

2017

Plan zintegrowanych działań ochronnych w celu rewitalizacji jeziora Jamno

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



WOJEWÓDZKI FUNDUSZ
OCHRONY ŚRODOWISKA
I GOSPODARKI WODNEJ
W SZCZECINIE



Zespół badawczy:

Prof. dr hab. inż. Tomasz Heese - kierownik projektu

dr inż. Katarzyna Pikuła

dr Magdalena Szelągowska

dr Magdalena Lampart-Kałużniacka

dr Katarzyna Lewicka-Rataj

mgr Michał Arciszewski

mgr Hanna Chrzczonowicz

mgr Alicja Zakościelna

Spis treści

1. Podstawa opracowania.....	1
2. Wstęp	1
3. Charakterystyka obszaru badań	1
3.1. Charakterystyka Jeziora Jamno.....	1
3.2. Charakterystyka zlewni Jeziora Jamno	4
4. Metodyka badawcza	9
5. Wyniki badań.....	15
5.1. Ocena potencjału ekologicznego Jeziora Jamno.....	15
5.2. Ocena zespołu fitoplanktonu.....	16
5.3. Ocena zespołu zooplanktonu.....	19
5.4. Osady dennie Jeziora Jamno	21
5.5. Jakość wód dopływów i Jamneńskiego Nurtu	25
6. Bilans biogenów	29
7. Podsumowanie	35
7.1. Działania mające na celu obniżenie ładunków zewnętrznych obciążających jezioro	39
7.2. Określenie celowości rekultywacji jeziora Jamno	60
7.3. Monitoring stanu wód po realizacji zadania	61
7.4. Działania związane z edukacją ekologiczną użytkowników i interesariuszy.....	61
7.5. Propozycje działań ochronnych	62
8. Materiały źródłowe	69
9. Załączniki.....	72

1. Podstawa opracowania

Podstawą opracowania była umowa o dzieło Nr 330/6/2016, zawarta pomiędzy: Stowarzyszeniem Gmin i Powiatów Pomorza Środkowego w Koszalinie, z siedzibą przy ul. Dworcowej 11-15, 75-201 Koszalin, a Politechniką Koszalińską, z siedzibą przy ul. Śniadeckich 2, 75-453 Koszalin.

2. Wstęp

Stan wód powierzchniowych zarówno jezior jak i cieków jest nadal niezadawalający. To sprawia, że oczekiwane usługi ekosystemowe nie są realizowane w pełni a jednocześnie ten czynnik ogranicza rozwój lokalnych społeczności. Mimo ogromnych nakładów inwestycyjnych w budowę i modernizację oczyszczalni ścieków, budowę kolejnych kilometrów kanalizacji sanitarnych i deszczowych, to nadal w wielu rejonach kraju jakość wód nie spełnia wymogów wyznaczonych w celach środowiskowych wyznaczonych przepisami krajowymi i europejskimi.

Wody jezior przybrzeżnych z uwagi na swoją specyfikę i silną presję turystyczną wymagają szczególnej troski. Poprawa stanu/potencjału ekologicznego jeziora Jamno prawdopodobnie wymaga sporych nakładów i wielokierunkowych działań. Dotychczasowe okazały się nieskuteczne. Poniższy raport ma wskazać na aktualne zagrożenia jakości wód i dać podstawy do wyznaczenia kierunków przyszłych działań. Cel jest jasny - wzrost gospodarczy w regionie jest ściśle powiązanych z jakością wód tego akwenu.

3. Charakterystyka obszaru badań

3.1. Charakterystyka Jeziora Jamno

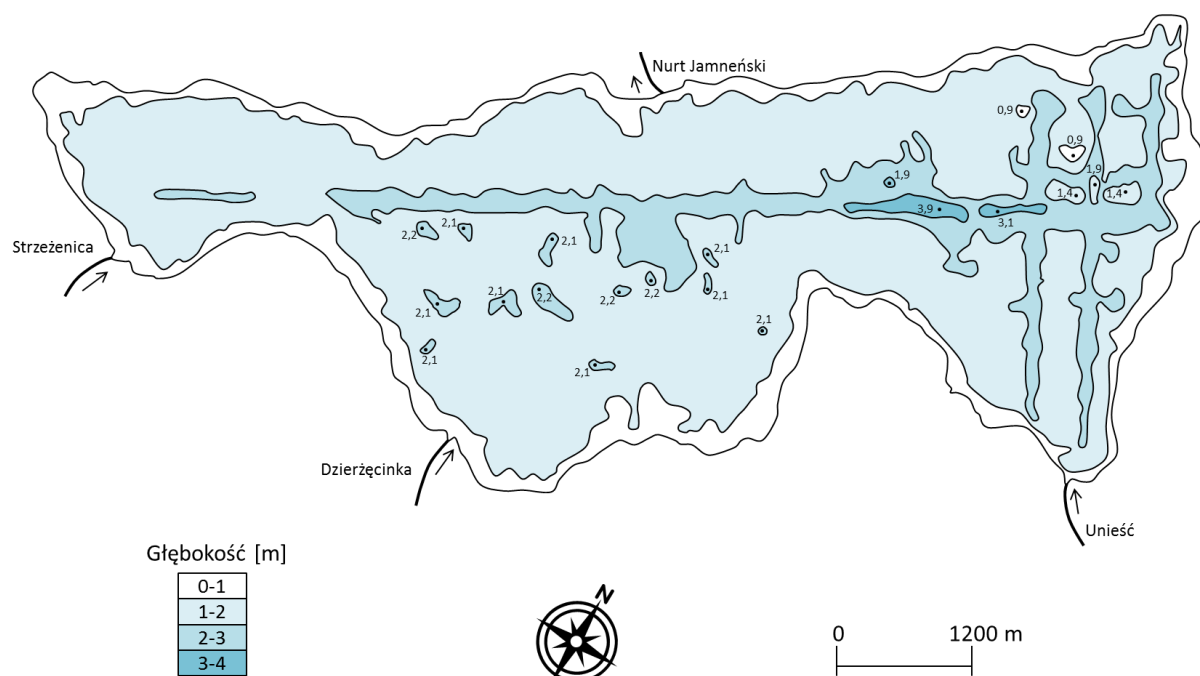
Jezioro Jamno jest rozległym, płytkim akwenem przybrzeżnym, położonym w północno-zachodniej Polsce. Zgodnie z regionalizacją Kondrackiego (2009) Jamno położone jest na obszarze makroregionu Pobrzeża Koszalińskiego (313.4), w mezoregionie Wybrzeża Słowińskiego (313.41). Pod względem administracyjnym przynależy do Gminy Mielno (powiat koszaliński).

Jamno jest zbiornikiem o złożonej genezie. Wcześniejsze doniesienia łączyły powstanie tego jeziora z odcięciem dawnej zatoki Morza Bałtyckiego przez piaszczystą mierzęję. Jej aktualna szerokość waha się w przedziale od 350 do 700 m. Badania geologiczne podłoża sugerują, że akwen ten powstał, jako efekt silnej erozji trzech rzek. W późniejszym okresie wypełniły one aluwiami całe obniżenie terenu (Cieśliński 2012).

O „lądowym” pochodzeniu zbiornika świadczy też skład chemiczny jego wód. W przeciwieństwie do zbiorników o genezie lagunowej, jak np. sąsiadujące z Jamnem – Jezioro Bukowo, w omawianym akwenie dominują jony wapnia i wodorowęglany (Cieśliński 2005).

Jamno klasyfikowane jest jako dziewiąte pod względem wielkości jezioro w Polsce oraz jako trzecie w województwie zachodniopomorskim (Choiński 2007). Jego powierzchnia wynosi 2 239,6 ha. Średnia głębokość zbiornika równa jest 1,4 m, maksymalna zaś 3,9 m. Batymetria zbiornika przedstawiona została na rycinie 1. Linia brzegowa jest stosunkowo słabo rozwinięta, jej długość wynosi 28 300 m. Misa jeziorna ma pojemność 31 528 tysięcy m³. Ze względu na częstotliwość mieszania wody, Jamno klasyfikowane jest jako polimiktyczne (Heese 1997).

Jezioro podzielone jest na trzy płosa, rozdzielone od południa półwypami: Podamirowskim i Łabuskim. Najmniejszym pod względem powierzchni jest akwen Jamna zachodniego (Małego), do którego uchodzą wody Strzeżenicy. Do Jamna środkowego (Centralnego) wpływają wody Dzierżęcinki. W jego obrębie znajduje się także połączenie z morzem. Wschodni akwen (Jamno Osieckie) zasilany jest wodami rzeki Unieść.



Ryc. 1. Plan batymetryczny Jeziora Jamno

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

Tab. 1. Ocena podatności na degradację Jeziora Jamno

Wskaźnik	Wartość	Kategoria podatności
Głębokość średnia [m]	1,40	4
Objętość jeziora [tys. m ³] Długość linii brzegowej [m]	1,11	3
Stratyfikacja wód [%]	0	4
Powierzchnia dna czynnego [m ²] Objętość epilimnionu [m ³]	0,71	4
Wymiana wody w roku [%]	270	3
Współczynnik Schindlera	15,9	3
Sposób zagospodarowania zlewni bezpośredniej	<60% lasów <60% gruntów ornych	2
Średnia		3,29

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

Jezioro posiada sztuczne połączenie z Morzem Bałtyckim. Historycznie kanał łączący Jamno z morzem znajdował się pomiędzy miejscowościami Łazy oraz nieistniejącą współcześnie osadą Czajcze. Na skutek sztormu, do którego doszło w 1690 roku stary kanał przestał praktycznie istnieć. Dopiero 111 lat później podjęto decyzję o odbudowie połączenia między Jeziorem a morzem. Przyczyną tych działań, były podtopienia związane ze zwiększonym napływem wód rzecznych do zbiornika. Kanał Jamneński, zwany również Jamneńskim Nurtem powstał wówczas w miejscu, w którym funkcjonuje do dzisiaj. Przesmyk ten ulegał wielokrotnym modyfikacjom (Jędrzejczyk-Betlińska 2016). Ostatnia

istotna, miała miejsce w 2013 roku, kiedy na Kanale zbudowano Wrota Sztormowe, będące częścią inwestycji dotyczącej ochrony przeciwpowodziowej pobliskich obszarów.

Jamno jest naturalnym odbiornikiem oczyszczonych ścieków. Bezpośrednio do jeziora odprowadzane są oczyszczone ścieki z oczyszczalni w Mielnie (obecnie dzielnica Unieście), do której trafiają one z miejscowości nadmorskich (Mielno, Unieście, Łazy). Ponadto akwenten, jest bezpośrednim odbiornikiem ścieków z kanalizacji deszczowych z powyższych miejscowości oraz ścieków z gorzelnii w Osiekach. Pośrednio do Jamna odprowadzane są oczyszczone ścieki odprowadzane do rzeki Dzierżęcinki. Pochodzą one z oczyszczalni ścieków w Jamnie, wód opadowych z Koszalina, oczyszczalni wiejskiej w Boninie (Landsberg-Uczciwek 2008). Od 2015 roku trafiają do niej także ścieki z Gminy Sianów. Uprzednio funkcjonowała w niej oddzielna oczyszczalnia. W 2015 roku w Sianowie uruchomiono podczyszczalnię połączoną z systemem kolektorów, które tłoczą ścieki bezpośrednio do oczyszczalni w Jamnie.

Pod względem rybackim Jamno zaliczane jest do jezior sandaczowych. Gospodarką rybacką zajmuje się Gospodarstwo Rybackie Mielno Sp. z o.o.

3.2. Charakterystyka zlewni Jeziora Jamno

Zgodnie z Atlasem Podziału Hydrograficznego Polski, zlewnię całkowitą Jeziora Jamno stanowi obszar o powierzchni 483,55 km² (liczonej łącznie z powierzchnią jeziora). Z kolei sama zlewnia Jeziora Jamno stanowi zlewnię cząstkową Jamneńskiego Nurta, będącego bezpośrednim dopływem Morza Bałtyckiego.

Wielkość zlewni bezpośredniej liczonej wraz z powierzchnią jeziora wynosi 31,06 km². Podział zlewni całkowitej przedstawiony został w załączniku 1. W jej skład wchodzi obszary ujęte w tabeli 2.

Rzeźba terenu występująca w zlewni Jeziora Jamno ma charakter młodoglacjalny. Obszar zlewni całkowitej jest dobrze rozwinięty pod względem hipsometrycznym. Dno Jeziora Jamno tworzy kryptodepresję o głębokości 3,9 m (10 miejsce w Polsce). Najwyższym punktem zlewni jest Góra Krzyżanka położona w obrębie Wzgórz Chełmskich. Jej wysokość szacuje się na ok. 137 m, co sprawia, że jest najwyższym polskim wzniesieniem położonym w tak niewielkiej odległości od morza. Wzgórz Chełmskie rozdzielają jednocześnie zlewnie cząstkowe Dzierżęcinki i Unieści (Choiński 2006).

Tab. 2. Podział hydrograficzny zlewni Jeziora Jamno; oznaczenia kolorami: dopływ lewostronny, dopływ prawostronny

Zlewnia nadrzędna	Nr	Zlewnie cząstkowe	Powierzchnie cząstkowe [km ²]	Powierzchnia sumaryczna [km ²]	
45 612 Strzeżenica	456121	Parnowa do obszaru zmeliorowanego koło Łękna	10,95	66,85	
	456123	Obszar zmeliorowany koło Łękna i Strzeżenica do Reżki (p)	11,93		
	456124	Reżka	17,15		
	456125	Strzeżenica od Reżki do Strzeżki (p)	5,68		
	456126	Strzeżka	21,03		
	456129	Strzeżenica od Strzeżki do ujścia	0,11		
45614 Dzierżęcinka	456141	Kanał Dzierżęcinka do dopływu z lasu (l)	6,52	122,69	
	456142	Dopływ z lasu	6,08		
	456143	Kanał Dzierżęcinka od dopł. z lasu do jez. Lubiato	8,39		
	4561452	Wyszewka (p)	31,92		
	4561459	Bezpośrednia zlewnia jez. Lubiato	12,07		
	456147	Kanał Dzierżęcinka od jez. Lubiato do Raduszki (l)	19,38		
	456148	Raduszka	8,51		
	456149	Dzierżęcinka od Raduszki do ujścia	29,82		
45616 Kanał Łabusz	45616	Kanał Łabusz	19,06	19,06	
45618 Unieść	4561811 Unieść do Ząbrzy(p)	4561811	Unieść do dopł. z Wiewiórowa (l)	12,95	211,92
		4561812	Dopływ z Wiewiórowa	7,14	
		4561819	Unieść od dopł. z Wiewiórowa do Ząbrzy (p)	4,88	
	456183 Unieść od Ząbrzy do Grodnej (l)	456182	Ząbrza	18,54	
		4561831	Unieść od Ząbrzy do dopł. spod Szczeglina (p)	0,04	
		4561832	Dopływ spod Szczeglina	12,19	
		4561839	Unieść od dopł. spod Szczeglina do Grodnej (l)	36,8	
		456184	Grodna	2,76	
		456185	Unieść od Grodnej do Polnicy (p)	3,76	
	456186 Polnica	4561861	Polnica do dopływu spod Sieciemina (p)	39,45	
		4561862	Dopływ spod Sieciemina	15,51	
		4561869	Polnica od dop. Spod Sieciemina do ujścia	15,00	
		456187	Unieść od Polnicy do Rowianki (p)	11,29	
		456188	Rowianka (Wkrzanka)	23,49	
456189		Unieść od Rowianki do ujścia	8,12		
45 619	45 6192 Dopływ z polderu Barnowo	4561921	Bezpośrednia zlewnia polderu Barnowo	1,19	2,06
		4561929	Polder Barnowo	0,87	

45 619 Bezpośrednia zlewnia (I) jez. Jamno	45 6194 Dopływ z polderu Podamirowo	4561941	Bezpośrednia zlewnia polderu Podamirowo	0,43	2,23	
		4561949	Polder Podamirowo	1,80		
	456196 Polder Dobiesławiec (Kanał Dobiesławiec)	456196	Polder Dobiesławiec (Kanał Dobiesławiec)	9,14	9,14	
	456198 Polder Osieki Koszalińskie	456198	Polder Osieki Koszalińskie	7,71	7,71	
	45 6199 Bezpośrednia zlewnia (II) jez. Jamno	4561992 Uniesta	4561992	Uniesta (dawniej Mieleński Rów)	4,36	4,36
		4561994 Polder Łabusz II a	4561994	Polder Łabusz II a	3,89	3,89
		4561996 Dopływ z polderu Łabusz II b	45619961	Bezpośrednia zlewnia polderu Łabusz II b	0,58	2,57
			45 619969	Polder Łabusz II b	1,99	
		45 61999 Bezpośrednia zlewnia (III) jeziora Jamno	45 61999	Bezpośrednia zlewnia (III) jez. Jamno	31,06	31,06

W zlewni Jeziora Jamno najczęściej notuje się gleby: brunatne właściwe i wylugowane, rdzawe bielcowane, płowe, torfowe i murszowe. Przepuszczalność gruntu jest zmienna w zależności od miejsca. Ze względu na rzeźbę młodoglacjalną w zlewni dominują utwory piaszczyste i gliniaste. W obniżeniach terenu tworzą się gleby organiczne. W najbliższym otoczeniu zbiornika przeważają grunty charakteryzujące się słabą przepuszczalnością (III klasa). Przeważają one na obszarze zlewni cząstkowej Strzeżenicy, na południowym brzegu Jeziora Jamno (z wyłączeniem strefy przyujściowej Dzierżęcinki i Unieści) oraz od strony Osiek. Większość z wymienionych obszarów jest zdrenowana. Na południowym brzegu Jamna, drenaż występuje jedynie w okolicy obecnej dzielnicy Koszalina – Jamnie.

Okolice ujść rzecznych stanowią obszary o zmiennej przepuszczalności, uzależnionej głównie od relacji, jakie kształtują się na osi poziomu wody w Jamnie oraz rzek.

Południowo-wschodni kraniec zlewni, część miasta Mielno, fragmenty mierzei w okolicach Łaz oraz obszary położone na wschód od Jeziora Jamno, to grunty charakteryzujące się średnią przepuszczalnością. Jest to szczególnie istotne w przypadku strefy nadmorskiej, ponieważ działania prowadzone w obrębie mierzei, mogą kształtować stosunki wodne i przepływ podziemny między morzem a Jeziorem Jamno.

Obszary miast i wsi charakteryzują się różnym stopniem przepuszczalności. Wszystko uzależnione jest od stopnia pokrycia terenu powierzchniami utwardzonymi i nieprzepuszczalnymi (asfalt, polbruk, itp.) oraz obecności terenów zielonych. Większe

powierzchnie utwardzone sprzyjają, bowiem spływowi obszarowemu, z jednoczesnym wyeliminowaniem procesów samooczyszczania występujących w gruncie.

Pod względem meteorologicznym, opierając się o klasyfikacje: Gumińskiego (1948) i Wosia (1995), zlewnia Jeziora Jamno położona jest na obszarze stosunkowo ciepłym i suchym w odniesieniu do innych rejonów Polski. Średnia roczna temperatura na tym obszarze kształtuje się na poziomie ok. 7,5°C. Pokrywa śnieżna zalega tu średnio od 40 do 60 dni. Na terenie zlewni przeważa pogoda określana jako umiarkowanie ciepła. Najrzadziej notowane są dni bardzo ciepłe z pogodą słoneczną oraz niektóre typy pogody przymrozkowej i mroźnej.

Obszar zlewni zasobny jest w opady. Średni roczna wartość opadu w Mienie-Unieściu kształtuje się na poziomie 691 mm, natomiast w Koszalinie wartość ta, to ok. 714 mm. Najobfitsze opady notowane są lecie – lipcu, sierpniu oraz we wrześniu (średnio 70-85 mm). Najmniejsze ilości opadów występują pod koniec zimy i na początku wiosny.

Sieć wodna zlewni Jeziora Jamno jest bardzo dobrze rozwinięta. W szczególności dotyczy to południowego brzegu zbiornika, gdzie występują liczne kanały melioracyjne. Najważniejszymi dopływami Jeziora Jamno są rzeki:

- Unieść – rzeka o długości ok. 26,0 km. Źródła rzeki znajdują się w pobliżu wsi Wiewiórowo. Wraz ze swoim dopływem Polnicą wnoszą do Jeziora Jamno największe ilości wody w skali roku. Według typologii abiotycznej zaliczana jest do typu 24 – rzeka w dolinach zatorfionych.
- Dzierzęcinka – rzeka o długości 29,3 km. Swoją początek bierze w Gminie Manowo. Przepływa przez system jezior Lubiatowskich. Duża część biegu tej rzeki ma charakter sztuczny. Według klasyfikacji abiotycznej należy ona do typu 0. Naturalnym odcinkom rzeki przypisuje się typ 23 – potok organiczny.
- Strzeżenica – rzeka o długości 14,8 km. W zależności od źródła informacji, za jej początek uznaje się rzekę Parnową lub źródłiska znajdujące się w pobliżu Wierzchominka. Zgodnie z typologią abiotyczną klasyfikowana jest jako rzeka typu 17 – potok nizinny piaszczysty.

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

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

Nazwa stacji	Sumaryczna wydajność przepompowni [dm ³ /s]	Powierzchnia odwadniana	Użytkowanie gruntu
Barnowo (dopływ z polderu Barnowo)	150	64 ha	- nieużytki - użytki zielone - tereny zabudowane
Dobiesławiec (Kanał Dobiesławiec)	1030	285	- nieużytki - użytki zielone - grunty orne - las
Łabusz (Kanał Łabusz)	2100	700 ha	- nieużytki - użytki zielone - grunty orne - las
Osieki (dopływ z polderu Osieki Koszalińskie)	600	597 ha	- nieużytki - użytki zielone - grunty orne - las

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

Tab. 4. Sposoby zagospodarowania terenu zlewni całkowitej Jeziora Jamno

Forma użytkowania terenu	Powierzchnia [ha]	Udział [%]
Grunty orne poza zasięgiem urządzeń nawadniających	15880,37	34,44
Lasy iglaste	12633,89	27,40
Lasy mieszane	4128,17	8,95
Łąki	3943,64	8,55
Lasy liściaste	3713,93	8,05
Zabudowa luźna	2901,98	6,29
Tereny głównie zajęte przez rolnictwo z dużym udziałem roślinności naturalnej	921,71	2,00
Złożone systemy upraw i działek	488,57	1,06
Zbiorniki wodne	409,25	0,89
Bagna śródlądowe	328,41	0,71
Tereny zielone	261,20	0,57
Tereny sportowe i wypoczynkowe	241,06	0,52
Lasy w stanie zmian	75,11	0,16
Miejsca eksploatacji odkrywkowej	65,92	0,14
Roślinność rozproszona	58,09	0,13
Strefy przemysłowe lub handlowe	32,50	0,07
Sady i plantacje	28,81	0,06
Plaże, wydmy, piaski	2,39	0,01
Suma	46115,00	100,00

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

W zagospodarowaniu zlewni całkowitej dominują obszary użytkowane rolniczo (tab. 4). Mapę sposobów użytkowania zlewni przedstawiono w załączniku 2.

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

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

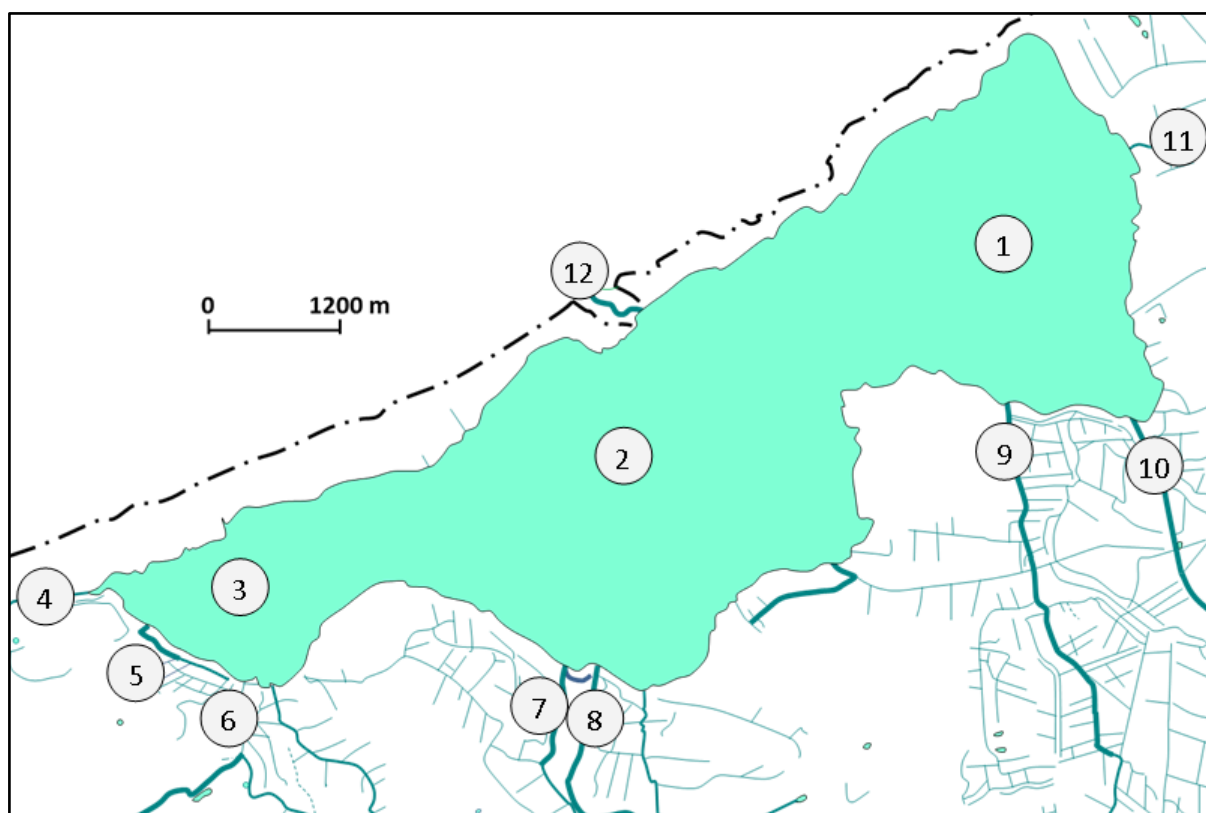
Wskaźnik	Wartość	Kategoria podatności
Współczynnik Ohlego	21,6	1
Typ bilansowy	przepływowe	3
Gęstość sieci rzecznej [km·km ²]	1,3	2
Średni spadek zlewni [‰]	<5	0
Udział obszarów bezodpływowych [%]	<20	3
Budowa geologiczna	piaszczysta	3
Użytkowanie zlewni	pastwiskowo-leśno-rolnicza z zabudową	2
Średnia		2,0

Na tej podstawie stwierdzono, że zlewnia Jeziora Jamno należy do grupy IV. Posiada tym samym duże właściwości uruchamiania ładunku oraz transportowania go bezpośrednio do zbiornika.

4. Metodyka badawcza

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

W przypadku badań samego akwenu, wyznaczono na nim trzy reprezentatywne stanowiska. Każde z nich zlokalizowano w centralnej części poszczególnych plos, zgodnie z ryc. 2.



Ryc. 2. Rozmieszczenie stanowisk badawczych, oznaczenia: 1-3 – Jezioro Jamno, 4 – Unięsta (dawniej Mieleński Rów), 5 – dopływ z polderu Barnowo, 6 – Strzeżenica, 7- Kanał Dobiesławiec, 8 – Dzierżęcinka, 9 – Kanał Łabusz, 10 – Unieść, 11 – dopływ z polderu Osieki Koszalińskie, 12 – Jamneński Nurt

Badania wód jeziornych prowadzono w dwóch terminach: 22czerwca oraz 31 sierpnia. Obejmowały one swoim zasięgiem okres wegetacyjny - najistotniejszy z punktu widzenia oceny jakości środowiska.

