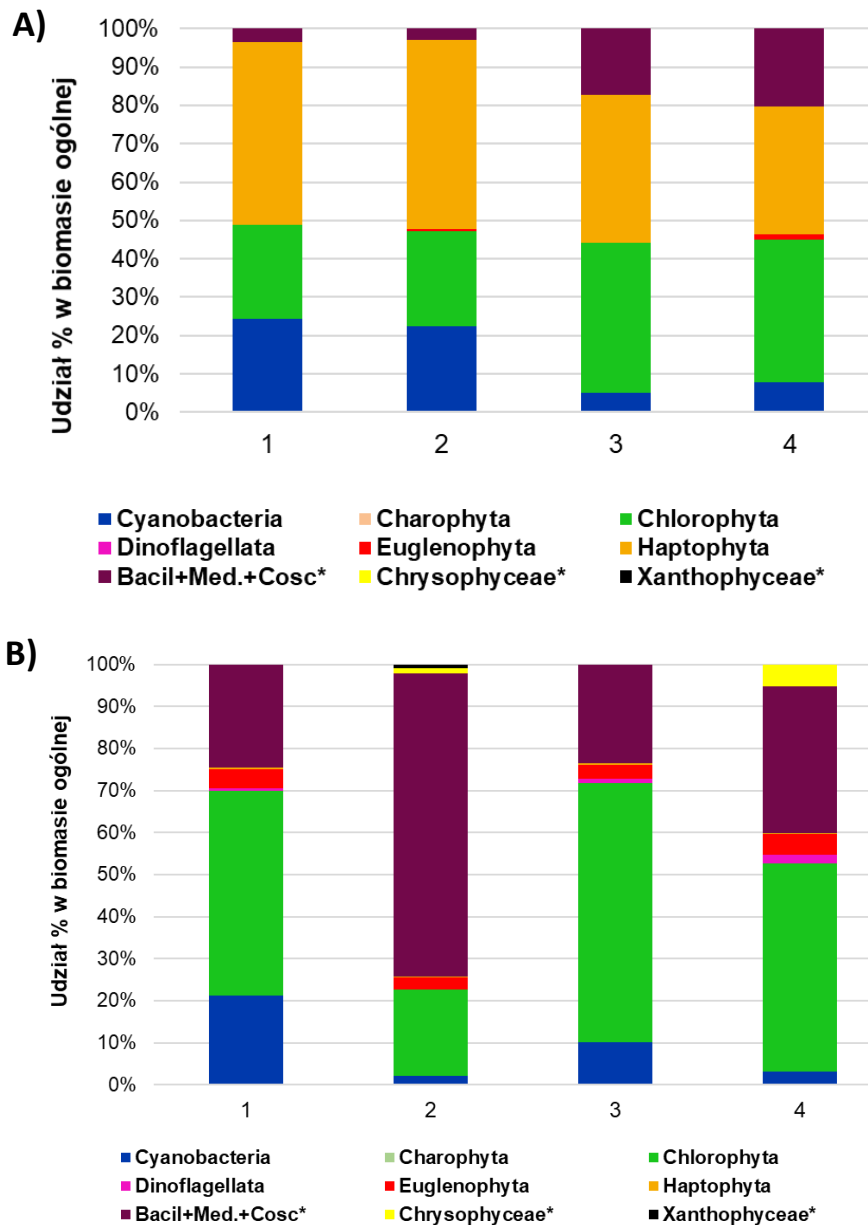


w biomacie ogólnej stanowiły maksymalnie 0,16 mg/L oraz ok. 2%. Wrześniowa ilość jego biomasy wynosiła średnio 0,3% wartości zanotowanej w sierpniu.

**Tabela II.5. Biomasa (mg/L) poszczególnych grup (w randze gromady i klasy) fitoplanktonu oraz biomasa ogólna na czterech stanowiskach w rzece Kłodnica (10.09.2024 r.).**

Gromada	Stanowisko			
	1	2	3	4
Cyanobacteria	2,00	1,64	1,06	0,24
Charophyta	0	0	0	0
Chlorophyta	4,59	15,33	6,42	3,88
Dinoflagellata	0,07	0	0,12	0,16
Euglenophyta	0,43	2,21	0,33	0,38
Haptophyta	0,04	0,05	0,05	0,02
Bacil+Med.+Cosc*	2,31	54,02	2,46	2,73
Chrysophyceae*	0	0,98	0	0,41
Xanthophyceae*	0	0,70	0	0
<b>OGÓŁEM</b>	<b>9,44</b>	<b>74,93</b>	<b>10,44</b>	<b>7,82</b>

\*okrzemki z klas: Bacillariophyceae + Mediophyceae + Coscinodiscophyceae, należące do gromady Heterokontophyta oraz złotowiciowce Chrysophyceae i różnowiciowce, należące do gromady Heterokontophyta



Rys. II.3. Struktura biomasy ogólnej fitoplanktonu: A) przed przeprowadzeniem eksperymentu dozowania perhydrolu do rzeki Kłodnicy (sierpień 2024 r.); B) po przeprowadzeniu eksperymentu dozowania perhydrolu do rzeki Kłodnicy (wrzesień 2024 r.); \*okrzemki z klas: Bacillariophyceae + Mediophyceae + Coscinodiscophyceae, należące do gromady Heterokontophyta oraz złotowiciowce Chrysophyceae i różnowiciowce Xanthophyceae, należące do gromady Heterokontophyta.

### Dominujące gatunki fitoplanktonu

O wielkości ogólnej liczebności i biomasy zdecydowały taksony w randze gatunku, odmiany i formy, których liczba na badanych stanowiskach zmieniała się od 21 do 39 w sierpniu (przed eksperymentem) oraz od 27 do 41 (po eksperymentem) we wrześniu 2024 r. Gromadę Haptophyta reprezentował tylko jeden gatunek *Prymnesium parvum* N.Carter. Wśród zielenicy dominowały głównie drobne i najczęściej nanoplanktonowe gatunki z rodzajów: *Actinastrum*,

*Desmodesmus*, *Didymocystis*, *Kirchneriella*, *Koliella*, *Monoraphidium* i *Scenedesmus*.

Dość liczne było też *Coelastrum astroideum* De Notaris. Okrzemki reprezentowały gatunki, należące do trzech klas: Bacillariophyceae, Mediophyceae i Coscinodiscophyceae. Byli to przedstawiciele kilkunastu rodzajów, w tym głównie *Amphiprora*, *Amphora*, *Cocconeis*, *Cymbella*, *Cyclotella*, *Fragillaria*, *Gomphonema*, *Gyrosigma*, *Navicula*, *Nitzschia*, *Rhoicosphaenia*, *Sellaphora* i *Ulnaria*. Często występowały sinice z rodzajów: *Anabaenopsis*, *Aphanocapsa*, *Merismopedia*, *Planktothrix*, *Pseudanabaena*, *Planktolyngbya* oraz sporadycznie z rodzajów *Microcystis* i *Woronichinia*. Sporadycznie występowały bruzdnice z rodzajów *Peridinium* i *Gymnodinium*; eugleniny z rodzaju *Euglena* oraz gatunek *Trachelomonas volvocina* (Ehrenberg) Ehrenberg oraz złotowiciowce i różnowiciowce.

### Podsumowanie oceny fitoplanktonu przed i po eksperymencie

W przypadku fitoplanktonu, stwierdzono spadek liczebności ogólnej oraz biomasy ogólnej (z wyjątkiem stanowiska 2). Zmiany te dotyczyły 3-5 razy mniejszej liczebności oraz około 3-krotnie mniejszej biomasy ogólnej w okresie po przeprowadzeniu eksperymentu.

Nastąpiło również istotne przebudowanie struktury fitoplanktonu, tj. ogólnie ze współdominacji haptofitów i zielenic na współdominację okrzemek i zielenic, odpowiednio w okresie przed i po przeprowadzeniu eksperymentu.

W okresie przed przeprowadzeniem eksperymentu, liczebność *Prymnesium parvum* średnio wynosiła powyżej 50 mln komórek/L, natomiast po przeprowadzeniu eksperymentu liczebność była znacząco mniejsza, a komórki były w znacznym stopniu uszkodzone. Przed przeprowadzeniem eksperymentu dozowania perhydroflu do rzeki Kłodnicy dominował gatunek *P. parvum*, natomiast po przeprowadzeniu eksperymentu jego liczebność i biomasa były znacząco niższe. Pod względem liczebności oraz biomasy redukcja wynosiła średnio 99,7% w odniesieniu do sytuacji przed eksperymentem.

## ZOOPLANKTON

### Metody badań zooplanktonu

Próby zooplanktonu pobierano przy użyciu pięciolitrowego aparatu Ruttnera. Próbę wody o objętości 25 dm<sup>3</sup>, zagęszczano za pomocą siatki planktonowej o średnicy oczek 30 µm, otrzymując w ten sposób zagęszczoną jedną próbę. Zagęszczony zooplankton umieszczony w odpowiednim pojemniku został utrwalony na miejscu płynem Lugola i alkoholem etylowym (Hillbricht-Ilkowska i Patalas, 1967).

Przed przystąpieniem do oznaczeń, w laboratorium, każdą próbę zagęszczano drogą lewarowania do objętości 25 cm<sup>3</sup>, używając do tego celu cylindrów miarowych.

Następnie pobierano podpróbę (1 cm<sup>3</sup>), którą umieszczano w komorze Sedwick-Raftera i oznaczano zooplankton w trzech powtórzeniach (Hillbricht-Ilkowska i Patalas, 1967).

Występujące w próbie organizmy policzono i oznaczono do gatunku przy użyciu mikroskopu biologicznego Nikon Eclipse 80i, przy powiększeniach 10, 20 i 40-krotnych. Następnie, korzystając z programu do analizy obrazu Nis Elements BR 2.3, zmierzono długość i szerokość 20 osobników każdego gatunku zooplanktonu. Pomiarów długości i szerokości zostały wykorzystane do określenia biomasy zooplanktonu. Oznaczeń taksonomicznych zooplanktonu dokonano, posługując się kluczami (Flössner, 1972; Kiefer i Fryer, 1978; Koste, 1978; Radwan in., 2004; Rybak i Błędzki, 2005).

Analiza danych dotyczących zooplanktonu polegała na określeniu składu gatunkowego w próbie. Następnie obliczano liczbę osobników (liczebność) i masę (biomasa) w określonej jednostce objętości wody (1 L).

Liczebność zooplanktonu określano metodą Starmacha (1955):

$$L = l \times k \times v^{-1}$$

gdzie: L – liczebność zooplanktonu (os./L), l – liczba organizmów w próbie, k – współczynnik zagęszczenia próby, v – objętość badanej próby (L)

Biomasę zooplanktonu obliczano na podstawie zależności między długością a masą ciała poszczególnych gatunków (Hillbricht-Ilkowska i Patalas, 1967; Bottrell i in., 1976; Ejsmont-Karabin, 1998).

## Wyniki badań zooplanktonu

### Skład taksonomiczny zooplanktonu

Wyniki analizy prób zooplanktonowych pobranych w rzece Kłodnicy, wykazały łącznie obecność 10 gatunków zooplanktonu (tab. II.6). Były to: 4 gatunki wrotków (Rotifera), 1 gatunek wioślarek (Cladocera) oraz 5 przedstawicieli widłonogów (Copepoda) i ich młodociane formy (naupli i kopepodit). Trzy gatunki zooplanktonu były obecne w rzece zarówno przed eksperymentem, jak i po nim. Były to wrotki - *Brachionus urceolaris* i *Colurella colurus* oraz widłonóg - *Thermocyclops* sp., a także młodociane stadia Cyclopoida naupli.

