

**BADANIA HYDROBIOLOGICZNE
ZBIORNIKA ZAPOROWEGO W PRZECZYCACH
CZEŚĆ I. FIZYCZNO-CHEMICZNE WSKAŹNIKI
JAKOŚCI WODY**

ANTONI DERYŁO¹, MACIEJ KOSTECKI², PIOTR SZILMAN¹

¹ Śląska Akademia Medyczna w Katowicach, Katedra Biologii i Parazytologii, ul. Medyków 18,
40-752 Katowice-Ligota

² Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska, Polska Akademia Nauk, ul. M. Skłodowskiej-Curie 34,
41-819 Zabrze

Keywords: hydrochemistry, selfpurification, water protection, dam-reservoirs.

**THE HYDROBIOLOGICAL RESEARCHES OF PRZECZYCE
DAM-RESERVOIR (CZARNA PRZEMSKA RIVER)
PART I. HYDROCHEMICAL FACTORS OF WATER QUALITY**

In the period from March to October 1998 hydrochemical researches on a dam-reservoir Przeczyce were carried out. This reservoir is an effect of the partition of Czarna Przemska valley, by ground barrier. Surface area of the reservoir is 570 ha, and its total cubic content is 20.75 mln m³ of water. Researches proved that in effect of systematic conveyance of pollutants by the Czarna Przemska River, water quality in the reservoir is in eutrophy state. Raised concentration of ortho-phosphates in output originating from washing out of drainage basin soils (the Schindler coefficient is 64), and from domestic sewage causes, notwithstanding relatively low concentration of nitrates, a threat for the reservoir. Disadvantageous nitrogen-phosphorus proportion, which amounts 56 od a tributary stream, 20 in the reservoir, and 14 in a outflow, is conducive to eutrophication of the reservoir. This proportion indicates that in Przeczyce dam-reservoir phosphorus is the agent limiting use of nitrogen in the process of primary production. Balance of nitrogen and phosphorus, and especially that a load of phosphates leded to the reservoir counterbalances itself with a load of water diversion. This evidences the loss of the reservoir ability to lay surplus nutrients, especially phosphorus, in bottom sediments, and consequently attests to the near moment of starting the process of enrichment from the inside of ecosystem. In the next, last part of this paper, results hydrobiologically (macrobentos) investigations will describe.

Streszczenie

W okresie od marca do października 1998 roku przeprowadzono badania hydrochemiczne zbiornika w Przeczycach, utworzonego w wyniku przegrodzenia zaporą ziemną doliny Czarnej Przemszy. Powierzchnia zbiornika wynosi około 500 ha, a jego pojemność 20,75 mln m³ wody.

Wskutek systematycznego doprowadzania rzeką Czarną Przemszą zanieczyszczeń jakość wody w zbiorniku wskazuje na stan eutrofii. Podwyższone stężenia ortofosforanów w wodzie dopływającej, pochodzące z wymywania gleb zlewni (współczynnik Schindlera wynosi 64) oraz ze ścieków bytowo-gospodarczych, stanowią, mimo stosunkowo niskich stężeń azotanów, zagrożenie dla zbiornika. Niekorzystny stosunek azotu do fosforu wynoszący na dopływie 56, w zbiorniku 20, a w odpływie 14, sprzyja eutrofizacji zbiornika. Wskazuje on, że w zbiorniku Przeczycze fosfor stanowi czynnik limitujący wykorzystanie azotu w procesie produkcji pierwotnej. Bilans azotu i fosforu, a zwłaszcza równoważenie się ładunku fosforanów doprowadzanych do zbiornika z ładunkiem odpływającym świadczy o utraceniu przez zbiornik zdolności do odkładania w osadach dennych nadmiaru biogenów. Bliski jest zatem moment uruchomienia procesu wzbogacania wewnętrznego w zbiorniku. W części II (końcowej) niniejszego opracowania przedstawione zostaną wyniki badań hydrobiologicznych (makrobentosu) zbiornika Przeczycze.

WPROWADZENIE

Zmiany zachodzące w środowisku naturalnym w wyniku gospodarczej działalności człowieka w odniesieniu do ekosystemów wodnych odbijają się na jakości wody. Znajduje to wyraz w zmianie fizyczno-chemicznych wskaźników jakości wody [1–4, 7, 21], a także w zmianach składu gatunkowego i liczebności organizmów roślinnych i zwierzęcych [5, 6, 8, 9, 11]. Szczególnie wrażliwe na zmiany jakości środowiska wodnego są zespoły gatunkowe makrobentosu.

Niniejsza praca przedstawia wyniki badań hydrochemicznych przeprowadzonych w roku 1998 na zbiorniku retencyjnym w Przeczycach (woj. śląskie) w celu określenia jakości wody. Celem badań było uzyskanie informacji o obecnym stanie środowiska wodnego, a także określenie tła hydrochemicznego dla wykonywanych równocześnie badań hydrobiologicznych [9]. Wyniki badań hydrobiologicznych zostaną przedstawione w drugiej (końcowej) części niniejszej pracy.

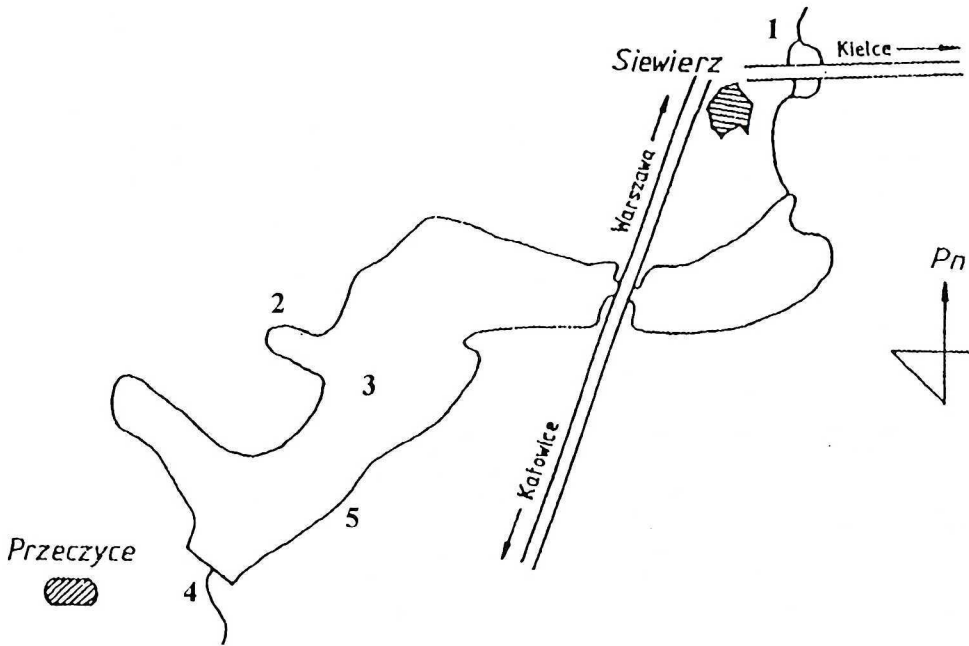
OBIEKT BADAŃ

Powierzchnia dorzecza Czarnej Przemszy obejmująca wschodni i południowo-wschodni rejon GOP-u znajduje się w zlewni Wisły i wynosi 2121 km². Rzeką Czarną Przemszą wypływa ze źródeł znajdujących się w rejonie miast Zawiercie i Ogrodzieniec, skąd płynie w kierunku południowym. W pobliżu miejscowości Mysłowice i Jęzor łączy się z Białą Przemszą i od tego miejsca nosi nazwę Przemsha.

System rzeczny Czarnej Przemszy odwadnia dwie geomorfologiczne jednostki, tj. Próg Wapienia Muszłowego [14, 15, 22, 23] oraz wschodnią część Płaskowyżu Bytomsko-Katowickiego. Wymienione obszary zbudowane są z utworów triasowych i karbońskich.

Długość Przemszy wynosi 48,6 km, a średni spadek terenu 0,97 promila. W swym górnym biegu Czarna Przemsha płynie korytem naturalnym o licznych zakolach i meandrach. Od miejscowości Łagisza koryto rzeki jest uregulowane i ujęte w kamienny żłób [3, 4, 22, 23]. Wzdłuż Czarnej Przemszy występują gleby mułowo-bagiennie [14, 15,].

W miejscowości Przeczyce, w wyniku przegrodzenia zaporą ziemną doliny Czarnej Przemszy, powstał zbiornik zaporowy. Zadaniem zbiornika jest ochrona przeciwpowodziowa, wyrównywanie przepływów w rzece, poprawienie warunków ujmowania wody oraz rozwój obiektów sportowo-rekreacyjnych (Rys. 1).



Rys. 1. Zbiornik zaporowy w Przeczycach – lokalizacja punktów poboru prób
Przeczyce dam-reservoir – sample points

Podstawowe parametry zbiornika są następujące:

- powierzchnia zlewni w przekroju zapory – 306,87 km²;
- średni opad roczny – 717 mm;
- przepływy charakterystyczne:

najniższy zaobserwowany (NHQ):	0,24 m ³ /s;
średni roczny (SRQ):	1,99 m ³ /s;
średni z najwyższych (SWQ):	28,0 m ³ /s;
wielka woda stuletnia (WWQ-100):	79,2 m ³ /s;
- pojemność całkowita zbiornika – 20,75 mln m³;
- pojemność powodziowa – 2,95 mln m³;
- pojemność użytkowa – 16,55 mln m³;
- pojemność minimalna – 1,24 mln m³;
- powierzchnia lustra wody przy rzędnej 289,25 m n.p.m. – 570 ha.