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

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

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

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

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

Badania fitoplanktonu prowadzone były w oparciu o zalecenia metodyczne. Próbki do badań pozyskiwane były obu terminach badawczych, wymienionych uprzednio. Do analiz pobierano 1 dm³ wody, utrwalanej płynem Lugola. Zakonserwowane w ten sposób próbki transportowano do laboratorium.

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

Analizę ilościową przeprowadzono zgodnie z metodyką opracowaną przez Starmacha (1989). Za osobnika przyjmowano pojedyncze komórki, cenobia i kolonie. W przypadku form nitkowatych za jednego osobnika przyjmowano fragment o długości 100 μ m. Liczebność organizmów określono jako ilość osobników w 1 dm³ wody. Biomasa fitoplanktonu wyznaczono jako iloczyn liczebności danego taksonu i średniej objętości komórki,

przyporządkowanej do kształtu figury geometrycznej odpowiadającej danemu taksonowi (Kawecka i Eloranta 1994, Hutorowicz 2009). Wyniki przedstawiono w mg/dm^{-3} . Strukturę dominacji określono według zakresów przyjętych przez Kasprzaka i Niedbałę (1981).

Oprócz oceny składu jakościowego i ilościowego zespołu fitoplanktonu, wyznaczono również wartość multimetriksa fitoplanktonowego (PMPL). Przeliczenia wykonane zostały na podstawie wytycznych zaproponowanych przez Hutorowicza i Pasztaleniec (2011). Do obliczeń wykorzystano wzory dla jezior niestratyfikowanych o wartości współczynnika Schindlera większej niż 2. W jego skład wchodzi następujące metryki: chlorofil *a* (oznaczany w oparciu o normę PN-86/C-05560/02 (1986)), biomasa ogólna oraz biomasa sinic.

Zooplankton pozyskiwany był za pomocą czerpacza typu TOŃ 2. Próbkę zagęszczano, filtrując 5 dm^3 wody, przez siatkę planktonową o średnicy oczek ok. $50 \mu\text{m}$. W dalszej kolejności utrwalano je na miejscu 40% formaliną do uzyskania roztworu o końcowym stężeniu 4%.

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

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

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

Badaniami objęto także osady dennie, które nakierowane były na określenie zawartości poszczególnych form fosforu. W tym celu posłużono się zmodyfikowaną metodą Psennera i in. (1988) (Lewandowski 2002)(Da-Peng i Yong 2010). Z każdego stanowiska (1-3), za pomocą czerpacza porcjowego LIMNOS pozyskiwano rdzeń osadów dennych, który dzielono na 5 warstw o następujących miąższościach:

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

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

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

Oznaczenie frakcji	Charakterystyka
NH₄Cl SRP	Fosfor biodostępny, luźno związany lub zaadsorbowany na powierzchni osadów.
NH₄Cl NRP	Frakcja rozpuszczalna o wielkości cząstek mniejszej niż 0,45 μm.
BD SRP	Fosforany zaadsorbowane głównie na powierzchni wodorotlenków metali takich jak żelazo czy glin. Frakcja wrażliwa na zmiany potencjału redoks.
BD NRP	Organiczna frakcja fosforu, występująca głównie w połączeniach z substancjami humusowymi. Wrażliwa na zmiany potencjału redoks.
NaOH SRP	Fosfor związany z tlenkami metali, głównie żelazem i glinem, wymienny z OH ⁻ , fosfor nieorganiczny rozpuszczalny w zasadach.
NaOH NRP	Fosfor wchodzący w skład mikroorganizmów, detrytusu, związków humusowych, polifosforanów i fosfolipidów.
HCl SRP	Fosfor związany z węglanami, fosfor apatytowy, śladowo zhydrolizowany fosfor organiczny.
HCl NRP	Frakcja fosforu organicznego, wrażliwa na niskie pH.

Oznaczenia:

BD - bicarbonate/dithionite (NaHCO₃+Na₂S₂O₄)

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

NRP - fosfor niereaktywny (*non reactive P*)

Poza analizą stanu samego jeziora, duży nacisk położono na ocenę jakości wód bezpośrednich dopływów. Wojewódzkie Inspektoraty Środowiska koncentrują się głównie na

najważniejszych ciekach. Często odbywa się to z pominięciem dodatkowych dopływów, często sztucznych.

Podstawą do wyboru stanowisk badawczych w zlewni Jeziora Jamno był Atlas podziału hydrograficznego Polski (2005).

Na jego podstawie wybrano następujące ciek:

- rzeki: Unieść, Dzierżęcinkę i Strzeżenicę;
- kanały: Uniestę (dawniej Mieleński Rów), dopływ z polderu Barnowo, Kanał Dobiesławiec, Kanał Łabusz, dopływ z polderu Osieki Koszalińskie;
- dopływ Jeziora Jamno – Jamneński Nurt

Z badań wyeliminowano: dopływ z polderu Podamirowo oraz dopływy z polderów Łabusz IIa i IIb. Decyzja ta wynikała ze zmian, jakie miały miejsce ostatnimi czasy na obszarze zlewni. W ramach zabezpieczenia przeciwpowodziowego ich wody skierowane zostały do innych dopływów (dopływ z polderu Podamirowo) lub mają charakter trudno dostępnych rozlewisk (dopływy z polderów Łabusz II a i II b). Lokalizacja stanowisk badawczych przedstawiona została w załączniku 3.

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

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

Spośród analiz biologicznych wykonano ocenę wskaźnika makrofitowego dla rzek: Unieści, Dzierżęcinki i Strzeżenic. Badania te oparto o metodykę zaproponowaną przez Koladę i Ciecierską (2009). Na wyznaczonych 100 m odcinkach rzek, wykonana została analiza fitosocjologiczna grup ekologicznych fitolitoralu. Przy określeniu składu gatunkowego wykorzystano klucz do oznaczania makrofitów dla potrzeb oceny stanu ekologicznego wód powierzchniowych (Szoszkiewicz i in. 2010). Przy identyfikacji

zbiorowisk roślinnych, oszacowano procentowy stopień pokrycia powierzchni każdego wyodrębnionego rodzaju zbiorowiska.

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

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

W badaniach badano także przepływ wody w ciekach naturalnych, który dla większych rzek wyznaczany był za pomocą przepływomierza typu ADCP riversurveyor natomiast w mniejszych – młynkiem hydroakustycznym. W przypadku rowów melioracyjnych ładunki wnoszonych biogenów określone zostały na podstawie ilości wody tłoczonej na odpowiednich przepompowniach.

5. Wyniki badań

5.1. Ocena potencjału ekologicznego Jeziora Jamno

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

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

Termin	Widoczność [m]	Tlen rozpuszczony [mgO ₂ /dm ³]	Azot ogólny [mgP/dm ³]	Fosfor ogólny [mgP/dm ³]	PMPL	Indeks zooplanktonowy (wrotki)	Indeks zooplanktonowy (skorupiaki)
22.06.	0,2	8,5	0,98	1,43	-	-	-
31.09.	0,2	9,7	0,73	1,16	-	-	-
Średnia	0,2	9,1	0,85	1,29	5,9	60,1	62,0

Spośród parametrów fizyko-chemicznych najkorzystniejszą wartością było stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie. Potwierdza to charakter zbiornika, który cechuje się intensywnym mieszanym wody praktycznie aż do dna, nawet w jego najgłębszym punkcie, gdzie wartość ta była równa 5,1 mgO₂/dm³. W odniesieniu do substancji biogenych,

zdecydowanie bardziej niekorzystnie przedstawia się stężenie fosforu ogólnego. W związku z dużą biodostępnością tego pierwiastka traci on swoje właściwości jako pierwiastek limitujący produkcję pierwotną. Jest to konsekwencją intensywnego dopływu fosforu ze zlewni zbiornika.

5.2. Ocena zespołu fitoplanktonu

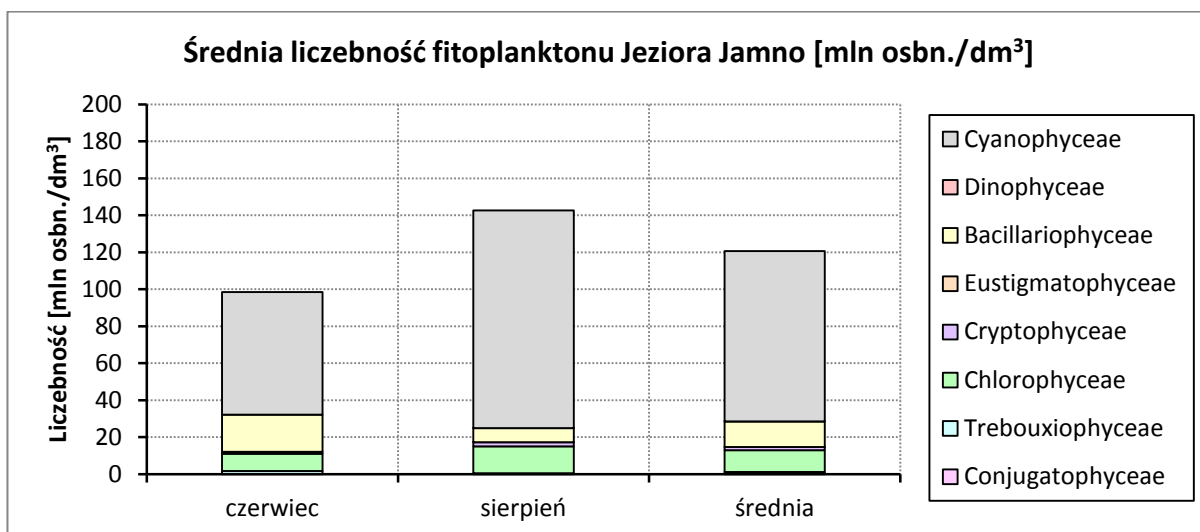
W wodach Jeziora Jamno stwierdzono występowanie 60 taksonów fitoplanktonu. Spośród nich 41 oznaczonych zostało w próbach pochodzących z czerwca, natomiast 42 z sierpnia. Ilościowe różnice dotyczące liczebności taksonów fitoplanktonu na poszczególnych stanowiskach były niewielkie. Największą bioróżnorodność w czerwcu stwierdzono na stanowiskach 1 i 3 (po 26 taksonów). W sierpniu było to stanowisko zlokalizowane w najpłytszej części zbiornika - stanowisko 3 (30 taksonów) (tab. 10).

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

Klasa	Czerwiec 2016				Sierpień 2016				Ogółem			
	1	2	3	Σ	1	2	3	Σ	1	2	3	Σ
Cyanophyceae Sinice	4	3	5	6	6	5	5	8	6	5	6	9
Dinophyceae Dinofity	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	1
Bacillariophyceae Okrzemki	8	7	8	11	10	8	9	12	12	12	13	16
Cryptophyceae Kryptofity	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	2	2
Eustigmatophyceae Eustygmatofty	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1
Chlorophyceae Zielonice właściwe	9	7	8	14	8	8	11	14	12	10	13	20
Trebouxiophyceae	2	3	2	4	0	1	0	1	2	4	2	5
Conjugatophyceae Sprzężnice	2	2	2	5	1	3	1	3	2	3	3	6
Suma	26	23	26	41	26	27	30	42	35	36	41	60

W fitoplanktonie Jeziora Jamno stwierdzono ogółem obecność: 20 taksonów zielenic właściwych (Chlorophyceae), 16 taksonów okrzemek (Bacillariophyceae), 9 taksonów sinic (Cyanophyceae), 6 taksonów sprzężnic (Conjugatophyceae), 5 taksonów Trebouxiophyceae, 2 taksony (Cryptophyceae) i po jednym z przedstawicieli Dinophyceae i Eustigmatophyceae. Średnia liczebność fitoplanktonu dla całego okresu badawczego wyniosła ok. 121 mln osbn./dm³ (ryc. 3). W czerwcu wartość tego parametru oscylowała wokół 98 mln osbn./dm³. Pod koniec sierpnia wzrosła ona do 143 mln osbn./dm³, co związane było z późniejszym etapem sezonu wegetacyjnego. Wartości te, są bardzo wysokie, a bezpośrednią

przyczyną takiego stanu rzeczy jest skład taksonomiczny fitoplanktonu zidentyfikowanego w wodach jeziora.



Ryc. 3. Średnia sezonowa liczebność fitoplanktonu Jeziora Jamno

Niezależnie od terminu badawczego, dominującym składnikiem fitoplanktonu były sinice, które stanowiły średnio ok. 76% całego zbiorowiska. Taksony należące do tej klasy, które stwierdzono w wodach Jeziora Jamno, to głównie organizmy kolonijne bądź nitkowate, należące do rodzajów takich jak: *Aphanizomenon*, *Dolichospermum* czy też *Microcystis*. Duże nagromadzenie komórek w tego typu strukturach powoduje wzrost liczebności w ogólnym rozrachunku.

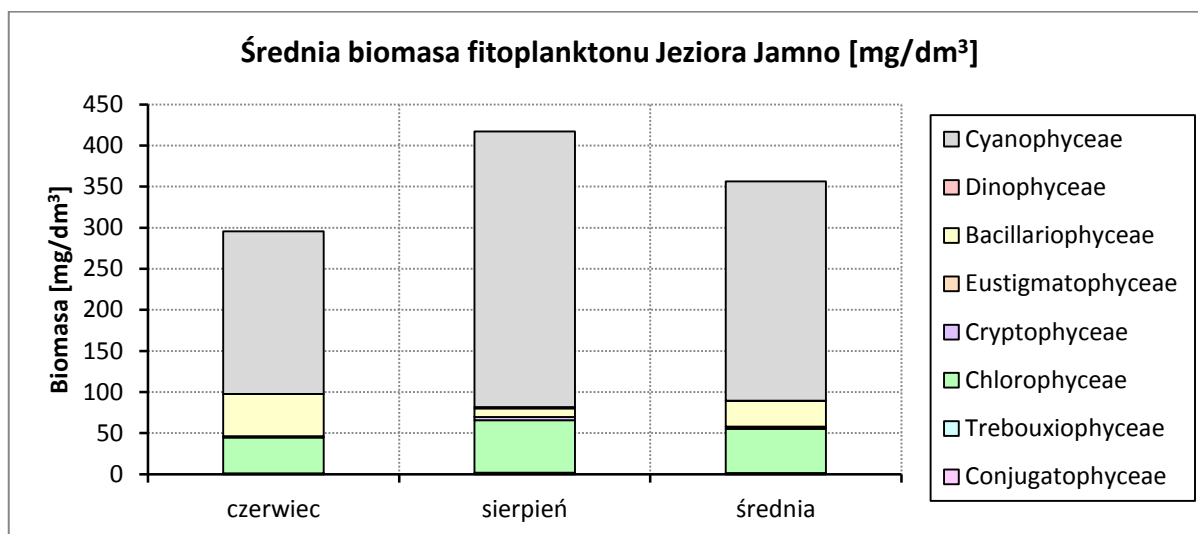
W mniejszych ilościach notowano przedstawicieli okrzemek. Stanowiły one średnio ok. 11,5% liczebności całego zespołu. W czerwcu były one drugą pod względem ilości klasą fitoplanktonu w zbiorniku. W sierpniu ich przewaga zmniejszyła się kosztem wzrostu liczebności zielenic właściwych, które wówczas stanowiły ok. 10,1% zbiorowiska.

Pozostałe klasy stanowiły niewielki odsetek zespołu fitoplanktonu, który poza klasą Trebouxiophyceae należącą również do typu zielenic (Chlorophyta), rzadko przekraczały wartość 1%.

Spośród poszczególnych taksonów dominantami byli: *Microcystis viridis* (54,4%) oraz *Microcystis wesenbergii* (10,8%). Przedstawiciele rodzaju *Microcystis* dominowali w wodach zbiornika niezależnie od terminu badań. W czerwcu, kiedy licznie notowano również przedstawicieli okrzemek, istotnym okazał się również udział *Aulacoseira granulata* var. *angustissima*.

Układ taki świadczy o niewielkiej bioróżnorodności zbiornika. Kolonie *Microcystis* wykazują tendencję do tworzenia intensywnych zakwitów. Cechą, która determinuje ich

przewagę jest tzw. pływalność dodatnia związana z obecnością wakuol gazowych w strukturach komórkowych. Dzięki nim większość sinic, w tym także te z rodzaju *Microcystis*, utrzymują się na powierzchni, przez co odbierają konkurencyjnym gatunkom dostęp do światła. Ponadto, kolonie które tworzą, wykluczają je jako pokarm dla wyższych pięt troficznych. Poważnym problemem jest także fakt produkcji toksyn sinicowych przez te organizmy. Badania dowiodły, że produkowanie przez *Microcystis* mikrocyستyny, zaliczane do grupy hepatotoksyn (substancji toksycznych dla wątroby) (Gałczyński i Ociepa 2008). O ile komórki żywe nie stanowią poważnego zagrożenia, tak w momencie ich obumierania, kiedy dochodzi do rozpadu komórki, uwolnione wówczas toksyny wykazują tendencję do kumulowania się w organizmach wyższych pięt troficznych. Sama dominacja sinic z rodzaju *Microcystis* z niewielkim udziałem innych taksonów, świadczy w wysokiej eutrofii Jeziora Jamno. Jest to tym bardziej niepokojące, iż w roku badawczym 2016, temperatura wody nie była najbardziej optymalną dla rozwoju tego taksonu, a pomimo tego udało mu się zdominować zespół fitoplanktonu. Odpowiedzialnymi za taki stan rzeczy są przede wszystkim ponadnormatywne ilości w jakich występują azot oraz fosfor w samym zbiorniku, jak i dopływające z obszaru zlewni.



Ryc. 4. Średnia sezonowa biomasa fitoplanktonu Jeziora Jamno (wykaz taksonów fitoplanktonu został przedstawiony w załącznikach 4 i 5)

W przypadku średniej biomasy fitoplanktonu jej wartość wyniosła 356,3 mg/dm³. Podobnie jak w przypadku liczebności, odpowiadała za to dominacja taksonów kolonijnych. Około 75% zbiorowiska stanowili przedstawiciele sinic. Drugą pod względem liczebności była klasa zielenic właściwych, natomiast trzecią - okrzemki. Podobnie jak w przypadku liczebności, taksonami dominującymi w biomacie były sinice z rodzaju *Microcystis*.

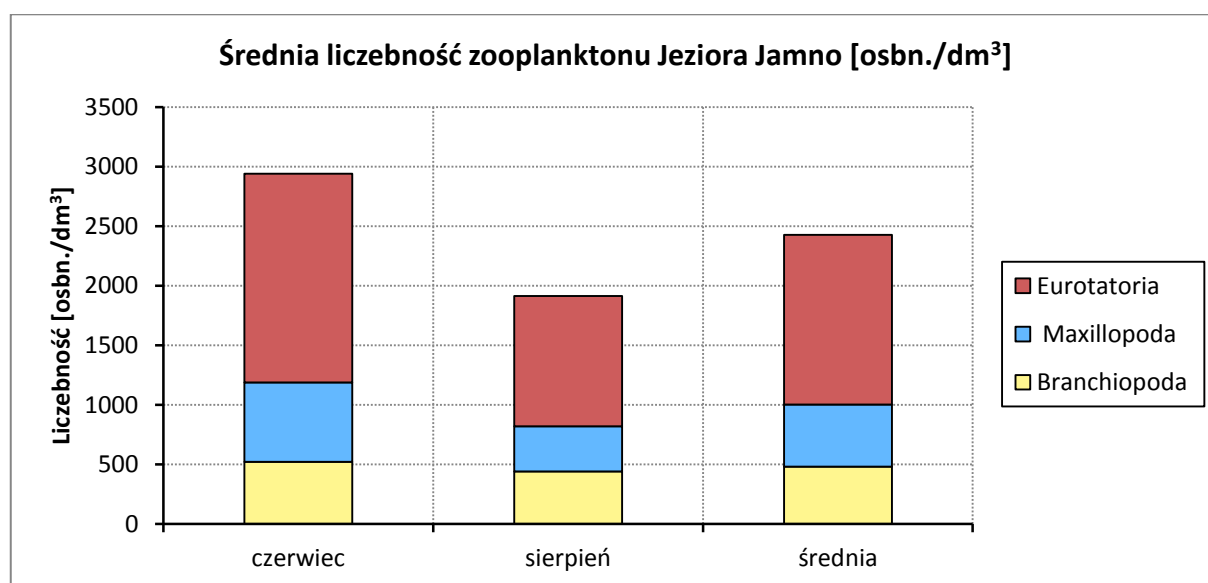
5.3. Ocena zespołu zooplanktonu

W zespole zooplanktonu zidentyfikowano ogółem 27 taksonów, z których 23 oznaczono w czerwcu, natomiast 20 pod koniec sierpnia (tab. 11). Szczegółowy wykaz oznaczonych taksonów przedstawiony został w załącznikach 6 i 7.

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

Klasa	Czerwiec 2016				Sierpień 2016				Ogółem			
	1	2	3	Σ	1	2	3	Σ	1	2	3	Σ
Eurotatoria (wrotki planktonowe)	10	10	10	15	6	6	7	10	12	11	11	16
Maxillopoda (skorupiaki - widłonogi)	3	4	4	4	2	3	3	4	3	4	4	4
Branchiopoda (skorupiaki - wioślarki)	4	3	3	4	3	4	4	6	6	4	5	7
Suma	17	17	17	23	11	13	14	20	21	19	20	27

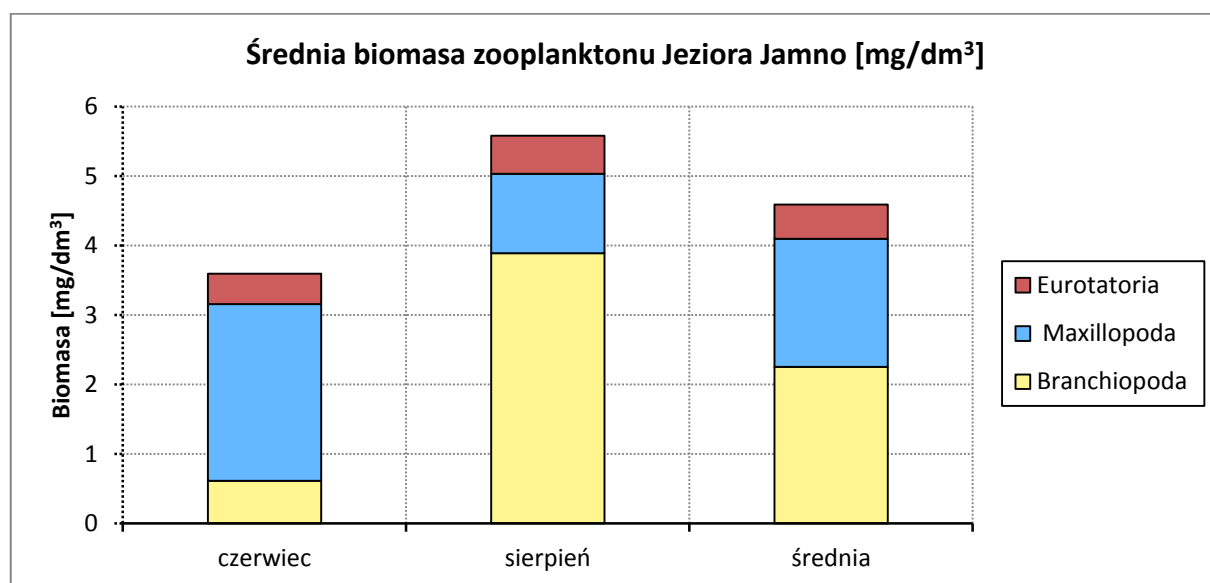
Średnia sezonowa liczebność zooplanktonu to 2427 osbn./dm³ (ryc. 5). Zespół ten zdominowany jest przez wrotki planktonowe, których udział stanowił ponad 50%. Wśród nich wyraźną dominację osiągnęli przedstawiciele rodzaju *Keratella* (*K. cochlearis* f. *tecta* oraz *K. quadrata*), zaliczani do grupy taksonów wysokiej trofii. W mniejszych ilościach notowano przedstawicieli Maxillopoda i Branchiopoda, którzy stanowili odpowiednio po 21,6% i 19,8%. Udział poszczególnych klas nie ulegał większym zmianom.



Ryc. 5. Średnia sezonowa liczebność zooplanktonu Jeziora Jamno

Średnia sezonowa wartość tego parametru to 5,58 mg/dm³(ryc. 6). W przypadku struktury procentowej biomasy, wystąpiła sytuacja odwrotna. Wiąże się to w dużej mierze z różnic wielkościowych, jakie występują między wrotkami i skorupiakami. Eurotatoria stanowiły średnio ok. 10,7% biomasy zespołu zooplanktonu. Najniższe ilości wrotków stwierdzono na stanowisku 1. Zdecydowanie lepiej radzą one sobie w głębszych częściach zbiornika. Dominantami okazały się największe w zbiorowisku – wioślarki, których udział wynosił blisko 49%. Nie była to jednak sytuacja trwała. W czerwcu ich biomasa nie była znacząca, w szczególności dotyczyło to stanowiska 3. Niewielka głębokość tego stanowiska, sprzyja bowiem rozwojowi fitoplanktonu. W związku z dominacją „niejadalnych” dla wioślarek – sinic, w rejonie tym przeważały naupliusy oraz drobne wrotki. Może to wynikać również z cyklu życiowego. W sierpniu, udział biomasy wioślarek był najwyższy.

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



Ryc. 6. Średnia sezonowa biomasa zooplanktonu Jeziora Jamno

Ten sam stan wyznaczony został na podstawie wskaźnika opartego o występowanie skorupiaków planktonowych (tab. 13). W grupie tej, zdecydowanie większą liczebność

osiągały widłonogi. Średnio stanowiły one ok 21% zespołu zooplanktonu, przy czym większość stanowiły ich formy larwalne. Spośród Cladocera dominującym gatunkiem okazał się *Chydorus sphaericus*. Co również wskazuje na przewagę form drobnych. W konsekwencji występowania w dużych ilościach sinic kolonijnych, trudno o rozwój bardziej wartościowych taksonów, które mogłyby w większym stopniu kontrolować pojawianie się zakwitów.