**Tabela II.6. Skład gatunkowy zooplanktonu w rzece Kłodnicy przed i po eksperymencie**

Gatunek	Przed dozowaniem perhydrolu	Po dozowaniu perhydrolu
Rotifera (wrotki):		
<i>Brachionus angularis</i>	-	+
<i>Brachionus urceolaris</i>	+	+
<i>Colurella colurus</i>	+	+
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>hispida</i>	+	-



Cladocera (wioślarki):		
<i>Alona</i> sp.	+	-
Copepoda (widłonogi):		
Harpacticoida n. det.	+	-
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	+	-
<i>Macrocylops</i> sp.	-	+
<i>Paracylops</i> sp.	+	-
<i>Thermocylops</i> sp.	+	+
<i>Cyclops</i> sp. copepodit*	-	+
Cyclopoida naupli*	+	+
<b>Bogactwo gatunkowe zooplanktonu</b>	<b>8</b>	<b>5</b>

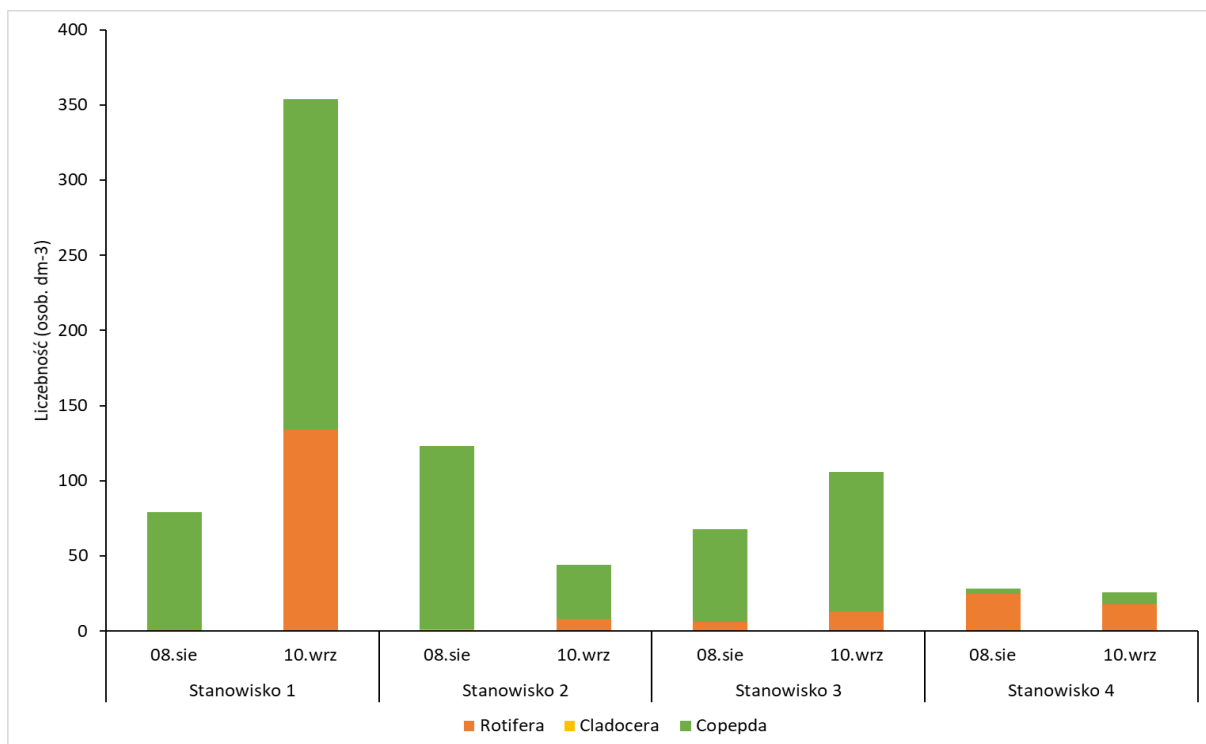
\* nieuwzględnione przy określeniu bogactwa gatunkowego

Przed eksperymentem, wśród wrotków dodatkowo zanotowano na stanowisku nr 3 (Rudziniec) gatunek *Keratella cochlearis* var. *hispida* (1 os./L, tab. II.6), na stanowisku nr 2 - wśród wioślarek gatunek *Alonella* sp. (1 os./L) oraz widłonogi: z grupy Cyclopoida - *Paracylops* sp. (10 os./L), z grupy Calanoida – *Eudiaptomus gracilis* (1 os./L) i nieoznaczone do gatunku widłonogi z grupy Harpacticoida (1 os./L).

Po eksperymencie wymienione gatunki nie były zidentyfikowane w próbach zooplanktonu, natomiast pojawił się wrotek - *Brachionus angularis* na stanowisku 1 (Pławniowice) - 12 os./L oraz widłonogi – *Macrocylops* sp. na każdym stanowisku, w liczebności odpowiednio: stanowisko 1 (Pławniowice) - 12 os./L, stanowisko 2 (Łany) - 8 os./L, stanowisko 3 (Rudziniec) - 32 os./L i stanowisko 4 (Ujazd) - 4 os./L. Na stanowisku 1 (Pławniowice), po eksperymencie, zidentyfikowano także młodociane formy (copepodit) *Cyclops* sp. (2 os./L).

### Liczebność zooplanktonu

Największą liczebność zooplanktonu zanotowano na stanowisku 1 (Pławniowice), po przeprowadzonym eksperymencie (rys. II.4, tab. II.7) W porównaniu do okresu sprzed eksperymentu, liczebność zooplanktonu zwiększyła się na tym stanowisku ponad czterokrotnie. Przed eksperymentem zanotowano tylko 1 os./L z grupy Rotifera (*C. colorus*), a po eksperymencie liczebność wrotków wzrosła do 134 osobn./L, z dominacją gatunku *B. urceolaris* (120 os./L). Według Radwana i in. (2004) gatunek ten zasiedla różne biotopy; spotykany jest w środowiskach skrajnych: silnie zakwaszonych, jak i wyraźnie bardzo zanieczyszczonych i pozbawionych tlenu. Również widłonogi na tym stanowisku zwiększyły swoją liczebność, ponad czterokrotnie. Pojawił się nienotowany przed eksperymentem gatunek *Macrocylops* sp. (14 os./L). Obecny również przed eksperymentem widłonóg *Thermocylops* sp., zwiększył swoją liczebność ponad siedmiokrotnie (76 os./L), a młodociane formy naupli - dwukrotnie (126 os./L). Na pozostałych stanowiskach różnice w liczebności zooplanktonu przed eksperymentem i po nie były tak bardzo widoczne, jak na stanowisku 1.



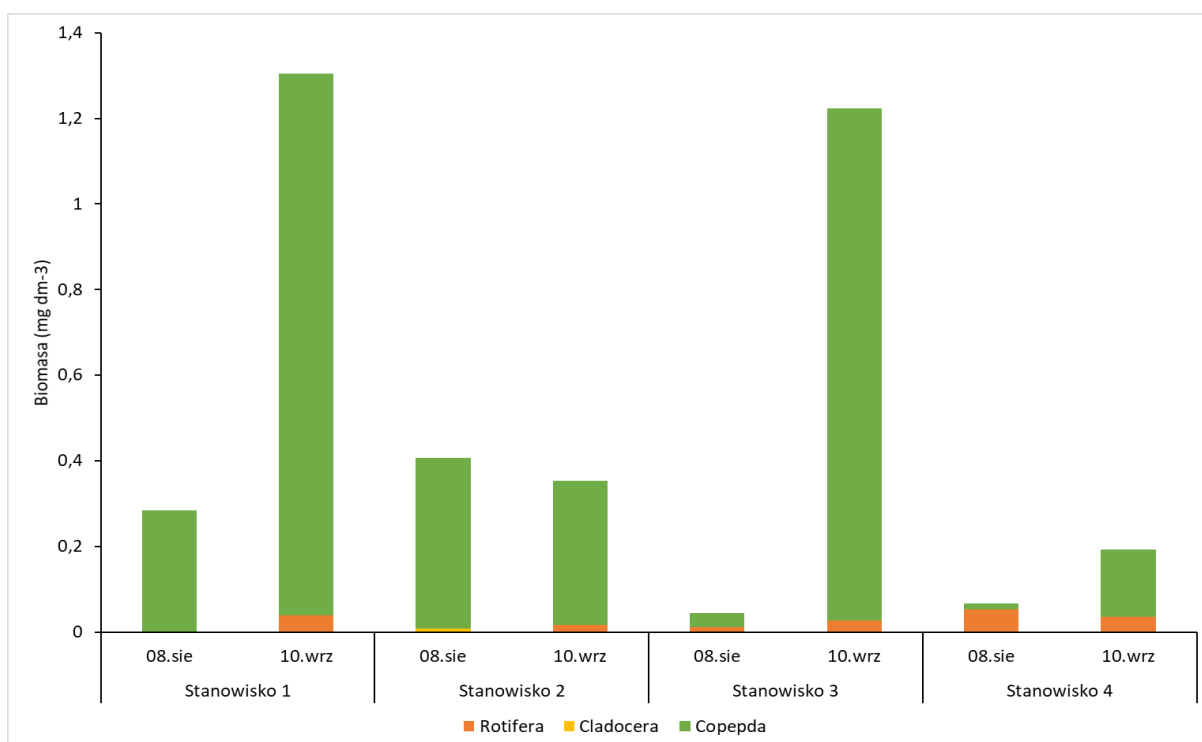
Rys. II.4. Liczebność zooplanktonu (os./L) z podziałem na grupy taksonomiczne w rzece Kłodnicy przed i po eksperymencie.

Tabela II.7. Liczebność (os./L) zooplanktonu w rzece Kłodnicy przed i po eksperymencie.

Gatunek	Stanowisko							
	1		2		3		4	
	08.08	10.09	08.08	10.09	08.08	10.09	08.08	10.09
Rotifera (wrotki)	1	134		8	6	13	25	18
<i>Brachionus angularis</i>		12						
<i>Brachionus urceolaris</i>		120		8	5	13	25	17
<i>Colurella colurus</i>	1	2						1
<i>Keratella cochlearis hispida</i>					1			
Cladocera (wioślarki)			1					
<i>Alona sp.</i>			1					
Copopoda (widłonogi):	78	220	122	36	62	93	3	8
Harpacticoida n. det.			1		4		1	
<i>Eudiaptomus gracilis</i>			1					
<i>Macrocylops sp.</i>		14		8		32		4
<i>Paracyclops sp.</i>			10					
<i>Thermocyclus sp.</i>	10	76	21	4		1	1	
<i>Cyclops sp. kopepodit</i>		2						
Cyclopoida naupli	68	126	89	24	58	60	1	4
<b>Zooplankton (ogółem)</b>	<b>79</b>	<b>354</b>	<b>123</b>	<b>44</b>	<b>68</b>	<b>106</b>	<b>28</b>	<b>26</b>

## Biomasa zooplanktonu

Po przeprowadzeniu eksperymentu biomasa zooplanktonu wzrosła na wszystkich stanowiskach, z wyjątkiem stanowiska 2 (rys. II.5, tab. II.8). Na stanowisku 1 (Pławniowice) biomasa była pięciokrotnie wyższa (1,305 mg/L) niż w okresie przed eksperymentem, na stanowisku 3 (Rudziniec) prawie trzydziestokrotnie (1,223 mg/L), a na stanowisku 4 (Ujazd) ponad dziesięciokrotnie (0,193 mg/L). Wpływ na tak wysoki wzrost biomasy miało pojawienie się po eksperymencie widłonogów, a zwłaszcza *Macrocyclus* sp., który na tych stanowiskach był gatunkiem wagowo dominującym, odpowiednio: stanowisko 1 (Pławniowice) – 40% biomasy ogólnej zooplanktonu, stanowisko 3 (Rudziniec) – 96% i stanowisko 4 (Ujazd) – 76%.



Rysunek II.5. Biomasa zooplanktonu (mg/L) z podziałem na grupy taksonomiczne w rzece Kłodnicy przed i po eksperymencie.

Tabela II.8. Biomasa (mg/L) zooplanktonu w rzece Kłodnicy przed i po eksperymencie.

Gatunek	Stanowisko							
	1		2		3		4	
	08.08	10.09	08.08	10.09	08.08	10.09	08.08	10.09
Rotifera (wrotki)	0,0001	0,0393		0,0169	0,0111	0,0275	0,0528	0,036
<i>Brachionus angularis</i>		0,0036						
<i>Brachionus urceolaris</i>		0,0356		0,0169	0,0106	0,0275	0,0528	0,0359
<i>Colurella colurus</i>	0,0001	0,0001						0,0001

<i>Keratella cochlearis hispida</i>					0,0005			
Cladocera (wioślarki)			0,0075					
<i>Alona sp.</i>			0,0075					
Copopoda (widłonogi):	0,2842	1,2659	0,3992	0,3363	0,0335	1,1951	0,0141	0,1574
Harpacticoida n. det.			0,0045		0,018		0,0045	
<i>Eudiaptomus gracilis</i>			0,0804					
Macrocylops <i>sp.</i>		0,5117		0,2924		1,1697		0,1462
Paracyclops <i>sp.</i>		0,0041	0,0094					
Thermocyclus <i>sp.</i>	0,0937	0,7123	0,0094	0,0375		0,0094	0,0094	
Cyclops <i>sp.</i> copepodit		0,0041						
Cyclopoida naupli	0,1904	0,0336	0,0237	0,0064	0,0155	0,016	0,0003	0,0112
<b>Zooplankton (ogółem)</b>	<b>0,2842</b>	<b>1,3052</b>	<b>0,4067</b>	<b>0,3532</b>	<b>0,0446</b>	<b>1,2225</b>	<b>0,0670</b>	<b>0,1934</b>

### Podsumowanie oceny zooplanktonu przed i po eksperymencie

Bogactwo gatunkowe zooplanktonu ogólne zmniejszyło się z 8 gatunków do 5 gatunków po przeprowadzeniu eksperymentu. Największą liczebność zooplanktonu zanotowano na stanowisku 1 (Pławniowice) w okresie po przeprowadzonym eksperymencie. Natomiast na pozostałych stanowiskach różnice w liczebności zooplanktonu nie były znaczące. Większe zmiany dotyczyły biomasy zooplanktonu, która wzrosła na wszystkich stanowiskach w okresie po przeprowadzeniu eksperymentu, z wyjątkiem stanowiska 2.