Podstawowe parametry zapory:

- długość zapory – 773 m;
- szerokość w koronie – 5 m;
- rzędna korony [m n.p.m.] – 291,5;

- nachylenie skarpy odpowietrznej – 1:4;
- nachylenie skarpy odwodnej – 1:4;
- skarpa odwodna ubezpieczona jest płytami żelbetowymi i fartuchami z gliny.

W korycie zapory znajduje się upust czołowy dennej w formie galerii 3-przędzowej o wymiarach $3 \times 1,8 \times 1,8$ m. Przelew powierzchniowy usytuowany jest na lewym brzegu doliny, a krawędź przelewu znajduje się na rzędnej piętrzenia eksploatacyjnego.

Wielkość odpływu wyrównanego wynosi $1,25 \text{ m}^3/\text{s}$. Maksymalny wydatek upustu dennej wynosi $64 \text{ m}^3/\text{s}$, a przelewu powierzchniowego $40,6 \text{ m}^3/\text{s}$.

METODYKA BADAŃ

W okresie od marca do października 1998 roku przeprowadzono 10-krotne (w odstępach 30-dniowych) pobory prób na 5 wyznaczonych stanowiskach. Próby pobierano czerpaczem Patalasa. Analizy wykonywano wg ogólnie stosowanych metodyk i obowiązujących norm [11]. Odczyn wody oznaczano pH-metrem, stężenie tlenu rozpuszczonego oznaczano sondą tlenową z elektrodą membranową, biochemiczne zapotrzebowanie tlenu oznaczano za pomocą sondy tlenowej po 5-dniowym okresie inkubacji w temp. 20°C . Chemiczne zapotrzebowanie tlenu oznaczano miareczkowo metodą dwuchromianową, stężenie zawiesiny oraz jonów siarczanowych – metodą wagową, stężenie jonów chlorkowych – metodą argentometryczną, a stężenie orto-fosforanów – kolorymetrycznie metodą molibdenową na kolorymetrze Specol. Oznaczanie azotu amonowego wykonywano metodą bezpośredniej nessleryzacji. Stężenie azotu azotynowego oznaczano metodą kolorymetryczną – metodą dwuazowania z alfa-naftyloaminą, a stężenie azotu azotanowego oznaczano elektrodą jonoselektywną. Stężenie substancji rozpuszczonych oznaczano metodą wagową, twardość ogólną – metodą miareczkową (EDTA), a stężenie metali ciężkich – metodą ESP (Emisyjnej Spektrofotometrii Plazmowej).

Próby do badań hydrochemicznych pobierano na następujących stanowiskach:

- 1 – na dopływie rzeki Czarna Przemsza do zbiornika;
- 2 – po wschodniej stronie zbiornika w pobliżu przystani rybackiej;
- 3 – na głęboczku (głębokość zbiornika ok. 10m);
- 4 – na odpływie ze zbiornika, poniżej zapory;
- 5 – przy zachodnim brzegu zbiornika (miejscowość Przeczyce).

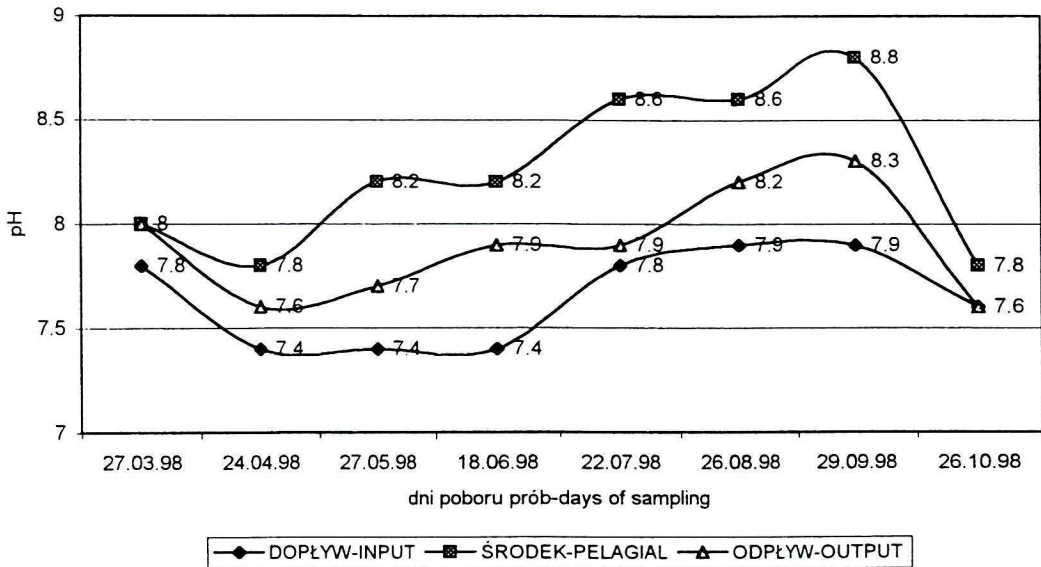
Należy podkreślić, że górna część zbiornika, powyżej mostu, zaznaczona na schemacie (Rys. 1), w której usytuowano stanowisko pomiarowe nr 1, rzadko jest zalewana. Z tego względu w tej części zbiornika nie pobierano prób do badań, a stanowisko to jest reprezentatywne dla wody dopływającej.

WYNIKI BADAŃ

Wyniki analiz fizyczno-chemicznych wody przedstawiono na wykresach (Rys. 2–14). W celu poszukiwania odpowiedzi na pytanie o rolę zbiornika w kształtowaniu jakości wody dokonano analizy zmian stężeń poszczególnych wskaźników na dopływie do zbiornika, w punkcie pelagicznym oraz na odpływie.

ODCZYN WODY

Na wykresie (Rys. 2) przedstawiono zmiany odczynu wody w trzech punktach na zbiorniku: na dopływie do zbiornika (stanowisko 1), w punkcie pelagicznym (stanowisko 3) oraz poniżej zapory (stanowisko 4).



Rys. 2. Odczyn wody zbiornika Przeczycy
pH value of water on the Przeczycy dam-reservoir

Najniższe wartości odczynu notowano w ciągu całego okresu prowadzenia badań w wodzie dopływającej do zbiornika. Zmiany odczynu na tym stanowisku występowały w granicach od pH = 7,4 do pH = 7,8. W okresie od marca do połowy czerwca odczyn wody dopływającej był niższy (pH = 7,4) niż w pozostałym okresie badań, tj. od trzeciej dekady lipca do końca października (pH = 7,9) (Rys. 2).

Na stanowisku 3 (punkt pelagiczny na środku zbiornika) odczyn wody zmieniał się w granicach od pH = 7,8 do pH = 8,8. W okresie od marca do końca września obserwowano wyraźną tendencję wzrostu odczynu od pH = 7,8 do pH = 8,8. Wyraźny spadek wartości odczynu nastąpił w ostatnich dniach października do pH = 7,8 (Rys. 2).

Na stanowisku poniżej zapory wartości odczynu wody były pośrednie, mieściły się pomiędzy wartościami stwierdzonymi na dopływie a wartościami odczynu w punkcie pelagicznym. Zakres zmian wynosił od pH = 7,6 do pH = 8,3. I w tym przypadku obserwowano (Rys. 2) wyraźną tendencję wzrostu odczynu wody od marca do końca września: od pH = 7,6 do pH = 8,3. W październiku nastąpił spadek odczynu na odpływie do pH = 7,6.

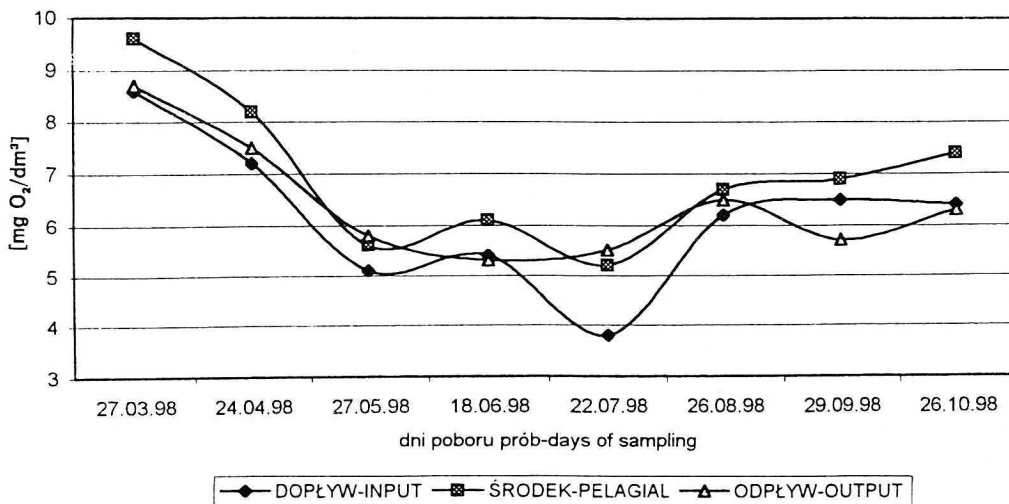
Na przedstawionym wykresie (Rys 2) wyraźnie widoczne jest podobieństwo przebiegu zmian odczynu na poszczególnych stanowiskach. Widoczny jest wzrost pH z upływem czasu na wszystkich stanowiskach, a tendencja ta utrzymuje się od wiosny do jesieni.

TLEN ROZPUSZCZONY

Stężenie tlenu w wodzie dopływającej do zbiornika w okresie od marca do trzeciej dekady lipca systematycznie zmniejszało się: od 8,6 mg O₂/dm³ w marcu do 3,8 mg O₂/dm³ w lipcu. Następnie w okresie od sierpnia do października obserwowano wzrost stężenia tlenu do około 6,5 mg O₂/dm³.