Tab. 12. Wartości wskaźników zooplanktonowych (Rotifera)

Wskaźnik	Wartość	Stan
1. Liczebność wrotków	57,8	Niska eutrofia
2. Biomasa całkowita	53,1	Wysoka mezo-eutrofia
3. Udział bakteriożerców w liczebności ogólnej	51,6	Wysoka mezo-eutrofia
4. Udział formy <i>tecta</i> w populacji <i>Keratella cochlearis</i>	66,5	Politrofia
5. Stosunek biomasy do liczebności	71,5	Politrofia
6. Udział gatunków wskaźnikowych wysokiej trofii w liczebności zespołu wskaźnikowego	60,1	Wysoka eutrofia
Średnia	60,1	Wysoka eutrofia

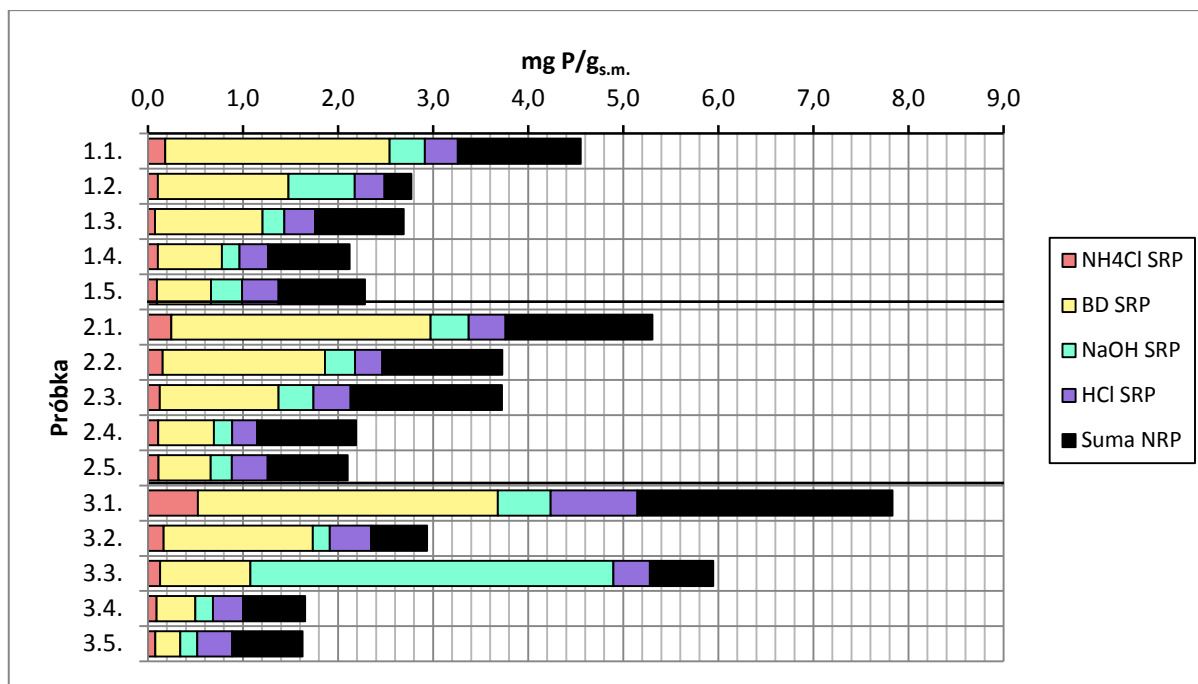
Tab. 13. Wartości wskaźników zooplanktonowych (Crustacea)

Wskaźnik	Wartość	Stan
1. Liczebność Crustacea	67,3	Politrofia
2. Biomasa Crustacea	66,1	Politrofia
3. Udział biomasy Cyclopoida w całkowitej biomasy Crustacea	56,5	Niska eutrofia
4. Stosunek biomasy Cyclopoida do biomasy Cladocera	56,5	Niska eutrofia
5. Udział gatunków wskaźnikowych wysokiej trofii w liczebności zespołu wskaźnikowego	63,4	Wysoka eutrofia
Średnia	62,0	Wysoka eutrofia

5.4. Osady denne Jeziora Jamno

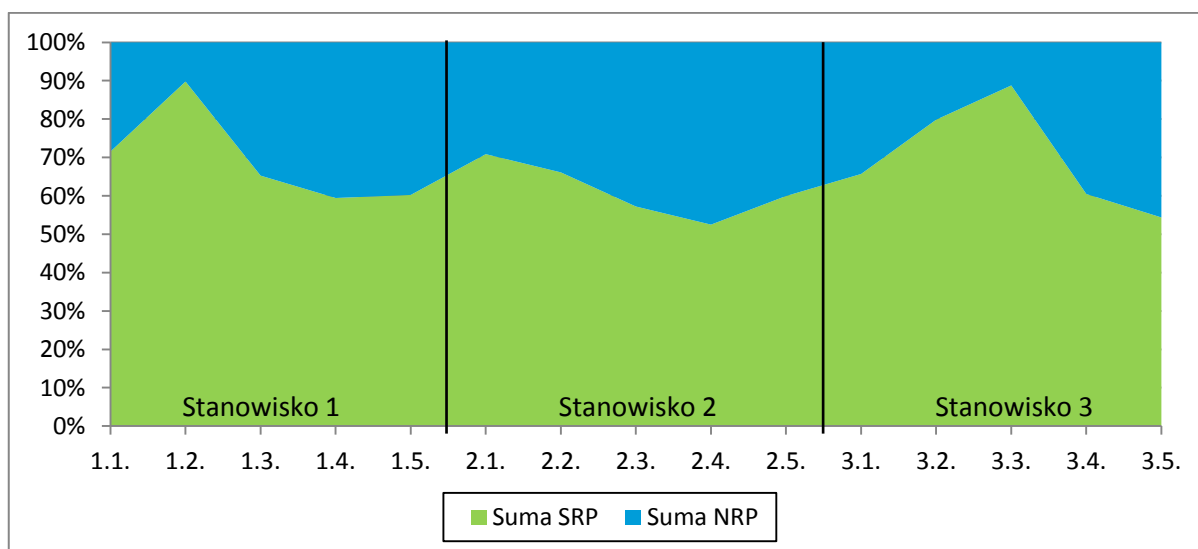
Analizę wyników specjacji fosforu dla Jeziora Jamno przeprowadzono dla kilku wariantów.

Analiza rozkładu stężeń form fosforu badanych osadów z Jeziora Jamno w czerwcu 2016 roku (ryc. 7) ukazuje zróżnicowane tendencje w zależności od stanowiska i głębokości badanego rdzenia. Generalnie największe stężenia fosforu całkowitego uzyskano w warstwie powierzchniowej (od 0 do 2,0 cm) miało to miejsce na każdym z badanych stanowisk. W całym zbiorniku utrzymuje się tendencja spadku stężenia fosforu wraz z głębokością profilu osadów. Z form biodostępnych (SRP) największy udział mają formy związane z hydroksotlenkiem żelaza i manganu (kolor żółty). Taka zależność jest cechą wszystkich badanych stanowisk.



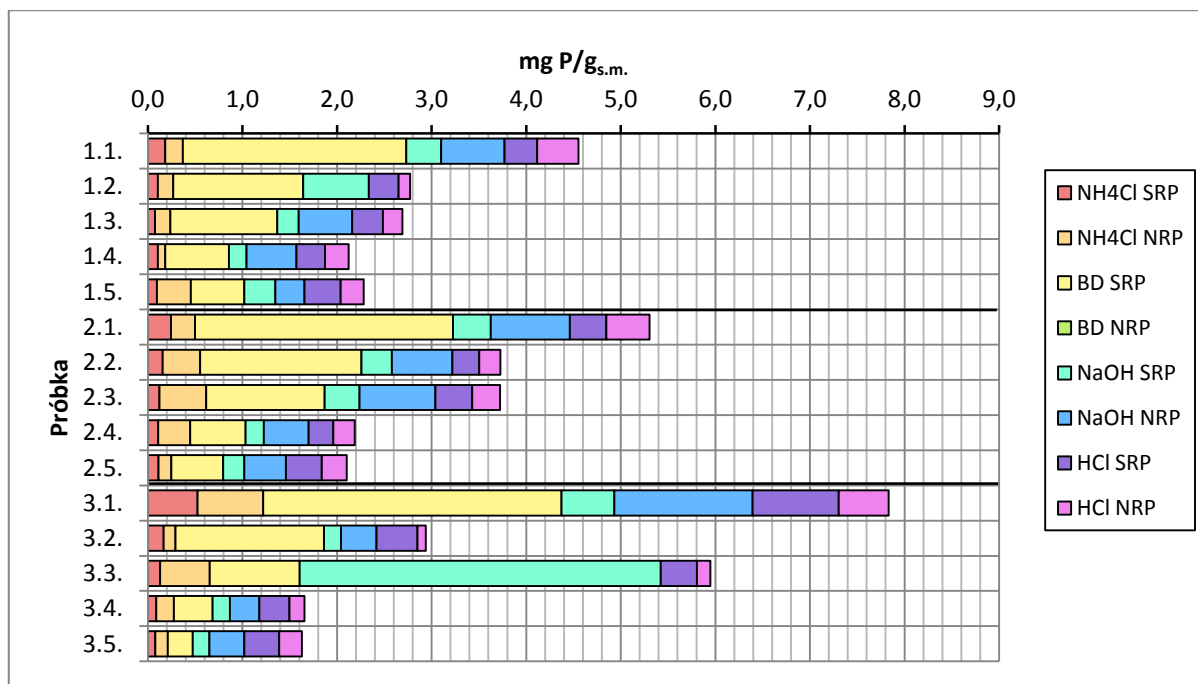
Ryc. 7. Stężenia kolejnych form fosforu reaktywnego SRP (mg P/g s.m.) oraz suma stężeń form fosforu niedostępnego biologicznie NRP, na trzech stanowiskach badawczych Jeziora Jamno w czerwcu w roku 2016.

Aby lepiej tę zależność ukazać, na ryc. 8 zaprezentowano procentowy udział form SRP do NRP, gdzie wyraźnie widać przewagę form reaktywnego fosforu w każdej warstwie badanych stanowisk a obserwowane różnice nie mają zmian kierunkowych. Udział form reaktywnych w niektórych próbach (1.1. oraz 3.3.) dochodzi do 90%. Jest to bardzo niekorzystna sytuacja dla jeziora. Świadczy o ciągłym wprowadzaniu ładunku biogenów z osadów dennych do toni wodnej.



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

Z frakcji fosforu niedostępnych biologicznie stosunkowo duży jest udział frakcji NH_4Cl NRP, frakcji uwalnianej do toni wodnej w zależności od warunków tlenowych. Największy udział ma jednak frakcja NaOH NRP, która według najnowszych badań (Da-Peng i Yong2010) jest odpowiedzialna za zakwity glonów w zbiornikach wodnych (ryc. 9).

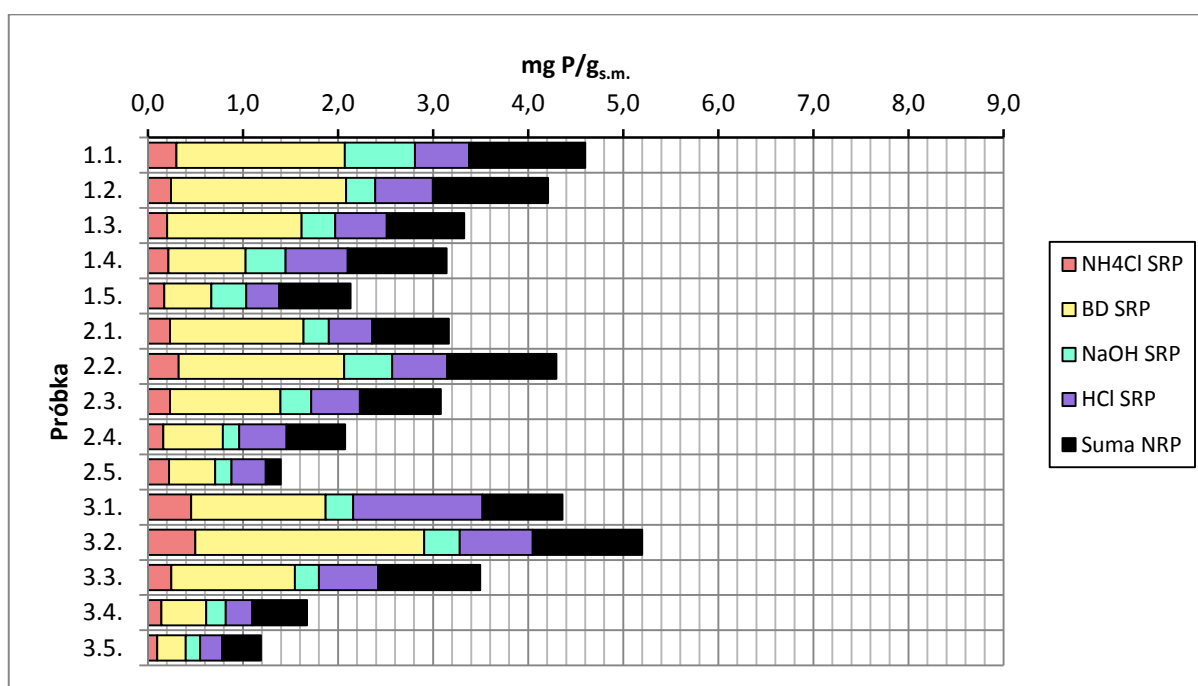


Ryc. 9. Stężenia fosforu frakcji reaktywnych i niereaktywnych w osadach jeziora Jamno w czerwcu w 2016 roku

Kolejną serię badań osadów dennych pochodzących z jeziora Jamno pobrano 31 sierpnia 2016 roku.

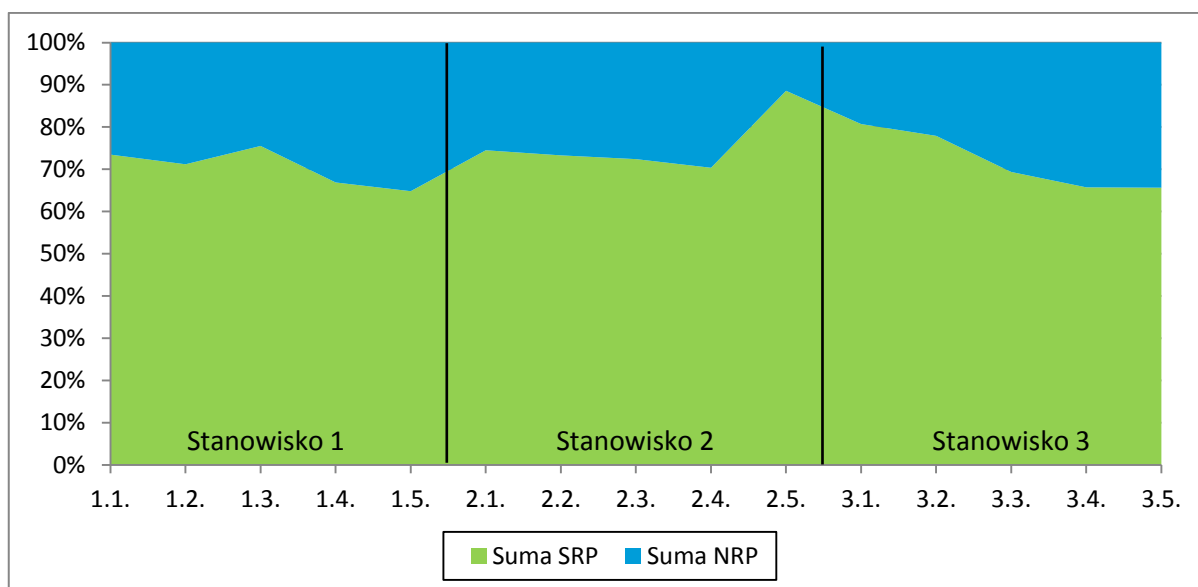
Całkowita zawartość fosforu w osadach dennych nie uległa znaczącej zmianie w stosunku do zawartości fosforu zbadanego w czerwcu. Dane przedstawiono na rysunku 10. Zmianie uległa jedynie warstwa 2.2 i 3.2., gdzie wzrosło stężenie fosforu całkowitego w stosunku do warstwy powierzchniowej. Podobnie jak we wcześniejszych badaniach dominującą formą są formy dostępne biologicznie, z nich największy udział ma frakcja BD SRP, gdzie fosfor związany jest z hydroksotlenkami żelaza i manganu. Jest to frakcja druga pod względem dostępności. Jej zawartość w zależności od stanowiska i głębokości szacowany jest na ok. 2 mg P/ g.s.m.

Drugą pod względem zawartości jest frakcja HCl SRP. Jest to frakcja najmniej dostępna biologicznie, gdzie fosfor związany jest z wapniem i węglanami wapnia. Największe stężenie odnotowano na stanowisku 3 w warstwie powierzchniowej, gdzie oznaczono 1, 4 mg P/g.s.m.



Ryc. 10. Stężenia kolejnych form fosforu reaktywnego SRP (mg P/g_{s.m.}) oraz suma stężeń form fosforu niedostępnego biologicznie NRP, na trzech stanowiskach badawczych jeziora Jamno w sierpniu w roku 2016.

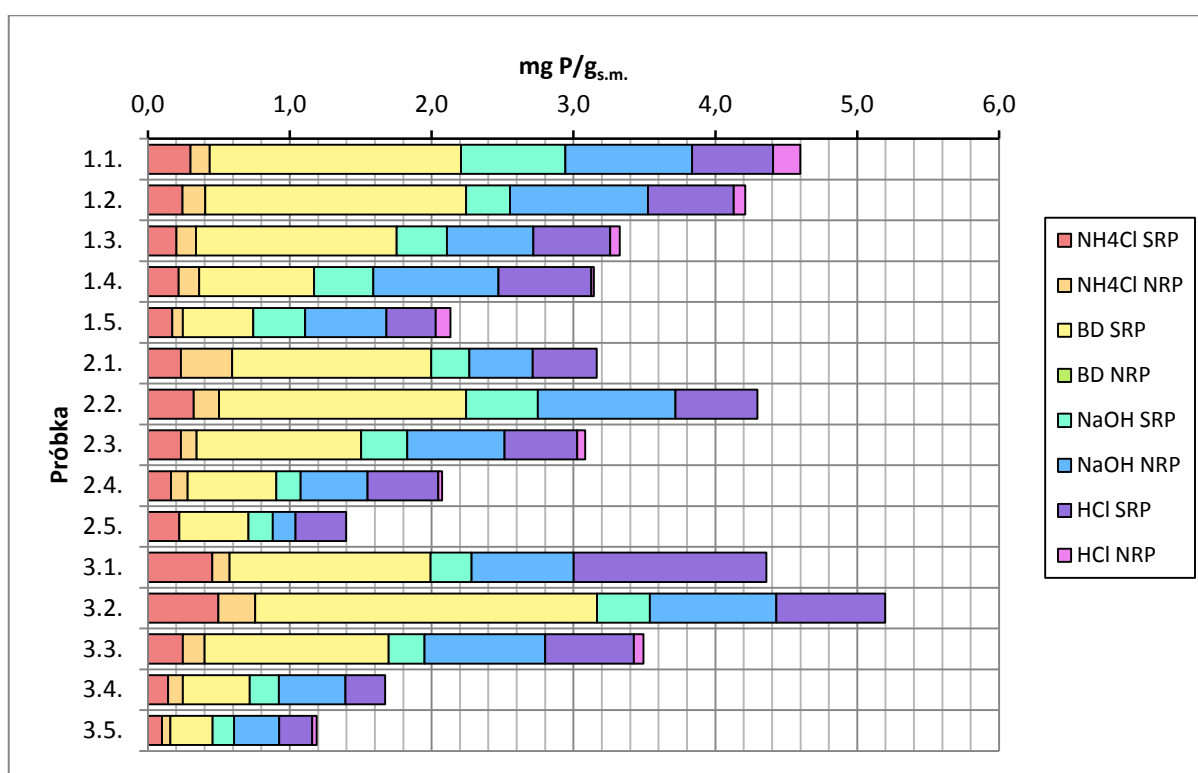
Podobnie jak w czerwcu odnotowano również przewagę form reaktywnych biologicznie nad niedostępnymi dla organizmów wodnych. Wyniki zaprezentowane na rysunku 5 świadczą o tym, że udział frakcji SRP wynosi ponad 70% całkowitej zawartości fosforu w osadach dennych.



Ryc. 11. Udział procentowy sumy frakcji reaktywnej SRP i sumy frakcji niereaktywnej NRP na trzech stanowiskach badawczych jeziora Jamno w sierpniu w roku 2016

Z form niereaktywnych dominowała frakcja NaOH NRP, powodująca zakwity glonów, odnotowano jeszcze niewielkie ilości frakcji NH₄Cl NRP – 0,36 mg P/g_{s.m.} w warstwie powierzchniowej na stanowisku 2 (ryc. 12). Udział frakcji HCl NRP był znikomy w całym profilu osadów, zwłaszcza na stanowisku 2 i 3, gdzie ta frakcja albo w ogóle nie wystąpiła, albo pojawiła się w ilości 0,026 mg P/g_{s.m.} na stanowisku drugim w warstwie od 10,1 do 15,0 cm.

Z badań osadów dennych wynika, że stan jeziora jest zły fosfor zgromadzony w osadach dennych ulega ciągłej resuspensji. W zbiorniku następuje ciągłe samo zasilanie w związki biogenne pochodzące z osadów dennych.



Rys. 12. Stężenia fosforu frakcji reaktywnych i niereaktywnych w osadach jeziora Jamno w sierpniu w 2016 roku

5.5. Jakość wód dopływów i Jamneńskiego Nurta

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

Parametry biologiczne wyznaczone zostały dla trzech największych dopływów. Rzeki Unieść i Dzierżęcinka charakteryzowały się stanem/potencjałem dobrym. Najgorszymi

wskazaniami cechowała się rzeka Strzeżenica, której wartość wskaźnika makrofitowego wskazała na stan umiarkowany.

Spośród głównych dopływów zbiornika najlepszym stanem fizyko-chemicznym charakteryzowała się rzeka Unieść, będąca największym dopływem Jeziora Jamno. Pomimo, że zlewnia tej rzeki jest prawie dwukrotnie większa niż zlewnia rzeki Dzierżęcinki, to przepływa ona przez obszary charakteryzujące się zdecydowanie niższym stopniem antropopresji. Dzierżęcinka przepływa przez największe miasto w całej zlewni Jeziora Jamno - Koszalin (Ryc. 13). Parametry jakościowe tej rzeki, przed jej wpłynięciem są stosunkowo dobre. Sytuacja ta pogarsza się na wysokości ul. Młyńskiej w Koszalinie. Po drodze odbiera ona także oczyszczone ścieki z oczyszczalni znajdującej się w dzielnicy Koszalina - Jamnie.



Ryc. 13. W centralnej części Koszalina rzeka Dzierżęcinka jest uregulowana i wkomponowana w Park Książąt Pomorskich

Parametry ostatniej z wielkich rzek zasilających Jezioro Jamno zbliżone były jakościowo do tych otrzymanych dla rzeki Unieść, aczkolwiek zlewnia Strzeżenicy to przede wszystkim obszary użytkowane rolniczo. W zlewni funkcjonuje Ośrodek Hodowli Zarodowej Bydła, a wzdłuż rzeki notowany jest także bezpośredni wypas zwierząt (ryc. 14). Pomimo tego, zasadniczym problemem na tym obszarze jest niski stopień skanalizowania położonych nad rzeką wsi. Niektóre pola, zwłaszcza te położone bliżej morza, coraz częściej zabudowywane są nowymi osiedlami domków jednorodzinnych, które nie są podłączone do sieci kanalizacyjnej.



Ryc. 14. Wypas bydła nad Kanałem Dobiesławiec

W przypadku pomniejszych cieków, cechują się one zdecydowanie lepszymi parametrami niż główne dopływy zbiornika. Niemniej należy zastrzec, że cieki tego typu nie są objęte monitoringiem środowiskowym, stąd brak jest konkretnych typów abiotycznych które można im przyporządkować. W niniejszych badaniach założono, że ze względu na ich charakter oraz sposób zagospodarowania ich bezpośredniego otoczenia, najbardziej zbliżone są one do typu 23 - rzek organicznych i dla takiej kategorii dobierane były parametry służące do ich oceny. Ma to oczywiście swoje minusy ponieważ małe cieki położone w bezpośrednim sąsiedztwie morza mogą mieć zawyżone bądź zaniżone wskazania dla niektórych z ocenianych parametrów. Przykładem może być przewodność, która w przypadku cieków takich jak Uniesta, czy dopływ z polderu Barnowo leżących w Mielnie, jest raczej wynikiem podsiąku wód słonych niż zanieczyszczenia antropogenicznego.

Zasadniczym problemem dotyczącym jakości wód w zlewni Jeziora Jamno są wysokie stężenia fosforu ogólnego (tab. 14). Dla wszystkich analizowanych cieków, otrzymane wartości wskazywały na stan poniżej dobrego. Równie problematyczne okazały się wysokie stężenia łatwo przyswajalnego fosforu fosforanowego, którego stały i intensywny dopływ powoduje, że substancja ta nie jest czynnikiem limitującym produkcję pierwotną w wodach Jeziora Jamno.

Tab. 14. Zestawienie sezonowych wartości badanych parametrów dla cieków należących do zlewni bezpośredniej Jeziora Jamno oraz Jamneńskiego Nurtu; szczegółowe wartości z poszczególnych miesięcy przedstawiono w załącznikach 8-17.

Parametr	Ciek (typ abiotyczny)								
	Unieść (24)	Dzierżęcinka (0/23)	Strzeżenica (17)	Kanał Łabusz (23*)	Kanał Dobiesławiec (23*)	Dop. z polderu Osieki (23*)	Uniesta (23*)	Dop. z polderu Barnowo (23*)	Jamneński Nurt (0/22)
ESMI	37,9	41,9	32,2	-	-	-	-	-	-
Temperatura [°C]	15,2	18,6	16,8	18,9	18,1	17,5	14,9	16,8	19,2
Zawiesina ogólna [mg/l]	3,4	20,9	6,8	12,5	6,9	6,9	5	7,4	28,3
Tlen rozpuszczony [mgO ₂ /l]	7,91	6,5	5,82	6,98	5,87	4,04	5,59	4,24	9,41
BZT ₅ [mgO ₂ /l]	3	12	4	8	6	6	5	9	9
TOC [mgC/l]	7,6	12,1	10,7	22,4	15,6	25,8	7,7	18,2	9,2
ChZT-Cr [mgO ₂ /l]	26	60	23	70	72	115	15	48	60
Przewodność [μS/cm]	359	828,5	598,8	450	550,6	415,8	646	591,1	480,7
Substancje rozpuszczone [mg/l]	232	572	453	338	412	316	499	473	368
Siarczany [mgSO ₄ /l]	24	66,8	26	32,4	60	24	31	26,4	32
Chlorki [mgCl/l]	42,62	68,91	43,1	34,1	44,56	44,01	50,48	54,13	50,8
Wapń [mgCa/l]	97,3	123,5	167,4	127,8	136,9	101,6	201,6	129,4	93,6
Magnez [mgMg/l]	3,2	16,5	9,7	24,3	25,6	22,7	29,5	17,8	14,3
Twardość ogólna [mgCaCO ₃ /l]	257,8	346,4	420,6	393,3	405	306	480,5	358,1	255,2
Odczyn pH	8,63	8,37	8,39	8,42	8,21	8,32	8,32	8,26	9,5
Zasadowość ogólna [mgCaCO ₃ /l]	3,7	4,9	5,6	10,7	4,8	6,1	5,3	4,4	8
Azot amonowy [mgN _{NH4} /l]	0,28	1,92	0,47	0,58	0,53	0,64	0,37	0,41	0,23
Azot Kjeldahla [mgN/l]	0,71	3,43	1,00	1,06	0,84	0,92	0,9	1,06	0,84
Azot azotanowy [mgN _{NO3} /l]	1,317	1,635	2,549	1,05	1,614	1,274	2,561	1,11	0,423
Azot azotynowy [mgN _{NO2} /l]	0,046	0,047	1,083	0,05	0,081	0,054	0,083	0,022	0,013
Azot ogólny [mgN/l]	2,076	5,116	4,63	2,159	2,537	2,245	3,546	2,191	1,276
Fosfor fosforanowy [mgP _{PO4} /l]	0,093	0,292	0,091	0,096	0,115	0,167	0,089	0,133	0,173
Fosfor ogólny [mgP/l]	0,850	1,093	1,075	1,063	0,789	1,117	0,891	0,928	1,313

* typ abiotyczny założony na potrzeby oceny stanu/potencjału

6. Bilans biogenów

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

Dane dla cieków naturalnych bądź sztucznych dopływających bezpośrednio do zbiornika określono na podstawie pomiarów średniego rocznego przepływu oraz średniego rocznego stężenia biogenów: azotu ogólnego oraz fosforu ogólnego. W przypadku przepompowni posłużono się rocznymi wielkościami odpływu z poszczególnych obiektów, podanymi przez ZMiUW w Szczecinie oraz średnimi rocznymi stężeniami biogenów uzyskanych dla tych wód.