## MAKROBEZKRĘGOWCE BENTOSOWE

### Metody badań makrobezkręgowców bentosowych

Materiał z dna rzeki pobierano na wszystkich stanowiskach badawczych siatką hydrobiologiczną, stosując technikę „kick sampling”. Dno rzeki było zruszane stopą przez 20 s, a unoszone organizmy chwytały przy zmiennych ustawieniach siatki. Zebrany materiał przenoszono na sito bentosowe o średnicy oczka 1 mm. Następnie odsączony materiał przekładano na kuwetę o powierzchni 30 × 45 cm. Ręcznie usuwano największe kamienie, żwir oraz ewentualny materiał roślinny, opłukując go starannie, tak, by nie usunąć bytujących organizmów bentosowych. Na tym etapie wybierano ręcznie większe organizmy bentosowe. Następnie przenoszono próbkę do plastikowego pojemnika i razem z większymi organizmami bentosowymi zakonserwowano 70% alkoholem etylowym.

Zakonserwowaną próbkę umieszczono na kuwetach, posortowano i policzono wszystkie organizmy bentosowe. Przynależność gatunkową określono do możliwie najniższych jednostek taksonomicznych. Liczebność osobników makrobezkręgowców bentosowych wyrażono w uniwersalnej jednostce połowu (*catch per unit effort* - CPUE), na jednostkę nakładu, która wynosiła 20 próbek cząstkowych.



## Wyniki badań makrobezkręgowców bentosowych

Badania makrobezkręgowców bentosowych w obu terminach badań wykazały występowanie 19 taksonów (tab. II.9). Przed eksperymentalnym dozowaniem perhydrolu do Kłodnicy największe bogactwo gatunkowe odnotowano na stanowisku 3, a najniższe na stanowisku 4. Po wprowadzeniu perhydrolu do rzeki bogactwo gatunkowe makrobezkręgowców bentosowych wzrosło na stanowiskach 1 oraz 2, natomiast spadło na stanowiskach 3 i 4. W przypadku tego ostatniego odnotowano tylko larwy Chironomidae.

Zwiększyła się liczba zebranych taksonów, w sierpniu było ich 15, zaś we wrześniu już 20. Pojawiły się m.in. zatoczki oraz larwy muchówek Stratiomyidae, czy ważek Zygoptera, których wcześniej nie notowano. Także wieloszczety Naididae (dawniej Tubificidae) zaobserwowano dopiero w próbach wrześniowych, zaś nie było ich w sierpniu. Na szczególną uwagę zasługuje kompletne zniknięcie Gammaridae w próbach zebranych w terminie wrześniowym, chociaż w sierpniu występowały dosyć licznie na wszystkich badanych stanowiskach.

Podobnie przedstawiała się liczebność makrobezkręgowców bentosowych (Tabela 8). Najwyższe liczebności makrobezkręgowców bentosowych przed dozowaniem perhydrolu stwierdzono na stanowiskach 2 i 3, a najniższą na stanowisku 1. Po zastosowaniu perhydrolu liczebność tej grupy organizmów wzrosła na stanowiskach 1 i 2, a spadła na stanowiskach 3 i 4. Spośród mięczaków, w Kłodnicy, najliczniej występują inwazyjne gatunki obce ślimaków: *Potamopyrgus antipodarum* oraz *Physella acuta*.

**Tabela II.9. Liczebność organizmów makrobentosowych przed i po zastosowaniu perhydrolu.**

Grupa taksonomiczna/gatunek	Stanowisko							
	1		2		3		4	
	08.08	10.09	08.08	10.09	08.08	10.09	08.08	10.09
<i>Naididae</i>		3		17		2		
<i>Asellus</i> sp.		1				1		
<i>Gammaridae</i>	4		161		43		33	
<i>Chironomidae</i>	3	39		97	4	29		18
<i>Stratiomyidae</i>				1		2		
<i>Trichoptera</i>			1					
<i>Anisoptera</i>		2	1	1	1			
<i>Zygoptera</i>		1		1				
<i>Dytiscidae larvae</i>					1			
<i>Dytiscidae imago</i>					1			
<i>Notonecta</i> sp.	1		2	1				
<i>Nepa cinerea</i>					1			
<i>Bithynia</i> sp.	3	14	28	15	16		3	
<i>Viviparus</i> sp.		1	4					
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>		23		255	51	7		
<i>Planorbis</i> sp.				2				

<i>Physella acuta</i>		14	11	57	68	5	5	
<i>Lymnaea sp.</i>		1	1		4		7	
<i>Radix ovata</i>		24	12	59	44	8		
<i>Dreissena polymorpha</i>	2			1				
<b>Ogółem</b>	<b>13</b>	<b>123</b>	<b>221</b>	<b>507</b>	<b>234</b>	<b>54</b>	<b>48</b>	<b>18</b>

### Podsumowanie oceny makrobezkręgowców przed i po eksperymencie

Wyniki analizy makrobentosu przed i po eksperymencie nie wykazały znaczących różnic w populacjach. Na podstawie znajomości dynamiki fauny bentosowej nie sposób wykluczyć, że zaobserwowane zmiany w liczebności i różnorodności organizmów makrobentosowych zależą od sezonowości.

## ICHTIOFAUNA

### Metody badań ryb

Poboru prób ryb dokonano w tych samych terminach i na tych samych stanowiskach, co pozostałych grup organizmów wodnych, tj. 8-9 sierpnia oraz 10-11 września 2024 r. na odcinku od jazu Małej Elektrowni Wodnej w Pławniowicach do miejscowości Ujazd (rys. II.6).

Pomiary *in situ* przewodności elektrolitycznej, wykonane podczas badań, wskazały na bardzo wysokie wartości w zakresie między 4899 a 5992  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Ze względu na tak duże zasolenie wód rzeki metoda elektropułowów okazała się nieskuteczna, dlatego połowy badawcze prowadzono eksperymentalnym narzędziem połowowym, tzw. kłomlą (fot. II.3).

Jest to narzędzie rybackie zbudowane z tkaniny sieciowej rozpiętej na stalowym stelażu w kształcie połowy stożka (Szczerbowski, 2008). Narzędzie połowowe stawiano na dnie rzeki otworem wejściowym skierowanym pod prąd wody, następnie brodząc, płoszono ryby, które wpływały do kłomli. W każdym miejscu pobierano 10 prób, każdorazowo łowiąc obszar ok. 2,5 m<sup>2</sup>. Złowione ryby klasyfikowano do gatunku (Brylińska, 2000), następnie policzono i wypuszczono w miejscu złowienia.



Fot. II.3: Kłomla.

### Wyniki badań ryb

Ogólnie w obu terminach badań złowiono tylko trzy gatunki ryb: ciernika (*Gasterosteus aculeatus*), karasia srebrzystego (*Carassius gibelio*) i jazia (*Leuciscus idus*), przy czym ten ostatni gatunek złowiono tylko w terminie wrześniowym, po dozowaniu perhydrolu.

Wszystkie złowione ryby były osobnikami o małych rozmiarach ciała. W przypadku karasia srebrzystego i jazia brak było osobników dojrzałych płciowo, co wskazuje, że rozród tych gatunków w rzece jest zaburzony.

Pod względem liczbowym w połowach zdecydowanie dominował ciernik, który był najliczniejszym gatunkiem na wszystkich stanowiskach, na których złowiono ryby (tab. II.10). Tylko na stanowisku 1 nie złowiono ryb przed zastosowaniem perhydrolu. W powtórnych połowach na stanowisku 1 poniżej Małej Elektrowni Wodnej złowiono wszystkie trzy gatunki ryb, a liczebność była największa w porównaniu do pozostałych stanowisk badanych w tym okresie. Na stanowiskach 2-4 odnotowano spadek liczebności ryb pomiędzy połowami, a na stanowiskach 3-4 także bogactwa gatunkowego. Po zastosowaniu perhydrolu w Kłodnicy na stanowiskach 3 i 4 występował tylko ciernik.

Tabela II.10. Liczebność ryb w Kłodnicy przed i po zastosowaniu perhydrolu.

Gatunek	Stanowisko 1		Stanowisko 2		Stanowisko 3		Stanowisko 4	
	08.08	10.09	08.08	10.09	08.08	10.09	08.08	10.09
Ciernik	0	146	148	8	92	6	142	19
Karaś srebrzysty	0	6	26	1	11	0	2	0
Jaź	0	3	0	0	0	0	0	0
<b>Ogółem</b>	<b>0</b>	<b>155</b>	<b>174</b>	<b>9</b>	<b>103</b>	<b>6</b>	<b>144</b>	<b>19</b>

## Podsumowanie oceny ichtiofauny przed i po eksperymencie

Wyniki badania wpływu eksperymentu na występujące w Kłodnicy ryby nie są jednoznaczne. Dominujące w połowach ciernik i karaś srebrzysty są gatunkami bardzo odpornymi na niekorzystne warunki środowiskowe (Brylińska, 2000). Szczególnie ciernik jest bardzo odporny na duże zasolenie wód. Oba gatunki stanowiły ponad 99% połowu, co wskazuje na zły stan ekologiczny Kłodnicy.

Ze względu na brak możliwości zastosowania elektropołowu na wybranych stanowiskach, porównanie obecnych wyników z danymi historycznymi zebranych tą techniką przy ujściu Kłodnicy do Odry tzn. wiele kilometrów dalej, nie jest możliwe. Trzeba też odnotować, że ze względu na ww. ograniczenia metodyczne, ilość ryb złowionych w 2024 roku jest relatywnie niska. Nie można więc wykluczyć, że nie wszystkie występujące w Kłodnicy gatunki zostały w połowach wykazane. Wskazują to obserwacje ryb śniętych w pierwszym tygodniu eksperymentu, gdzie pojawiło się więcej gatunków. Niemniej jednak potwierdzają one się silną dominację ciernika i karasia srebrzystego.

Porównanie ogólnej liczebności ryb przed i po dozowaniu perhydrolu wykazało, że spadła ona prawie o połowę. Mimo że dane ze stanowiska 1 wskazują, że liczebność i skład gatunkowy wzrosły we wrześniowych połowach, to na pozostałych stanowiskach tendencja jest odwrotna. Sugerowałoby to, że użycie perhydrolu wypłoszyło ryby z ich stanowisk, powodując ucieczkę w dół rzeki. Również obserwacje dr hab. inż. Bogdana Wziątka, który prowadził kontrolę stanu ichtiofauny w ramach eksperymentu, potwierdzają migrację zstępną ryb w trakcie eksperymentu. Ponieważ ciągłość Kłodnicy jest zaburzona przez wiele progów i jazów, powrót ryb na stanowiska jest utrudniony, co spowodowało niższą liczebność ryb na stanowiskach 3-4. Natomiast przyrost liczebności na stanowisku 1 po zakończeniu eksperymentu można wyjaśnić migracją zstępującą z Kanału Gliwickiego, która mogła być spowodowana zakwitaniem złotej algi.

Podsumowując, pomimo że zespół ryb w Kłodnicy składa się w większości z gatunków odpornych na trudne warunki środowiskowe, przeprowadzony eksperyment, łącznie ze spływem wody z jeziora Dzierżno Duże oraz IV Sekcji Kanału Gliwickiego, gdzie dochodziło do masowego śnięcia ryb, spowodował redukcję liczebności ryb. Ponieważ poza wysoką przewodnością warunki fizykochemiczne wody zarówno przed, jak i po zastosowaniu perhydrolu, nie osiągały wartości krytycznych dla ryb, można je wykluczyć jako niezależną przyczynę. Redukcja liczebności była najprawdopodobniej wywołana albo zastosowaniem perhydrolu, albo zwiększeniem przepływu w uregulowanym korycie Kłodnicy, jako że tylko te dwa parametry zmieniono w czasie eksperymentu. Prawdopodobnym mechanizmem prowadzącym to zmniejszenia liczby ryb mogła być dyslokacja w dół rzeki z brakiem możliwości powrotu ryb na stanowiska jak i śmiertelność wywołana eksperymentalnym dodaniem perhydrolu. Ponieważ, w pierwszych dniach eksperymentu odnotowano śnięcia ryb, nie można wykluczyć, że była to konsekwencja zastosowania perhydrolu. Wskazywałoby to na zwiększoną śmiertelność osłabionych już ryb.