W pelagicznym punkcie zbiornika zmiany stężenia tlenu mierzonego w powierzchniowej warstwie wody wykazywały tendencję bardzo podobną do opisanej wyżej. Od wartości 9,6 mg O₂/dm³ w marcu wartość wskaźnika zmalała do 5,2 mg O₂/dm³ pod koniec lipca. Następnie w pozostałych miesiącach badań wartość ta wzrastała systematycznie, aby w październiku (cyrkulacja jesienna) osiągnąć wartość 7,4 mg O₂/dm³.

W wodzie odpływającej ze zbiornika stężenie tlenu w okresie od marca do drugiej połowy czerwca malało z 8,6 mg O₂/dm³ do 5,2 mg O₂/dm³. Następnie nieco wzrosło (do wartości około 6 mg O₂/dm³). Wzrost ten nie był jednak tak wyraźny jak na poprzednich stanowiskach (Rys. 3).

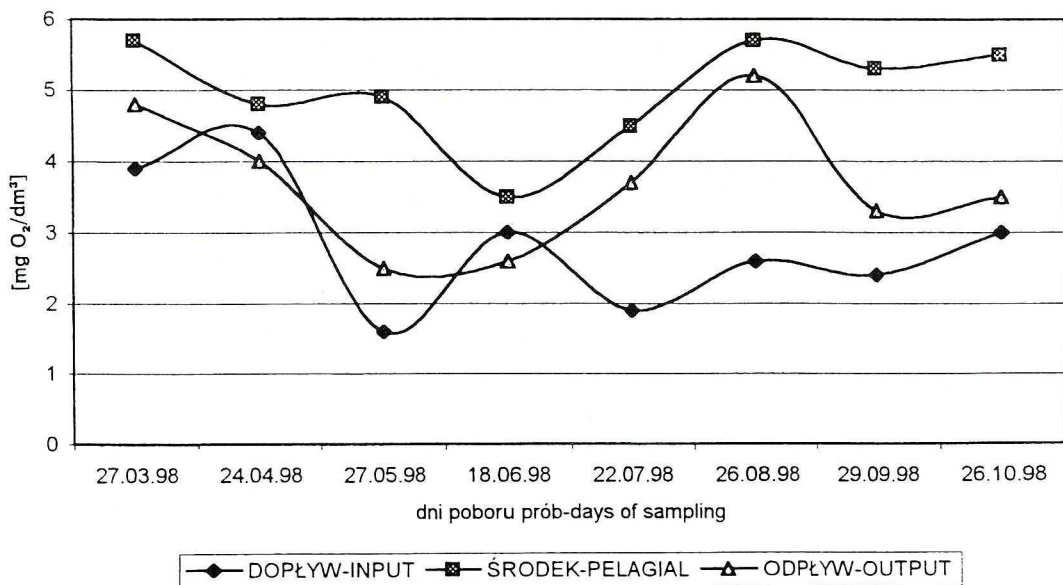


Rys. 3. Stężenie tlenu w wodzie zbiornika Przeczyce
Oxygen concentration in water on Przeczyce dam-reservoir

BIOCHEMICZNE ZAPOTRZEBOWANIE TLENU (BZT₅)

W wodzie dopływającej do zbiornika wartości BZT₅ były niższe aniżeli w wodzie na pozostałych stanowiskach. Zakres zmian wartości wskaźnika wynosił od 1,6 do 4,3 mg O₂/dm³. Podobnie jak w przypadku poprzednich wskaźników (odczyn, tlen rozp.), wartości BZT₅ na dopływie były najniższe. Od marca do końca maja BZT₅ obniżyło się z 4,5 mg O₂/dm³ w kwietniu do 1,6 mg O₂/dm³ w końcu maja. Po krótkotrwałym wzroście do 3,0 mg O₂/dm³ w drugiej połowie czerwca nastąpił spadek wartości omawianego wskaźnika do 1,9 mg O₂/dm³ w końcu lipca. Mimo pewnego wzrostu wartości w pozostałych miesiącach prowadzenia badań, BZT₅ w wodzie dopływającej nie przekroczyło wartości 3,0 mg O₂/dm³ (Rys. 4).

W punkcie pelagicznym zbiornika (stanowisko 3), wartości BZT₅ były najwyższe w porównaniu ze wszystkimi pozostałymi stanowiskami. Zakres zmian wynosił od 3,5 do 5,8 mg O₂/dm³. Tutaj, podobnie jak na dopływie, występowała prawidłowość polegająca na spadku wartości wskaźnika od marca do drugiej połowy czerwca (z 5,8 mg O₂/dm³ do 3,5 mg O₂/dm³). W czasie stagnacji letniej, od czerwca do końca września, wartości BZT₅ wzrosły do 5,8 mg O₂/dm³ (Rys. 4).



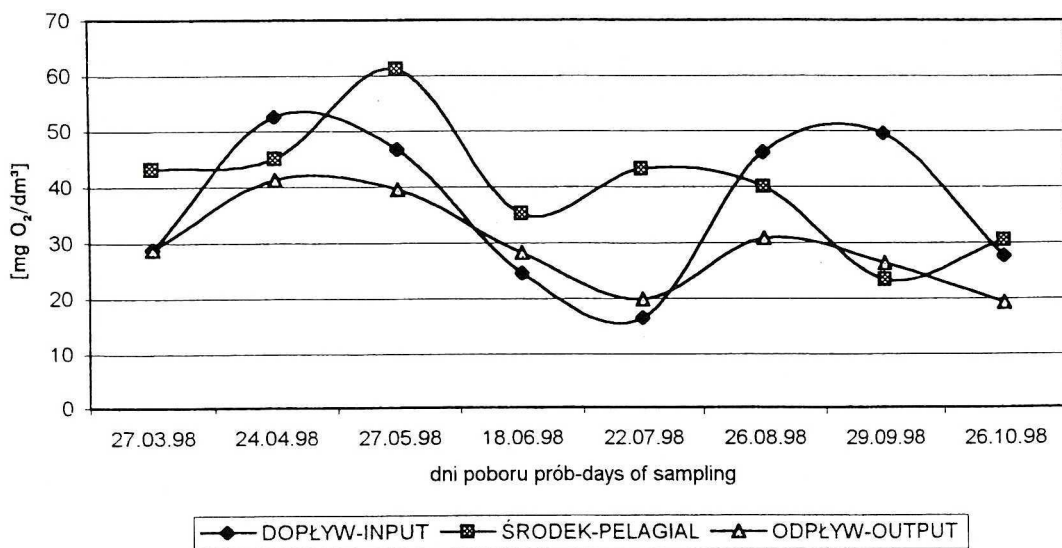
Rys. 4. Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT₅) w wodzie zbiornika Przeczyce
Biochemical oxygen demand (BOD) of water on Przeczyce dam-reservoir

W wodzie odpływającej ze zbiornika (stanowisko 4) zakres zmian wskaźnika wynosił od 1,6 do 4,3 mg O₂/dm³ (Rys. 4). Wyraźny spadek obserwowano od marca do drugiej dekady czerwca (od 4,3 do 2,5 mg O₂/dm³). W czasie miesięcy letnich BZT₅ wzrastało wyraźnie z 4,6 mg O₂/dm³ w lipcu do 5,2 mg O₂/dm³ w sierpniu. We wrześniu i październiku notowano wyraźne obniżenie BZT₅: do 3,4 mg O₂/dm³.

CHEMICZNE ZAPOTRZEBOWANIE TLENU (ChZT)

Zmiany stężeń ChZT w wodzie dopływającej zmieniały się w granicach od 18,0 do 52,0 mg O₂/dm³. W odniesieniu do rzeki trudno jest w każdym przypadku wzrost ChZT przypisywać produkcji pierwotnej i zakwitom glonów. W większości przypadków powodem wzrostu ChZT mogą być zrzuty pewnych ładunków ścieków przemysłowych lub zanieczyszczenia wymywane z gleb zlewni. Taką możliwość potwierdza wzrost wartości wskaźnika wiosną – w kwietniu i w maju. W miesiącach letnich – czerwiec i lipiec – obserwowano spadek ChZT do około 20 mg O₂/dm³. Może to mieć związek ze wzrostem opadów atmosferycznych powodujących – w przypadku ich nasilenia – efekt rozcieńczenia ładunków zanieczyszczeń, a w przypadku suszy – zmniejszenie wymywania zanieczyszczeń ze zlewni [16, 22, 23, 27].

Przebieg zmian stężeń ChZT w punkcie pelagicznym zbiornika był podobny do zmian zachodzących w wodzie dopływającej. Zakres zmian wynosił od 23,0 do 63,0 mg O₂/dm³. Początkowo (wiosną) nastąpił wzrost ChZT z 43,0 mg O₂/dm³ w marcu do 63,0 mg O₂/dm³ w maju. W ciągu następnego miesiąca (aż do października) stężenie ChZT stopniowo obniżało się aż do 30 mg O₂/dm³ pod koniec badań.