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

Dopływ	Odpływ [m ³ /rok]	Azot ogólny [mgN/m ³]	Ładunek azotu ogólnego [kgN/rok]	Udział [%]	Fosfor ogólny [mgP/m ³]	Ładunek fosforu ogólnego [kgP/rok]	Udział [%]
Unieść	58 952 610	1 918,9	113 121,8	24,3	816,2	48 115,3	29,4
Dzierżęcinka	54 541 512	2 458,5	134 090,2	28,8	964,8	52 622,4	32,2
Strzeżenica	36 860 328	4 122,8	151 969,0	32,6	1 056,0	38 926,7	23,8
Uniesta	3 153 600	3 664,6	11 556,8	2,5	860,0	2 712,0	1,7
Dopływ z polderu Barnowo	414 180	2 437,0	1 009,4	0,2	899,2	372,4	0,2
Kanał Dobiesławiec	3 485 268	2 341,7	8 161,5	1,8	774,1	2 698,9	1,6
Kanał Łabusz	14 792 760	1 992,0	29 467,6	6,3	1 007,5	14 904,3	9,1
Dopływ z polderu Osieki	2 570 400	2 156,8	5 543,8	1,2	1 072,3	2 756,1	1,7
Suma biogenów pochodzących z dopływów			454 920,0		Suma	163 106,1	
Oczyszczalnia ścieków w Mielnie (Unieściu)	809 987	13 030,0	10 554,1	2,3	610,0	494,1	0,3
Suma ze wszystkich źródeł			465 474,1	100,0	Suma	163 600,2	100,0

Dodatkowym dopływem, który został uwzględniony w tym bilansie była oczyszczalnia ścieków w Mielnie (dzielnica Unieście), która odprowadza oczyszczone ścieki bezpośrednio do Jeziora Jamno. W przypadku bilansu biogenów pochodzących z tego miejsca, posłużono się danymi udostępnionymi przez Ekoprzedsiębiorstwo Sp. z o.o.

Na tej podstawie określono wartości, które zamieszczono w tab. 15.

Z powyższego zestawienia wynika, że spośród bezpośrednich dopływów Jeziora Jamno, największe ładunki azotu wprowadzane są do zbiornika za pośrednictwem rzeki Strzeżenicy. Doprowadza ona ok. 32,6% ogólnego ładunku azotu. Ilości te, wynikają najprawdopodobniej z faktu, iż zlewnię tej rzeki stanowią głównie pola uprawne, na których stosuje się duże ilości nawozów wspomagających produkcję rolniczą.

W odniesieniu do fosforu, najwyższe ładunki wnoszone są do Jamna za pośrednictwem rzeki Dzierżęcinka, co z kolei należałoby wiązać z większym stopniem antropopresji w zlewni tej rzeki. Ładunek fosforu doprowadzany przez tą rzekę stanowi ok. 32,2% ogólnego ładunku fosforu dopływającego do zbiornika za pośrednictwem źródeł bezpośrednich.

Odnosząc uzyskane wyniki do tożsamyh danych pochodzących z 1996 roku (tab. 16) należy stwierdzić, że ładunek biogenów określony w 2016 roku, zmniejszył się w stosunku do roku 1996. Jest to tym bardziej korzystne, iż w poprzednim bilansie nie uwzględniono w ogóle dopływów z pomniejszych cieków i przepompowni. Wynika z tego, że ogólna wartość biogenów wnoszonych w 1996 roku za pośrednictwem głównych dopływów oraz oczyszczalni ścieków w Unieściu była bliska wartości osiąganey w 2016 roku przez wszystkie cieki uchodzące bezpośrednio do zbiornika.

Tab. 16. Bilans biogenów dostających się do Jeziora Jamno na podstawie badań w 1996 roku

Dopływ	Odptyw [m ³ /rok]	Azot ogólny [mgN/m ³]	Ładunek azotu ogólnego [kgN/rok]	Fosfor ogólny [mgP/m ³]	Ładunek fosforu ogólnego [kgP/rok]
Unieść	52349760	2020,0	105 746,5	180,0	9 423,0
Dzierżęcinka	48565440	6140,0	298 191,8	600,0	29 139,3
Strzeżenica	10 123 056	4370,0	44 237,8	410,0	4 150,5
Suma biogenów pochodzących z dopływów			448 176,1	Suma	42 712,7
Oczyszczalnia ścieków w Mielnie (Unieściu)	292000	31000,0	9 052,0	1360,0	397,1
Suma ze wszystkich źródeł			457 228,1	Suma	43 109,8

W stosunku do roku 1996, w 2016 roku większe ładunki azotu wprowadzały rzeki Unieść, Strzeżenica oraz oczyszczalnia ścieków w Unieściu. W przypadku Unieści oraz oczyszczalni ścieków w Unieściu większe wartości mogą wiązać się ze zmianami użytkowania zlewni. W szczególności dotyczy to oczyszczalni ścieków, która w odniesieniu do 1996 roku odbiera nieczystości z wielu dodatkowych obiektów. Ponadto, praca tej oczyszczalni boryka się z problemami nierównomiernego odprowadzania ścieków,

wynikającego z turystycznego charakteru obsługiwanych przez nią miejscowości. Dane pochodzące z Ekoprzedsiębiorstwa, wyraźnie wskazują na przekroczenia zawartości azotu ogólnego w odprowadzanych ściekach, do którego dochodzi w miesiącach letnich. Poprawą tej sytuacji ma być modernizacja tej placówki, która rozpoczęła się w 2017 roku.

W porównaniu do 2016 roku zdecydowanie mniejsze ilości biogenów w latach 90-tych stwierdzono w wodach rzeki Strzeżenicy. Należy mieć jednak na uwadze, że odpływ określony dla tej rzeki w 1996 roku, był praktycznie trzykrotnie niższy, niż ten jaki został wyznaczony w 2016 roku.

Negatywnym aspektem wynikającym z obu powyższych zestawień jest fakt znacznego wzrostu koncentracji fosforu. W stosunku do lat 90-tych, wartość ta wzrosła praktycznie czterokrotnie. Jest to bardzo niekorzystne zjawisko, w szczególności, jako że fosfor w ekosystemach naturalnych, jest czynnikiem ograniczającym produkcję pierwotną. W sytuacji, gdy pierwiastek ten jest powszechnie dostępny, traci on tym samym swoją funkcję. Ponadto, w przeciwieństwie do związków azotu, które podlegają dość intensywnym przemianom w środowisku, fosfor wykazuje większą tendencję do kumulowania w osadach dennych. W momencie, kiedy pojemność sorpcyjna osadów dennych jest ograniczona lub właściwości te zostały już wyczerpane (jak ma to miejsce w przypadku Jeziora Jamno) wówczas same osady stają się wewnętrznym źródłem biogenów.

Oprócz wyliczeń ładunku biogenów dostających się do Jeziora Jamno wraz z wodami dopływów bezpośrednich, wyznaczono także ilości tych substancji dostających się do zbiornika z obszaru zlewni i wraz z opadem (tab. 17). Jako wartości ładunków, przyjęto dane literaturowe. Analizy takie wykonano uwzględniając zlewnię całkowitą (wariant A) (tab. 17) oraz obszar będący obrysem zbiornika o promieniu 1000 m, który uznano za potencjalnie najbardziej aktywny pod względem dostarczania biogenów do jeziora (wariant B) (tab. 18).

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

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

Tab. 17. Bilans biogenów dostających się do Jeziora Jamno wraz ze sływem powierzchniowym ze zlewni całkowitej oraz opadami (wariant A)

Sposób użytkowania terenu	Powierzchnia [ha]	Udział [%]	Ładunek azotu [kgN/ha/rok]	Udział [%]	Ładunek fosforu [kgP/ha/rok]	Udział [%]
Obszary użytkowane rolniczo	16 397,8	35,6	147 579,8	60,6	4919,3	41,2
Lasy	20 551,1	44,6	30826,7	12,7	2055,1	17,2
Łąki	3 943,6	8,6	11830,9	4,9	788,7	6,6
Ugory	982,2	2,1	2946,6	1,2	196,4	1,6
Środowiska podmokłe	328,4	0,7	492,6	0,2	32,8	0,3
Zabudowa	3 502,7	7,6	21016,0	8,6	3152,4	26,4
Zbiorniki wodne	409,3	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0
Suma	46 115,0	100,0				
Opady*	2 239,6		28890,8	11,9	783,9	6,7
		Suma	243583,3	100,0	11928,7	100,0

* opady obliczane bezpośrednio na powierzchnię zbiornika

Tab. 18. Bilans biogenów dostających się do Jeziora Jamno wraz ze sływem powierzchniowym z obszaru o promieniu 1000 m od linii brzegowej oraz opadami (wariant B)

Sposób użytkowania terenu	Powierzchnia [ha]	Udział [%]	Ładunek azotu [kgN/ha/rok]	Udział [%]	Ładunek fosforu [kgP/ha/rok]	Udział [%]
Obszary użytkowane rolniczo	768,7	32,9	6 918,6	17,0	230,6	15,4
Lasy	374,7	16,0	562,1	1,4	37,5	2,5
Łąki	782,2	33,5	2 346,7	5,8	156,4	10,4
Ugory	77,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Środowiska podmokłe	0,0	3,3	231,3	0,6	15,4	1,0
Zabudowa	303,7	13,0	1 822,2	4,5	273,3	18,3
Zbiorniki wodne	28,9	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0
Suma	2 335,4	100,0				
Opady*	2239,6		28 890,8	70,9	783,9	52,4
		Suma	40 771,7	100,0	1 497,1	100,0

Ostatnim etapem szacowania ilości biogenów dostarczanych do zbiornika było określenie procentowego udziału poszczególnych źródeł w ogólnym bilansie (tab. 19). W obliczeniach tych przyjęto założenie, że brana będzie pod uwagę wartość biogenów wyznaczonych dla wariantu B.

Po uwzględnieniu wszystkich zewnętrznych źródeł biogenów w zbiorniku (tab. 19) oszacowano, że największe ilości substancji pożywkowych dostają się do zbiornika za pośrednictwem głównych dopływów i to zachowanie ich jakości jest kluczowym w celu ograniczenia tempa eutrofizacji.

W analizach podjęto również próbę oszacowania wielkości odpływu biogenów z Jeziora Jamno. W tym celu przeanalizowano ładunki biogenów określone dla Jamneńskiego Nurtu oraz wielkość odpływu. Analiza ta ma jedynie charakter poglądowy, ponieważ przy szacowaniu wielkości odpływu należy mieć na uwadze czy:

- wrota sztormowe są otwarte czy zamknięte;
- ujście Jamneńskiego Nurtu jest lub nie jest zatarasowane piaskiem;
- przepływ wody następuje w kierunku od morza do jeziora czy na odwrót.

Tab. 19. Ogólny bilans biogenów trafiających do Jeziora Jamno

Źródło	Ładunek azotu [kgN]	Udział [%]	Ładunek fosforu [kgP]	Udział [%]
Unieść	113 121,8	21,1	48 115,3	29,2
Dzierżęcinka	134 090,2	25,1	52 622,4	<u>32,0</u>
Strzeżenica	151 969,0	28,4	38 926,7	23,6
Uniesta	11 556,8	2,2	2 712	1,6
Dopływ z polderu Barnowo	1 009,4	0,2	372,4	0,2
Kanał Dobiesławiec	8 161,5	1,5	2 698,9	1,6
Kanał Łabusz	29 467,6	5,5	14 904,3	9,1
Dopływ z polderu Osieki	5 543,8	1,0	2 756,1	1,7
Oczyszczalnia ścieków w Mielnie (Unieściu)	10 554,1	2,0	494,1	0,3
Obszar o promieniu 1000 m od linii brzegowej	4 134,9	7,6	250,2	0,2
Opady	28 890,8	5,4	783,9	0,5
Suma	535136,7	100,0	165883,2	100,0

Ostatni aspekt, ze względu na obecność wrót sztormowych jest w znacznym stopniu ograniczony, aczkolwiek stała obserwacja przewodności świadczy o tym, że pomimo obecności wrót w pewnych okresach czasu następuje dopływ wody morskiej do zbiornika.

Nie mniej jednak w celach porównawczych przeanalizowano dwie sytuacje. Podczas pomiarów prowadzonych w maju 2016 roku stwierdzono, że wrota sztormowe były przymknięte (niewielki odpływ). Wartość oszacowanego wówczas przepływu kształtowała się na poziomie 0,21 m³/s. Z kolei w sierpniu, kiedy poziom jeziora był stosunkowo wysoki, a wrota były otwarte, wartość odpływu wzrosła do 21,37 m³/s. Obie sytuacje były przypadkami skrajnymi, aczkolwiek częstość ich występowania ma pewne znaczenie w kształtowaniu wielkości odpływu.

Podczas pozostałych pomiarów wrota były otwarte. Średnia wielkość odpływu kształtowała się na poziomie ok. 2,17 m³/s. Wartość ta jest zbliżona do pomiarów, które wykonywane były w latach 1996-1997 (1,94 m³/s).

W ten sposób przeanalizowano wielkość odpływu biogenów. Do obliczeń przyjęto średnią sezonową wartość stężeń azotu i fosforu, ponieważ ich wielkość nie jest jednoznacznie definiowana przez wielkość odpływu (tab. 20).

Tab. 20. Ilość biogenów odpływająca z Jeziora Jamno w wariancie minimalnym, średnim i maksymalnym

Wariant odpływu wody za pośrednictwem Jamneńskiego Nurtu [m ³ /rok]		Azot ogólny [mgN/m ³]	Ładunek azotu ogólnego [kgN/rok]	Fosfor ogólny [mgP/m ³]	Ładunek fosforu ogólnego [kgP/rok]
minimalny	6 559 488	1 267,6	8 314,6	1 343,6	8 813,4
średni	68 291 208		86 564,1		91 756,5
maksymalny	673 987 392		854 328,8		905 573,4

Przy założeniu, że w ciągu roku przeważa średni odpływ, ilość odprowadzanego ładunku azotu stanowi 1/5 ładunku doprowadzanego za pośrednictwem bezpośrednich dopływów. W przypadku fosforu odprowadzana jest więcej niż połowa ładunku doprowadzanego w sposób opisany powyżej.

Otrzymane wyniki porównano z kryteriami Vollenweidera (1976), podanymi przez Giercuskiewicz-Bajtlik (1990), które określają dopuszczalne i niebezpieczne obciążenie jeziora azotem i fosforem (tab. 21).

Tab. 21. Wartości graniczne ładunku dopuszczalnego i niebezpiecznego dla Jeziora Jamno

	Jednostka	Ładunek azotu	Ładunek fosforu
Dopływ*	[kg/rok]	535 136,7	165 883,2
Odpływ**	[kg/rok]	86 564,1	91 756,5
Retencja biogenów w zbiorniku	[kg/rok]	448 572,60	74 126,70
Roczne obciążenie 1 m²zbiornika biogenami	[g/m² r]	23,89	7,41
Ładunek dopuszczalny	[g/m ² r]	0,46	0,03
Ładunek niebezpieczny	[g/m ² r]	0,92	0,06

* wariant opisujący dopływ ze zlewni bezpośredniej

** wariant średniego odpływu biogenów ze zbiornika

Po odniesieniu ładunku biogenów w zbiorniku do wartości zaproponowanych przez Vollenweidera stwierdzono, że oba pierwiastki w znacznym stopniu przekraczają wartości

dopuszczalne. Ich stężenia przekraczają również wartości określone jako niebezpieczne. W przypadku azotu wartość ta przekroczona jest blisko 26-krotnie, natomiast w odniesieniu do fosforu ponad 120-krotnie. O ile wartości niebezpieczne dla azotu utrzymują się na zbliżonym poziomie, tak dla fosforu w ciągu ostatnich 20 lat zdecydowanie wzrosły. W latach 90-tych wartość niebezpieczna dla fosforu była przekroczona „zaledwie” 15-krotnie. Odpowiadają za to wspomniane powyżej zwiększone ilości fosforu dopływające do zbiornika ze zlewni, a także wewnętrzne uruchamianie fosforu zdeponowanego w osadach.

7. Podsumowanie

Rekultywacja jezior to działania, których efektem ma być poprawa funkcjonowania ekosystemu, a działania te mają na celu zatrzymanie lub cofnięcie procesu nadmiernego wzrostu trofii zbiornika. Oczywiście za stan ekologiczny wód powierzchniowych odpowiada nasz system gospodarowania w zlewni. Przyczyny te są dobrze znane i zwykle łatwo wskazujemy sprawcę lub częściej sprawców takiego stanu rzeczy. Zebrane dane przebiegu sukcesji w różnych biocenozach służą praktykom do projektowania działań naprawczych w ekosystemach zdegradowanych. Jezioro tylko z pozoru wydaje się obiektem modelowym. Czy tą wiedzę możemy wykorzystać w praktyce do sterowania procesami sukcesji planując zabieg rekultywacji?

Oczywiście, choć najpierw musimy odpowiedzieć na pytanie do jakiego stopnia naruszamy, poprzez nasze zabiegi, równowagę jeziora eutroficznego. Jezioro jako „superorganizm” jak chcą ekolodzy, akceptujący poglądy holistyczne, gdzie przez ekosystem przepływa energia a w jego wnętrzu krąży materia, potrafi skutecznie bronić swojej nowo nabytej równowagi. Znane mechanizmy zasilania wewnętrznego w związki biogenne potrafią skutecznie ograniczać zabiegi ograniczania trofii jezior. Czy niepowodzenia w uzyskaniu trwałości efektów rekultywacji wynikają właśnie z mechanizmów regeneracyjnych biocenoz jezior eutroficznych?

Zgromadzona wiedza ekologów na temat mechanizmów i sukcesji jezior eutroficznych jest bardzo bogata. Wiemy co się dzieje z naszymi ekosystemami ciągle wzbogacanych w nowe ładunki biogenów. Brakuje jednak usystematyzowanej wiedzy na temat reakcji ekosystemu na ograniczanie zasobów pierwiastków limitujących trofię, fosforu czy azotu. Metody ograniczania tej puli ciągle się rozwijają a paleta dostępnych środków jest bardzo bogata. Zabiegi te jednak są bardzo kosztowne. Wiadomo, że taniej jest chronić niż potem naprawiać, ale czasami naprawa jest już nie możliwa.

Aktualnie dysponujemy szeregiem metod pozwalających te cele osiągnąć. Metody obejmują działania nakierowane na ograniczanie negatywnych skutków eutrofizacji i jej kontroli. Dysponujemy metodami zewnętrznymi i wewnętrznymi kontroli eutrofizacji. Metody te należy dopasować do konkretnych warunków limnologicznych danego akwenu. Próbuąc „naprawiać” funkcjonowanie ekosystemów wodnych różnymi metodami musimy mieć świadomość, że jest to ingerencja w skomplikowane szlaki przepływu energii i materii. Po zabiegu powstaje nowy „obraz ekosystemu”. Oczekiwania zawsze takie same, przywrócić ekosystem do użytkowania rekreacyjnego (turystycznego). Poza nielicznymi przypadkami, zabieg rekultywacji nie służył ochronie zasobów wodnych np. do celów komunalnych.

Znane w Polsce i na świecie metody rekultywacji jezior są ciągle intensywnie rozwijane a w ofercie mamy coraz to nowsze metody (patrz rozdz. 7.1). Metody te ostatecznie służą do kontroli procesu eutrofizacji. Tradycyjnie dzielimy je na działania zewnętrzne i wewnętrzne. Pierwsze z nich obejmują działania w zlewni jeziora, drugie natomiast nakierowane są na działania w obrębie masy jeziornej. Kontrola w zlewni to ograniczanie dopływu substancji biogenych z cieków zasilających zbiornik oraz transport biogenów z atmosfery w postaci opadu na powierzchnię jeziora. W tej grupie działań mamy metody ograniczania transportu biogenów wraz ze spływem powierzchniowym ze zlewni bezpośrednio.

Wewnętrzne działania rekultywacyjne możemy podzielić na zabiegi fizyczne, chemiczne i biologiczne, które prowadzimy w obrębie masy jeziornej. **Dla osiągnięcia skutecznych efektów rekultywacji należy używać najpierw zewnętrznych środków kontrolnych lub równolegle środków zewnętrznych i wewnętrznych.** Należy przy tym pamiętać, że wybór metody zależy od parametrów fizycznych jeziora. Jeziora głębokie z trwałą stratyfikacją termiczną zwykle rozległe o dużych powierzchniach i zasobach wodnych mają naturalny mechanizm regeneracji (zwane autorekultywacją) i zwykle tylko zabiegi ze środków zewnętrznych przynoszą oczekiwane rezultaty.

W jeziorach polimiktycznych, takim jakim jest jezioro Jamno (tj. zwykle płytkich łatwo mieszalnych pod wpływem wiatru wielokrotnie w skali roku), możliwe jest wykorzystanie równolegle zewnętrznych i wewnętrznych środków kontrolnych. Do najważniejszych działań w zakresie zewnętrznych środków regulujących należą zabiegi ochronne nakierowane na ograniczenie spływu powierzchniowego z użytków rolnych a w terenach zurbanizowanych na wody opadowe (ścieki deszczowe - zgodnie z definicją z prawa Wodnego).

W ofercie metod kontroli eutrofizacji środkami wewnętrznymi mamy do dyspozycji szereg metod podzielonych na zabiegi fizyczne, chemiczne i biologiczne. Zwykle przy projektach rekultywacji rozważane jest zastosowanie kilku metod jednocześnie lub sekwencyjnie.

Przegląd literatury skłania do poglądów, że bardzo często przy realizacji projektu skupiamy się na redukcji ładunku nutrientów (Załącznik nr 14) a najmniej czasu i środków chcemy poświęcić na zbadanie mechanizmów determinujących przechodzenia jeziora z jednego stanu do drugiego. Chodzi oczywiście o stan pożądany i co najważniejsze nowa równowaga ekologiczna ma zapewnić funkcjonowanie ekosystemu na poziomie niskiej lub umiarkowanej trofii.

Państwa Unii Europejskiej celem dbałości o jakość wód i jej zasoby, wprowadziły Dyrektywę 2000/60/WE tzw. Ramową Dyrektywę Wodną (RDW). Ambitne cele zakładały w minionym okresie planowania do roku 2015 osiągnięcie przynajmniej "dobrego stanu" dla wszystkich wód powierzchniowych. Jest okazja do podsumowań, co udało się zrealizować i z jakimi barierami, czynnikami ograniczającymi, mamy do czynienia. Uzyskanie dobrego stanu wód wymaga od administracji bardzo aktywnej polityki „wodnej” Państwa. Obecnie jesteśmy na etapie wdrożenia „Programu Ochrony Jezior Polski Północnej”.

Aktualnie rośnie zainteresowanie zabiegami biologicznymi. Metody te wydają się najmniej ingerujące w środowisko naturalne i mają zdecydowanie największą akceptację społeczną. Jednak ostatecznie o podjęciu wybranego zabiegu rekultywacji decydują warunki limnologiczne zbiornika, poziom zanieczyszczeń, brak odprowadzania do wód substancji toksycznych oraz znaczenie zbiornika dla lokalnej społeczności i rozwoju regionalnego. **Należy uznać, że trwałe i zrównoważony rozwój lokalnych społeczności jest uzależniony od jakości wód powierzchniowych. Możliwość korzystania w sposób zrównoważony jest warunkiem priorytetowym pozwalającym stymulować rozwój gospodarczy i usługi ekosystemowi.**

Podsumowaniem tej dyskusji niech będzie przestroga przed zbytnim optymizmem przy stosowanych zabiegach rekultywacji. Usuwając część puli np. fosforu z ekosystemu wprowadzamy silne zaburzenie doprowadzając do kolejnych, na przykład ekspansji makrofitów. Praktycznie powinniśmy częściej wykorzystywać bodźce o niewielkiej sile i cierpliwie czekać na obniżenie biomasy fitoplanktonu. Najostrzej zmiany w biocenozie generują metody chemiczne. Silne zaburzenie w postaci strącania fosforu z toni wodnej wpływają na cały zespół planktonu zarówno roślinnego jaki i zwierzęcego. Czym drobniejsze formy tym silniej podlegają sedymentacji. Z zespołów na przykład zooplanktonu wypadają na

pewien okres, do czasu regeneracji, wrotki i młodociane formy widłonogów i wioślarek co wpływa na ich demografię. Stosowane koagulanty mają wpływ na rozwój embrionalny ryb i pewno wielu innych organizmów.

Podjmując próbę wyjaśnienia złożonych problemy chętnie sięgamy po założenia Teorii Systemów. Często próbujemy ocenić wpływ zaburzeń na zachowanie systemu poprzez badania zwane rachunkiem zaburzeń. Podstawową cechą systemu jest stabilność określana jako zdolność systemu do utrzymania danego stanu bez względu na siłę zaburzenia. Cechą przeciwną jest niestabilność systemu, który pod wpływem zaburzania na trwałe jest wytrącony z danego stanu. Warto także zastanowić się nad możliwościami sterowania systemami. Znana jest „zasada korekty” dla systemów niestabilnych. Oznacza to, że korekty częstsze (usuwanie części puli fosforu) tym mniejsze, ale im rzadsze tym większe (konieczność usunięcia większej puli fosforu). Przenosząc to na finanse, kiedy to każda korekta kosztuje, to konsekwencją rzadszej korekty są wyższe koszty (koszty rekultywacji). Tu być może jest ukryta odpowiedź na pytanie czy można rekultywować jezioro na „raty”.

Roczne badania jakości wód i osadów jeziora Jamno wskazują nadal na bardzo wysoki stan trofii zbiornika. Wpływ na to ma kilka zasadniczych czynników:

- ogromne zasoby związków biogenych zdeponowane w osadach
- ciągły transport ładunków biogenów ze zlewni całkowitej (dopływy) i zlewni bezpośredniej (ścieki deszczowe i wody z przepompowni)
- związki biogenne pochodzące ze zlewni często występują w formie łatwo przyswajalnej przez rozwijający się fitoplankton
- zasilanie wewnętrzne i zewnętrzne związkami biogenym przekracza możliwości ekosystemu do uruchomienia wydajnych procesów samooczyszczania

W ramach działań ochronnych należy ponownie przeanalizować techniczne i biologiczne możliwości ograniczenia transportu zanieczyszczeń ze zlewni całkowitej i bezpośredniej. To wymaga zintegrowanych działań wszystkich podmiotów zainteresowanych poprawą jakości wód jeziora Jamno.

Poprawa jakości wód jeziora Jamno to proces wieloletni, i możliwy do osiągnięcia pod warunkiem usunięcia głównych przyczyn eutrofizacji. Badanie wykonane w roku 2016 wyraźnie wskazały na wzrost ładunków biogenych, szczególnie fosforu w ostatnich latach.

W obecnej sytuacji jedynie działania w zlewni mogą przynieść poprawę jakości wód i tutaj powinien być położony największy nacisk na działania ochronne. Dotyczy to

gospodarki wodnej skupiającej się w zlewniach największych dopływów do Jamna w tym szczególnie rzeki Dzierżęcinki.

7.1. Działania mające na celu obniżenie ładunków zewnętrznych obciążających jezioro

Jeziora jako miejsca akumulacji materii organicznej zgromadziły jej nadmiar a w procesach biogeochemicznych (rozkładu) ekosystemy wodne stają się już nie wydolne. Często zaradzić tym zjawiskom można poprzez zastosowanie zabiegu rekultywacji. Aktualnie w Polsce około 30% jezior wymaga zabiegów ochronnych o charakterze interwencji polegającej na obniżeniu trofii zbiornika. Zwykle to dotyczy jezior ważnych z punktu widzenia rozwoju regionalnego, turystyki i jezior położonych w bliskim sąsiedztwie miast. Spis cytowanej literatury zamieszczono w załączniku nr 18.