## MAKROFITY

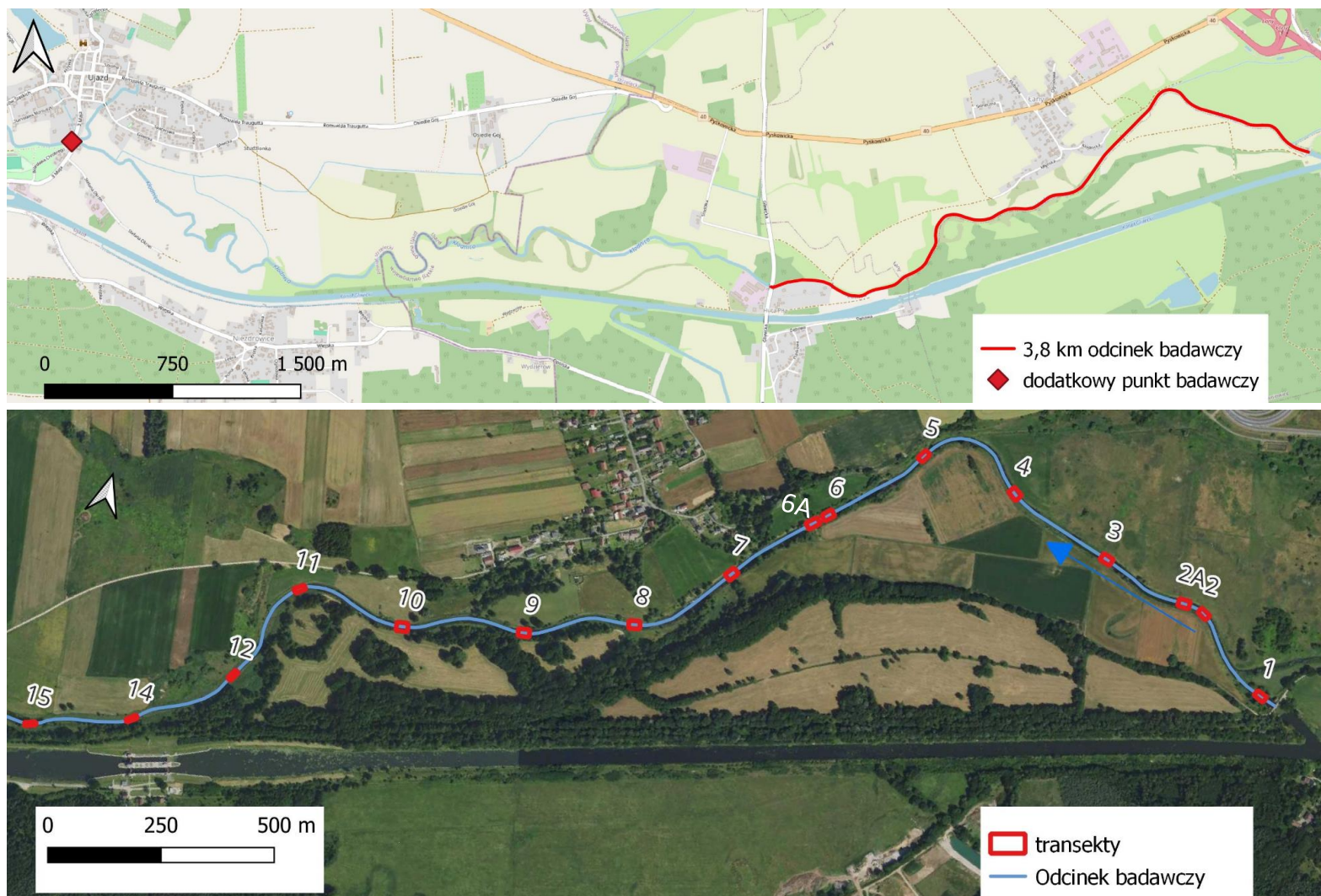
### Metody badań makrofitów

W celu oceny skutków i zasięgu oddziaływania perhydrolu na roślinność wodną rosnącą w korycie rzeki Kłodnicy badania terenowe przeprowadzono w dniu 10 września 2024 r., 7 dni po zakończeniu dozowania. W tym celu przepłynięto kajakiem pneumatycznym około 3,8 km odcinek Kłodnicy od Małej Elektrowni Wodnej Pławniowice do mostu w miejscowości Rudziniec. Na podstawie wstępnych oględzin nie stwierdzono negatywnego wpływu aplikacji perhydrolu na roślinność wynurzoną (szuwarową). Zaobserwowano jednak uszkodzenia roślinności zanurzonej.

W związku z powyższym na analizowanym odcinku wyznaczono 15 punktów badawczych rozmieszczonych co około 250 m, w których inwentaryzowano makrofitów zanurzone w transektach o długości 25 m, odnotowując również informację o uszkodzeniach roślin. Na końcowym odcinku długości 350 m dokonano obserwacji makrofitów zanurzonych bez szczegółowej inwentaryzacji, co było spowodowane brakiem lub bardzo małą liczebnością tych roślin. Dodatkowo dokonano oceny stanu roślin w miejscowości Ujazd, znajdującej się około 5,5 km od Rudzińca, czyli około 9,3 km od MEW Pławniowice (rys. II.6).

Z uwagi na obserwowane u roślin zanurzonych widoczne chlorozy, będące wynikiem negatywnego oddziaływania perhydrolu, w ramach prac wykonano również analizę zawartości chlorofilu *a* i *b* w roślinach zebranych w trzech punktach badawczych: nr 1 i 6 oraz z miejscowości Ujazd. Oznaczenia chlorofilu wykonano w dwóch powtórzeniach. Do analiz wybrano stuckenię grzebieniastą (*Stuckenia pectinata*), która występowała najczęściej i najliczniej spośród wszystkich roślin zanurzonych. Ponadto występowała ona w różnej odległości od źródła aplikacji perhydrolu oraz wykazywała wyraźne zmiany (chlorozy, odbarwienia) w aparacie asymilacyjnym.

Inne obecne w Kłodnicy gatunki makrofitów zanurzonych, takie jak wywłócznik kłosowy (*Myriophyllum spicatum*), moczarka kanadyjska (*Elodea canadensis*) oraz rdestnica kędzierzawa (*Potamogeton crispus*) były najczęściej pozbawione znacznej części fragmentów blaszki liściowej, co uniemożliwiło poprawne przeprowadzenie analizy zawartości chlorofilu. Wszystkie cztery gatunki wymienione powyżej występują dość pospolicie w rzekach i jeziorach na terenie niemal całego kraju i nie prezentują większej wartości z punktu widzenia ochrony przyrody. Jedną z tych roślin, moczarka kanadyjska, jest gatunkiem obcego pochodzenia (rodzima dla Ameryki Północnej), jednak jest szeroko rozpowszechnionym w ekosystemach wodnych w Polsce i nie wykazuje cech inwazyjności (Kolada i Kutyla, 2016; Cegłowska i in., 2017).



**Rys. II.6. Lokalizacja odcinka badawczego oraz punktów badawczych (transektów) w rzece Kłodnicy**  
 (źródło mapy podkładowej: <https://tile.openstreetmap.org>; źródło ortofotomapy podkładowej:  
<https://mapy.geoportal.gov.pl/wss/service/PZGIK/ORTO/WMTS/StandardResolution>).

## Wyniki badań makrofitów

Wyniki inwentaryzacji roślinności w korycie rzeki Kłodnicy wykazały wyraźne zmiany w kondycji zdrowotnej makrofitów zanurzonych. W punkcie badawczym nr 1, zlokalizowanym bezpośrednio poniżej MEW Pławniowice, gdzie aplikowano perhydrol, odnotowano występowanie trzech gatunków hydrofitów: stuckenii grzebieniastej (*Stuckenia pectinata*), wywłócznika kłosowego (*Myriophyllum spicatum*) oraz rdestnicy kędzierzawej (*Potamogeton crispus*) (tab. II.11). Ponadto, na stanowisku stwierdzono obecność dwóch taksonów glonów makroskopowych z rodzajów gałęzatkka (*Cladophora* sp.) oraz woszeria (*Vaucheria* sp.). Spośród stwierdzonych roślin stuckenii grzebieniasta wykazywała silne chlorozy (biały kolor liści i łodyg), co wskazywało na degradację chlorofilu (fot. II.4-5). Dwa pozostałe gatunki były pozbawione liści lub miały ich niewielką ilość. Liście rdestnicy kędzierzawej, a w szczególności wywłócznika kłosowego, są cieńsze i bardziej delikatne, a na skutek oddziaływania perhydrolu, po obumarciu, uległy rozkładowi lub oderwaniu od rośliny. Zaobserwowano również, że rośliny znajdujące się bliżej brzegów koryta były w lepszej kondycji (mniej odbarwione i posiadające więcej liści) (fot. II.4), co wskazuje, że perhydrol nie dotarł w te miejsca w tak wysokich stężeniach, jak w centralnej części koryta. Zapewne miało na to wpływ jego niepełne wymieszanie z wodą rzeczną w niewielkiej odległości od miejsca aplikacji. Glony makroskopowe, które w środkowej części koryta porastały gruboziarnisty materiał dna (narzut kamienny), były koloru brązowego, co wskazuje na ich obumarcie i początek procesu gnicia.

Stuckenię grzebieniastą zidentyfikowano również w kilku innych punktach badawczych (tab. II.11), ale nie stwierdzono jej już na odcinku rzeki poniżej transektu nr 6, aż do miejscowości Rudziniec, gdzie zakończono szczegółową ocenę. Była ona nieobecna zarówno w punktach badawczych, jak i na odcinkach pomiędzy nimi. Na dystansie od punktu 1 do 6 u stuckenii widoczne były chlorozy liści i łodyg, choć na ostatnim transekcie, gdzie występowała (pkt. 6), fragmenty liści (zwłaszcza ich wierzchołki) nie były już całkowicie odbarwione (fot. II.6-7). Niestety, brak tej rośliny poniżej punktu badawczego nr 6A uniemożliwił dalszą ocenę zmian wraz z oddaleniem się od źródła aplikacji perhydrolu. Dodatkowo kondycję stuckenii grzebieniastej oceniono w punkcie zlokalizowanym w miejscowości Ujazd, oddalonej o około 5,5 km od Rudzińca. Nie stwierdzono tam żadnych uszkodzeń roślin, w tym chloroz (fot. II.8-9).

Wywłócznik kłosowy (*Myriophyllum spicatum*) był rozprzestrzeniony w obrębie badanego odcinka podobnie jak stuckenii grzebieniasta, tzn. występował on w punktach badawczych od 1 do 6A. Jego pokrycie było jednak znacznie mniejsze, sięgające co najwyżej 5% powierzchni transektów. Typowym uszkodzeniem tego gatunku były ubytki liści, zwłaszcza tych starszych, z dala od wierzchołków pędów oraz chlorozy łodyg (fot. II.10). Niektóre łodygi były całkowicie pozbawione liści. Pomiedzy punktami badawczymi 1 i 4 uszkodzenia charakteryzowały się podobnym nasileniem, jednak w punkcie 6A były one już mniejsze, co objawiało się obecnością większej liczby nieuszkodzonych liści.

Podczas badań zaobserwowano również wpływ perhydrolu na moczarkę kanadyjską (*Elodea canadensis*). Gatunek ten był jednym z najczęściej i najliczniej występujących makrofitów zanurzonych w Kłodnicy, choć nie zaobserwowano tej rośliny w pierwszych czterech punktach badawczych. Mogło to być spowodowane jego ustąpieniem po zastosowaniu perhydrolu. Potwierdzeniem takiego stanu rzeczy mogą być znalezione w kolejnych transektach rośliny, które bardzo często były pozbawione liści. Dodatkowo zaobserwowano dużą łamliwość pędów tej rośliny, które pękały już przy niewielkim nacisku. Na przebyłym dystansie można było zauważyć poprawiającą się kondycję moczarki kanadyjskiej, czego efektem była zwiększająca się liczba liści pozostałych na pędach (fot. II.11). Podkreślić należy jednak, że rośliny obecne na ostatnim transekcie (nr 15), znajdującym się w odległości 3,5 km od MEW Pławniowice, również posiadały pewne uszkodzenie, choć mniejsze w porównaniu z tymi, stwierdzanymi w punktach badawczych zlokalizowanych powyżej.

W czterech punktach badawczych stwierdzono występowanie rdestnicy kędzierzawej (*Potamogeton crispus*), która miała widoczne oznaki działania perhydrolu. Przejawiały się one poprzez znaczący ubytek blaszki liściowej oraz występujące na pozostałych liściach chlorozy. Utrata liści była najbardziej wyraźna w pierwszym punkcie badawczy. W kolejnych punktach badawczych cały czas obserwowano stosunkowo niewielką liczbę liści na roślinie oraz ich uszkodzenia, choć kondycja roślin ulegała poprawie wraz z oddalaniem się od miejsca dozowania (fot. II.12 i 13). Zauważyć jednak należy, że nawet w ostatnim punkcie badawczym, w którym stwierdzono rdestnicę kędzierzawą (nr 15), można było zaobserwować wpływ perhydrolu, choć liczba i kondycja liści była wyraźnie lepsza (fot. II.13).