Rys. 5. Chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT) w wodzie zbiornika Przeczyce
Chemical oxygen demand (COD) in water on Przeczyce dam-reservoir

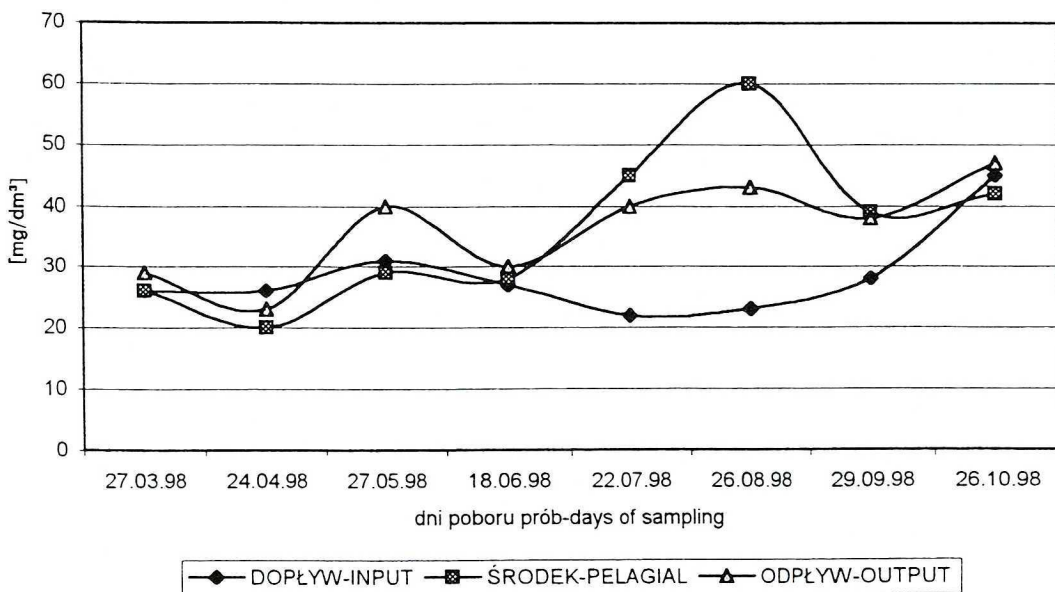
W wodzie odpływającej ze zbiornika zakres wahań stężenia ChZT był najmniejszy. Wahań występowały w granicach od 20,0 do 42,0 mg O₂/dm³. Podobnie jak na poprzednim stanowisku, również i tutaj po początkowym wzroście wartości wskaźnika wiosną (z 30,0 do 42,0 mg O₂/dm³) w pozostałym okresie badań obserwowano tendencję spadkową. Najniższą wartość ChZT na odpływie zanotowano w październiku (19,0 mg O₂/dm³).

ZAWIESINA

Stężenie zawiesiny w wodzie dopływającej do zbiornika zmieniało się w granicach od $21,0 \text{ mg/dm}^3$ do 45 mg/dm^3 (Rys. 6). W okresie od marca do września zmiany stężeń zawiesiny były niewielkie, zauważalny wzrost nastąpił natomiast w październiku.

W wodzie na stanowisku pelagicznym zmiany stężeń zawiesiny zachodziły w granicach od 20 mg/dm^3 w kwietniu, do 60 mg/dm^3 w końcu sierpnia. W wodzie odpływającej ze zbiornika zmiany stężeń zawiesiny zachodziły w granicach od $22,0$ do 42 mg/dm^3 . Przebieg zmian na tym stanowisku przypomina dynamikę wskaźnika opisaną dla stanowiska pelagicznego, stwierdzone wartości były jednak zauważalnie niższe aniżeli w strefie pelagicznej zbiornika.

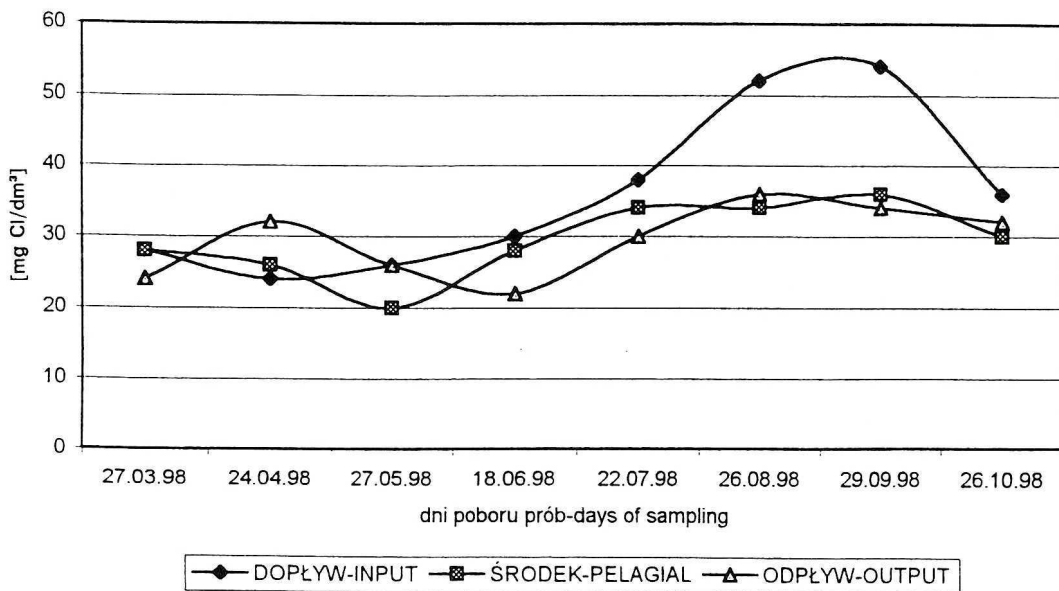
Wyrównanie stężeń zawiesiny w wodzie na wszystkich trzech stanowiskach stwierdzono w październiku.



Rys. 6. Stężenie zawiesin w wodzie zbiornika Przeczyce
Concentration of suspended solids in water on Przeczyce dam-reservoir

JONY CHLORKOWE

Stężenie jonów chlorkowych w wodzie dopływającej do zbiornika w okresie prowadzenia badań od marca do końca września systematycznie wzrastało (Rys. 7). Zakres zmian wynosił od 23 mg Cl/dm^3 do 55 mg Cl/dm^3 . Obniżenie wartości wskaźnika do 35 mg Cl/dm^3 nastąpiło w październiku. Najwyraźniejszy wzrost stężenia chlorków wystąpił w miesiącach od lipca do września. Być może przyczyną tego niewielkiego wzrostu stężenia jonów chlorkowych było zwiększone wymywanie z gleb zlewni zbiornika w czasie nasilonych opadów atmosferycznych.



Rys. 7. Stężenie jonów chlorkowych w wodzie zbiornika Przeczyce
Concentration of chlorides in water on Przeczyce dam-reservoir

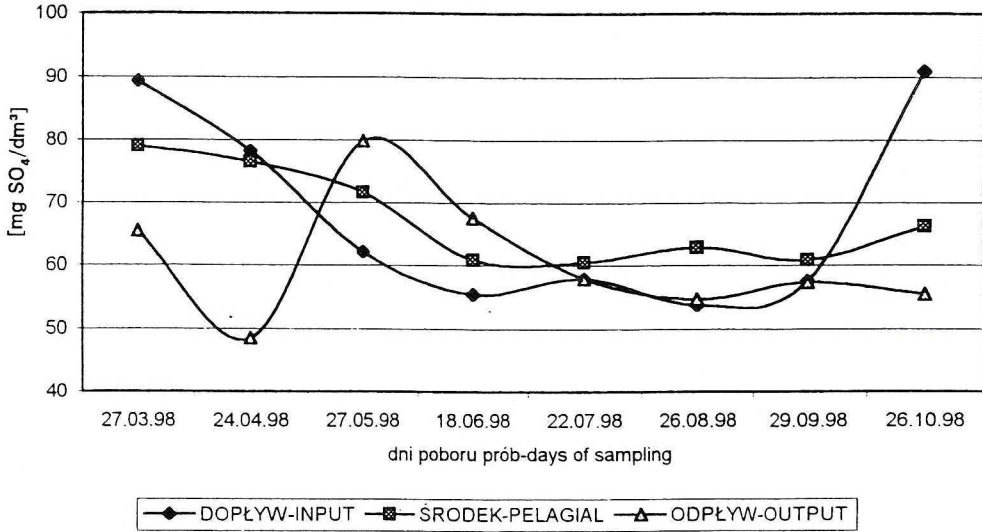
Zarówno w wodzie zbiornika, jak i w wodzie odpływającej zakres zmian stężeń chlorków był bardzo podobny i wynosił: w wodzie na stanowisku pelagicznym od 20,0 do 35,0 mg Cl/dm³, a w wodzie odpływającej od 22,0 do 35,0 mg Cl/dm³ (Rys. 7).

JONY SIARCZANOWE

Zakres zmian stężeń siarczanów w wodzie dopływającej do zbiornika wynosił od 54,0 do 91,0 mg SO₄/dm³. W okresie wiosennym, tj. od marca do maja, nastąpił wyraźny spadek wartości stężenia siarczanów z 90 mg SO₄/dm³ w marcu do 62 mg SO₄/dm³ w maju. W miesiącach letnich (od czerwca do września) stężenie jonów siarczanowych utrzymywało się przy wartości około 54 mg SO₄/dm³. W październiku stwierdzono nagły wzrost wskaźnika – do 91 mg SO₄/dm³ (Rys 8).

W wodzie zbiornika na stanowisku pelagicznym przebieg zmian stężeń jonów siarczanowych był podobny do opisanego wyżej. Od marca do czerwca obserwowano stopniowy spadek wartości stężeń – z 80 mg SO₄/dm³ do 60 mg SO₄/dm³. Stężenie siarczanów na poziomie około 60 mg SO₄/dm³ utrzymywało się aż do października.