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

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

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

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

- wprowadzenie zmian w sposobie zagospodarowania i użytkowania zlewni (w szczególności rolniczych);
- ograniczenie ilości zanieczyszczeń pochodzących ze źródeł punktowych;
- kontrolę ilości biogenów dopływających do zbiornika wraz z wodami dopływów.

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

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

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

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

Metody kontroli eutrofizacji *in situ*

Napowietrzanie wód

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

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

a) aeracja z destratyfikacją termiczną

W rozwiązaniu tym uwzględnia się wymieszanie całej masy wody, przez co dochodzi do zniszczenia panującego w czasie stagnacji uwarstwienia termiczno-tlenowego. Najczęściej wykorzystuje się w tym celu aeratory dyfuzorowe, składające się na ogół z posadowionej na brzegu sprężarki, połączonej z systemem perforowanych rur, dysz lub innych prostych dyfuzorów. Generowane przez nie pęcherzyki powietrza, wnoszą równocześnie chłodniejszą wodę hypolimnionu ku powierzchni. Kiedy tam dotrą, ulegają nagrzaniu, po czym rozchodzą się po powierzchni i ponownie opadają, wywołując efekt mieszania wody (Lossow

1996)(Jørgensen i in. 2005). Kluczowym procesem zapewniającym wymianę gazową jest kontakt wody z powietrzem atmosferycznym. Sama dyfuzja tlenu, do której dochodzi podczas wylotu powietrza z dyszy, stanowi tylko niewielki procent całego procesu napowietrzania (Cooke i in. 2005). Podobny efekt można osiągnąć stosując techniki mechanicznego mieszania wody, w których obrót śruby lub śmigła powoduje wtłoczenie wody powierzchniowej w głąb zbiornika, wymuszając tym samym ruch cyrkulacyjny wody i związane z nim napowietrzanie (Lorenzen i Fast 1977)(Cooke i in. 2005).

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

b) aeracja z zachowaniem uwarstwienia termicznego

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

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

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

Bardziej wyspecjalizowaną grupę stanowią aeratory, w których proces napowietrzania odbywa się wewnątrz korpusu urządzenia. W zależności od konstrukcji wyróżnić można aeratory z częściowym lub całkowitym unoszeniem powietrza. W obu grupach urządzeń,

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

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

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

Usuwanie osadów dennych

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

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

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

a) bagrownice mechaniczne

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

b) bagrownice hydrauliczne

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

c) bagrownice pneumatyczne

Stanowią najbardziej wyspecjalizowaną grupę urządzeń, które mogą być dostosowywane do potrzeb konkretnych zbiorników. Przykładami takich konstrukcji mogą być urządzenia: *Oozer*, *Cleanup*, *Pneuma* lub *Sanieromat*. Do zassania osadów, dochodzi najczęściej na skutek wytworzenia podciśnienia w korpusie urządzenia. Kiedy komora napełni się osadem, zamknięciu ulega zawór zwrotny, a doprowadzone do korpusu powietrze, wtłacza zgromadzony w nim osad do przewodu odprowadzającego. Bagrownice te cechuje najwyższy stopień kontroli resuspensji, jednak wysokie koszty powodują, że dotychczas stosowano je na niewielu zbiornikach (Cooke i in. 2005).

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

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

Izolowanie osadów dennych

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

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

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

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

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

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

Regulacje hydrauliczne

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

a) okresowe obniżenie poziomu zwierciadła wody

Metoda ta proponowana jest jako sposób kontroli rozwoju niektórych organizmów wodnych – w szczególności makrofitów. Obniżenie poziomu wody może skutkować odsłonięciem roślinności wodnej, która w zależności od pory roku może ulec przemrożeniu lub wysuszeniu. Zabieg ten polecany jest także, jako działanie stabilizujące silnie uwodnione osady denne. W miejscach gdzie występuje taki problem, konsolidacja osadów pozwala na

ukorzenianie się roślin wodnych, które dodatkowo stabilizują dno. Ponadto, obniżenie poziomu wody może być stosowane jako działanie wspierające inne zabiegi – w szczególności bagrowanie lub capping.

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

b) okresowe podwyższenie poziomu zwierciadła wody (rozcieńczenie wód)

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

c) wymiana wód

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

Istnieje kilka wariantów tej techniki, których wybór uzależniony jest głównie od typu miktycznego zbiornika, poddawanego rekultywacji. W zbiornikach polimiktycznych, najczęściej prowadzi się zabieg przemywania. Idea tego procesu zbliżona jest w teorii do techniki rozcieńczania i pozwala osiągnąć te same efekty, dodatkowo przyspieszając tempo wymiany wody (Welch 1981). Obarczona jest niestety także pewnymi niedogodnościami. Metoda ta nie jest polecana w przypadku jezior położonych w ciągu, ponieważ biogeny wypłukane z jednego zbiornika mogą zostać skumulowane w kolejnym. Z kolei w akwenach o zbyt urozmaiconym kształcie, może dojść do gromadzenia biogenów w tych częściach zbiornika, które nie leżą bezpośrednio na linii dopływ–odpływ (Lossow 1996). Inną ważną

kwestią jest wybór odpowiedniego odbiornika. Wody, które będą do niego odprowadzane nie mogą powodować w nim zaburzeń reżimu hydrologicznego, termicznego i chemicznego (Chelmiński 2012). W Polsce testowano tą metodę na Jeziorze Długim w Olsztynie, jednak nie przyniosła ona zamierzonych efektów (Gawrońska i in. 2005).

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

Pierwsza z nich określana jest mianem: metody rurowości Olszewskiego lub metody kortowskiej (Mientki 1986). Zamierzonym efektem stosowania tej techniki jest usunięcie wód naddennych bogatych w fosfor, który przedostaje się do nich na skutek odtlenienia hypolimnionu (Lossow 1996). Działanie tej techniki oparte jest o wykorzystanie rurowości, spełniającego rolę lewara hydraulicznego, który odprowadza zassaną ze zbiornika wodę. Ważnym elementem jest obecność zastawki piętrzącej na odpływie, dzięki której można kontrolować warunki odprowadzania wód (Mientki 1996). Technika ta jest relatywnie tania i skuteczna, jednak osiągnięcie zadowalających wyników wymaga czasu. Niektórzy praktycy, nie polecają jej stosowania w zbiornikach o objętościach przekraczających 250 000 m³. W ich przypadku, technika ta może okazać się niewystarczająca do ograniczenia procesu uwalniania fosforu z osadów dennych (Nürnberg 1987). Koniecznym jest także utrzymanie stałego poziomu wody, bez którego może dojść do odkrycia dużych połaci dna i uwolnienia zmagazynowanych w nim biogenów (Chelmiński 2012)(Kumar 2008).

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

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

Inaktywacja związków biogenych

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

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

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

a) związki glinu

W tej grupie substancji, najczęściej wykorzystuje się: uwodniony siarczan glinu ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$), chlorek glinu (AlCl_3), chlorek hydroksoglinu ($\text{Al}(\text{OH})_2\text{Cl}$), chlorek-siarczan (VI) glinu (AlSO_4Cl) lub polichlorki glinu (Lind 1997). Działanie tych preparatów jest silnie uzależnione od pH panującego w środowisku wodnym, od którego zależy jaki produkt hydrolizy będzie dominował i jaka będzie jego rozpuszczalność w wodzie (NYSFOLA 2009).

Najbardziej optymalne działanie sole glinu osiągają przy pH mieszczącym się w przedziale od 6 do 8. Immobilizacja następuje wówczas poprzez bezpośrednie wiązanie nieorganicznych fosforanów z glinem lub na skutek ich adsorpcji na powierzchni tworzących się kłaczków. Problemy związane z stosowaniem soli glinu, rozpoczynają się gdy wartość pH obniży się poniżej 4. Wiąże się to z dominacją rozpuszczalnej, toksycznej formy Al^{3+} , która przy stężeniach większych od $50 \mu\text{g} \cdot \text{dm}^{-3}$, staje się niebezpieczna dla życia organizmów wodnych (Gworek 2006). Przy pH większym od 8, zwiększa się rozpuszczalność soli glinu,

a powstająca wówczas forma $\text{Al}(\text{OH})_4^-$, cechuje się słabszymi zdolnościami sorpcyjnymi (Dojlido 1995; Cooke i in. 2005; Drábková 2007).

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

b) związki żelaza

Najpopularniejszymi solami żelaza, stosowanymi w rekultywacji wód są: chlorek żelaza (III) (FeCl_3), chlorek żelaza (II) (FeCl_2) i siarczan żelaza (III) ($\text{Fe}(\text{SO}_4)_3$) (Dojlido 1995; VanLoon i Duffy 2008). Efekty stosowania tych substancji są bardzo zbliżone do sposobu działania soli glinu. Największą różnicą między obiema grupami koagulantów, jest wrażliwość na zmiany pH. Zdecydowanie lepiej w tym zestawieniu przedstawiają się sole żelaza, które wykazują większą stabilność względem zmian tego parametru i w efekcie ich stosowania, nie tworzą się formy toksyczne dla organizmów żywych (Charboneau 1999). Optymalną skuteczność osiągają przy pH mieszczącym się w przedziale od 5 do 7.

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

c) Związki wapnia

W przypadku tej grupy substancji, do najczęściej stosowanych należą: węglan wapnia (CaCO_3) oraz wodorotlenek wapnia ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) (Lind 1997)(Dittrich i in. 2011). W odróżnieniu od dwóch poprzednich grup, związki wapnia działają najefektywniej przy wartościach pH większych niż 9. Aplikacja związków wapnia do wody zawierającej duże stężenia fosforu, skutkuje powstaniem hydroksyapatytu ($\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$), minerału w którym unieruchomiony zostaje fosfor. Ponadto użycie związków wapnia powoduje strącenie komórek glonów (Dittrich i in. 1997).

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

d) Inne preparaty mineralne

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

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

Obróbka osadów dennych

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

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

Sterowanie zespołem ichtiofauny

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

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

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

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

Metoda	Planowany skutek
Usunięcie wszystkich ryb	Uwolnienie zooplanktonu spod presji pokarmowej ryb; usunięcie biomasy.
Usunięcie/ograniczenie ilości ryb żywiących się zooplanktonem	Wzrost liczebności dużych form zooplanktonu, którego obecność przełoży się na większą konsumpcję fitoplanktonu; usunięcie biomasy.
Usunięcie/ograniczenie ilości ryb wszystkożernych żerujących w strefie przydennej	Ograniczenie procesu resuspensji i uwalniania biogenów zgromadzonych w osadach dennych; usunięcie biomasy.
Introdukcja/reintrodukcja ryb drapieżnych	Zmniejszenie ilości ryb żywiących się zooplanktonem, które w efekcie przyczyni się do wzrostu ilości dużych form zooplanktonu.
Introdukcja/reintrodukcja pelagicznych ryb planktonożernych	Ograniczenie występowania zakwitów.
Introdukcja/reintrodukcja ryb roślinożernych	Ograniczenie nadmiernego wzrostu i ekspansji makrofitów (amur biały, tilapia nilowa, tołpyga pstra).

Istotnym elementem biomanipulacji są okresowe kontrole struktury ichtiofauny, których celem jest określenie kierunku zmian oraz zaplanowanie ewentualnych działań wspierających (Kajak 1994; Heese i in. 2014). Złożoność struktury troficznej oraz właściwe dla danego zbiornika warunki środowiskowe powodują, że osiągnięcie zamierzonych efektów zabiegu

w praktyce bywa bardzo trudne. Skutkuje to tym, że technika ta traktowana jest raczej, jako wspomagająca inne przedsięwzięcia rekultywacyjne, niż jako samodzielny zabieg (Lossow 1996).

Kontrola biomasy roślinnej

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

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

a) zacienianie

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

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

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

b) mechaniczne usunięcie biomasy roślinnej

W sytuacji, gdy usunięte mają zostać glony, najczęściej proponuje się techniki: odławiania go z wody lub wypompowania za pomocą specjalnie przygotowanych jednostek. Pierwsza z wymienionych metod proponowana jest głównie jako rozwiązanie doraźne, pozwalające na usunięcie kożucha tworzącego się na powierzchni wody w czasie zakwitów. Zazwyczaj stosuje się ją lokalnie – w zastoiskach, zatokach, portach lub innych miejscach o szczególnych walorach estetycznych lub użytkowych (Kajak 1994).

Bardziej efektywną techniką wydaje się być wypompowanie setonu. Przebieg tego zabiegu zbliżony jest do technik usuwania skutków wycieków substancji ropopochodnych.

W pierwszej kolejności na powierzchni wody układana jest bariera, do której następnie wprowadza się przewód z głowicą ssącą, która zasysa zawiesinę zgromadzoną wewnątrz bariery. Wypompowana w ten sposób woda poddawana jest doczyszczeniu przez system filtrów, po czym odprowadza się ją z powrotem do zbiornika. Minusem tej techniki jest bardzo ograniczony zasięg. Czasem wspiera się ją dodatkiem koagulantów, które zwiększają jej efektywność, podnosząc równocześnie koszty zabiegu. Problemem staje się także konieczność zagospodarowania wydobytej zawiesiny (Drábková 2007).

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

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

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

c) biocydy

Ostatnią z prezentowanych tu metod ograniczania ilości organizmów uznanych za niepożądane, jest stosowanie substancji biobójczych – tzw. biocydów. Używa się ich zarówno do eliminacji zwierząt, jak i roślin. W zakresie zwalczania zakwitów stosuje się substancje zwane algicydami, a w przypadku roślin naczyniowych – herbicydów (Cooke i in. 2005).

Algicydy stosowane są w przypadku chęci powstrzymania rozwoju komórek glonów (przed zakwitom) oraz w sytuacji, gdy celem ich podania ma być ich zniszczenie (w trakcie zakwitu) (Drábková 2007). Kryterium podziału herbicydów jest z kolei sposób ich

oddziaływania. Herbicydy kontaktowe powodują uszkodzenie tych części roślin, z którymi się zetkną. Wykazują one większą skuteczność w zwalczaniu makrofitów, dlatego powinno się je stosować w późniejszej fazie okresu wegetacyjnego. Drugą grupę herbicydów stanowią substancje systemowe, które wpływają na przebieg procesów życiowych organizmów roślinnych. Ich działanie jest wolniejsze, dlatego powinny być aplikowane odpowiednio wcześniej (Cooke i in. 2005).

Biocydami stosowanymi w rekultywacji mogą być substancje będące efektem syntezy chemicznej lub pochodzenia naturalnego. Za najbardziej skuteczne środki uznawane są preparaty zawierające miedź. Najpopularniejszym z nich jest uwodniony siarczan miedzi ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$), którego aplikacja powoduje u roślin zahamowanie procesu fotosyntezy oraz asymilacji azotu i fosforu (Gumiński 1990)(Drábková 2007). Pomimo dużej skuteczności, jego stosowanie może wiązać się z wystąpieniem niekorzystnych skutków ubocznych. Zbyt duże dawki, wysokie pH i niska twardość wody, wpływają na wzrost toksyczności miedzi, zagrażającej życiu innych organizmów wodnych – w szczególności ryb. Dodatkowo, kumulacja miedzi w osadach dennych szkodzi organizmom bentosowym oraz wpływa na zmianę składu chemicznego osadów dennych, co może kolidować z przebiegiem innych zabiegów rekultywacyjnych, zwłaszcza tych które wspierane są użyciem innych substancji chemicznych. Ryzyko stosowania siarczanu miedzi, wymusiło poszukiwania innych substancji biobójczych. Podejmowano w tym celu próby z azotanem srebra (I) (AgNO_3), nadmanganianem potasu (KMnO_4), podchlorynem sodu (NaClO), nadtlenkiem wodoru (H_2O_2), ditlenkiem tytanu (TiO_2), koagulantami, preparatami mineralnymi (tj. *Phoslock*) oraz substancjami chemicznymi stosowanymi w walce z roślinami lądowymi (Drábková 2007).

Mniejszą szkodliwość przypisuje się biocydom pochodzenia naturalnego. Efekt ograniczenia: zakwitów lub zasięgu występowania makrofitów może być osiągnięty na kilka sposobów. Jedną z metod jest wprowadzenie do zbiornika takich gatunków roślin, które na zasadzie allelopatii wydzielają substancje hamujące rozwój komórek glonów. Stosowano w tym celu m.in.: osokę aloesową (*Stratiotes aloides*), wywłócznik kłosowy (*Myriophyllum spicatum*), trzcinę pospolitą (*Phragmites communis*), rogatka sztywnego (*Ceratophyllum demersum*), jezierzę morską (*Najas marina*) oraz moczarkę kanadyjską (*Elodea canadensis*) (Hu i Hong 2008).

Podejmowano także próby z gotowymi ekstraktami roślin lądowych, należących m.in. do rodzin: makowatych (Papaveraceae), rutowatych (Rutaceae), selerowatych (Apiaceae), astrowatych (Asteraceae) czy przęśłowatych (Ephedraceae). Pomimo ich skuteczności, koszty

uzyskania wystarczająco dużych ilości tych substancji są bardzo problematyczne (Shao 2013).

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

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

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

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

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

Bioremediacja inżynierska

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

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

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

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

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

i stabilizatory, w których unieruchamia się mikroorganizmy.

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

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

Sztuczne podłoża

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

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

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

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

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

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

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

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

Z metod rekultywacji jakie proponuje się dla działań w obrębie misy jeziornej (*in-situ*) można zalecić jedynie sterowanie zespołem ichtiofauny. Polega to w przypadku jeziora Bukowo na wspieraniu ryb drapieżnych poprzez zwiększone dawki zarybieniowe oraz ochronę dużych osobników sandacza i szczupaka przed ich nadmiernymi odłowami zarówno gospodarczymi jak i sportowym. W przypadku jezior silnie zeutrofizowanych, jak w przypadku Jeziora Bukowo, nie należy oczekiwać szybko pozytywnych zmian, ale te działania mogą to częściowo zahamować niekorzystne zmiany wynikające z intensywnych zakwitów fitoplanktonu.

7.2. Określenie celowości rekultywacji jeziora Jamno

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

Istotnym działaniem winno być stopniowe ograniczanie transportu ładunku ze zlewni celem zintensyfikowania zjawiska samooczyszczania tzw. autorekultywacji. Sprzyjać temu może efektywniejsza kontrola prac wrót sztormowych co pozwoli na utrzymanie naturalnej wymiana wód pomiędzy morzem a jeziorem. Trwają obecnie prace nad modernizacją otwierania i zamykania wrót celem realnej ochrony przeciwpowodziowej a jednocześnie ograniczania samoczynnego zamykania się wrót kiedy nie ma obawy przed spiętrzeniem wód jeziora w wyniku np. cofki z morza przy jednoczesnym dużym dopływem ze zlewni. Uboższe w biogeny wody morskie mogą sprzyjać redukcji substancji biogennym zgromadzonych w osadach poprzez stopniowe ich wypłukiwanie.

Nie wyklucza się zastosowania lokalnie metod rekultywacji szczególnie dotyczących usuwania osadów zalegających na dnie zbiornika i ich zagospodarowania. Zwiększenie objętości wody wraz z jej głębokością jest korzystne dla obniżenia resuspensji i oddziaływania falowania na podnoszenie się zawiesiny z dna. Należy pamiętać, że każdorazowo usuwając z ekosystemu pewną ilość biogenów (lub blokując ich aktywność) realizujemy zasadę rekultywacji "na raty". Wspomniano o tych procesach na str. 38 w rozdziale nr 7.

Celem ochrony jeziora Jamno należy realizować pięć ważnych kierunków działań:

- ograniczenie spływu obszarowego ze zlewni,
- zwiększenie retencji biogenów transportowanych rzekami poprzez działania renaturyzacyjne w korytach cieków,
- ochrona strefy przybrzeżnej „ekotonowej” pomiędzy łądem a wodą, kanalizacja ruchu turystycznego,
- w ramach działań ochronnych należy uwzględnić konieczność zachowania siedliska "naturowego" jakim jest jezioro przybrzeżne,
- dbałość o naturalną wymianę pomiędzy morzem a jeziorem.

7.3. Monitoring stanu wód po realizacji zadania

Aktualnie proponuje się zwiększenie nadzoru na dopływności biogenów ze zlewni jeziora. Celem takiego działania jest określenie czy stwierdzony podczas badań w roku 2016 ładunek docierający do jeziora ma tendencję stałą, rosnącą czy malejącą. Wiadomo, że w latach mokrych do jezior dostaje się więcej biogenów niż w latach suchych. Proponuje się by takie badania przeprowadzić w okresie najbliższych 5 lat. Pozwoli to określić tendencję i wypracować metody zaradcze. Nadal największe ładunki biogenów dostają się do jeziora głównymi dopływami tj.: rzeką Dzierżecinką, Uniestą i Strzeżenicą.

7.4. Działania związane z edukacją ekologiczną użytkowników i interesariuszy

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

- przedstawiciele samorządów lokalnych z obszaru zlewni,
- Urząd Morski w Słupsku,
- Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Szczecinie,
- Zachodniopomorski Zarząd Melioracji i Urządzeń Wodnych w Szczecinie,
- rolnicy, dzierżawcy i przedstawiciele organizacji rolniczych.
- właściciele ośrodków wypoczynkowych zlokalizowanych na mierzei i miejscowościach ze zlewni bezpośredniej,

- użytkownicy terenów rekreacyjnych (domki letniskowe itp.),
- użytkownik rybacki,

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

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

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

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

7.5. Propozycje działań ochronnych

Dla całego obszaru zlewni należy wprowadzić plan adaptacji do zmian klimatu. Wynika to z kilku istotnych przesłanek znajdujących się w dokumencie pt.: "Strategiczny plan adaptacji dla sektorów i obszarów wrażliwych na zmiany klimatu do 2020 r. z perspektywą do roku 2030 (SPA2020). Są to między innymi:

- mniejszej liczby dni w roku z ujemną temperaturą powietrza, a co za tym idzie dłuższe okresy wegetacji roślin,
- większej liczby dni w roku z temperaturą maksymalną wyższą od 25°C, czyli silniejszych tzw. fal upałów,
- większego chwilowego natężenia opadów, tj. wielkości opadów w ciągu jednej doby, a co za tym idzie częstszych podtopień lokalnych,
- większej prędkości wiatrów i częstszego występowania tornad (trąb powietrznych) czy huraganów,
- dłuższych i silniejszych susz,

- dalszego podnoszenia się poziomu Morza Bałtyckiego, a tym samym m.in. szybszej erozji brzegów morskich

Gmina Koszalin

Celem rewitalizacji jeziora Jamno Gmina Koszalin winna zaplanować zadanie dotyczące ograniczenia dopływu biogenów do jeziora Jamna wprowadzanych rzeką Dzierżęcinką. Działania winy być przede wszystkim nakierowane na zagospodarowanie wód opadowych. Kierunki działań mogą dotyczyć budowy kolejnego zbiornika retencyjnego pozwalającego retencjonować wody odprowadzane z większej części miasta.

Wody opadowe z odległych dzielnic powinny po podczyszczeniu trafić do naturalnego zlewniowo odbiornika. Na przykład z osiedla Lubiatowo do jeziora Lubiatowo. Z osiedla Jamno-Łabusz do jeziora Jamno. Nie należy przetrzucać wód opadowych (ścieków deszczowych) do innych zlewni cząstkowych ponieważ zaburza się naturalny cykl hydrologiczny.

Istnieje możliwość dodatkowego doczyszczania wód opadowych po piaskownikach i separatorach z wykorzystaniem biotopów wodno-błotnych czy rowów melioracyjnych. Każde wydłużenie odpływu z tzw. zabudową biologiczną (przyrodniczą) jest korzystne dla uzyskania efektu końcowego dobrej jakości wód opadowych odprowadzanych do odbiornika.

Poprawa jakości wód rzeki Dzierżęcinki jest możliwa przy zmianie podejścia do prac utrzymaniowych i regulacyjnych w samym korycie rzeki. Jest potencjalna możliwość „unaturalnienia” koryta rzecznoego w ramach istniejącej regulacji (umocnień brzegowych).Projektuje się zmiany profilu podłużnego rzeki celem utworzenia naturalnej sekwencji bystrze-płoso. Dodatkowo wprowadza się elementy konstrukcyjne odporne na wysokie stany wody celem nasadzeń roślinności wodno-błotnej modyfikującej ekosystem. Czym bardziej urozmaicony nurt rzeki siedliskami, tym sprawniejszy obieg materii organicznej i retencja biogenów. Projektowanie uwzględnia stany wód od niżówek po stany wysokie.

Planowanie zadań dotyczących usprawnień kanalizacji deszczowej wymaga sporych nakładów. Dotyczy to odbudowy, przebudowy lub renowacji bezwykopowej kanalizacji deszczowej. Dla porównania przykładowa inwestycja budowy kanalizacji deszczowej w Szczecinie dla ulic Kniewskiej i Lubczyńskiej po przetargu (19.04.2017) została oszacowana w granicach około 2.000,00 zł (brutto) za 1mb. W ramach tej inwestycji zaplanowano podczyszczenie wód opadowych (piaskowniki i separatory lamelowe SEP), pompownie oraz zbiorniki retencyjne i tłoczne odprowadzenie wód opadowych do pobliskiego ciek. Na

lokalnym rynku ceny obecnie mogą się kształtować do 700,00 zł brutto za 1mb kanalizacji deszczowej. Koszty tych inwestycji w obszarach zabudowanych często wielokrotnie rosną.

Ważnym zadaniem do zaplanowania dla aglomeracji koszalińskiej jest opracowania Miejskiego Planu Adaptacji (MPA) do zmian klimatu. W ramach tego planu, na który Miasto może otrzymać dofinansowanie, należy przede wszystkim skupić się na przebudowie i modernizacji systemu kanalizacji odprowadzającej wody deszczowe. Nowatorskim rozwiązaniem byłoby odprowadzanie najbardziej zanieczyszczonych wód opadowych (ścieków) powstających w pierwszej fazie intensywnego opadu z wytypowanych obszarów miasta do kanalizacji sanitarnej odprowadzając tylko część opadu do oczyszczalni ścieków.