Rdestnicę nawodną (*Potamogeton nodosus*) stwierdzono w punkcie badawczym nr 2, gdzie porastała ona około 15% powierzchni transektu. Jest ona gatunkiem reprezentującym grupę ekologiczną nymfeidów, czyli roślin zakorzenionych w dnie i wytwarzających liście pływające po powierzchni wody. Rdestnica nawodna wytwarza ponadto liście całkowicie zanurzone. W transekcie zaobserwowano ubytki liści podwodnych oraz ich brązowienie, a także brązowienie spodniej strony liści pływających po powierzchni wody.

**Tabela II.11. Wyniki inwentaryzacji roślin w wyznaczonych punktach badawczych (transektach).**

Transekt	<i>Stuckenia pectinata</i>	<i>Myriophyllum spicatum</i>	<i>Elodea canadensis</i>	Inne taksony oraz uwagi
1	pokrycie 70%, silne chlorozy łodyg i liści	pokrycie 5%, silne uszkodzenia i ubytki liści	-	Woszeria ( <i>Vaucheria sp.</i> ) - pokrycie 10%, gałęzatką ( <i>Cladophora sp.</i> ) - pokrycie 2%, rdestnica kędzierzawa ( <i>Potamogeton crispus</i> ) - pokrycie <1%. Makroglony uszkodzone, barwy brunatnej. Rdestnica kędzierzawa z silnie uszkodzonymi i poobrywanymi liśćmi. Przy brzegach nieco lepsza kondycja zdrowotna makrofitów niż w środkowej części koryta.
2	-	pojedyncze osobniki, silne	-	Rdestnica nawodna ( <i>Potamogeton nodosus</i> ) - pokrycie 15%, liście podwodne zbrązowiałe,



Transekt	<i>Stuckenia pectinata</i>	<i>Myriophyllum spicatum</i>	<i>Elodea canadensis</i>	Inne taksony oraz uwagi
		uszkodzenia i ubytki liści		liście pływające po powierzchni wody brązowe od strony wody.
2A	pokrycie 5%, silne chlorozy łożyg i liści	pokrycie 5%, silne uszkodzenia i ubytki liści	-	-
3	-	pojedyncze osobniki, silne uszkodzenia i ubytki liści	-	-
4	-	pokrycie 5%, silne uszkodzenia i ubytki liści	-	-
5	-	-	pokrycie 30%, silne uszkodzenia i ubytki liści	W pobliżu brzegów, w strefie szuwarowej uszkodzone liście kielisznika zaroślowego ( <i>Calystegia sepium</i> ).
6	pokrycie 20%, chlorozy łożyg i liści, ale z zielonymi wierzchołkami liści	-	pojedyncze osobniki, silne uszkodzenia i ubytki liści	Gałęzka ( <i>Cladophora sp.</i> ) - pokrycie 5% oraz pojedyncze plechy taśmy ( <i>Ulva sp.</i> ), obydwie taksony w dobrej kondycji zdrowotnej.
6A	pokrycie 50%, chlorozy łożyg i liści, około 1/5 pędów bardziej zielona	pojedyncze osobniki, średnie uszkodzenia i ubytki liści	-	Gałęzka ( <i>Cladophora sp.</i> ) - pokrycie 25%, dobra kondycja zdrowotna, ale niektóre fragmenty plechy blado-zielone.
7	-	-	-	Szeroki pas szuwaru. Pojedyncze osobniki rdestnicy kędzierzawej ( <i>Potamogeton crispus</i> ) z małymi, zielonymi listkami na wierzchołkach pędów oraz widocznymi chlorozami na liściach.
8	-	-	-	Szeroki pas szuwaru i duża głębokość koryta. Brak roślin zanurzonych. Pojedyncze plechy taśmy ( <i>Ulva sp.</i> ) w dobrej kondycji zdrowotnej.
9	-	-	-	Stanowisko silnie zamulone. Brak roślin zanurzonych. Pojedyncze plechy taśmy ( <i>Ulva sp.</i> ) w dobrej kondycji zdrowotnej.
10	-	-	pokrycie 20%, uszkodzenia i ubytki liści	Stanowisko silnie zamulone.
11	-	-	pojedyncze osobniki, uszkodzenia i ubytki liści	Stanowisko silnie zamulone. Pojedyncze osobniki rdestnicy kędzierzawej ( <i>Potamogeton crispus</i> ) z małymi, zielonymi listkami na wierzchołkach pędów. Pojedyncze plechy taśmy ( <i>Ulva sp.</i> ) w dobrej kondycji zdrowotnej.

Transekt	<i>Stuckenia pectinata</i>	<i>Myriophyllum spicatum</i>	<i>Elodea canadensis</i>	Inne taksony oraz uwagi
12	-	-	-	Szeroki pas szuwaru. Brak roślin zanurzonych. Pojedyncze plechy taśmy ( <i>Ulva sp.</i> ) w dobrej kondycji zdrowotnej.
14	-	-	-	Szeroki pas szuwaru i duża głębokość koryta. Brak roślin zanurzonych. Pojedyncze plechy taśmy ( <i>Ulva sp.</i> ) w dobrej kondycji zdrowotnej. Nieliczne zamierające osobniki rzęsy drobnej ( <i>Lemna minor</i> ) przy brzegach.
15	-	-	pojedyncze osobniki, słabe uszkodzenia i ubytki liści	Pojedyncze osobniki rdestnicy kędzierzawej ( <i>Potamogeton crispus</i> ) z częściowymi ubytkami.

W celu dodatkowej oceny wpływu dozowania perhydrofluoridu na zanurzone makrofity przeprowadzono analizę zawartości chlorofilu *a* i *b* w blaszkach liściowych stuckenii grzebieniastej. Uzyskane wyniki potwierdziły ocenę wizualną kondycji tej rośliny i wyraźne różnice wraz z biegiem rzeki. Analiza wykazała znacząco mniejsze stężenie tych związków w punkcie badawczym nr 1 oraz generalnie mniejszą suchą masę liści (tab. II.12). Zawartość chlorofilu w roślinach pobranych z punktu nr 1 była ponad 30-krotnie niższa w porównaniu z wynikami z punktu nr 6 i ponad 55-krotnie niższa w porównaniu z roślinami zebranymi z miejscowości Ujazd. Różnice pomiędzy punktem nr 6 a punktem zlokalizowanym w miejscowości Ujazd nie były tak duże, chociaż zawartość chlorofilu w roślinach z tego drugiego miejsca była 1,5-krotnie wyższa.

Tabela II.12. Zawartość chlorofilu *a* i *b* w liściach stuckenii grzebieniastej.

Punkt badawczy	Powt.	Chlorofil a	Chlorofil b	Chlorofil a+b	Sucha masa
		mg·g <sup>-1</sup> sm	mg·g <sup>-1</sup> sm	mg·g <sup>-1</sup> sm	%
1	1	0,1127	0,0599	0,1532	6,1554
	2	0,1499	0,0517	0,1926	6,7775
	Średnia	<b>0,1313</b>	<b>0,0558</b>	<b>0,1729</b>	<b>6,4664</b>
6	1	4,9470	1,4108	6,1721	7,7007
	2	4,4489	1,3257	5,6247	6,8306
	Średnia	<b>4,6980</b>	<b>1,3682</b>	<b>5,8984</b>	<b>7,2656</b>
Ujazd	2	7,2870	1,8745	8,9024	15,3571
	3	8,5747	2,1512	10,3820	13,1243
	Średnia	<b>7,9309</b>	<b>2,0129</b>	<b>9,6422</b>	<b>14,2407</b>

## Podsumowanie oceny kondycji makrofitów po eksperymencie

Przeprowadzone badania nie do końca umożliwiły określenie dokładnego zasięgu negatywnego oddziaływania perhydroflu na makrofity. W przypadku odcinka badawczego od MEW Pławniowice do Rudzińca, z uwagi brak roślin na przeważającej długości odcinka (w szczególności w drugiej jego połowie), nie ma możliwości dokładnego stwierdzenia miejsca, w którym oddziaływanie zanikło.

Wyniki wskazały na istotne oddziaływanie perhydroflu na stuckenię grzebieniastą we wszystkich punktach, w których ją zidentyfikowano, czyli do 1,5 km od MEW Pławniowice. Biorąc jednak pod uwagę stopień uszkodzenia tej rośliny w tym punkcie, należy uznać za bardzo prawdopodobne, że jeżeli stuckenienia występowałyby również poniżej, to i te osobniki wykazywałyby istotne uszkodzenia. Podobne wnioski można wyciągnąć, analizując uszkodzenia wywłócznika kłosowego, którego również nie odnotowano poniżej transektu nr 6. W dalszej odległości odnotowano moczarkę kanadyjską oraz rdestnicę kędzierzawą, chociaż druga z tych roślin występowała znacznie rzadziej. Analiza kondycji moczarki kanadyjskiej znalezionej w dalszych lokalizacjach wskazuje, że oddziaływanie perhydroflu było mniej istotne. Osobniki znalezione w transekcie nr 15, a więc w odległości 3,5 km od MEW Pławniowice wykazywały znacznie mniejsze uszkodzenia liści.

W tym przypadku nadal można mówić o oddziaływaniu perhydroflu, jednak kondycja moczarki wskazywała, że nie było to oddziaływanie istotne. Niewątpliwie nie stwierdzono negatywnego oddziaływania na rośliny zanurzone w miejscowości Ujazd, a więc w odległości 9,3 km od MEW Pławniowice. **Podsumowując, prawdopodobny zasięg istotnego negatywnego oddziaływania perhydroflu na zanurzone makrofity naczyniowe wynosi około 3-4 km od MEW Pławniowice.**

Podczas badań terenowych nie stwierdzono negatywnego oddziaływania perhydroflu na rośliny wynurzone, w tym przede wszystkim trzcinę pospolitą (*Phragmites australis*), która dominowała w szuwarze brzegowym na całej długości badanego odcinka.

Analiza materiałów literaturowych wykazała, że liczba badań dotyczących wpływu perhydroflu na roślinność wodną jest mocno ograniczona i w porównaniu z badaniami nad oddziaływaniem tej substancji na inne organizmy wodne, jest nieporównywalnie mniejsza. W odniesieniu do roślin wodnych istnieją studia na temat zależności pomiędzy czynnikami środowiska a stężeniem wewnątrzkomórkowego nadtlenu wodoru, będącego jedną z reaktywnych form tlenu i prekursorem wolnych rodników tlenowych (np. Okupnik i Pflugmacher, 2016; Asaeda i in., 2018). Powstaje on w różnych organellach komórkowych, takich jak chloroplasty, mitochondria, czy błony cytoplazmatyczne, a ponadto jest stosunkowo stabilny i może być transportowany przez błony biologiczne (Sharma i in., 2012). Brakuje jednak badań na temat wpływu perhydroflu w środowisku (*in situ*), w tym wprowadzonego antropogenicznie, na makrofity zanurzone. Zastosowanie tej substancji w celu likwidacji zakwitu haptofitu *Prymnesium parvum* i jej wpływ na roślinność wodną, opisany w niniejszym raporcie, można więc potraktować jako jedną z pierwszych prób oceny działania perhydroflu *in situ* na tę grupę organizmów wodnych.

Analizując negatywny wpływ perhydrolu na makrofity należy również rozpatrzyć potencjalne możliwości odtworzenia się w przyszłym roku populacji poszczególnych gatunków rosnących w Kłodnicy. Niemal wszystkie ze stwierdzonych gatunków są bylinami z zamierającymi zimą pędami zielonymi (Schou i in. 2023). Wytwarzają one pąki zimowe na kłęczach i na pędach zielonych (stuckenia grzebieniasta, rdestnica kędzierzawa, rdestnica nawodna, moczarka kanadyjska) lub zimują w postaci kłęczy ukrytych w podłożu (wywłócznik kłosowy). W kolejnym sezonie wegetacyjnym rozwijają się ponownie ze wspomnianych organów przetrwanych lub z nasion (wszystkie wymienione gatunki poza moczarką). Pewnym wyjątkiem jest stuckenia grzebieniasta, która w warunkach reofilnych (szybki i turbulentny przepływ wody) może pozostać zimozielona. Stopień jej uszkodzenia na badanym odcinku i niemal całkowity rozkład chlorofilu powodują jednak, że pędy nie będą w stanie pozostać zimozielone.

Uszkodzenia roślin zanurzonych przez perhydrol podczas jego stosowania w sierpniu może mieć istotny negatywny wpływ na rozwój tych roślin w przyszłym roku. Większość roślin przed aplikacją perhydrolu prawdopodobnie nie zdążyła wytworzyć pąków zimowych oraz wydać nasion (które są bardziej odporne na niekorzystne warunki środowiskowe), z których w przyszłym roku mogłyby się rozwinąć młode osobniki. Zwykle ma to miejsce od drugiej połowy sierpnia do końca września. Stuckenia grzebieniasta w miejscowości Ujazd miała widoczne liczne owocostany, czego nie zaobserwowano na uszkodzonych roślinach na odcinku pomiędzy MEW Pławniowice a miejscowością Rudziniec. Na tej podstawie należy założyć, że pokrycie makrofitów zanurzonych będzie mniejsze w kolejnym roku, a populacje analizowanych gatunków nie odbudują się w pełni. Sytuacja taka jest korzystna w przypadku moczarki kanadyjskiej, która jest gatunkiem obcym.