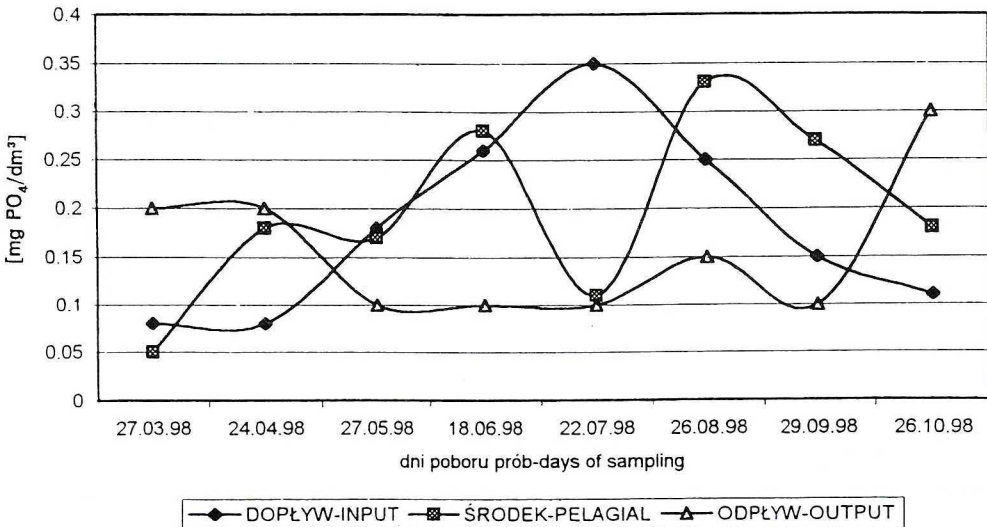
W wodzie odpływającej ze zbiornika zakres zmian stężeń siarczanów wynosił od 48 mg SO₄/dm³ (w kwietniu) do 80 mg SO₄/dm³ (w maju). Od maja aż do chwili zakończenia badań obserwowano stopniowe zmniejszanie się stężenia siarczanów i w październiku zanotowano 55 mg SO₄/dm³.



Rys. 8. Stężenie jonów siarczanowych w wodzie zbiornika Przeczyce
Concentration of sulfates in water on Przeczyce dam-reservoir

JONY o-FOSFORANOWE

Zmiany stężeń o-fosforanów w wodzie dopływającej do zbiornika zachodziły w granicach od 0,08 mg PO₄/dm³ (marzec i kwiecień) do 0,35 mg PO₄/dm³ (lipiec). W przebiegu zmian stężeń tego wskaźnika zauważalne są dwa okresy: pierwszy – wzrostu – od marca do lipca, a następnie okres spadku stężeń od lipca do października (Rys. 9).



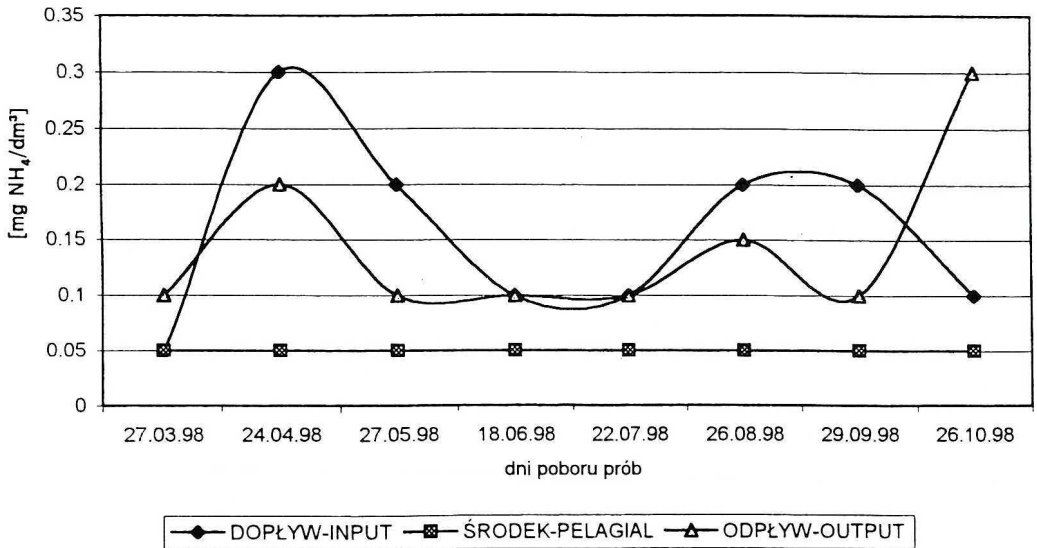
Rys. 9. Stężenie o-fosforanów w wodzie zbiornika Przeczyce
Concentration of o-phosphates on Przeczyce dam-reservoir

W wodzie zbiornika na stanowisku pelagicznym zakres zmian stężeń jonów o-fosforanowych wynosił od $0,05 \text{ mg PO}_4/\text{dm}^3$ do $0,33 \text{ mg PO}_4/\text{dm}^3$. Na wykresie widoczny jest silny spadek stężenia o-fosforanów w lipcu. W tym miesiącu zanotowano stężenie wynoszące $0,11 \text{ mg PO}_4/\text{dm}^3$. Ten spadek wartości wskaźnika w czasie stagnacji letniej wskazuje, że o-fosforany są silnie wykorzystywane w procesach produkcji pierwotnej [10, 12, 13, 17].

W wodzie odpływającej ze zbiornika zakres zmian stężeń jonów o-fosforanowych wynosił od $0,2 \text{ mg PO}_4/\text{dm}^3$ do $0,43 \text{ mg PO}_4/\text{dm}^3$. Podobnie jak w przypadku dynamiki zmian stężeń w wodzie dopływającej do zbiornika, również w wodzie odpływającej zauważalny jest okres systematycznego wzrostu stężenia fosforanów, który jednak trwa o miesiąc dłużej, tj. do sierpnia. Następnie obserwowano szybki spadek wartości stężeń o-fosforanów do wartości z miesięcy wiosennych.

AZOT AMONOWY

Stężenie azotu amonowego w wodzie dopływającej do zbiornika zmieniało się od $0,05 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$ do $0,3 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$. Obie skrajne wartości wystąpiły wiosną – w marcu (najniższa) oraz w kwietniu (najwyższa). Od kwietnia do lipca stężenie azotu amonowego w wodzie zasilającej zbiornik systematycznie obniżało się, osiągając w lipcu wartość $0,1 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$. Pod koniec lata, w sierpniu i we wrześniu, stężenie jonów amonowych wzrosło do $0,2 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$, w październiku zaś ponownie obniżyło się do $0,1 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$ (Rys. 10).



Rys. 10. Stężenie azotu amonowego w wodzie zbiornika Przeczyce
Concentration of ammonia on Przeczyce dam-reservoir

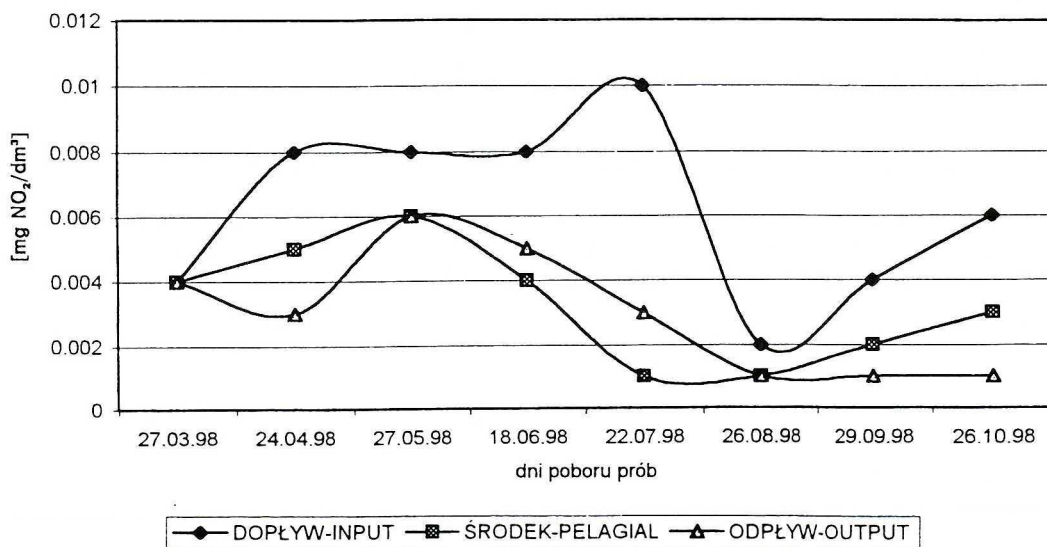
W powierzchniowej warstwie wody w części pelagicznej zbiornika stężenie azotu amonowego przez cały okres prowadzenia badań było bardzo wyrównane i utrzymywało się bez określonej tendencji zmian na poziomie około $0,05 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$.

W wodzie odpływającej ze zbiornika, na stanowisku poniżej zapory piętrzącej, stężenie azotu amonowego zmieniało się w granicach od $0,1 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$ do $0,3 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$. Pewien wzrost stężenia omawianego wskaźnika zanotowano w kwietniu, kiedy to w porównaniu do poboru z marca ($0,1 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$) nastąpił wzrost do $0,2 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$. Okres od maja do września charakteryzował się wyrównanymi wartościami stężeń, na poziomie około $0,1 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$. Jesienią, w październiku, stężenie jonów amonowych w odpływie ze zbiornika wzrosło do $0,3 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$.

AZOT AZOTYNOWY

Stężenie azotynów w wodzie zasilającej zbiornik wzrastało od $0,004 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$ w marcu do $0,01 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$ w lipcu. Latem, od lipca do sierpnia, nastąpił nagły spadek stężenia azotynów do $0,002 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$. Jesienią obserwowano niewielki wzrost tej formy azotu (Rys. 11).

W pelagicznej części zbiornika stężenie azotynów w powierzchniowej warstwie wody początkowo, od marca do maja, wzrastało z $0,004 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$ do $0,006 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$. Okres późnej wiosny, od maja do lipca cechował się stopniowym obniżaniem stężenia azotynów do $0,001 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$ w lipcu i sierpniu. Jesienią obserwowano nieznaczny wzrost stężenia tego wskaźnika do $0,003 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$.