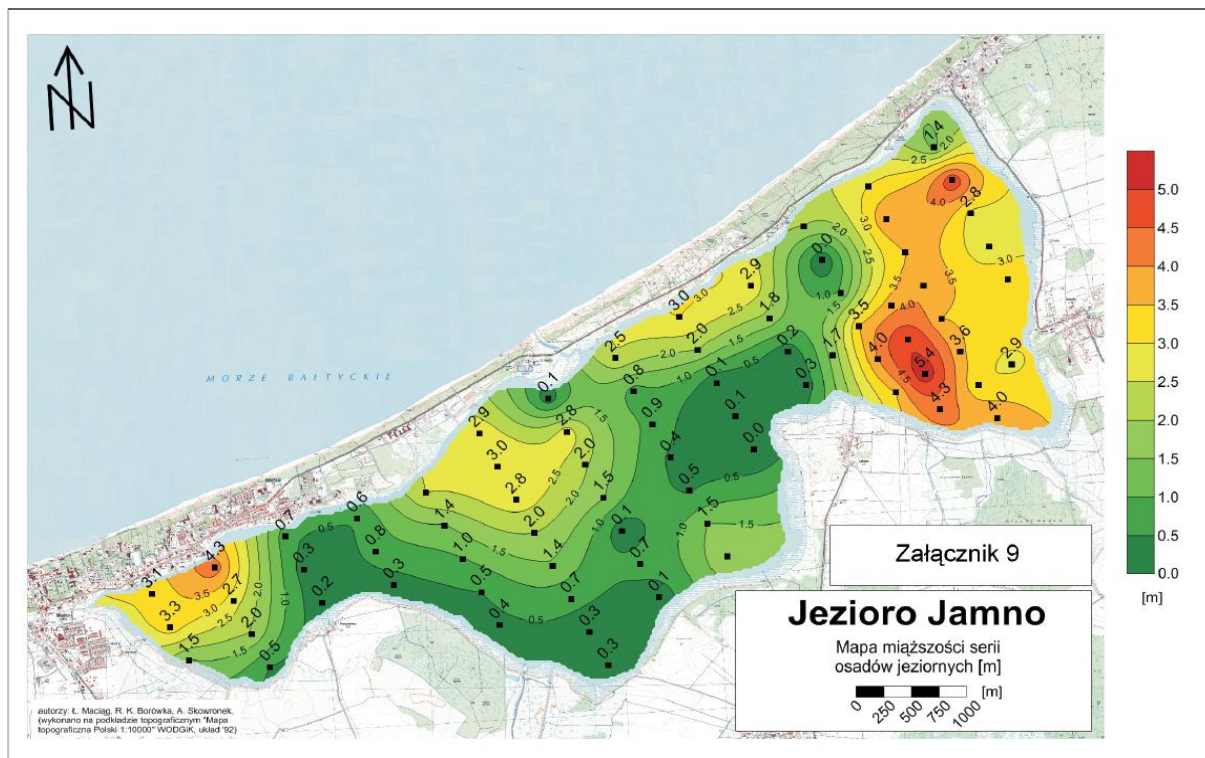
Gmina Mielno

Plan winien obejmować poprawę gospodarki wodami opadowymi, ze zlewni bezpośredniej do jeziora Jamno oraz poprawę jakości wód cieką o nazwie Unista (dawniej Mieleński rów). Już realizowana jest modernizacja oczyszczalni ścieków w Unieściu co wino wpłynąć na uzyskanie lepszej sprawności oczyszczania ścieków sezonie turystycznym kiedy to obciążenie wielokrotnie wzrasta.

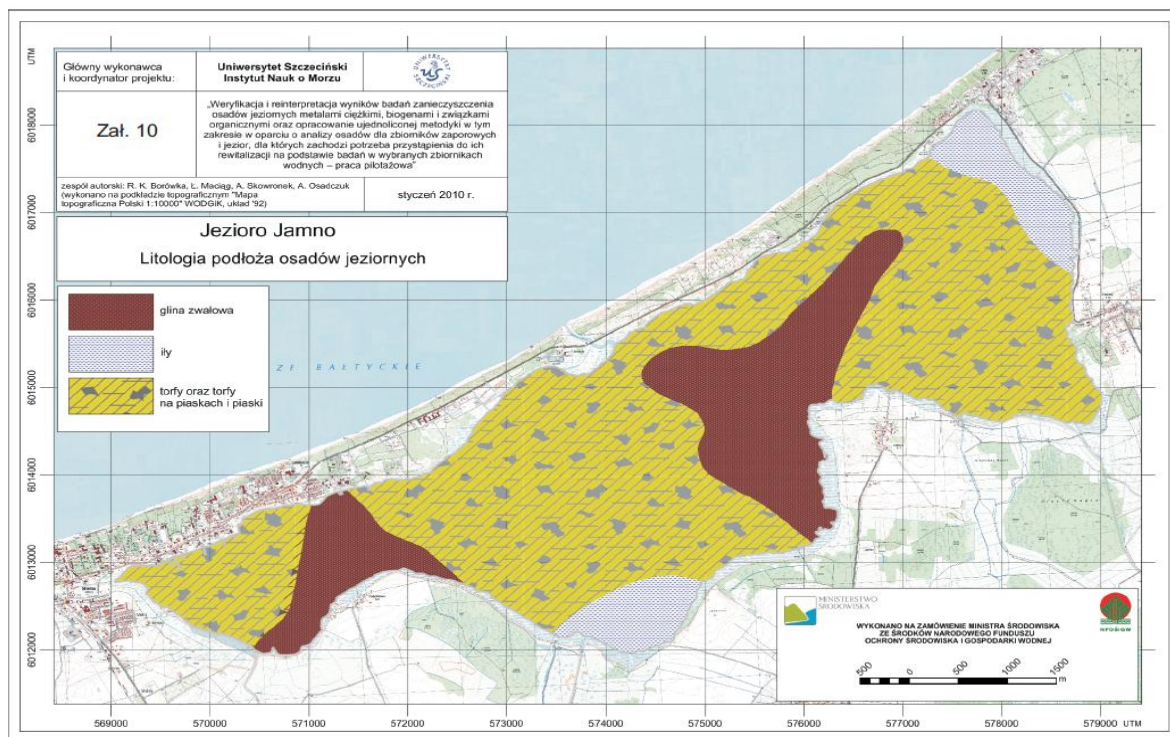
W planach należy ująć renaturyzację dolnego odcinka cieką Unista zwiększając potencjał samooczyszczania oraz ograniczenia spływu zawiesiny do strefy przybrzeżnej jeziora w okresach gwałtownych opadów.

Istotnym elementem jest zaplanowanie wykonanie rewitalizacji strefy przybrzeżnej tzw. "małego Jamna" na pewnym odcinku w granicach miasta Mielno celem zrealizowania projektu o roboczej nazwie "Zabudowa rekreacyjna strefy przybrzeżnej jeziora Jamno". Celem tego projektu ma być wykonanie plaży z bezpiecznym zejściem do wody. Inwestycja ma służyć uprawianiu sportów wodnych takich jak windsurfing, umożliwić bezpieczne korzystanie z sprzętu pływającego jak łódzie wiosłowe, kajaki i rowery wodne. Propagowanie tych form sportu jest zasadne z uwagi na niewielką głębokość tej części jeziora Jamna.

Poważnym wyzwaniem będzie ocena potrzeb refulacji części osadów i wymiany ich na piasek morski (Ryc. 15). Rozważana jest technologia odwadniania osadów w tak zwanych geotubach. Poważniejszym zadaniem jest zagospodarowanie wydobytych osadów. Tutaj można rozważyć lokalizację na depozyt w ramach działki jeziora w okolicach "półwyspu podamirowskiego". Półwysep ten charakteryzuje się dogodnymi warunkami geologicznymi gdyż jest utworzony z glin zwałowych (Ryc. 16). Dodatkowo do opracowania dołączono przykładowy profil litologiczny nr 1 wykonany w okolicach planowanej inwestycji budowy plaży (Tabela 21, Ryc. 17).



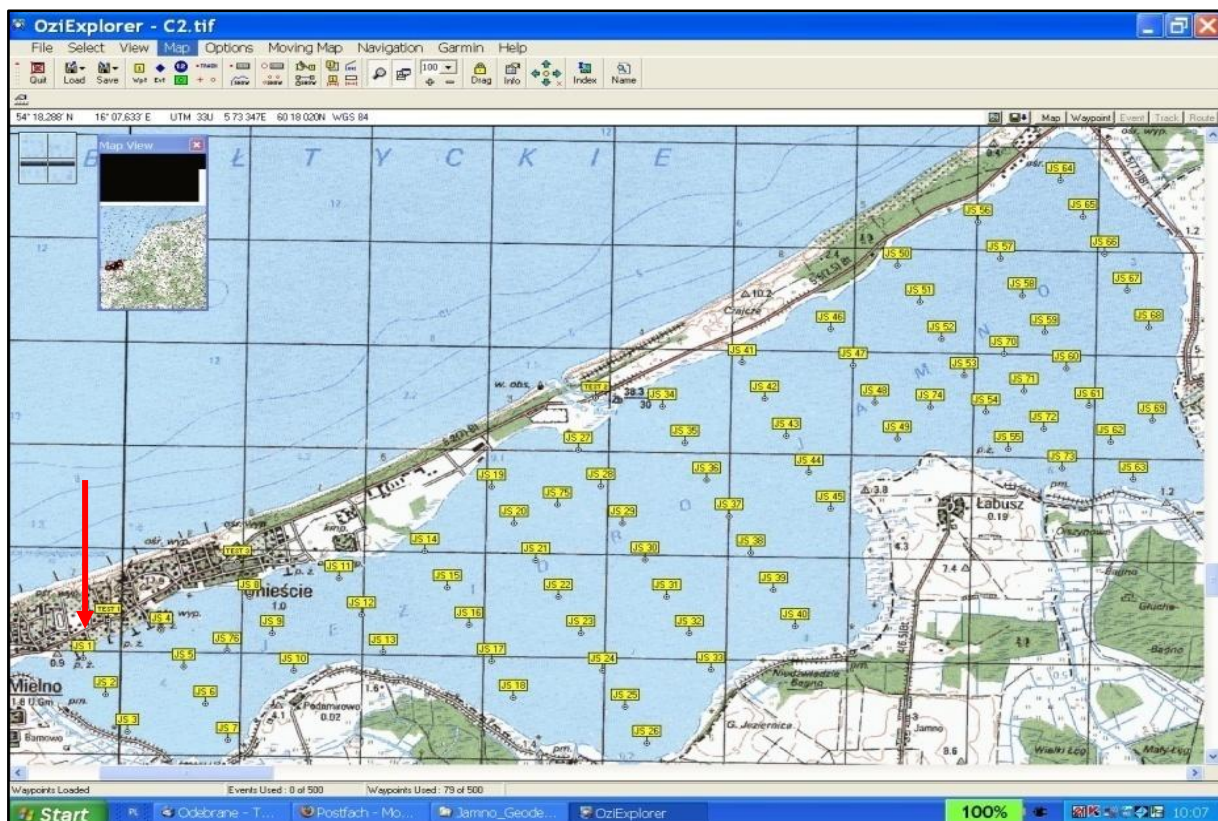
Ryc. 15. Miąższość zalegania osadów jeziornych w rejonie przybrzeżnym Mielna dochodzi do 4,3 m (Projekt pt.: „Badania stopnia zanieczyszczenia osadów jeziora Jamno” – koordynatorzy projektu Prof. R. Borówka, dr A. Skowronek i dr A. Osadcuk, Szczecin 2010)



Ryc. 16. Litologia podłoża osadów jeziornych jeziora Jamno (Projekt pt.: „Badania stopnia zanieczyszczenia osadów jeziora Jamno” – koordynatorzy projektu Prof. R. Borówka, dr A. Skowronek i dr A. Osadcuk, Szczecin 2010)

Tabela 21. Profil litologiczny dla sondy nr 1

Głębokość m	Opis litologiczny	Nr próbek			
		Chemia	Sedyment.	Radionukl.	
0,00 – 0,25	Gytia glonowo-drobnodetrytusowa lekko zapiaszczona barwy oliwkowej;	0,00 – 0,25	0,00 – 0,13		
			0,13 – 0,25		
0,25 – 0,33	Piasek drobnoziarnisty jasnoszary;	0,25 – 0,50	0,25 – 0,33		
0,33 – 1,85	Gytia glonowo-drobnodetrytusowa barwy oliwkowej ciemniejącej ku dołowi; miejscami cienkie laminy piaszczyste (na gł. 0,80, 1,20, 1,40 m); w spągu od gł. 1,58 pojawiają się pojedyncze muszle <i>Cardium glaucum</i> ;		0,33 – 0,41		
		0,41 – 0,50			
		0,50 – 0,75	0,50 – 0,63		
			0,63 – 0,75		
		0,75 – 1,00	0,75 – 0,88		
			0,88 – 1,00		
			1,00 – 1,10	1,00 – 1,25	
			1,10 – 1,20		
			1,20 – 1,30	1,25 – 1,50	
			1,30 – 1,40		
		1,40 – 1,50			
		1,50 – 1,60	1,50 – 1,85		
		1,60 – 1,70			
		1,70 – 1,80			
		1,80 – 1,85			
1,85 – 2,70	Gytia glonowa węglanowa barwy jasnooliwkowej, pojedyncze muszle <i>Cardium glaucum</i> (m.in. w pozycji przyżyciowej na gł. ok. 2,35 oraz 2,65 – 2,60) dość liczne małżoraczki; <i>Cardium glaucum</i> w pozycji przyżyciowej: 2,34 m; 2,56 m; 2,59 m;		1,85 – 1,90	1,85 – 2,20	
			1,90 – 2,00		
			2,00 – 2,10		
			2,10 – 2,20		
				2,20 – 2,30	2,20 – 2,50
				2,30 – 2,40	
				2,40 – 2,50	
				2,50 – 2,60	2,50 – 2,70
				2,60 – 2,70	
2,70 – 3,06			Gytia drobnodetrytusowa słabo węglanowa barwy ciemnooliwkowej z bardzo liczną malakofauną <i>Cardium glaucum</i> oraz fauną Ostracoda; W spągu warstwy pojawiają się pojedyncze muszle <i>Valvata</i> sp. oraz <i>Bithynia tentaculata</i> , prawdopodobnie z rozmycia warstwy niżej leżącej; <i>Cardium glaucum</i> w pozycji przyżyciowej: 2,76 m; 2,83 m; 2,86 m; 2,96 m; 3,03 m;		2,70 – 2,80
	2,80 – 2,90				
	2,90 – 3,00				
		3,00 – 3,06			
3,06 – 3,38	Torf ciemnobrunatny z przewarstwieniami gytii detrytusowej, na gł. 3,15 m zawierającej muszle malakofauny słodkowodnej <i>Valvata</i> sp.;		3,06 – 3,17	3,06 – 3,38	
			3,17 – 3,29		
			3,29 – 3,38		
3,38 – 3,43	Piasek drobnoziarnisty organiczny barwy ciemnoszarej;		3,38 – 3,43		



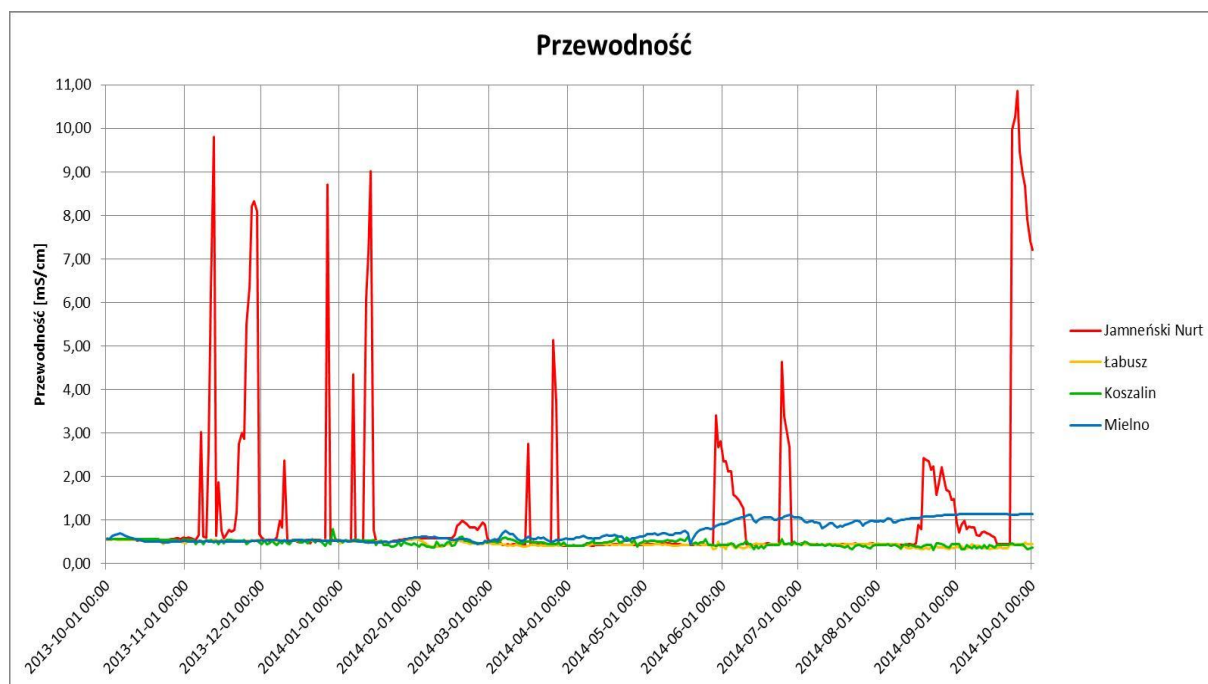
Ryc. 16. Lokalizacja wykonanych profili litologicznych osadów jeziora Jamno - czerwona strzałką zaznaczono lokalizację dla sondy nr 1 (Projekt pt.: „Badania stopnia zanieczyszczenia osadów jeziora Jamno” – koordynatorzy projektu Prof. R. Borówka, dr A. Skowronek i dr A. Osadczyk, Szczecin 2010)

Dodatkowym zadaniem w planach winna się znaleźć edukacja ekologiczna dla mieszkańców i odwiedzających gminę gości nakierowaną na ochronę walorów przyrodniczych jeziora Jamno ukazująca jego bogactwo i najważniejsze walory. W ramach tej edukacji szczególnie winno się zająć ochroną strefy przybrzeżnej (buforowej) i bardzo cennego rezerwatu przyrody "Łazy" znajdującego się częściowo w granicach gminy Mielno. Wraz z inwestycją budowy plaży i edukacji ekologicznej należy wiązać nadzieje na pojawienie się szkółek windsurfingu i propagowania bezpiecznego zachowania się nad wodą.

Gmina Sianów

W ramach planu w gminie winno się przygotować szczegółowy program ochrony rzeki Unieść. Należy tu zaproponować edukację nakierowaną na ochronę wód dla takich grup interesariuszy jak właściciele ośrodków hodowli i chowu ryb, rolnicy i leśnicy. Ważnym zadaniem winno być zarządzanie polderem "Osieki Koszalińskie". Nie jest to co prawda zadanie gminy jednak lepsza współpraca z Zachodniopomorskim Zarządem Melioracji i

Urządzeń Wodnych ze Szczecina może jedynie poprawić nowo zaistniałą sytuację pojawiania się na polderze wód z Jeziora Bukowo. Zjawisko to się nasila w sytuacji rosnącego poziomu wody na Jeziorze Bukowo w wyniku wlewów wód morskich. Celowym w tej sytuacji jest zainstalowanie automatycznych stacji pomiarowych poziomu wody i zasolenia podobnie jak na jeziorze Jamno (Ryc. 17).



Ryc. 17. Przykładowy wykres zmian przewodności elektrolitycznej wody ze stacji pomiarowych zlokalizowanych wokół jeziora Jamno - największe zróżnicowanie co oczywiste występują przy Jamneńskim Nurcie

Gmina Będzino

W planach dla Gminy Będzino do podstawowych zadań winno być szczególna troska o jakość wód rzeki Strzeżenicy. Realizacja zadań dotycząca kanalizacji sanitarnej, deszczowej i nadzoru nad indywidualnymi sposobami gospodarowania ściekami będą decydować o poprawie jakości wód Strzeżenicy. Podobnie jak dla innych gmin ze zlewni jeziora Jamno należy w ramach planu przygotować szczegółowy program ochrony rzeki Strzeżenicy. Należy tu zaproponować edukację nakierowaną na ochronę wód dla takich grup interesariuszy jak właściciele ośrodków turystycznych, prowadzących usługi agroturystyczne, i rolników.

8. Materiały źródłowe

- 1187, D. 2. p., *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych.*
- 1482, D. 2. n. 0. p., *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 22 października 2014 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U. 2014 poz. 1482).*
- PN-86/C-05560/02 : *Woda i ścieki : badania zawartości chlorofilu w wodach powierzchniowych : oznaczanie chlorofilu a w glonach planktonowych metodą spektrofotometryczną monochromatyczną z poprawką na feopigmenty a.*
- Bajkiewicz-Grabowska, E., 2010. Assessment of the ecological state of lakes as proposed by the Polish Limnological Society. *Limnological Review*, 10/2010(3-4), pp. 105-116.
- Balcer, M., Korda, N. i Dodson, S., 1984. *Zooplankton of the Great Lakes: A Guide to the Identification and Ecology of the Common Crustacean Species.* first edition red. Madison: The Board of Regents of the University of Wisconsin System.
- Bellinger, E. i Sigeo, D., 2010. *Freshwater Algae: Identification and Use as Bioindicators.* first edition red. Wiley.
- Burchardt, L. i inni, 2010. *Klucz do oznaczania gatunków fitoplanktonu jezior i rzek. Przewodnik do ćwiczeń laboratoryjnych i badań terenowych.* wydanie pierwsze red. Poznań: Bogucki Wydawnictwo Naukowe.
- Choiński, A., 2006. *Katalog Jezior Polski.* wydanie pierwsze red. Poznań: Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu.
- Choiński, A., 2006. *Komentarz do mapy hydrograficznej w skali 1:50 000 arkusz N-33-69-A Koszalin.* brak miejsca: Uniwersytet Adama Mickiewicza w Poznaniu.
- Choiński, A., 2007. *Limnologia fizyczna.* wydanie pierwsze red. Poznań: Wydawnictwo Naukowe UAM.
- Cieśliński, R., 2005. Hydrochemiczna ocena porównawcza wód jeziora Jamno i Bukowo. *Przegląd Geologiczny*, 53(11), pp. 1066-1067.
- Cieśliński, R., 2012. Zróżnicowanie hydro- i morfogenetyczne jezior przybrzeżnych polskiego wybrzeża Południowego Bałtyku. *Geologia i geomorfologia*, Tom 9, pp. 175-187.
- Czarnecka, H., 2005. *Atlas podziału hydrograficznego Polski.* Warszawa: Wydawnictwo IMGiW.

- Da-Peng, L. i Yong, H., 2010. Sedimentary phosphorus fractions and bioavailability as influenced by repeated sediment resuspension. *Ecological Engineering*, Issue 36, p. 958–962.
- Ejsmont-Karabin, J., 2013. Ocena stanu troficznego wód jeziornych na podstawie zooplanktonu. W: H. Ciecierska i M. Dynowska, redaktorzy *Biologiczne metody oceny stanu środowiska Tom 2. Ekosystemy wodne. Podręcznik metodyczny*. wydanie pierwsze red. Olsztyn: Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, pp. 129-149.
- Gałczyński, Ł. i Ociepa, A., 2008. Toksyny wytwarzane przez sinice. *Ecological Chemistry And Engineering S*, 15(1), pp. 69-76.
- Giercuskiewicz-Bajtlik, M., 1990. *Prognozowanie zmian jakości wód stojących*. wydanie pierwsze red. Warszawa: Instytut Ochrony Środowiska.
- Gonsiorczyk, P., Casper, P. i Koschel, R., 1998. Phosphorus-binding forms in the sediment of an oligotrophic and eutrophic hardwater lake of the Baltic lake district (Germany). *Wat. Sci. Tech.*, 37(3), pp. 51-58.
- Gumiński, R., 1948. Próba wydzielenia dzielnic rolniczo-klimatycznych w Polsce. *Przegląd Meteorologiczny i Hydrologiczny*, I(1), pp. 7-20.
- Hermanowicz, W. i inni, 1999. *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków*. Warszawa: Wydawnictwo Arkady.
- Hesse, T., 1997. *Ocena stanu środowiska i funkcjonowanie ekosystemu jeziora Jamno na podstawie badań monitoringowych w latach 1995-1996*, Koszalin: Zakład Biologii Środowiskowej, Politechnika Koszalińska.
- Hillbricht-Ilkowska, A. i Patalas, K., 1967. Metody oceny produkcji biomasy oraz niektóre problemy metodyki ilościowej zooplanktonu. *Ekol. Pol., Ser. B*, Issue 13, p. 139–172.
- Hutorowicz, A., 2009. *Standardowe objętości komórek do szacowania biomasy wybranych taksonów glonów planktonowych wraz z określeniem sposobów pomiarów i szacowania*. Olsztyn: Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie.
- Hutorowicz, A., 2013. Ocena stanu ekologicznego jezior z wykorzystaniem fitoplanktonu. W: H. Ciecierska i M. Dynowska, redaktorzy *Biologiczne metody oceny stanu środowiska Tom 2. Ekosystemy wodne. Podręcznik metodyczny*. Olsztyn: Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, pp. 38-58.
- Hutorowicz, A. i Pasztaleniec, A., 2011. *Procedura oceny stanu ekologicznego jezior w oparciu o multimetryki fitoplanktonowy*. Olsztyn-Warszawa: Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie, Instytut Ochrony Środowiska-Państwowy Instytut Badawczy w Warszawie.

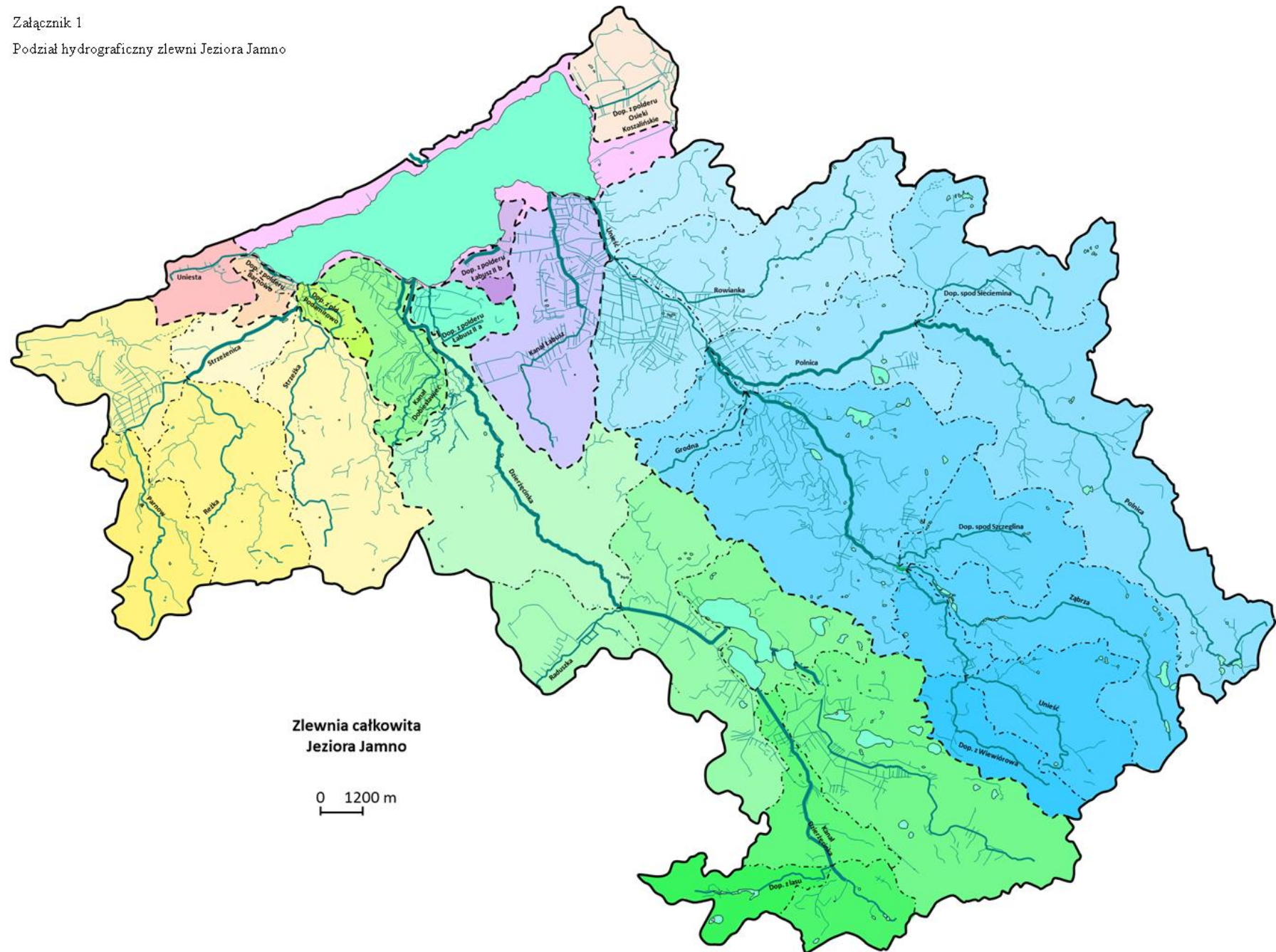
- Jędrzejczyk-Betlińska, W., 2016. Czajcze - Kto o nim jeszcze pamięta?. *Prestiż*, Grudzień.Issue (12/2016).
- Kasprzak, K. i Niedbała, W., 1981. Wskaźniki biocenotyczne stosowane w badaniach ilościowych. W: M. Górny i L. Grüm, redaktorzy *Metody stosowane w zoologii gleby*. wydanie pierwsze red. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Naukowe, pp. 397-416.
- Kawecka, B. i Eloranta, P., 1994. *Zarys ekologii glonów wód słodkich i środowisk lądowych*. wydanie pierwsze red. Warszawa: Wydawnictwo PWN.
- Kisand, A., 2005. Distribution of sediment phosphorus fractions in hypertrophic strongly stratified Lake Verevi. *Hydrobiologia*, Issue 547, p. 33–39.
- Kolada, A. i Ciecierska, H., 2009. *Wytyczne do prowadzenia badań terenowych oraz do sposobu zestawiania i przetwarzania danych o makrofitach w jeziorach*. Warszawa: Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie.
- Kondracki, J., 2009. *Geografia regionalna Polski*. wydanie trzecie uzupełnione red. Warszawa: Wydawnictwo Naukowe PWN.
- Kudelska, D., Cydzik, D. i Soszka, H., 1994. *Wytyczne monitoringu podstawowego jezior*. wydanie drugie red. Warszawa: Oficyna Wydawnicza OIKOS Sp. z o.o..
- Lewandowski, J., 2002. *Untersuchungen zum Einfluss seeinterner Verfahren auf die Phosphor-Diagenese in Sedimenten*, Berlin: Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät I der Humboldt-Universität zu Berlin.
- Ministerstwo Środowiska, 2010. *Sformułowanie w warunkach korzystania z wód regionu wodnego ograniczeń w korzystaniu z wód jezior lub zbiorników oraz w użytkowaniu ich zlewni*, Kraków, Warszawa: brak nazwiska
- Pokojska, U., 1999. *Przewodnik metodyczny do analizy wód*. Wydanie pierwsze red. Toruń: Wydawnictwo Uniwersytetu Mikołaja Kopernika.
- Psenner, R. i inni, 1988. Fractionation of phosphorus in suspended matter and sediment. *Arch. Hydrobiol. Beih.*, Issue 30, p. 98–110.
- Ribeiro, D. i inni, 2008. Phosphorus fractionation in volcanic lake sediments (Azores – Portugal). *Chemosphere*, Issue 70, p. 1256–1263.
- Rybak, J., 1994. *Przegląd słodkowodnych zwierząt bezkręgowych. Aschelminthes. Rotatoria*. wydanie pierwsze red. Warszawa: Biblioteka Monitoringu Środowiska. Państwowa Inspekcja ochrony Środowiska.
- Rybak, J. i Błędzki, L., 2010. *Słodkowodne skorupiaki planktonowe Klucz do oznaczania gatunków*. wydanie pierwsze red. Warszawa: Wydawnictwa Uniwersytetu Warszawskiego.