Zaznaczyć należy, że ocena skutków zastosowania perhydrolu w aspekcie długoterminowym nie była celem realizowanych badań oraz niniejszego raportu, a większość przeprowadzonych prac (przede wszystkim inwentaryzacja) miała na celu stwierdzenie zakresu obserwowanych we wrześniu uszkodzeń roślin. W celu stwierdzenia czy, w jakiej ilości i jakie gatunki odtworzą się w przyszłym roku, należy powtórzyć badania w szczycie sezonu wegetacyjnego (lipiec-sierpień) w 2025 r.





**Fot. II.4. Makrofity zanurzone w punkcie nr 1 – bezpośrednio poniżej MEW Pławniowice.**

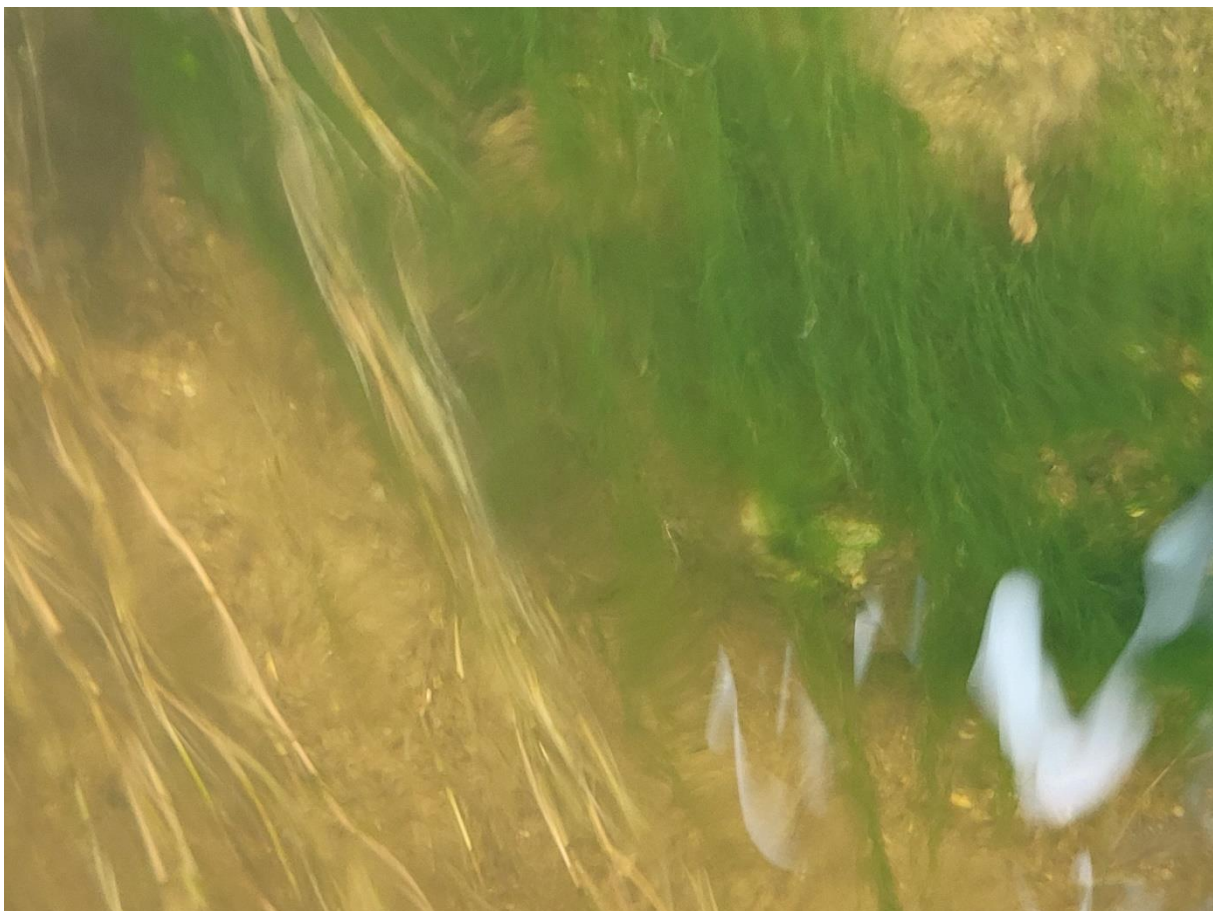


**Fot. II.5. Stuckenia grzebieniasta z pkt. 1 – MEW Pławniowice.**





Fot. II.6. *Stuckenia grzebieniasta* z pkt. 6 – 1,25 km od MEW Pławniowice.



Fot. II.7. *Stuckenia grzebieniasta* oraz glon *Cladophora sp.* w pkt. 6.





**Fot. II.8. Stuckenia grzebieniasta z miejscowości Ujazd – 9,3 km od MEW Pławniowice.**



**Fot. II.9. Makrofity zanurzone w miejscowości Ujazd.**





Fot. II.10. Wywłócznik kłosowy z 2 i 4 pkt. badawczego (0,25 i 0,75 km od MEW).



Fot. II.11. Moczarka kanadyjska z 5 i 15 pkt. badawczego (1 i 3,5 km od MEW Pławniowice).



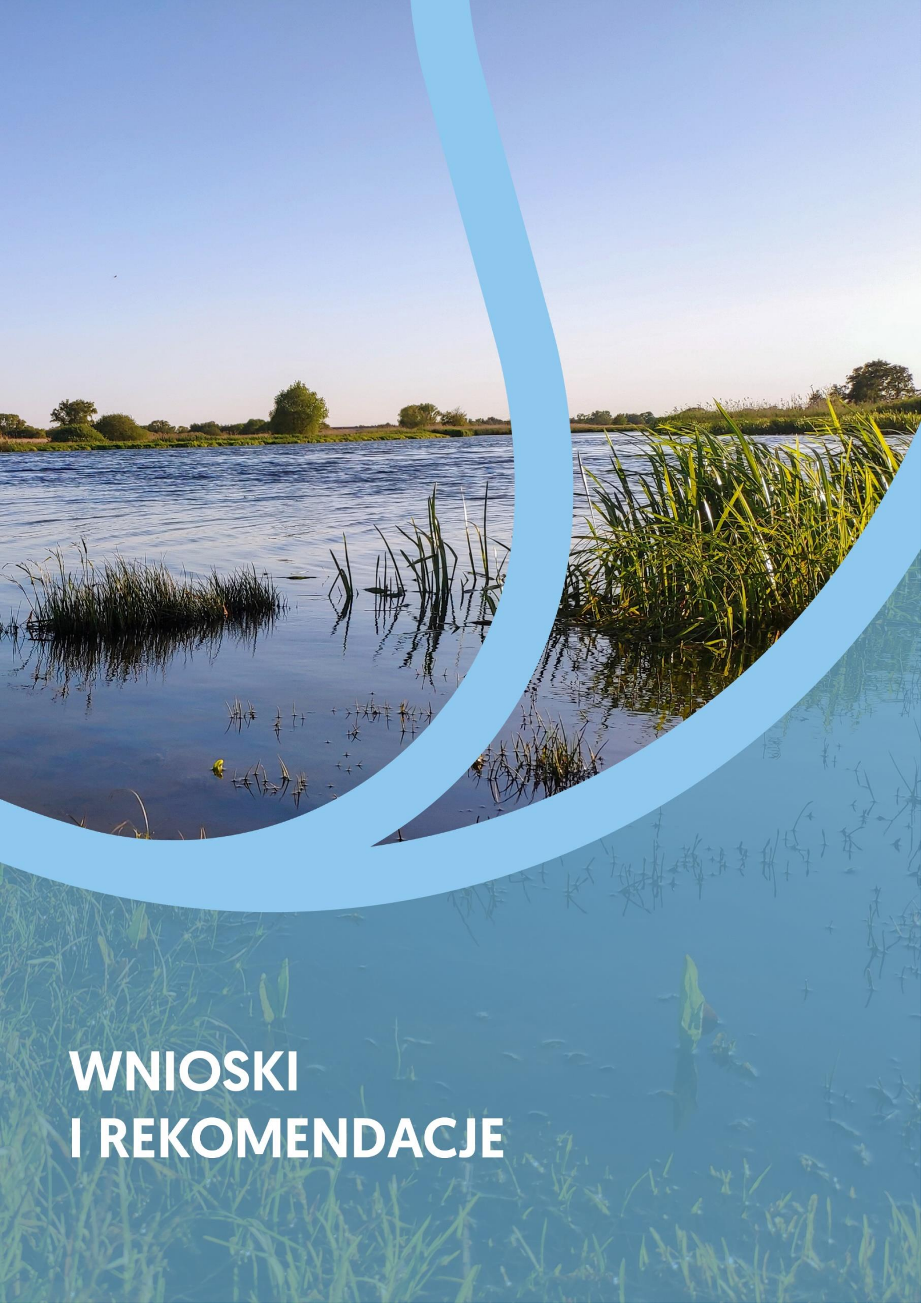


Fot. II.12. Rdestnica kędzierzawa z pkt. 7 – 1,5 km od MEW Pławniowice (widoczne chlorozy).



Fot. II.13. Rdestnica kędzierzawa z pkt. 15 – 3,5 km od MEW Pławniowice.





# WNIOSKI I REKOMENDACJE

### III. WNIOSKI I REKOMENDACJE

#### Wnioski dotyczące skuteczności zastosowanej metody w eliminacji *P. parvum*

- Perhydrol wyeliminował *Prymnesium parvum* i zapobiegł przedostaniu się znaczących ilości tego organizmu do rzeki Odry.
- Na stanowiskach zlokalizowanych na biegu rzeki poniżej miejsca dozowania perhydrolu stwierdzono bardzo duży spadek liczebności *P. parvum*. Liczebność tych glonów na stanowiskach badawczych była zwykle o ponad 90% niższa w porównaniu do ich liczebności w tym samym czasie na stanowiskach położonych powyżej miejsca aplikacji. Jednocześnie należy podkreślić, że w wielu z badanych prób efektywność usuwania *P. parvum* dochodziła do 99,9%.
- Każda z zastosowanych, ustabilizowanych dawek perhydrolu (tj. odpowiadających stężeniom 10,0 – 17,0 mg H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/L) wykazywała wysoką skuteczność w eliminacji *Prymnesium parvum* z wody. Analiza efektywności mitygacji zakwitu *P. parvum*, liczona pomiędzy liczebnością złotej algi na ujściu Kłodnicy (na stanowisku B4), a jej liczebnością w punkcie kontrolnym K2, wykazała skuteczność 90% przy stężeniu już ok. 10,0 mg H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/L, co najmniej 95% przy stężeniu ok. 12,5 mg H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> /L, zaś powyżej 99% przy dawkach zbliżonych lub przekraczających 15,0 mg H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/L.
- Najwyższy stopień eliminacji haptofitu następował na pierwszym punkcie badawczym (B1 – Wodospad). W kolejnych punktach efekt redukcji (liczony w stosunku do stanowiska poprzedzającego) był zawsze niższy. Powyższe należy wiązać ze spadkiem stężenia nadtlenu wodoru wraz z biegiem rzeki oraz systematycznym zmniejszaniem się liczebności *Prymnesium parvum*.
- W ustabilizowanej (pod względem dawki i przepływu wody) fazie eksperymentu (po 17 sierpnia) nadtlenek wodoru utrzymywał się w mierzalnych stężeniach tylko na pierwszych punktach badawczych (do B2) – tj. przez ok. 60-120 min. w zależności od przepływu Kłodnicy.
- Potwierdzono wysoką skuteczność nadtlenu wodoru w eliminacji haptofitu przy stężeniach niższych niż pierwotnie zakładane. Za w pełni efektywne i wystarczające dla osiągnięcia zakładanego celu (redukcja liczebności *P. parvum* poniżej stopnia ostrzegawczego GIOŚ) uznać należy stężenie ok. 13 mg H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/L.
- Potwierdzono wysoką efektywność nadtlenu wodoru w tłumieniu zakwitu *P. parvum* niezależnie od natężenia przepływu wody w Kłodnicy. Przy utrzymywaniu stabilnych stężeń perhydrolu w wodzie zakwit był efektywnie tłumiony zarówno przy zrzucie z MEW Pławniowice wody w ilości 1,5 m<sup>3</sup>/s, jak i 3,5 m<sup>3</sup>/s.
- W trakcie aplikacji nadtlenu wodoru nie zaobserwowano wzrostu zawartości ichtiotoksyn z grupy prymnezyn, co mogłoby potencjalnie stanowić zagrożenie dla ryb i innych organizmów wodnych.