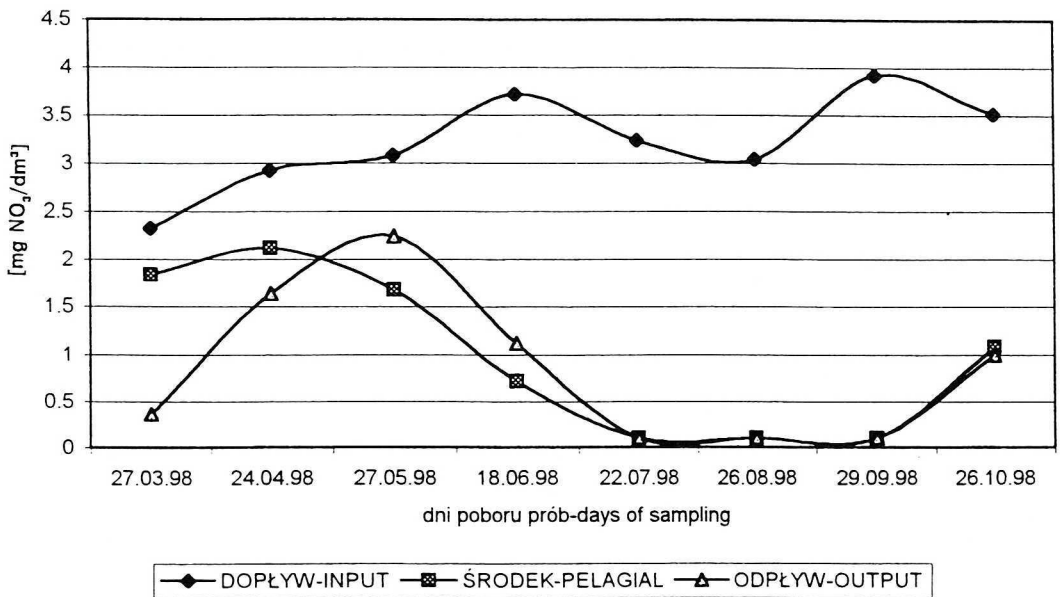
Rys. 11. Stężenie azotynów w wodzie zbiornika Przeczyce
Concentration of nitrites in water on Przeczyce dam-reservoir

AZOT AZOTANOWY

W wodzie dopływającej do zbiornika stężenie azotu azotanowego zmieniało się w granicach od 2,4 do 3,9 mg N-NO₃/dm³. Na wykresie (Rys. 12) widoczna jest tendencja stałego wzrostu stężenia azotanów w ciągu całego okresu prowadzenia badań.

W wodzie zbiornika (stanowisko pelagiczne) od wczesnej wiosny aż do końca września obserwowano systematyczny spadek wartości stężeń azotanów. W kwietniu zanotowano najwyższą wartość stężenia, wynoszącą 2,2 mg N-NO₃/dm³. Od tego momentu do lipca stężenie azotanów zmniejszyło się do ilości śladowych (0,1 mg N-NO₃/dm³). W październiku zanotowano wzrost stężenia tej formy azotu do 1,0 mg N-NO₃/dm³.

Przebieg zmian stężeń azotanów w wodzie odpływającej ze zbiornika był podobny do opisanego w przypadku stanowiska pelagicznego (stanowisko 3). Po okresie wzrostu, od marca do maja, z 0,4 mg N-NO₃/dm³ do 2,3 mg N-NO₃/dm³ nastąpił spadek wartości stężeń jonów azotanowych do ilości śladowych w lipcu, sierpniu i wrześniu. Wzrost stężenia azotanów zanotowano w październiku (1,0 mg N-NO₃/dm³).

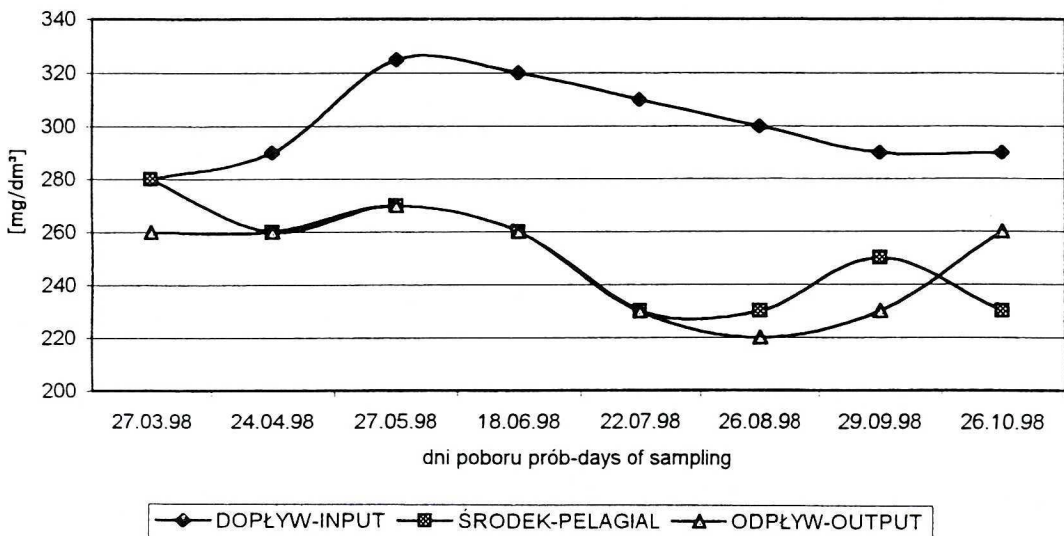


Rys. 12. Stężenie azotanów w wodzie zbiornika Przeczyce
Concentration of nitrates in water on Przeczyce dam-reservoir

SUBSTANCJE ROZPUSZCZONE (SUCHA POZOSTAŁOŚĆ)

Stężenie substancji rozpuszczonych w wodzie dopływającej do zbiornika zmieniało się w granicach od 280 do 325 mg/dm³. W wodzie zbiornika oraz

z wodzie odpływającej zakres zmian był bardzo zbliżony i wynosił od 220 do 280 mg/dm³. Jak widać na wykresie (Rys. 13) po okresie niewielkiego wzrostu (od marca do maja) nastąpiło stopniowe obniżenie wartości stężeń i tendencja ta utrzymywała się do chwili zakończenia badań.



Rys. 13. Stężenie substancji rozpuszczonych w wodzie zbiornika Przemyszy
Concentration of dissolved matter in water on Przemyszy dam-reservoir

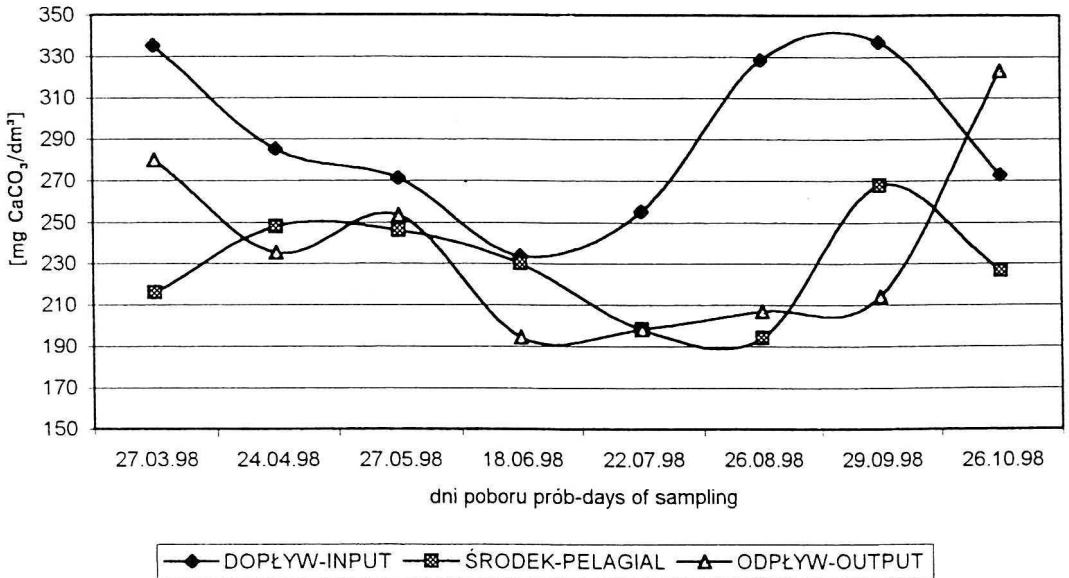
TWARDOSĆ WODY

Zmiany twardości wody [mg CaCO₃/dm³] przedstawiono na wykresie (Rys.14). Jak widać, największą twardość miała woda rzeki Czarnej Przemyszy zasilająca zbiornik.

W okresie od marca do czerwca twardość wody dopływającej do zbiornika zmniejszała się systematycznie od 335 mg CaCO₃/dm³ do 230 mg CaCO₃/dm³. W okresie od czerwca do września obserwowano stopniowy wzrost twardości wody do 335 mg CaCO₃/dm³.

W wodzie zbiornika na stanowisku pelagicznym twardość wody zmieniała się w zakresie od 190 mg CaCO₃/dm³ (sierpień) do 270 mg CaCO₃/dm³ (wrzesień). I w tym przypadku można zaobserwować (Rys. 14) okres zmniejszania się wartości omawianego wskaźnika, tj. od kwietnia do sierpnia, a następnie okres wzrostu twardości jesienią.

Twardość wody odpływającej ze zbiornika zmieniała się od 190 mg CaCO₃/dm³ do 320 mg CaCO₃/dm³. Od marca do czerwca obserwowano stopniowy spadek twardości wody, po czym od czerwca do września nieznaczny, a w październiku wyraźny wzrost twardości do 320 mg CaCO₃/dm³.