- Starmach, K., 1955. *Metody badania planktonu*. Warszawa: PWRiL.
- Starmach, K., 1989. *Plankton roślinny wód słodkich: metody badania i klucze do oznaczania gatunków występujących w wodach Europy Środkowej*. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Naukowe.
- Szozkiewicz, K., Jusik, S. i Zgoła, T., 2010. *Klucz do oznaczania makrofitów dla potrzeb oceny stanu ekologicznego wód powierzchniowych*. wydanie drugie zmienione red. Warszawa: Inspekcja Ochrony Środowiska.
- Vollenweider, R., 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Memorie dell' Istituto Italiano di Idrobiologia*, Tom 33, pp. 53-83.
- Wehr, J. i Seath, R., 2002. *Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification*. first edition red. brak miejsca: Academic Press.
- Wilk-Woźniak, E. i Pociecha, A., 2000. *Plankton podgórskich zbiorników zaporowych – Dynamika zbiorowisk planktonowych jako narzędzie w badaniach wód zbiorników zaporowych (na przykładzie podgórskiego zbiornika zaporowego)*. *Zacisze*, p. 151–160.
- Woś, A., 1993. *Regiony klimatyczne Polski w świetle występowania różnych typów pogody*.

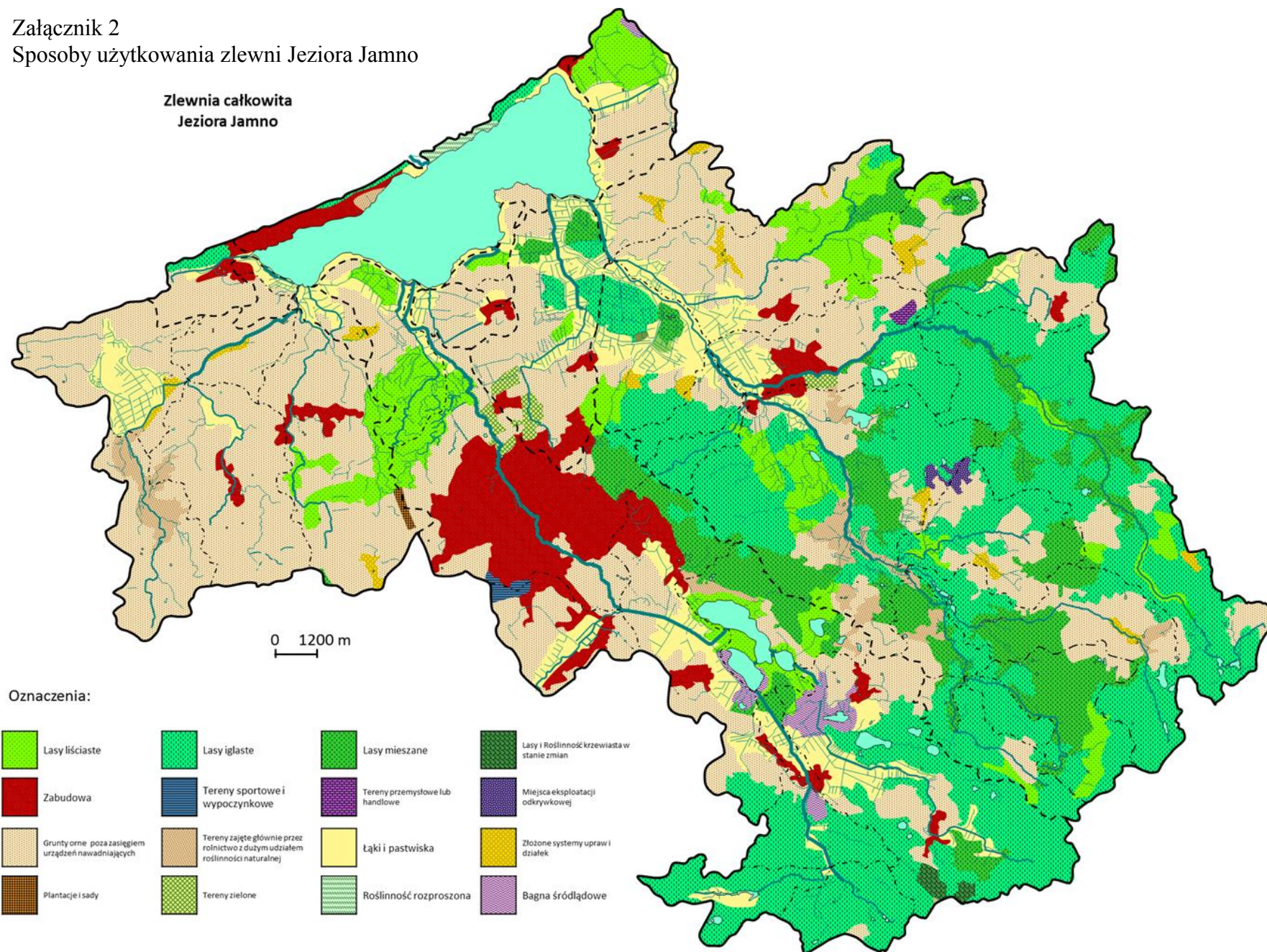
9. Załączniki

Załącznik 1




Podział hydrograficzny zlewni Jeziora Jamno



Załącznik 2
Sposoby użytkowania zlewni Jeziora Jamno



Załącznik 3. Lokalizacja punktów badawczych na dopływach

Stanowisko 4 Uniesta	
	N 54°15'23"
	E 16°02'50"
Stanowisko 5 dopływ z polderu Barnowo	
	N 54°15'17"
	E 16°04'02"
Stanowisko 6 Strzeżenica	
	N 54°14'38"
	E 16°04'49"

Stanowisko 7 Kanał Dobiesławiec



N 54°15'03"

E 16°07'40"

Stanowisko 8 Dzierżęcinka



N 54°14'04"

E 16°08'30"

Stanowisko 9 Kanał Łabusz



N 54°16'22"

E 16°11'30"

Stanowisko 10 Unieść



N 54°16'19"

E 16°12'37"

Stanowisko 11 Dopływ z polderu Osieki Koszalińskie



N 54°17'06"

E 16°12'33"

Stanowisko 12 Jamneński Nurt



N 54°16'56"

E 16°08'04"

Załącznik 4. Udział poszczególnych taksonów fitoplanktonu Jeziora Jamno w liczebności ogólnej

Klasa	Takson	St. 1	St. 2	St. 3	Średnia
Cyanophyceae	<i>Aphanizomenon flosaquae</i>			1,8	0,7
	<i>Aphanizomenon</i> sp.			0,6	0,2
	<i>Dolichospermum flosaquae</i>	0,2			0,1
	<i>Limnococcus limneticus</i>		0,3		0,1
	<i>Microcystis flosaquae</i>	0,7		0,9	0,5
	<i>Microcystisviridis</i>	50,9	54,6	57,0	54,4
	<i>Microcystis wesenbergii</i>	11,3	11,3	10,0	10,8
	<i>Microcystis</i> sp.	10,7	10,3	6,8	9,0
	<i>Woronichinia</i> sp.	1,5	0,2		0,5
Dinophyceae	<i>Ceratiumhirundinella</i>		0,04	0,04	0,03
Bacillariophyceae	<i>Cocconeis pediculus</i>	0,05	0,1		0,04
	<i>Cocconeis</i> sp.			0,1	0,04
	<i>Nitzschiaaacicularis</i>	0,1	0,1	0,1	0,1
	<i>Nitzschia</i> sp.		0,1		0,03
	<i>Navicula</i> sp.	0,05	0,04	0,1	0,1
	<i>Surirellaelegans</i>	0,05			0,01
	<i>Aulacoseiragranulata</i> var. <i>Angustissima</i>	5,6	6,4	6,7	6,3
	<i>Aulacoseira italica</i>	0,8	3,2	1,2	1,7
	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0,1	0,2	0,2	0,2
	<i>Cyclotella stelligera</i>			0,1	0,04
	<i>Cyclotella</i> sp.	0,5	0,7	1,0	0,7
	<i>Stephanodiscus astraera</i>		0,04	0,04	0,03
	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	0,4	0,3	0,8	0,5
	<i>Stephanodiscus neoastraera</i>	1,3	1,0	0,5	0,9
	<i>Stephanodiscus</i> sp.	0,3	0,3	0,5	0,4
	<i>Asterionella formosa</i>	1,0		0,3	0,4
Cryptophyceae	<i>Cryptomonas marssonii</i>			0,1	0,1
	<i>Cryptomonas</i> sp.	0,8	1,0	1,9	1,3
Eustigmatophyceae	<i>Pseudostaurastrumlimneticum</i>			0,04	0,01
Chlorophyceae	Chlorophyta nd.	3,6	3,4	3,3	3,5
	<i>Parapediastrubiradiatum</i>	0,1			0,04
	<i>Pediastrum duplex</i>			0,04	0,01
	<i>Pseudopediastruboryanum</i>	1,4	1,1	1,0	1,1
	<i>Stauridium tetras</i> (Ehrenberg)		0,04		0,01
	<i>Golenkinia radiata</i>	0,05			0,01
	<i>Acutodesmusacuminatus</i>	0,2		0,1	0,1
	<i>Acutodesmusdimorphus</i>		0,04		0,01
	<i>Acutodesmus obliquus</i>	1,7	0,7	1,1	1,1
	<i>Coelastrum microporum</i>			0,1	0,03
	<i>Desmodesmuscommunis</i>	4,7	2,2	1,6	2,7
	<i>Desmodesmusedenticulatus</i>			0,2	0,1
	<i>Desmodesmusopoliensis</i>	0,3	1,1	0,3	0,6
	<i>Desmodesmus serratus</i>		0,04		0,01
	<i>Scenedesmus arcuatus</i>	0,1		0,1	0,1
	<i>Scenedesmus obtusus</i>		0,1		0,03
	<i>Scenedesmus</i> sp.	0,05			0,01
	<i>Monoraphidium arcuatum</i>			0,04	0,01
	<i>Eudorinaelegans</i>		0,2	0,6	0,3
	<i>Pandorinamorum</i>	0,2		0,1	0,1
Trebouxiophyceae	<i>Actinastrum hantzschii</i>		0,3		0,1
	<i>Oocystis lacustris</i>		0,3		0,1

Klasa	Takson	St. 1	St. 2	St. 3	Średnia
Trebouxiophyceae	<i>Oocystis marssonii</i>	0,7		0,1	0,2
	<i>Oocystis</i> sp.	0,5	0,2	0,2	0,3
	<i>Quadricoccusellipticus</i>		0,2		0,1
Conjugatophyceae	<i>Closterium aciculare</i>	0,05			0,01
	<i>Closterium kuetzingii</i>		0,1		0,04
	<i>Closterium strigosum</i>			0,04	0,01
	<i>Cosmarium depressum</i>		0,1		0,03
	<i>Staurastrum paradoxum</i>			0,04	0,01
	<i>Staurastrum uniseriatum</i>	0,1	0,1	0,04	0,1
		100,0	100,0	100,0	100,0
	Suma Cyanophyceae	75,1	76,6	77,0	76,3
	Suma Dinophyceae		0,04	0,04	0,03
	Suma Bacillariophyceae	10,3	12,3	11,7	11,5
	Suma Cryptophyceae	0,8	1,0	2,1	1,3
	Suma Eustigmatophyceae			0,04	0,01
	Suma Chlorophyceae	12,4	8,9	8,7	9,8
	Suma Trebouxiophyceae	1,2	1,0	0,3	0,8
	Suma Conjugatophyceae	0,2	0,3	0,1	0,2
		100,0	100,0	100,0	100,0

Oznaczenia:

Eudominanci
 Dominanci
 Subdominanci
 Recedenci
 Subrecedenci

Załącznik 5. Udział poszczególnych taksonów fitoplanktonu Jeziora Jamno w biomacie ogólnej

Klasa	Takson	St. 1	St. 2	St. 3	Średnia
Cyanophyceae	<i>Aphanizomenon flosaquae</i>			1,2	0,5
	<i>Aphanizomenon</i> sp.			0,3	0,1
	<i>Dolichospermum flosaquae</i>	0,1			0,02
	<i>Limnococcus limneticus</i>		0,03		0,01
	<i>Microcystis flosaquae</i>	0,4		0,5	0,3
	<i>Microcystisviridis</i>	55,5	60,1	64,0	60,2
	<i>Microcystis wesenbergii</i>	8,6	8,8	7,8	8,4
	<i>Microcystis</i> sp.	6,2	6,0	4,1	5,3
	<i>Woronichinia</i> sp.	0,1	0,01		0,04
Dinophyceae	<i>Ceratiumhirundinella</i>		0,3	0,2	0,2
Bacillariophyceae	<i>Cocconeis pediculus</i>	0,1	0,2		0,1
	<i>Cocconeis</i> sp.			0,2	0,1
	<i>Nitzschiaacicularis</i>	0,01	0,01	0,01	0,01
	<i>Nitzschia</i> sp.		0,1		0,02
	<i>Navicula</i> sp.	0,1	0,1	0,2	0,1
	<i>Surirellaelegans</i>	0,5			0,1
	<i>Aulacoseiragranulata</i> var. <i>Angustissima</i>	0,9	1,1	1,1	1,1
	<i>Aulacoseira italica</i>	0,5	1,8	0,7	1
	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0,4	0,5	0,5	0,5
	<i>Cyclotella stelligera</i>			0,04	0,01
	<i>Cyclotella</i> sp.	0,2	0,2	0,4	0,3
	<i>Stephanodiscus astra</i>		0,2	0,2	0,2
	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	0,2	0,1	0,4	0,3
	<i>Stephanodiscus neoastrea</i>	6,8	5,2	3,0	4,8
	<i>Stephanodiscus</i> sp.	0,1	0,1	0,2	0,1
<i>Asterionella formosa</i>	0,3		0,1	0,1	
Cryptophyceae	<i>Cryptomonas marssonii</i>			0,1	0,03
	<i>Cryptomonas</i> sp.	0,5	0,6	1,1	0,7
Eustigmatophyceae	<i>Pseudostastrumlimneticum</i>			0,01	0,004
Chlorophyceae	Chlorophyta nd.	5,6	5,4	5,3	5,4
	<i>Parapediastrubiradiatum</i>	1,6			0,5
	<i>Pediastrum duplex</i>			0,2	0,1
	<i>Pseudopediastruboryanum</i>	9,5	7,4	6,9	7,8
	<i>Stauridium tetras</i> (Ehrenberg)		0,04		0,01
	<i>Golenkinia radiata</i>	0,02			0,005
	<i>Acutodesmusacuminatus</i>	0,02		0,01	0,01
	<i>Acutodesmusdimorphus</i>		0,01		0,002
	<i>Acutodesmus obliquus</i>	0,2	0,1	0,1	0,1
	<i>Coelastrum microporum</i>			0,01	0,002
	<i>Desmodesmuscommunis</i>	1,1	0,5	0,4	0,6
	<i>Desmodesmudenticulatus</i>			0,1	0,02
	<i>Desmodesmusopoliensis</i>	0,1	0,4	0,1	0,2
	<i>Desmodesmus serratus</i>		0,01		0,003
	<i>Scenedesmus arcuatus</i>	0,02		0,01	0,01
	<i>Scenedesmus obtusus</i>		0,04		0,01
	<i>Scenedesmus</i> sp.	0,003			0,001
	<i>Monoraphidium arcuatum</i>			0,0004	0,0001
	<i>Eudorinaelegans</i>		0,04	0,1	0,1
	<i>Pandorinamorum</i>	0,4		0,1	0,2

Klasa	Takson	St. 1	St. 2	St. 3	Średnia
Trebouxiophyceae	<i>Actinastrum hantzschii</i>		0,003		0,001
	<i>Oocystis lacustris</i>		0,2		0,1
	<i>Oocystis marssonii</i>	0,04		0,004	0,01
	<i>Oocystis</i> sp.	0,03	0,01	0,01	0,02
	<i>Quadricoccusellipticus</i>		0,003		0,001
Conjugatophyceae	<i>Closterium aciculare</i>	0,1			0,02
	<i>Closterium kuetzingii</i>		0,2		0,1
	<i>Closterium strigosum</i>			0,1	0,04
	<i>Cosmarium depressum</i>		0,2		0,1
	<i>Staurastrum paradoxum</i>			0,03	0,01
	<i>Staurastrum uniseriatum</i>	0,1	0,1	0,03	0,1
		100,0	100,0	100,0	100,0

Suma Cyanophyceae	70,8	74,9	77,9	74,8
Suma Dinophyceae		0,3	0,2	0,2
Suma Bacillariophyceae	10,0	9,6	7,0	8,7
Suma Cryptophyceae	0,5	0,6	1,2	0,8
Suma Eustigmatophyceae			0,01	0,004
Suma Chlorophyceae	18,4	13,9	13,4	15,1
Suma Trebouxiophyceae	0,1	0,3	0,02	0,1
Suma Conjugatophyceae	0,2	0,5	0,2	0,3
	100,0	100,0	100,0	100,0

Oznaczenia:

Eudominanci
 Dominanci
 Subdominanci
 Recedenci
 Subrecedenci

Załącznik 6. Udział poszczególnych taksonów zooplanktonu Jeziora Jamno w liczebności ogólnej

Klasa	Takson	St. 1	St. 2	St. 3	Średnia
Eurotatoria	<i>Rotatoria nd</i>	2,7	0,9	5,3	3,2
	<i>Pompholyx sulcata</i>	5,8	2,3		2,5
	<i>Testudinella patina</i>	0,9			0,3
	<i>Asplanchna priodonta</i>		1,4		0,4
	<i>Asplanchna sp.</i>	0,9		2,8	1,4
	<i>Brachionus angularis</i>			1,8	0,7
	<i>Keratellacochlearis f. tecta</i>	22,3	18,3	25,3	22,3
	<i>Keratella cochlearis f. typica</i>	3,6	2,7	2,8	3,0
	<i>Keratella quadrata</i>	6,3	13,2	16,5	12,4
	<i>Ascomorpha ecaudis</i>	0,4			0,1
	<i>Ascomorpha saltans</i>	10,3	9,1	8,4	9,2
	<i>Ascomorpha sp.</i>		0,5	1,1	0,5
	<i>Proales sp.</i>		0,5	0,4	0,3
	<i>Polyarthra vulgaris</i>	0,9		0,4	0,4
	<i>Trichocerca pusilla</i>	3,6	0,5	0,4	1,4
<i>Trichocerca rousseleti</i>	0,9	1,4		0,7	
Maxillopoda	<i>Nauplius</i>	18,3	17,8	10,9	15,2
	<i>Acanthocyclops viridis</i>		0,9	3,9	1,8
	<i>Acanthocyclops sp.</i>	5,4	2,7	2,1	3,3
	<i>Cyclops sp.</i>	1,8	0,9	1,1	1,2
Branchiopoda	<i>Bosmina (Eubosmina) coregoni</i>	1,8	3,2	1,8	2,2
	<i>Bosmina (Bosmina) longirostris</i>	0,4			0,1
	<i>Bosmina sp.</i>	1,8	0,9	1,4	1,4
	<i>Chydorussphaericus</i>	10,7	19,2	13,3	14,3
	<i>Daphnia cucullata</i>	0,9	3,7	0,4	1,5
	<i>Daphnia sp.</i>	0,4			0,1
	<i>Sidacrystallina</i>			0,4	0,1
		100,0	100,0	100,0	100,0

Suma Eurotatoria	58,5	50,7	64,9	58,7
Suma Maxillopoda	25,4	22,4	17,9	21,6
Suma Branchiopoda	16,1	26,9	17,2	19,8
	100,0	100,0	100,0	100,0

Oznaczenia:

Eudominanci
 Dominanci
 Subdominanci
 Recedenci
 Subrecedenci

Załącznik 7. Udział poszczególnych taksonów zooplanktonu Jeziora Jamno w biomacie ogólnej

Klasa	Takson	St. 1	St. 2	St. 3	Średnia
Eurotatoria	<i>Rotatoria nd</i>	1,0	0,7	2,9	1,7
	<i>Pompholyx sulcata</i>	0,1	0,04		0,03
	<i>Testudinella patina</i>	0,02			0,01
	<i>Asplanchna priodonta</i>		8,4		1,7
	<i>Asplanchna sp.</i>	2,1		9,3	4,4
	<i>Brachionus angularis</i>			0,04	0,01
	<i>Keratellacochelearis f. tecta</i>	0,02	0,03	0,03	0,03
	<i>Keratella cochlearis f. typica</i>	0,02	0,04	0,03	0,03
	<i>Keratella quadrata</i>	1,0	4,1	3,6	2,6
	<i>Ascomorpha ecaudis</i>	0,01			0,004
	<i>Ascomorpha saltans</i>	0,1	0,2	0,1	0,1
	<i>Ascomorpha sp.</i>		0,01	0,02	0,01
	<i>Proales sp.</i>		0,1	0,03	0,02
	<i>Polyarthra vulgaris</i>	0,04		0,02	0,02
	<i>Trichocerca pusilla</i>	0,01	0,004	0,002	0,01
<i>Trichocerca rousseleti</i>	0,004	0,01		0,004	
Maxillopoda	<i>Nauplius</i>	0,1	0,1	0,1	0,1
	<i>Acanthocyclops viridis</i>		4,9	14,6	6,5
	<i>Acanthocyclops sp.</i>	14,4	14,7	8,0	12,0
	<i>Cyclops sp.</i>	23	23,4	19,0	21,6
Branchiopoda	<i>Bosmina (Eubosmina) coregoni</i>	0,5	1,7	0,7	0,8
	<i>Bosmina (Bosmina) longirostris</i>	0,001			0,0003
	<i>Bosmina sp.</i>	0,2	0,2	0,3	0,2
	<i>Chydorussphaericus</i>	0,000001	0,000004	0,000002	0,000002
	<i>Daphnia cucullata</i>	5,1	41,2	2,8	11,6
	<i>Daphnia sp.</i>	52,3			21,8
	<i>Sidacrystallina</i>			38,6	14,6
		100,0	100,0	100,0	100,0

Suma Eurotatoria	4,4	13,6	16,1	10,7
Suma Maxillopoda	37,5	43,2	41,6	40,2
Suma Branchiopoda	58,1	43,2	42,3	49,0
	100,0	100,0	100,0	100,0

Oznaczenia:

Eudominanci
 Dominanci
 Subdominanci
 Recedenci
 Subrecedenci

Załącznik 8. Wykaz makrofitów wraz ze stopniem pokrycia oznaczonych na poszczególnych rzekach



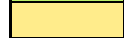
Grupa	Takson	Stopień pokrycia		
		Unieść	Dzierżęcinka	Strzeżenica
Głony	<i>Cladophorasp.</i> Gałęzotka		<1%	
	<i>Oedogonium sp.</i> Uwikło		<1%	
Rośliny zanurzone i o liściach pływających	<i>Callitriche sp.</i> Rześl	<1%	<1%	<1%
	<i>Ceratophyllum demersum</i> Rogatek sztywny			10-25%
	<i>Elodea canadensis</i> Moczarka kanadyjska	<1%	>75%	
	<i>Hydrocharismorsus-ranae</i> Żabiściek pływający		<1%	1-2,5%
	<i>Lemnagibba</i> Rzęsa garbata			<1%
	<i>Lemna minor</i> Rzęsa drobna	<1%	<1%	<1%
	<i>Lemnatisulca</i> Rzęsa trójrowkowa	<1%	<1%	
	<i>Myriophyllum verticillatum</i> Wywłócznik okółkowy		<1%	
	<i>Nuphar lutea</i> Grązel żółty			25-50%
	<i>Polygonum amphibium</i> Rdest ziemnowodny			<1%
	<i>Potamogeton crispus</i> Rdestnica kędzierzawa		<1%	
	<i>Potamogeton natans</i> Rdestnica pływająca		<1%	<1%
	<i>Potamogeton pusillus</i> Rdestnica drobna		1-1,25%	
	<i>Potamogeton praelongus</i> Rdestnica wydłużona		<1%	
	<i>Potamogeton trichoides</i> Rdestnica włosowata			<1%
	<i>Spirodela polyrrhiza</i> Spirodella wielokorzeniowa		<1%	5-10%
Rośliny naczyniowe wynurzone - jednoliścienne	<i>Calamagrostis pseudophragmites</i> Trzcinnik szuwarowy			<1%
	<i>Eleocharis palustris</i> Ponikło błotne			1-2,5%
	<i>Glyceria fluitans</i> Manna jadalna	2,5-5%	<1%	5-10%
	<i>Glyceria maxima</i> Manna mielec	5-10%	<1%	5-10%
	<i>Iris pseudacorus</i> Kosaciec żółty	<1%		
	<i>Phalaris arundinacea</i> Mozga trzcinowata	<1%		
	<i>Phragmites australis</i> Trzcina pospolita	5-10%		1-2,5%