## Wnioski dotyczące zmian parametrów jakości wód podczas trwania eksperymentu

- Perhydrol nie powodował bezpośrednich, zauważalnych zmian w zakresie monitorowanych *in situ* parametrów fizykochemicznych.
- Perhydrol nie powodował wzrostu stężenia tlenu w wodzie na stanowiskach znajdujących się poniżej punktu dozowania nadtlenu wodoru. Stężenie tlenu zmieniało się w rytmie dobowym. Zmiany stężenia tlenu oraz odczynu wody wiązały się ze zmniejszoną fotosyntezą fitoplanktonu na skutek redukcji liczebności glonów. W punktach poniżej dozowania perhydrolu dobowe amplitudy stężenia tlenu były niższe niż na stanowiskach kontrolnych (powyżej MEW).
- Perhydrol nie powodował wzrostu temperatury wody.
- Nadtlenek wodoru nie powodował zmian w stężeniu substancji biogennej, których wahania wynikały ze zmiennych wartości w wodzie napływającej na punkt dozowania perhydrolu. Obserwowano natomiast spadek poziomu wskaźników takich jak ChZT, BZT<sub>5</sub> czy OWO, co wiązano z utlenianiem substancji organicznych wprowadzonym do wody nadtlakiem wodoru.
- Analiza mikrobiologiczna wybranych parametrów nie wykazała działania „dezynfekcyjnego” nadtlenu wodoru. Mimo dozowania perhydrolu poziom ogólnej liczby mikroorganizmów w temp. 22°C zmieniał się nieznacznie, natomiast wskaźniki zanieczyszczenia kałowego wody (*Escherichia coli*, Enterokoki kałowe) były zależne od dopływów ścieków oczyszczonych z przyległych oczyszczalni.
- W trakcie trwania eksperymentu zwrócono uwagę na różnice w działaniu nadtlenu wodoru i jego stężeniach w ciągu dnia i nocy (lub pochmurnych dni). W okresie nocnym stężenie nadtlenu wodoru spadało, natomiast w ciągu słonecznego dnia wzrastało.

## Wnioski dotyczące kondycji zespołów biologicznych podczas trwania eksperymentu

- Nadtlenek wodoru w zastosowanej w eksperymencie dawce nie spowodował wystąpienia masowych śnięć ryb w Kłodnicy, nawet w sytuacji, kiedy doszło do znacznego przekroczenia docelowego stężenia utleniacza na skutek zatrzymania pracy elektrowni w nocy 14 sierpnia 2024 r.
- Zaobserwowano migracje ryb ze strefy najbardziej narażonej na oddziaływanie perhydrolu, ale także złej jakości wody wypływającej z IV sekcji Kanału Gliwickiego, w dół rzeki Kłodnicy.
- Nawet długotrwałe dozowanie nadtlenu wodoru w rekomendowanych stężeniach nie powinno mieć istotnego, długotrwałego, negatywnego wpływu na populacje ryb, jednak pod warunkiem, że zwierzęta mają zapewnioną możliwość swobodnej migracji



i przemieszczanie się do miejsc, gdzie stężenia nadtlenu wodoru nie przekraczają ok. 5 mg/L.

- Istotny wpływ na wielkość śnięć miał sposób gospodarowania wodą na obiektach hydrotechnicznych zwłaszcza w MEW w Pławniowicach oraz MEW w Sławęcicach.
- Obecność niedrożnych budowli hydrotechnicznych jest znaczącą przeszkodą w odtwarzaniu się zespołów ryb zwłaszcza we fragmencie biegu Kłodnicy powyżej MEW w Sławęcicach.
- Inwentaryzacja całego zbiorowiska fitoplanktonu w próbach pobranych przed, w trakcie i po zakończeniu eksperymentu nie potwierdziła wpływu perhydrolu na glony planktonowe innych grup niż haptofity, ani też nie wykluczyła jego braku.
- Zaobserwowano, iż *Prymnesium parvum* wykazuje wyjątkową, w porównaniu z innymi grupami glonów, wrażliwość na nadtlenek wodoru. Substancja ta nie powodowała drastycznego spadku liczebności innych istotnych pod względem liczebności glonów z grupy zielenic, czy okrzemek.
- Liczebność i biomasa zielenic utrzymywały się na podobnym poziomie przed rozpoczęciem eksperymentu, jak i w trakcie dozowania perhydrolu, dając w efekcie procentową ich dominację w zbiorowisku po zaniku *P. parvum*. Zagęszczenie okrzemek było zróżnicowane na poszczególnych stanowiskach badawczych - na stanowisku w Rudzińcu było wyższe w trakcie eksperymentu w porównaniu z próbką pobraną przed jego rozpoczęciem; jednak w pobliżu ujścia Kłodnicy liczebność i biomasa okrzemek były znacznie niższe w próbce pobranej w trakcie eksperymentu niż przed. W przypadku sinic odnotowano spadek liczebności, lecz był on stopniowy i najniższe liczebności stwierdzono kilka dni po zakończeniu eksperymentu. Niższe zagęszczenie fitoplanktonu w próbach pobranych po zakończeniu eksperymentu w porównaniu do prób pobranych przed jego rozpoczęciem, oraz podobną strukturę gatunkową, stwierdzono zarówno na stanowisku kontrolnym, jak i na badawczych, co świadczy raczej o wpływie aktualnych czynników siedliskowych i pogodowych niż o skutkach przeprowadzonego eksperymentu.
- Badania kondycji zooplanktonu wskazują na dużą wrażliwość wrotków na działanie perhydrolu – na wszystkich stanowiskach, do których doptywał perhydrol, nastąpił spadek liczebności wrotków w stosunku do sytuacji sprzed jego dozowania. Widłonogi (Copepoda) okazały się mało wrażliwe na obecność perhydrolu.
- Reakcję organizmów makrobentosowych na warunki związane z aplikacją perhydrolu oraz spływem wód z objętego śnięciami Kanału Gliwickiego była zróżnicowana. Zaobserwowano dużą wrażliwość kielży na perhydrol, których to liczebność załamała się. Zaobserwowano natomiast większą liczebność Chironomidae podczas badań wrześniowych w porównaniu z sierpniowymi. Na podstawie znajomości dynamiki fauny bentosowej nie sposób wykluczyć, że zmiany liczebności i różnorodności organizmów makrobentosowych zależą w dużym stopniu od sezonowości.

- Badania kondycji makrofitów po zastosowaniu perhydrołu, przeprowadzone przez ekspertów z UPP, wykazały znaczne uszkodzenia tkanek roślin zanurzonych objawiające się zanikiem chlorofilu (chloroza) oraz rozpadem delikatnych elementów roślin. Zasięg istotnego negatywnego oddziaływania perhydrołu na zanurzone makrofity naczyniowe określono na około 3-4 km od MEW Pławniowice.
- Podczas badań terenowych nie stwierdzono negatywnego oddziaływania perhydrołu na rośliny wynurzone, w tym przede wszystkim trzcinę pospolitą, która dominowała w szuwarze brzegowym na całej długości badanego odcinka.
- Ocena skutków zastosowania perhydrołu w aspekcie długoterminowego wpływu na makrofity wymaga powtórzenia badania w szczycie kolejnego sezonu wegetacyjnego (lipiec-sierpień) w 2025 r.
- Porównanie wyników badań, przeprowadzonych przez ekspertów z IRS-PIB uzyskanych w ramach nadzoru przyrodniczego w dwóch terminach, wskazuje na brak znacząco negatywnego wpływu eksperymentu na skład gatunkowy wszystkich analizowanych grup (fitoplankton, zooplankton, bentos, ryby). Jednocześnie stwierdzono zróżnicowany wpływ na liczebność fauny. W przypadku stanowiska 1, powyżej punktu dozowania większą liczebność analizowanych grup zwierząt, a na pozostałych stanowiskach najczęściej spadek liczebności.
- Jak wskazują eksperci, ichtiofauna tego fragmentu Kłodnicy jest uboga i zaburzona na skutek użytkowania przez człowieka. Wyniki pozyskane ze stanowiska powyżej miejsca dozowania perhydrołu wskazują na potencjalnie szybkie odbudowanie potencjalnych strat ichtiofauny.
- Biorąc pod uwagę, że dopływ wody o tak wysokim zagęszczeniu złotej algi do Odry najprawdopodobniej spowodowałoby znacznie większe straty ryb i mięczaków, eksperci z IRS-PIB pozytywnie oceniają wynik wykonania eksperymentu w wybranej lokalizacji.

### Wnioski dotyczące uwarunkowań techniczno-organizacyjnych przebiegu eksperymentu

1. Zaprojektowana, wykonana i eksploatowana przez Wojsko Polskie, 5. Pułk Chemiczny z Tarnowskich Gór, instalacja wprowadzania perhydrołu do wody była w pełni funkcjonalna i trwała przez cały okres dozowania nadtlenu wodoru. Nie stwierdzono śladów uszkodzeń lub korozji wynikających z utleniającego działania stosowanej substancji. Przyjęta metoda dozowania polegająca na grawitacyjnym wprowadzaniu utleniacza do wody pozwoliła wyeliminować urządzenia mechaniczne (pompy), a co za tym idzie istotnie zmniejszyć ryzyko awarii, przy jednoczesnym zachowaniu wysokiej precyzji dozowania.

Dysza dozująca nie uległa zanieczyszczeniu materią organiczną przez cały czas trwania eksperymentu. Proces dawkowania przebiegał stabilnie.

Zauważono chwilowe problemy podczas wzrostu przepływu wody przez jaz z pominięciem turbiny MEW (w sytuacji ograniczenia produkcji energii elektrycznej na MEW). Woda napływająca jazem napierała na instalację dyszy dozującej, powodując jej przesunięcie wraz z pływakami.

2. Dostawy perhydrolu przebiegały bez większych zakłóceń. Przyjęta rezerwa 72 h w dostawie kompensowała utrudnienia związane z transportem utleniacza w weekendy. Poza kilkugodzinnymi przesunięciami transportu, wymuszającymi chwilowe ograniczenie ilości dozowanego perhydrolu, nie stwierdzano większych zakłóceń.
3. Monitorowanie ilości dozowanego perhydrolu prowadzone było bazując na metodzie wolumetrycznej (regularnie mierzony ubytek ilości dozowanego perhydrolu w czasie). Metoda ta była wystarczająco precyzyjna; umożliwiała wprowadzenie wyznaczonej ilości perhydrolu do wody. Z mniejszą dokładnością możliwe było ustalenie ilości wody płynącej na punkt dozowania. W tym obszarze opierano się na informacjach pozyskanych od PGW Wody Polskie oraz od użytkownika Elektrowni. Dodatkowo zamontowano trzy robocze wodowskazy (na wodzie górnej, dolnej oraz poniżej punktu dozowania), których obserwacja pozwalała na wyciąganie szybkich wniosków o spadku bądź wzroście przepływu wody, na podstawie których przeprowadzano kompensację nastaw perhydrolu.
4. Wybrane miejsce dozowania perhydrolu spełniło oczekiwania, szczególnie w zakresie dobrego wymieszania nadtlenu z wodą, czemu przysłużył się wodospad na Kłodnicy (stanowisko B1). Jednocześnie zgodnie z obserwacjami rozkładu stężenia nadtlenu wodoru w rzece, jego wpływ obserwowano tylko na kilku kilometrach (ok. 5 km) od punktu dozowania, na odcinku o stosunkowo ubogiej ichtiofaunie względem odcinków położonych poniżej, co dodatkowo uzasadnia dobór miejsca dozowania.

## Rekomendacje

1. Zastosowanie perhydrolu jako środka do zwalczania zakwitów *Prymnesium parvum* nie miało istotnie negatywnego wpływu na populacje ryb zasiedlających Kłodnicę. Perhydrol może być więc zastosowany ponownie, jeśli zajdzie taka potrzeba. Konieczne jest jednak ściśle dozowanie oraz zapewnienie rybam możliwości migracji do miejsc, gdzie stężenie preparatu nie będzie przekraczać 5 mg/dm<sup>3</sup>. Bardzo istotne jest również utrzymywanie w tym czasie stabilnej pracy elektrowni wodnych, ponieważ ma to istotny wpływ na śmiertelność ryb.
2. Na podstawie uzyskanych wyników i wniosków, rekomenduje się stosowanie dawek nadtlenu wodoru w granicach 10,0 – 15,0 mg/L. Zaleca się zastosowanie przyjętego

w trakcie eksperymentu schematu działania – tj. początkowo dozowanie niskich dawek (ok. 10,0 mg/L) – celem wypłoszenia ryb – następnie stopniowe zwiększanie dawki do ok. 13,0 – 15,0 mg/L.