Rys. 14. Twardość ogólna wody zbiornika Przeczyce
The total hardness of water on Przeczyce dam-reservoir

OMÓWIENIE WYNIKÓW

Mimo iż rzeka Czarna Przemsza wprowadza do zbiornika w Przeczycach wodę o stosunkowo dobrej jakości, warunki hydrologiczne zbiornika, przede wszystkim czas zatrzymania wody wynoszący od 4 do 6 miesięcy, powodują, że w zbiorniku obserwuje się zjawiska świadczące o postępującej jego eutrofizacji.

Zauważyć można, że odczyn wody w marcu na dopływie, w punkcie pelagicznym i na odpływie jest bardzo zbliżony. Prawdopodobnie odzwierciedla to wpływ cyrkulacji wiosennej.

Wyższe wartości pH na stanowisku pelagicznym wskazują na przebiegające procesy produkcji pierwotnej [12, 13, 17, 18, 26]. Odczyn wody w okresie stagnacji letniej stopniowo się podwyższa, a towarzyszy temu zmniejszanie twardości ogólnej wody oraz zmniejszanie stężenia azotu azotanowego.

Na odpływie ze zbiornika odczyn wody jest jakby wypadkową procesów wewnątrzbiornikowych (fotosynteza organizmów fitoplanktonowych) oraz napowietrzania wody odprowadzanej przez upusty zapory [19, 20, 24, 25]. Stwierdzone wartości odczynu klasyfikują wodę zbiornika w I klasie czystości, wskazując jednak na zachodzące procesy przemiany materii, zwłaszcza w punkcie pelagicznym zbiornika.

Jak widać na wykresie (Rys. 3), przebieg zmian stężeń tlenu rozpuszczonego w wodzie był bardzo podobny na wszystkich trzech stanowiskach. Najniższe wartości tego wskaźnika zanotowano w miesiącach letnich. Stężenie tlenu jest w tym przypadku funkcją temperatury, która wraz ze swym wzrostem limituje rozpuszczalność tego gazu w wodzie, w czasie stagnacji letniej występujące

zakwity fitoplanktonu nie powodują bowiem charakterystycznego dla hipertrofii (do 150% i więcej) przetlenienia wody [12, 13, 17, 26].

Przebieg zmian BZT_5 w wodzie dopływającej wskazuje na reagowanie rzeki zasilającej zbiornik na wiosenne roztopy i spływy powierzchniowe zawierające zakumulowane ładunki zanieczyszczeń odprowadzanych z pól, kanalizacji oraz opadów śniegu [21, 22, 28]. Obserwowany 2–3-krotny wzrost BZT_5 na stanowisku pelagicznym w porównaniu z dopływem do zbiornika jest prawdopodobnie rezultatem procesu produkcji pierwotnej, potwierdza zatem spostrzeżenie o postępującej eutrofizacji zbiornika.

Charakterystyczne jest podobieństwo zmian stężeń ChZT do opisanych wyżej zmian stężeń BZT_5 . Zarówno w dopływie, jak i w odpływie wzrostowi wartości BZT_5 odpowiada wzrost ChZT. Nieco inaczej układała się ta zależność w punkcie pelagicznym zbiornika. Widocznemu na wykresie (Rys. 4 i 5) wzrostowi BZT_5 (z 4,0 do 5,5 mg O_2/dm^3) odpowiada obniżenie wskaźnika ChZT (z 40,0 do 30,0 mg O_2/dm^3). Niskie wartości BZT_5 i ChZT wskazują, że woda zasilająca zbiornik ma niewielki kontakt ze zrzutami ścieków komunalnych.

Od wiosny do szczytu stagnacji letniej obserwowano stopniowy wzrost zawiesiny w powierzchniowej warstwie wody. Wzrost ten pozostaje w związku ze wzrostem BZT_5 oraz pH wody. Wskazuje to na fakt, że zawiesina występująca w wodzie zbiornika powstaje w wyniku produkcji pierwotnej i w przeważającej części, jak należy przypuszczać, stanowi biomasę organizmów planktonowych.

Woda zbiornika cechuje się niskim zasoleniem. Zawartość soli mineralnych (chlorków i siarczanów) odzwierciedla oligohalinowy stopień zasolenia [1, 2, 11, 18]. Stężenia soli mineralnych odpowiadały wartościom dla I klasy czystości wód [1]. Wyniki analiz wskazują, że woda zasilająca zbiornik oraz woda w zbiorniku nie mają kontaktu z zasolonymi ściekami przemysłowymi. Ponieważ podwyższony stopień zasolenia posiadają również ścieki komunalne, stwierdzony poziom zawartości chlorków wskazuje na niewielki udział ścieków gospodarczych w zanieczyszczaniu wody zasilającej zbiornik.

Stężenia jonów siarczanowych na poszczególnych stanowiskach poboru prób są niskie. Są to stężenia spotykane w spływach ze zlewni rolniczej, mało uprzemysłowionej [1, 8, 13, 16, 29].

Stwierdzone w wodzie zbiornika Przeczyce stężenia jonów fosforanowych też są niskie, charakterystyczne dla wód oligo- i mezotroficznych [10, 12, 13, 27, 28, 29]. Świadczą one o niewielkich ładunkach substancji biogennej wymywanych ze zlewni i doprowadzanych do zbiornika. Jednocześnie wskazują na rolę fosforu w procesie eutrofizacji zbiornika oraz na to, że w przypadku ograniczenia (np. przez uporządkowanie kanalizacji na terenie zlewni) zrzutów zanieczyszczeń (w tym mineralnych związków azotu i fosforu) do Czarnej Przemyskiej stacji zbiornika może się wyraźnie poprawić.

Wskaźnik twardości ogólnej charakteryzuje wodę zbiornika jako twardą i bardzo twardą. Średnioroczna wartość twardości dla wody dopływającej

wynosiła w okresie prowadzenia badań $290 \text{ mg CaCO}_3/\text{dm}^3$. Wskaźnik ten dla wody w punkcie pelagicznym wynosił $228 \text{ mg CaCO}_3/\text{dm}^3$, a w wodzie odpływającej $238 \text{ mg CaCO}_3/\text{dm}^3$. Widać więc wyraźnie, że w wyniku zużywania składników mineralnych tworzących twardość wody, takich jak wapń, magnez, węglan, następuje zmiana składu hydrochemicznego wody zbiornika. Zjawisko to znajduje także wyraz w zmianach stężeń substancji rozpuszczalnych w wodzie na wszystkich omawianych stanowiskach (Rys. 13).

Uważa się [18, 20, 24, 25, 28], że stan wydolności zbiornika i jego odporności na eutrofizację dobrze określa bilans zanieczyszczeń. Szacunkowy bilans azotu przedstawiono poniżej (Tab. 1–3). Azot azotanowy stanowi dominującą formę azotu zarówno w wodzie zasilającej zbiornik, jak w wodzie zbiornika oraz w wodzie odpływającej (Tab. 3). Jednak w wyniku zużywania azotu azotanowego w procesie produkcji pierwotnej jego stężenie, wynoszące średnio w wodzie dopływającej do zbiornika $3,22 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$, na stanowisku pelagicznym wynosiło $0,93 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$, a w wodzie odpływającej $0,8 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$.

Przyjmując, że średnioroczny przepływ w Czarnej Przemszy wynosi $\text{SRQ} = 2,0 \text{ m}^3/\text{s}$ otrzymujemy, że do zbiornika wprowadzonych zostaje około 5 ton zawiesiny w ciągu doby, co odpowiada ładunkowi około 1825 t/rok.

Tabela 1. Stężenia azotu mineralnego [$\text{mg N}_{\text{min}}/\text{dm}^3$] w wodzie zbiornika Przeczycy (1998)
Contents of mineral-nitrogen [$\text{mg N}_{\text{min}}/\text{dm}^3$] in Przeczycy dam-reservoir water

Stanowisko Sample point	27.03. 98	24.04. 98	27.05. 98	18.06. 98	22.07. 98	26.08. 98	29.09. 98	26.10. 98	Średnio Mean	% redukcji % reduction
Dopływ Input	2,374	3,228	3,288	3,828	3,350	3,242	4,024	3,626	3,370	100%
Zbiornik Reservoir	1,894	2,175	1,736	0,774	0,554	0,551	0,552	1,833	1,258	63%
Odpływ Output	0,464	1,843	2,346	1,224	0,403	0,451	0,401	1,302	1,054	69%

Tabela 2. Stosunek $\text{N}_{\text{min}}:\text{P}_{\text{min}}$ w wodzie zbiornika zaporowego Przeczycy (1998)
Relationship of $\text{N}_{\text{min}}:\text{P}_{\text{min}}$ in Przeczycy dam-reservoir water

Wskaźnik Indicator	$\text{N}_{\text{og.min}}$ [$\text{mg N}/\text{dm}^3$]	P-PO_4 [$\text{mg P}/\text{dm}^3$]	N:P
Dopływ Input	3,370	0,0596	56
Zbiornik Reservoir	1,258	0,0641	20
Odpływ Output	1,054	0,0763	14

Tabela 3. Udział (%) mineralnych form azotu w wodzie zbiornika Przeczycze (1998)

The participation of mineral forms of nitrogen in Przeczycze dam-reservoir

Wskaźnik Indicator	Dopływ Input		Zbiornik Pelagial		Odływ Output	
	mg N/dm ³	%	mg N/dm ³	%	mg N/dm ³	%
N-NO ₃	3,22	96	0,93	95,6	0,80	85
N-NO ₂	0,006	0,2	0,003	0,3	0,003	0,3
N-NH ₄	0,13	3,8	0,04	4,1	0,14	14,7
N _{og,min}	3,356	100%	0,973	100%	0,943	100%

W przypadku azotu do zbiornika wprowadzonych zostaje około 583 kg N_{min} w ciągu doby, tj. około 212 ton mineralnych form azotu w ciągu roku. Z całkowitego ładunku azotu wynoszącego około 212 ton N/rok w zbiorniku zatrzymanych zostaje około 146 ton N, co stanowi 70% ładunku doprowadzanego.