Grupa	Takson	Rzeka		
		Unieść	Dzierżęcinka	Strzeżenica
Rośliny naczyniowe wyrurzone - jednoliścienne	<i>Scirpus lacustris</i> Ocieret jeziorny			<1%
	<i>Scirpus sylvaticus</i> Sitowie leśne	<1%	<1%	
	<i>Sparganium emersum</i> Jeżogłówka pojedyncza	5-10%		
	<i>Sparganium erectum</i> Jeżogłówka gałęzista		<1%	<1%
Rośliny naczyniowe wyrurzone - dwuliścienne	<i>Berula erecta</i> Potocznik wąskolistny		<1%	
	<i>Lysimachia vulgaris</i> Tojeść pospolita		<1%	
	<i>Polygonum persicaria</i> Rdest płamisty	<1%		<1%
	<i>Rorippa amphibia</i> Rzepicha ziemnowodna	5-10%		<1%
	<i>Rumex hydrolypathum</i> Szczałw lancetowaty	<1%	<1%	
	<i>Stachys palustris</i> Czyściec błotny	2,5-5%		
Liczba taksonów		15	20	19
Makrofitowy Indeks Rzeczny		37,9	41,9	32,2
Stan/Potencjał ekologiczny		dobry	dobry	umiarkowany

Załącznik 9. Wyniki badań Uniesty (Mieleńskiego Rowu) (stanowisko 4)

Wskaźnik		Uniesta (Mieleński Rów) (0/23)					
		11.05.	28.06.	13.07.	25.08.	28.09.	Średnia
Wskaźniki charakteryzujące stan fizyczny	Temperatura [°C]	15,2	15,4	15,9	15,8	12	14,9
	Zawiesina ogólna [mg/dm ³]	5,6	7	4,4	3,6	4,2	5
Wskaźniki charakteryzujące warunki tlenowe i zanieczyszczenia organiczne	Tlen rozpuszczony [mgO ₂ /dm ³]	7,48	5,40	4,46	3,56	7,03	5,59
	BZT ₅ [mgO ₂ /dm ³]	7	3	5	6	3	5
	TOC [mgC/dm ³]	7,7	6,2	7,4	9,6	7,7	7,7
	ChZT-Cr [mgO ₂ /dm ³]	32	4	14	20	6	15
Wskaźniki charakteryzujące zasolenie	Przewodność [μS/cm]	687,1	572,2	637,4	574,2	758,9	646,0
	Substancje rozpuszczone* [mg/dm ³]	580	529	516	370	b.p.	499
	Siarczany [mgSO ₄ /dm ³]	35	40	32	24	24	31
	Chlorki [mgCl/dm ³]	21,45	17,96	88,00	67,86	57,15	50,48
	Wapń [mgCa/dm ³]	219,2	235,3	187,1	168,4	197,8	201,6
	Magnez [mgMg/dm ³]	34,0	58,3	22,7	11,3	21,1	29,5
	Twardość ogólna [mgCaCO ₃ /dm ³]	670,6	573	227,9	364,6	566,5	480,5
Wskaźniki charakteryzujące zakwaszenie	Odczyn pH	7,61	7,61	8,77	8,58	9,04	8,32
	Zasadowość ogólna [mgCaCO ₃ /dm ³]	5,6	5,6	5,2	3,9	6,1	5,3
Wskaźniki charakteryzujące warunki biogenne	Azot amonowy [mgN _{NH4} /dm ³]	0,34	0,49	0,35	0,28	0,37	0,37
	Azot Kjeldahla [mgN/dm ³]	0,74	0,75	0,76	1,58	0,68	0,90
	Azot azotanowy [mgN _{NO3} /dm ³]	1,854	2,895	0,816	3,454	3,787	2,561
	Azot azotynowy [mgN _{NO2} /dm ³]	0,072	0,109	0,066	0,097	0,072	0,083
	Azot ogólny [mgN/dm ³]	2,662	3,752	1,643	5,135	4,536	3,546
	Fosfor fosforanowy [mgP _{PO4} /dm ³]	0,058	0,086	0,089	0,141	0,072	0,089
	Fosfor ogólny [mgP/dm ³]	0,794	0,986	0,858	0,789	1,028	0,891

Oznaczenia:

	potencjał bardzo dobry
	potencjał dobry
	potencjał poniżej dobrego



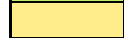
b.p. wartość nie mierzona

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

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

Wskaźnik		Dopływ z polderu Barnowo (0/23)					
		11.05.	28.06.	13.07.	25.08.	28.09.	Średnia
Wskaźniki charakteryzujące stan fizyczny	Temperatura [°C]	17,7	18,9	18,7	16,9	12	16,8
	Zawiesina ogólna [mg/dm ³]	5,6	10,4	3,6	14	3,4	7,4
Wskaźniki charakteryzujące warunki tlenowe i zanieczyszczenia organiczne	Tlen rozpuszczony [mgO ₂ /dm ³]	8,31	4,25	3,5	2,3	2,87	4,24
	BZT ₅ [mgO ₂ /dm ³]	9	12	6	10	7	9
	TOC [mgC/dm ³]	11,2	13,5	10,4	34,3	21,7	18,2
	ChZT-Cr [mgO ₂ /dm ³]	9	43	16	113	58	48
Wskaźniki charakteryzujące zasolenie	Przewodność [μS/cm]	666,5	541,1	391,7	499	857,2	591,1
	Substancje rozpuszczone* [mg/dm ³]	560	b.p.	307	324	557	473
	Siarczany [mgSO ₄ /dm ³]	35	24	24	25	24	26,4
	Chlorki [mgCl/dm ³]	25,76	20,38	53,44	86,86	84,22	54,13
	Wapń [mgCa/dm ³]	179,1	115,0	93,6	88,2	171,1	129,4
	Magnez [mgMg/dm ³]	22,7	30,8	4,9	9,7	21,1	17,8
	Twardość ogólna [mgCaCO ₃ /dm ³]	527,4	280	227,9	253,9	501,3	358,1
Wskaźniki charakteryzujące zakwaszenie	Odczyn pH	7,7	7,45	8,77	8,52	8,87	8,26
	Zasadowość ogólna [mgCaCO ₃ /dm ³]	5,6	4,7	3,6	2,1	5,8	4,4
Wskaźniki charakteryzujące warunki biogenne	Azot amonowy [mgN _{NH4} /dm ³]	0,41	0,39	0,29	0,58	0,37	0,41
	Azot Kjeldahla [mgN/dm ³]	0,64	2,73	0,67	0,67	0,59	1,06
	Azot azotanowy [mgN _{NO3} /dm ³]	0,181	0,208	0,206	3,585	1,371	1,11
	Azot azotynowy [mgN _{NO2} /dm ³]	0,011	0,016	0,015	0,04	0,025	0,022
	Azot ogólny [mgN/dm ³]	0,831	2,954	0,892	4,295	1,983	2,191
	Fosfor fosforanowy [mgP _{PO4} /dm ³]	0,068	0,207	0,103	0,146	0,139	0,133
	Fosfor ogólny [mgP/dm ³]	0,724	1,376	0,916	0,858	0,764	0,928

Oznaczenia:

	potencjał bardzo dobry
	potencjał dobry
	potencjał poniżej dobrego

b.p. wartość nie mierzona

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

Załącznik 11. Wyniki badań Strzeżenicy (stanowisko 6)

Wskaźnik		Strzeżenica (17)					Średnia
		11.05.	28.06.	13.07.	25.08.	28.09.	
Wskaźniki charakteryzujące stan fizyczny	Temperatura [°C]	17,7	19,0	18,1	16,5	12,5	16,8
	Zawiesina ogólna [mg/dm ³]	9,4	4,2	3,6	8,8	7,8	6,8
Wskaźniki charakteryzujące warunki tlenowe i zanieczyszczenia organiczne	Tlen rozpuszczony [mgO ₂ /dm ³]	8,07	3,54	5,20	4,42	7,89	5,82
	BZT ₅ [mgO ₂ /dm ³]	4	5	6	4	2	4
	TOC [mgC/dm ³]	8,2	9,6	13,8	12,6	9,4	10,7
	ChZT-Cr [mgO ₂ /dm ³]	29	31	30	23	0	23
Wskaźniki charakteryzujące zasolenie	Przewodność [µS/cm]	540,7	560,2	557,3	611	724,5	598,8
	Substancje rozpuszczone [mg/dm ³]	460	487	452	397	471	453
	Siarczany [mgSO ₄ /dm ³]	30	24	28	24	24	26
	Chlorki [mgCl/dm ³]	17,21	17,54	50,64	72,51	57,58	43,10
	Wapń [mgCa/dm ³]	189,8	155,1	168,4	147	176,4	167,4
	Magnez [mgMg/dm ³]	3,2	17,8	11,3	1,6	14,6	9,7
	Twardość ogólna [mgCaCO ₃ /dm ³]	475,3	377,6	410,2	351,6	488,3	420,6
Wskaźniki charakteryzujące zakwaszenie	Odczyn pH	7,74	7,52	8,86	8,75	9,09	8,39
	Zasadowość ogólna [mgCaCO ₃ /dm ³]	9,4	5,1	4,8	1,7	7,0	5,6
Wskaźniki charakteryzujące warunki biogenne	Azot amonowy [mgN _{NH4} /dm ³]	0,89	0,42	0,40	0,32	0,33	0,47
	Azot Kjeldahla [mgN/dm ³]	1,22	1,77	0,63	0,69	0,68	1,00
	Azot azotanowy [mgN _{NO3} /dm ³]	1,327	1,748	2,188	3,726	3,757	2,549
	Azot azotynowy [mgN _{NO2} /dm ³]	1,651	3,462	0,119	0,12	0,066	1,083
	Azot ogólny [mgN/dm ³]	4,195	6,979	2,941	4,534	4,505	4,630
	Fosfor fosforanowy [mgP _{PO4} /dm ³]	0,072	0,133	0,162	0,012	0,075	0,091
	Fosfor ogólny [mgP/dm ³]	0,221	0,889	0,938	0,900	2,427	1,075

Oznaczenia:

	stan bardzo dobry
	stan dobry
	stan poniżej dobrego

Załącznik 12. Wyniki badań Kanału Dobiesławiec (stanowisko 7)

Wskaźnik		Kanał Dobiesławiec (0/23)					
		11.05.	28.06.	13.07.	25.08.	28.09.	Średnia
Wskaźniki charakteryzujące stan fizyczny	Temperatura [°C]	19,4	20,7	19,7	18,3	12,5	18,1
	Zawiesina ogólna [mg/dm ³]	8,2	3,8	1,8	10,6	10,0	6,9
Wskaźniki charakteryzujące warunki tlenowe i zanieczyszczenia organiczne	Tlen rozpuszczony [mgO ₂ /dm ³]	8,85	7,03	5,52	1,53	6,44	5,87
	BZT ₅ [mgO ₂ /dm ³]	4	6	5	6	7	6
	TOC [mgC/dm ³]	19,6	14,6	12,5	14,8	16,7	15,6
	ChZT-Cr [mgO ₂ /dm ³]	69	34	67	61	128	72
Wskaźniki charakteryzujące zasolenie	Przewodność [µS/cm]	595,6	560,5	482,3	380,0	734,4	550,6
	Substancje rozpuszczone* [mg/dm ³]	500	449	386	247	477	412
	Siarczany* [mgSO ₄ /dm ³]	80	60	50	24	85	60
	Chlorki [mgCl/dm ³]	20,78	17,52	59,36	61,35	63,79	44,56
	Wapń [mgCa/dm ³]	144,4	149,7	128,3	93,6	168,4	136,9
	Magnez [mgMg/dm ³]	48,6	21,1	17,8	11,3	29,2	25,6
	Twardość ogólna [mgCaCO ₃ /dm ³]	546,9	364,6	312,5	273,5	527,4	405
Wskaźniki charakteryzujące zakwaszenie	Odczyn pH	7,51	7,50	8,74	8,39	8,89	8,21
	Zasadowość ogólna [mgCaCO ₃ /dm ³]	8,2	3,9	3,7	2,1	6,2	4,8
Wskaźniki charakteryzujące warunki biogenne	Azot amonowy [mgN _{NH4} /dm ³]	0,48	0,48	0,5	0,43	0,80	0,53
	Azot Kjeldahla [mgN/dm ³]	0,80	1,04	0,80	0,67	0,90	0,84
	Azot azotanowy [mgN _{NO3} /dm ³]	0,442	1,761	0,823	1,959	3,086	1,614
	Azot azotynowy [mgN _{NO2} /dm ³]	0,028	0,132	0,083	0,09	0,07	0,081
	Azot ogólny [mgN/dm ³]	1,271	2,934	1,702	2,72	4,509	2,537
	Fosfor fosforanowy [mgP _{PO4} /dm ³]	0,037	0,068	0,088	0,138	0,247	0,115
	Fosfor ogólny [mgP/dm ³]	0,964	0,764	0,699	1,057	0,464	0,789

Oznaczenia:

	potencjał bardzo dobry
	potencjał dobry
	potencjał poniżej dobrego

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

Załącznik 13. Wyniki badań Dzierżęcinki (stanowisko 8)

Wskaźnik		Dzierżęcinka (0/23)					
		11.05.	28.06.	13.07.	25.08.	28.09.	Średnia
Wskaźniki charakteryzujące stan fizyczny	Temperatura [°C]	18,5	19	20,3	18	17	18,6
	Zawiesina ogólna [mg/dm ³]	9,4	78	8,6	5,0	3,6	20,9
Wskaźniki charakteryzujące warunki tlenowe i zanieczyszczenia organiczne	Tlen rozpuszczony [mgO ₂ /dm ³]	7,74	3,27	7,45	7,27	6,79	6,5
	BZT ₅ [mgO ₂ /dm ³]	5	41	6	3	6	12
	TOC [mgC/dm ³]	7	25,9	8,4	9,2	9,8	12,1
	ChZT-Cr [mgO ₂ /dm ³]	30	130	15	49	74	60
Wskaźniki charakteryzujące zasolenie	Przewodność [μS/cm]	1044	788	536	529	1245,6	828,5
	Substancje rozpuszczone* [mg/dm ³]	840	680	422	344	b.p.	572
	Siarczany* [mgSO ₄ /dm ³]	110	65	40	24	95	66,8
	Chlorki [mgCl/dm ³]	32,81	33,03	70,58	99,92	108,22	68,91
	Wapń [mgCa/dm ³]	149,7	125,6	104,3	106,9	131	123,5
	Magnez [mgMg/dm ³]	30,8	13	13	8,1	17,8	16,5
	Twardość ogólna [mgCaCO ₃ /dm ³]	488,3	306	253,9	293	390,7	346,4
Wskaźniki charakteryzujące zakwaszenie	Odczyn pH	7,6	7,33	9,04	8,99	8,89	8,37
	Zasadowość ogólna [mgCaCO ₃ /dm ³]	9,4	4,9	2,9	2,8	4,4	4,9
Wskaźniki charakteryzujące warunki biogenne	Azot amonowy [mgN _{NH4} /dm ³]	0,33	8,29	0,30	0,29	0,38	1,918
	Azot Kjeldahla [mgN/dm ³]	0,90	14,25	0,71	0,67	0,64	3,43
	Azot azotanowy [mgN _{NO3} /dm ³]	2,077	0,896	0,799	1,733	2,67	1,635
	Azot azotynowy [mgN _{NO2} /dm ³]	0,033	0,103	0,031	0,033	0,035	0,047
	Azot ogólny [mgN/dm ³]	3,007	15,253	1,536	2,437	3,345	5,116
	Fosfor fosforanowy [mgP _{PO4} /dm ³]	0,177	0,421	0,102	0,092	0,669	0,292
	Fosfor ogólny [mgP/dm ³]	0,772	1,419	0,710	1,125	1,439	1,093

Oznaczenia:

	potencjał bardzo dobry
	potencjał dobry
	potencjał poniżej dobrego

b.p. wartość nie mierzona

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

Załącznik 14. Wyniki badań Kanału Łabusz (stanowisko 9)

Wskaźnik		Kanał Łabusz (0/23)					
		11.05.	28.06.	13.07.	25.08.	28.09.	Średnia
Wskaźniki charakteryzujące stan fizyczny	Temperatura [°C]	17,8	20,3	19,4	23,8	13,2	18,9
	Zawiesina ogólna [mg/dm ³]	39	6,2	4,4	7	6	12,5
Wskaźniki charakteryzujące warunki tlenowe i zanieczyszczenia organiczne	Tlen rozpuszczony [mgO ₂ /dm ³]	13,05	5,33	4,88	5,36	6,27	6,98
	BZT ₅ [mgO ₂ /dm ³]	11	4	9	12	5	8
	TOC [mgC/dm ³]	19,6	8,4	32,5	34,4	17,2	22,4
	ChZT-Cr [mgO ₂ /dm ³]	72	8	120	111	38	70
Wskaźniki charakteryzujące zasolenie	Przewodność [µS/cm]	431,3	390,3	395,2	437	596	450
	Substancje rozpuszczone* [mg/dm ³]	370	350	298	284	387	338
	Siarczany* [mgSO ₄ /dm ³]	43	25	34	30	30	32,4
	Chlorki [mgCl/dm ³]	15,49	12,12	44,61	40,49	57,82	34,1
	Wapń [mgCa/dm ³]	144,4	125,6	115	109,6	144,4	127,8
	Magnez [mgMg/dm ³]	25,9	8,1	11,3	13	63,2	24,3
	Twardość ogólna [mgCaCO ₃ /dm ³]	455,8	306	280	319	605,5	393,3
Wskaźniki charakteryzujące zakwaszenie	Odczyn pH	8,16	7,63	8,79	8,53	8,98	8,42
	Zasadowość ogólna [mgCaCO ₃ /dm ³]	39	4,1	3,2	2,4	4,9	10,7
Wskaźniki charakteryzujące warunki biogenne	Azot amonowy [mgN _{NH4} /dm ³]	0,36	0,32	0,74	0,62	0,83	0,58
	Azot Kjeldahla [mgN/dm ³]	1,04	1,77	0,76	0,76	0,97	1,06
	Azot azotanowy [mgN _{NO3} /dm ³]	0,166	0,283	1,046	1,58	2,172	1,05
	Azot azotynowy [mgN _{NO2} /dm ³]	0,01	0,032	0,048	0,095	0,065	0,05
	Azot ogólny [mgN/dm ³]	1,214	2,084	1,856	2,433	3,206	2,159
	Fosfor fosforanowy [mgP _{PO4} /dm ³]	0,038	0,069	0,176	0,09	0,107	0,096
	Fosfor ogólny [mgP/dm ³]	1,282	0,686	1,256	0,875	1,214	1,063

Oznaczenia:

	potencjał bardzo dobry
	potencjał dobry
	potencjał poniżej dobrego

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

Załącznik 15. Wyniki badań Unieści (stanowisko 10)

Wskaźnik		Unieść (24)					
		11.05.	28.06.	13.07.	25.08.	28.09.	Średnia
Wskaźniki charakteryzujące stan fizyczny	Temperatura [°C]	15,2	16,6	17,6	15,7	11	15,2
	Zawiesina ogólna [mg/dm ³]	6,7	3,2	3,4	2,8	1	3,4
Wskaźniki charakteryzujące warunki tlenowe i zanieczyszczenia organiczne	Tlen rozpuszczony [mgO ₂ /dm ³]	9,62	7,60	6,32	6,61	9,4	7,91
	BZT ₅ [mgO ₂ /dm ³]	0	4	6	4	2	3
	TOC [mgC/dm ³]	5,5	2,6	12,7	11,2	6	7,6
	ChZT-Cr [mgO ₂ /dm ³]	15	<0	26	42	22	26
Wskaźniki charakteryzujące zasolenie	Przewodność [µS/cm]	276,6	263,1	541,5	359	354,7	359
	Substancje rozpuszczone [mg/dm ³]	240	228	224	233	235	232
	Siarczany* [mgSO ₄ /dm ³]	24	24	24	24	24	24
	Chlorki [mgCl/dm ³]	13,08	11,11	40,8	62,28	85,85	42,62
	Wapń [mgCa/dm ³]	93,6	104,3	101,6	90,9	96,2	97,3
	Magnez [mgMg/dm ³]	11,3	6,5	3,2	1,6	13,0	3,2
	Twardość ogólna [mgCaCO ₃ /dm ³]	273,5	253,9	247,4	227,9	286,5	257,8
Wskaźniki charakteryzujące zakwaszenie	Odczyn pH	8,17	7,72	8,88	8,99	9,38	8,63
	Zasadowość ogólna [mgCaCO ₃ /dm ³]	6,7	3,1	2,7	2,6	3,5	3,7
Wskaźniki charakteryzujące warunki biogenne	Azot amonowy [mgN _{NH4} /dm ³]	0,29	0,25	0,22	0,31	0,32	0,28
	Azot Kjeldahla [mgN/dm ³]	0,79	0,97	0,71	0,41	0,68	0,71
	Azot azotanowy [mgN _{NO3} /dm ³]	0,312	0,349	0,716	1,768	3,439	1,317
	Azot azotynowy [mgN _{NO2} /dm ³]	0,031	0,039	0,057	0,06	0,043	0,046
	Azot ogólny [mgN/dm ³]	1,133	1,363	1,485	2,243	4,158	2,076
	Fosfor fosforanowy [mgP _{PO4} /dm ³]	0,082	0,107	0,100	0,106	0,072	0,093
	Fosfor ogólny [mgP/dm ³]	1,61	0,636	0,798	0,84	0,366	0,85

Oznaczenia:

	stan bardzo dobry
	stan dobry
	stan poniżej dobrego

Załącznik 16. Wyniki badań dopływu z polderu Osieki Koszalińskie (stanowisko 11)

Wskaźnik		Dopływ z polderu Osieki Koszalińskie (0/23)					
		11.05.	28.06.	13.07.	25.08.	28.09.	Średnia
Wskaźniki charakteryzujące stan fizyczny	Temperatura [°C]	18,5	19,9	19,8	17,6	11,9	17,5
	Zawiesina ogólna [mg/dm ³]	15,7	1,6	8	4	5	6,9
Wskaźniki charakteryzujące warunki tlenowe i zanieczyszczenia organiczne	Tlen rozpuszczony [mgO ₂ /dm ³]	4	3,05	6,45	2,34	4,35	4,04
	BZT ₅ [mgO ₂ /dm ³]	4	6	8	6	6	6
	TOC [mgC/dm ³]	17,2	29,2	35,1	18,1	29,5	25,8
	ChZT-Cr [mgO ₂ /dm ³]	160	111	120	77	108	115
Wskaźniki charakteryzujące zasolenie	Przewodność [µS/cm]	396,5	356,2	403,7	449,9	472,6	415,8
	Substancje rozpuszczone* [mg/dm ³]	340	322	317	292	307	316
	Siarczany* [mgSO ₄ /dm ³]	24	24	24	24	24	24
	Chlorki [mgCl/dm ³]	19,81	17,69	55,21	63,07	64,28	44,01
	Wapń [mgCa/dm ³]	82,9	90,9	106,9	98,9	128,3	101,6
	Magnez [mgMg/dm ³]	58,3	17,8	13,0	19,4	4,9	22,7
	Twardość ogólna [mgCaCO ₃ /dm ³]	436,2	221,4	260,4	319	293	306
Wskaźniki charakteryzujące zakwaszenie	Odczyn pH	7,7	7,7	8,67	8,46	9,05	8,32
	Zasadowość ogólna [mgCaCO ₃ /dm ³]	15,7	3,3	3,3	2,9	5,4	6,1
Wskaźniki charakteryzujące warunki biogenne	Azot amonowy [mgN _{NH4} /dm ³]	0,88	0,60	0,60	0,51	0,63	0,64
	Azot Kjeldahla [mgN/dm ³]	0,90	0,99	0,74	1,29	0,68	0,92
	Azot azotanowy [mgN _{NO3} /dm ³]	0,525	0,367	0,779	1,701	2,999	1,274
	Azot azotynowy [mgN _{NO2} /dm ³]	0,033	0,029	0,040	0,104	0,064	0,054
	Azot ogólny [mgN/dm ³]	1,456	1,383	1,556	3,09	3,74	2,245
	Fosfor fosforanowy [mgP _{PO4} /dm ³]	0,181	0,185	0,190	0,134	0,145	0,167
	Fosfor ogólny [mgP/dm ³]	1,341	0,955	1,287	1,174	0,829	1,117

Oznaczenia:

	potencjał bardzo dobry
	potencjał dobry
	potencjał poniżej dobrego

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

Załącznik 17. Wyniki badań Jamneńskiego Nurtu (stanowisko 12)

Wskaźnik		Jamneński Nurt (0/22)					
		11.05.	28.06.	13.07.	25.08.	28.09.	Średnia
Wskaźniki charakteryzujące stan fizyczny	Temperatura [°C]	20,6	20,8	21,0	18,8	14,8	19,2
	Zawiesina ogólna [mg/dm ³]	27,7	29,0	29,5	31,5	24,0	28,3
Wskaźniki charakteryzujące warunki tlenowe i zanieczyszczenia organiczne	Tlen rozpuszczony [mgO ₂ /dm ³]	9,77	8,54	10,04	9,15	9,56	9,41
	BZT ₅ [mgO ₂ /dm ³]	14	10	4	9	6	9
	TOC [mgC/dm ³]	9,8	10,2	8,4	6,8	10,9	9,2
	ChZT-Cr [mgO ₂ /dm ³]	58	47	103	44	46	60
Wskaźniki charakteryzujące zasolenie	Przewodność [µS/cm]	709,8	368,2	386,2	461,3	478	480,7
	Substancje rozpuszczone* [mg/dm ³]	600	315	316	300	311	368
	Siarczany [mgSO ₄ /dm ³]	52	30	31	24	24	32
	Chlorki [mgCl/dm ³]	31,24	19,15	50,11	84,82	68,70	50,80
	Wapń [mgCa/dm ³]	90,9	72,2	88,2	109,6	106,9	93,6
	Magnez [mgMg/dm ³]	22,7	21,1	16,2	4,9	6,5	14,3
	Twardość ogólna [mgCaCO ₃ /dm ³]	312,5	175,8	214,9	286,5	286,5	255,2
Wskaźniki charakteryzujące zakwaszenie	Odczyn pH	8,68	8,83	9,68	10,05	10,24	9,50
	Zasadowość ogólna [mgCaCO ₃ /dm ³]	27,7	2,9	2,8	3,2	3,5	8,0
Wskaźniki charakteryzujące warunki biogenne	Azot amonowy [mgN _{NH4} /dm ³]	0,27	0,24	0,17	0,21	0,28	0,23
	Azot Kjeldahla [mgN/dm ³]	0,81	0,75	0,72	1,30	0,62	0,84
	Azot azotanowy [mgN _{NO3} /dm ³]	0,121	0,22	0,216	0,328	1,227	0,423
	Azot azotynowy [mgN _{NO2} /dm ³]	0,008	0,009	0,009	0,019	0,022	0,013
	Azot ogólny [mgN/dm ³]	0,935	0,977	0,95	1,645	1,871	1,276
	Fosfor fosforanowy [mgP _{PO4} /dm ³]	0,073	0,193	0,206	0,189	0,202	0,173
	Fosfor ogólny [mgP/dm ³]	1,062	1,564	1,366	1,257	>0	1,313

Oznaczenia:

	potencjał bardzo dobry
	potencjał dobry
	potencjał poniżej dobrego

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

Załącznik 18

Literatura uzupełniająca do metod rekultywacji:

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

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

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

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

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