3. Podczas dozowania perhydrołu konieczne jest ustabilizowanie i stała kontrola przepływów w calu zapobieżenia niekontrolowanym skokom stężenia dozowanej substancji.
4. W przypadku stosowania perhydrołu na skalę techniczną należy planować dostawy substancji z odpowiednim wyprzedzeniem zapewniającym ciągłość dozowania. Jednocześnie zakładanie większej rezerwy magazynowej wymaga zapewnienia odpowiednio dużego placu manewrowego oraz niesie ze sobą ryzyko związane z nadmiarem substancji w przypadku decyzji o zakończeniu dozowania.
5. **Należy jednoznacznie podkreślić, że rekomendowane w raporcie metody dozowania i dawki perhydrołu znalazły zastosowanie w warunkach przebiegu eksperymentu, natomiast w innych warunkach środowiskowych skuteczność metody i dawki H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> mogą być inne.**



## PIŚMIENNICTWO

- Asaeda T., Senavirathna M. D. H. J., Xia L.-P., Barnuevo A. 2018. Application of hydrogen peroxide as an environmental stress indicator for vegetation management. *Engineering* 4, 610–616. <https://doi.org/10.1016/j.eng.2018.09.001>
- Bottrell H. H., Duncan A., Gliwicz Z. M., Grygierek A., Herzig E., Hillbricht-Ilkowska A., Kurasawa H., Larsson P., Węgłęńska T. 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norw. J. Zool.*, 24: 419-456.
- Brylińska M. 2000. *Ryby słodkowodne Polski*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Cegłowska A., Jusik S., Samecka-Cymerman A., Klink A., Szoszkiewicz K. 2017. Habitat requirements of *Elodea canadensis* Michx. in Polish rivers, *Oceanol. Hydrobiol. St.*, 46 (4): 363-378, DOI: 10.1515/ohs-2017-0037.
- CEN EN 15204, 2006. Water quality – Guidance standard for the routine analysis of phytoplankton abundance and composition using inverted microscopy (Utermöhl technique).
- DIN EN 16695, 2015. Water Quality - Guidance on the Estimation of Phytoplankton Biovolume (Wasserbeschaffenheit - Anleitung zur Abschätzung des Phytoplankton-Biovolumens). German version EN 16695:2015, Edition 2015-12. Deutsche Fassung EN 16695:2015).
- Ejsmont-Karabin J. 1998. Empirical equations for biomass calculation of planktonic rotifers. *Polish Journal of Ecology*, 45, 513–522
- Escobar-Lux R. H., Fields D. M., Browman H. I., Shema S. D., Bjelland R. M., Agnalt A. L., Skiftesvik A. B., Samuelsen O. B., Durif C. M. F. 2019. The effects of hydrogen peroxide on mortality, escape response, and oxygen consumption of *Calanus* spp. *Facets* 2019: 626–637.
- Flössner D. 1972. *Krebstiere (Crustacea), Kiemen- und Blattfüßer (Branchiopoda), Fischläuse (Branchiura)*. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Free G., Van De Bund W., Gawlik B., Van Wijk L., Wood M., Guagnini E., Koutelos K., Annunziato A., Grizzetti B., Vigiak O., Gneccchi M., Poikane S., Christiansen T., Whalley C., Antognazza F., Zerger B., Hoeve R., Stielstra H. 2023. An EU analysis of the ecological disaster in the Oder River of 2022, EUR 31418 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2023, ISBN 978-92-76-99314-8, doi:10.2760/067386, JRC132271.
- Guiry M. D., Guiry G. M. 2024. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>; searched on 7 October 2024.
- Hillbricht-Ilkowska A., Patalas K. 1967. Metody oceny produkcji i biomasy oraz niektóre problemy metodyki ilościowej zooplanktonu. *Ekol. Pol.*, 13: 139-172.
- Jusik S., Szoszkiewicz K., Gebler D. (2020): *Makrofity w rzekach*, W: Kolada A. (red), Adamczyk M., Bielczyńska A., Bis S., Błachuta J., Błęńska M., Bociąg K., Brzeska-Roszczyk P., Ciecierska H., Dziemian Ł., Gebler D., Hutorowicz A., Jusik S., Kutyla S., Mikulec A., Opióła R., Osowiecki A., Panek P., Pasztelaniec A., Picińska-Fałtynowicz J., Piekło B., Prus P., Soszka H., Spich K., Szoszkiewicz K., Tończyk G., Zgrundo A. (2020): *Podręcznik do monitoringu elementów biologicznych i klasyfikacji stanu ekologicznego wód powierzchniowych. Aktualizacja metod*, Inspekcja Ochrony Środowiska, Biblioteka Monitoringu Środowiska, ISBN 978-83-950881-2-4, Warszawa, s. 75-112.

Kiefer F., Fryer G. 1978. Das Zooplankton der Binnengewässer. 2 Teil. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

Kolada A., Kutyla, S. *Elodea canadensis* (Michx.) in Polish lakes: a non-aggressive addition to native flora. *Biol Invasions* 18, 3251–3264 (2016). <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1212-4>.

Kolada A. (red), Adamczyk M., Bielczyńska A., Bis S., Błachuta J., Błęńska M., Bociąg K., Brzeska-Roszczyk P., Ciecierska H., Dziemian Ł., Gebler D., Hutorowicz A., Jusik S., Kutyla S., Mikulec A., Opiola R., Osowiecki A., Panek P., Pasztelaniec A., Picińska-Fałtynowicz J., Piekło B., Prus P., Soszka H., Spich K., Szoszkiewicz K., Tończyk G., Zgrundo A. 2020. Podręcznik do monitoringu elementów biologicznych i klasyfikacji stanu ekologicznego wód powierzchniowych. Aktualizacja metod, Inspekcja Ochrony Środowiska, Biblioteka Monitoringu Środowiska, ISBN 978-83-950881-2-4, Warszawa, 75-112. <https://wody.gios.gov.pl/pjwp/publication/67>

Kolada A. (red.) 2022. Wstępny raport zespołu ds. sytuacji na rzece Odrze. Instytut Ochrony Środowiska-Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa. <https://ios.edu.pl/wp-content/uploads/2022/10/Wstepny-raport-zespołu-ds.-sytuacji-na-rzece-Odrze.pdf>

Koste W. 1978. Rotatoria die rädertiere Mitteleuropas begründet von Max Voigt. Monogononta. 2. Auflage neubearbeitet von Walter Koste. Gebrüder Borntraeger. Berlin, Stuttgart.

Matthijs H. C., Visser P. M., Reeze B., Meeuse J., Slot P. C., Wijn G., Talens R., Huisman J. 2012. Selective suppression of harmful cyanobacteria in an entire lake with hydrogen peroxide. *Water Res.*, 46, 1460–1472.

Matthijs H. C. P., Jančula D., Visser P. M., Maršálek B. 2016. Existing and emerging cyanocidal compounds: New perspectives for cyanobacterial bloom mitigation. *Aquat. Ecol.*, 50, 443–460.

Meinertz J. R., Greseth S. L., Gaikowski M. P., Schmidt L. J. 2008. Chronic toxicity of hydrogen peroxide to *Daphnia magna* in a continuous exposure, flow-through test system. *Sci. Total Environ.* 392 (2–3), 225–232.

Mou, Y.; Li, B.; Hou, Y.; Jia, R.; Zhu, J. 2023. Effect of Chronic Hydrogen Peroxide Exposure on Ion Transport in Gills of Common Carp (*Cyprinus carpio*). *Fishes* 8, 134. <https://doi.org/10.3390/fishes8030134>

Napiórkowska-Krzebietke A., Kobos J. 2016 Assessment of the cell biovolume of phytoplankton widespread in coastal and inland water bodies. *Water Research* 104: 532-546. DOI: 10.1016/j.watres.2016.08.016.

Okupnik A., Pflugmacher S. 2016. Oxidative stress response of the aquatic macrophyte *Hydrilla verticillata* exposed to TiO<sub>2</sub> nanoparticles. *Environmental Toxicology and Chemistry* 35(11), 2859-2866. <https://doi.org/10.1002/etc.3469>.

Patiño R., Christensen V. G., Graham J. L., Rogosch J. S., Rosen B. H. 2023. Toxic Algae in Inland Waters of the Conterminous United States—A Review and Synthesis. *Water*, 15, 2808. <https://doi.org/10.3390/w15152808>

PN-EN 15204:2006, Jakość wody – Wytyczne do oznaczania ilościowego fitoplanktonu z użyciem odwróconego mikroskopu (metoda Utermöhl'a).

PN-EN ISO 5667-1:2008, Jakość wody - Pobieranie próbek - Część 1: Wytyczne opracowywania programów pobierania próbek i technik pobierania.

PN-EN ISO 5667-3:2013-05, Jakość wody - Pobieranie próbek – Część 3: Wytyczne dotyczące utrwalania i postępowania z próbkami wody.

Radwan S., Bielańska-Grajner I., Ejsmont-Karabin J. 2004. Część ogólna, Monogononta. Część systematyczna. 32.A. [W:] Radwan S. (red.). Wrotki (Rotifera) Fauna słodkowodna Polski. 32. Polskie Towarzystwo Hydrobiologiczne, Uniwersytet Łódzki. Oficyna Wydawnicza Tercja, Łódź.

Reichwaldt E. S., Zheng L., Barrington D. J., Ghadouani A. 2012. Acute toxicological response of *Daphnia* and *Moina* to hydrogen peroxide. *J. Environ. Eng.* 138 (5), 607–611.

Rybak J. I., Błędzki L. A. 2005. Widłonogi, Copepoda: Cyclopoida, Klucz do oznaczania, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.

Sharma P., Jha A. B., Dubey R. S., Pessaraki M. 2012. Reactive oxygen species, oxidative damage, and antioxidative defence mechanism in plants under stressful conditions. *Journal of Botany* 2012, 1–26. <https://doi.org/10.1155/2012/217037>

Schou J.C., Moeslund B., Van De Weyer K., Wiegleb G., Lansdown R. 2023. Aquatic Plants of Northern and Central Europe including Britain and Ireland. Princeton University Press.

Sinha A. K., Eggleton M. A., Lochmann R. T. 2018. An environmentally friendly approach for mitigating cyanobacterial bloom and their toxins in hypereutrophic ponds: potentiality of a newly developed granular hydrogen peroxide-based compound. *Sci. Total Environ.* 637, 524–537.

Smith E.P., Orvos D.R., Cairns Jr, J. 1993. Impact assessment using the before-after-control-impact (BACI) model: concerns and comments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50 (3), 627-637.

Starmach K. 1955. Metody badań planktonu. Warszawa, PWRiL.

Stewart-Oaten A., Bence, J. R. 2001. Temporal and spatial variation in environmental impact assessment. *Ecol. Monogr.* 71, 305-339.

Szczepański K., Zacharski P., Nowakowska W. (red.) 2023. Raport z wykonania eksperymentów w zakresie neutralizacji złotej algi w śluzach Kanału Gliwickiego. Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa. <https://ios.edu.pl/wp-content/uploads/2023/06/raport-ios-pib-z-wykonania-eksperymentow-w-zakresie-neutralizacji-zlotej-algi-w-sluzach-kanalu-gliwickiego.pdf>

Szczerbowski J.A. 2008. Rybactwo śródlądowe. Wydawnictwo IRS, Olsztyn.

Utermöhl H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik, *Mitt. internat. Verein. Limnol.* 9: 1-38.

Wagstaff B. A., Pratscher J., Rivera P. P. L., Hems E. S., Brooks E., Rejzek M., Todd J. D., Murrell J. C., Field R. A. 2021. Assessing the Toxicity and Mitigating the Impact of Harmful *Prymnesium* Blooms in Eutrophic Waters of the Norfolk Broads. *Environ Sci. Technol.*, 55(24), 16538-16551. doi: 10.1021/acs.est.1c04742.

Weenink E. F. J., Luimstra V. M., Schuurmans J. M., Van Herk M. J., Visser P. M., Matthijs H. C. P. 2015. Combatting cyanobacteria with hydrogen peroxide: a laboratory study on the consequences for phytoplankton community and diversity. *Front. Microbiol.* 2015 6:714. doi: 10.3389/fmicb.2015.00714

Weenink E.F.J., Kraak M.H.S., van Teulingen C., Kuijt S., van Herk M.J., Sigon C.A.M., Piel T., Sandrini G., Leon-Grooters M., de Baat M.L., Huisman J., Visser P.M. 2022. Sensitivity of phytoplankton, zooplankton and macroinvertebrates to hydrogen peroxide treatments of cyanobacterial blooms. *Water Research* 225, 119169. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119169>

Wood A.T., Taylor R.S., Quezada-Rodriguez P.R., Wynne J.W. 2021. Hydrogen peroxide treatment of Atlantic salmon temporarily decreases oxygen consumption but has negligible effects on hypoxia tolerance and aerobic performance. *Aquaculture*, 540, 736676. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2021.736676>

Woolley L.D., Pilmer L.W., Stephens F.J., Lim Z.X., Arthur P.G., Gholipour Kanani H., Partridge G.J. 2022. The effect of hydrogen peroxide concentration and water temperature on yellowtail kingfish *Seriola lalandi* in a repeated bathing treatment. *Aquaculture*, 560, 738545. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2022.738545>

Żurek R., Dumnicka E., Profus M., Ciężak K. 2024. Perhydrol w Kłodnicy. Raport wstępny z eksperymentu. Instytut Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk, Kraków.