W przypadku orto-fosforanów szacunkowy ładunek dobowy wprowadzany do zbiornika przez rzekę Czarna Przemsza wynosił około 10 kg, co odpowiada ładunkowi około 3,8 ton P w ciągu roku. Podobnej wielkości ładunek fosforanów zostaje wyprowadzony ze zbiornika. Jak widać (Tab. 2) stosunek mineralnych form azotu do mineralnych form fosforu w badanym zbiorniku wynosi na dopływie 56, w zbiorniku 20, a na odpływie 14. Tak wyraźna zmiana stosunku N:P świadczy o intensywnie przebiegających procesach przemiany materii w zbiorniku.

Zewnętrzne obciążenie powierzchniowe w przypadku azotu, nie uwzględniające azotu organicznego, wynosi więc około 37 g N/m²/rok. Dla fosforanów wskaźnik ten wynosił 0,675 g P/m²/rok. Są to wartości wskazujące o silnym zagrożeniu zbiornika postępującą eutrofizacją [10, 12, 13, 18, 20, 27, 28, 29].

PODSUMOWANIE

Stwierdzone w wodzie dopływającej podwyższone stężenia o-fosforanów pochodzących z wymywania gleb zlewni oraz ze ścieków bytowo-gospodarczych stanowią, mimo stosunkowo niskich stężeń azotanów, zagrożenie dla zbiornika.

Zagrożenie dla zbiornika ze strony obszaru jego zlewni określa współczynnik Schindlera (stosunek wielkości powierzchni zlewni wraz z powierzchnią zbiornika do powierzchni zbiornika), który dla zbiornika w Przeczycach wynosi 64. Każde 64 ha zlewni obciąża zatem 1 ha powierzchni zbiornika.

Okolo 70% azotu zostaje zatrzymanych w zbiorniku. Stosunek azotu do fosforu – 56 na dopływie, 20 i 14 w zbiorniku – sprzyja eutrofizacji zbiornika. Wskazuje on, że w zbiorniku Przeczycze procesy przemiany materii przebiegają intensywnie oraz że fosfor stanowi czynnik limitujący wykorzystanie azotu w procesie produkcji pierwotnej.

Jednocześnie wykazane w bilansie substancji biogenych zrównoważenie wielkości dopływającego ładunku fosforanów z ładunkiem odpływającym wskazuje na ograniczenie możliwości odkładania fosforu w osadach dennych, a zatem na bliski moment uruchomienia procesu wzbogacania wewnętrznego.

Stwierdzone wartości stężeń BZT₅ są stosunkowo niewielkie i wskazują na możliwość znacznego poprawienia sytuacji zbiornika z chwilą uporządkowania gospodarki wodno-ściekowej na terenie zlewni.

LITERATURA

- [1] Augustyniak S.: *Monitoring zanieczyszczeń wód płynących*, Arch. Ochr. Środ., 1–2, 37–43 (1996).
- [2] Bubicz M., L. Kozak, M. Mikos, Z. Warda: *Zawartość Co, Cu, Zn, Mn i Fe w wodzie, mule dennym i roślinach pochodzących ze środkowego biegu rzeki Wieprz*, Mat. Konf. „Wpływ zanieczyszczenia pierwiastkami śladowymi i siarką na przyrodnicze warunki rolnictwa”, 107–113, IUNG Puławy 1989.
- [3] Deryło A., L. Buffi: *Zawartość metali w wodzie zbiornika zaporowego w Przeczycach*, Mat. Konfer. „Metale ciężkie w środowisku przyrodniczym”, Towarzystwo Wolnej Wszechnicy Polskiej, Lublin 1991.
- [4] Deryło A., L. Narloch, P. Szilman: *Zawartość metali w wodzie przeznaczonej do celów konsumpcyjnych, w zbiorniku zaporowym w Przeczycach na terenie Górnego Śląska*, Ann. Acad. Med. Siles., 26, 29–35 (1992).
- [5] Deryło A., L. Narloch, P. Szilman: *Badania fizykochemiczne wody rzeki Rawy w Katowicach*, III Kraj. Konf. NFOŚiGW, Ustroń 17–19 października, t. 2, 169–178 (1995).
- [6] Deryło A., L. Narloch, D. Jarosińska: *Ocena zanieczyszczenia wody potoku Ślepiotka w aspekcie fizykochemicznym*, III Kraj. Konf. NFOŚiGW, Ustroń 17–19 października, t. 2, 189–198 (1995).
- [7] Deryło A., L. Narloch, P. Szilman: *Fizykochemiczna ocena jakości wody potoku Bobrek*, Konf. Narodowej Fundacji Gospodarki Wodnej, Ustroń 23–25 października 1996 r.
- [8] Deryło A., M. Kostecki, L. Narloch, P. Szilman: *Badania hydrobiologiczne rzeki Bobrek (woj. katowickie). Część I. Charakterystyka hydrochemiczna rzeki Bobrek*, Arch. Ochr. Środ. 4 (24), 119–130 (1998).
- [9] Deryło A., L. Narloch, M. Kostecki, P. Szilman: *Badania hydrobiologiczne zbiornika zaporowego w Przeczycach. Część II. Organizmy makrobentosowe w zbiorniku*, Arch. Ochr. Środ. (1999) (w druku).
- [10] Giercuszkiwicz-Bajtlik M.: *Prognozowanie zmian jakości wód stojących*, Wyd. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa 1990.
- [11] Just J., W. Hermanowicz: *Fizyczne i chemiczne badanie wody do picia i potrzeb gospodarczych*, PZWL Warszawa 1976.
- [12] Kajak Z.: *Eutrofizacja jezior*, PWN Warszawa 1979.
- [13] Kajak Z.: *Hydrobiologia – Limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych*, PWN, Warszawa 1998.
- [14] Karaś-Brzozowska B.: *Charakterystyka geomorfologiczna GOP*, Biuletyn Komitetu dla spraw GOP, Warszawa, 2–12, 103–111 (1960).
- [15] Klimaszewski M.: *Charakterystyka hydrograficzna Górnosląskiego Okręgu Przemysłowego*, Biuletyn nr 62 PAN, Warszawa 1962.
- [16] Kostecki M.: *Spyływ powierzchniowy ze zlewni bezpośredniej jako element bilansu biogenów*, Gosp. Wodna, 2, 52–53 (1976).
- [17] Kostecki M.: *Chemizm wód oraz podstawowe wskaźniki określające intensywność krążenia materii w zbiorniku zaporowym, w Pławniowicach*, Arch. Ochr. Środ., 3–4, 163–182 (1977).

- [18] Kostecki M.: *Dynamika przemian oraz wstępny bilans podstawowych form azotu i fosforu w zbiorniku zaporowym w Pławniowicach*, Arch. Ochr. Środ., **1**, 57–85 (1978).
- [19] Kostecki M.: *Badania limnologiczne zbiornika zaporowego Tresna. Część IV. Dynamika przemian oraz bilans podstawowych form azotu w wodzie zbiornika*, Arch. Ochr. Środ., **3–4**, 71–89 (1992).
- [20] Kostecki M.: *Badania limnologiczne zbiornika zaporowego Tresna. Część V. Dynamika przemian oraz bilans podstawowych form fosforu w zbiorniku i jego dopływach*, Arch. Ochr. Środ., **3–4**, 91–107 (1992).
- [21] Kostecki M., M. Leśniak, M. Stenzel: *Metale ciężkie w kanałach odwadniających teren wyrobiska popiaskowego KPP „Szczakowa”*, Arch. Ochr. Środ., **1–2**, 105–123 (1993).
- [22] Lazar J.: *Gleby województwa katowickiego*, Śląski Instytut Naukowy w Katowicach, PWRiL, Warszawa 1964.
- [23] Leś-Rogoś A.: *Charakterystyka hydrograficzna GOP*, Biuletyn GOP nr 54, Warszawa 1962.
- [24] Lossow K.: *Możliwości i uwarunkowania rekultywacji jezior w Polsce*, Mat. Konf. Nauk. „Problemy ochrony, zagospodarowania i rekultywacji zbiorników antropogenicznych”, Zabrze, listopad 1995 r.
- [25] Mientki C.: *Wpływ usuwania wód hypolimnionu na układy termiczne i tlenowe oraz zawartość związków azotu i fosforu w wodzie jez. Kortowskiego*, Zesz. Nauk. ART Olsztyn, **14**, 1–53 (1986).
- [26] Pałuch J.: *Dobowe zmiany zawartości tlenu w wodzie zbiornika rzecznego*, Pol. Arch. Hydrobiol., **III**, 334–349 (1965).
- [27] Vollenweider R.A.: *Scientific fundamentals of the eutrofication to nitrogen and phosphorus as factor in eutrofication*, Wat. Meneg. Research EPA, Paris 1969.
- [28] Vollenweider R.A.: *Input-Output Models with Special Reference to the Phosphorus Loading Concept in Limnology*, Schweitz. Zeit. Hydrol. **37**, 88–114 (1975).
- [29] Zdanowski B.: *Variability of nitrogen and phosphorus contents and lake eutrophication*, Pol. Arch. Hydrobiol., **29**, 3–4, 541–597 (1982).

Wpłynęło: 30 listopada 1999, zaakceptowano do druku: 28 lutego 2000.