

Wszechstronny obraz zdrowia ekosystemu daje biologiczna gradacja makrobezkręgowców bentosowych. Do przeprowadzenia oceny jakości badanych wód na ich podstawie posłużono się indeksem biotycznym. Głównym założeniem tej metody jest przyjęcie, że pewne taksony (gatunki, rodzaje, rodziny) lepiej niż inne charakteryzują biocenozę. System oceny w tej metodzie polega na przypisaniu punktów rodzinom gatunków makrozoobentosowych (w postaci indeksu BMWP) w zależności od wrażliwości na zanieczyszczenia, których lista opracowana została przez badaczy angielskich. Sposób opracowania indeksu został dostosowany do warunków polskich w ramach projektu prowadzonego przez Instytut Ochrony Środowiska w Warszawie „Adaptacja do warunków polskich metody biologicznej oceny i klasyfikacji rzek, zharmonizowanej z praktyką państw Unii Europejskiej”. Proponuje się w nim, jak również w wytycznych do prowadzenia badań makrobezkręgowców bentosowych opracowanych przez IOŚ w Warszawie i PAN w Krakowie, aby oceny, według indeksu BMWP dla warunków polskich, dokonać w oparciu o występowanie 89 rodzin o przypisanej różnej wartości ekologicznej. Tak powstał indeks BMWP-PL, który jest sumą poszczególnych punktów przypisanych rodzinom taksonów znalezionych w próbie.

Drugim parametrem wykorzystywanym do sporządzenia oceny jakości na podstawie organizmów dennych jest indeks bioróżnorodności, którego stosowanie zalecane jest jako ostateczna weryfikacja oceny uzyskanej za pomocą indeksu biotycznego. Stosowany indeks jest funkcją dwóch składowych: liczby rodzin występujących w zespole oraz całkowitego zagęszczenia fauny na stanowisku.

Bioróżnorodność jest bardzo ważnym aspektem, charakteryzującym rzeczywistą kondycję ekosystemu. Pojęcie bioróżnorodności obejmuje zwykle dwa czynniki: różnorodność i zmienność organizmów, która zależy w głównej mierze od warunków siedliskowych. Im środowisko stwarza bogatszą ofertę abiotyczną i biotyczną, a więc im więcej gatunków może egzystować w pobliżu swojego optimum, tym większa jest liczba gatunków, tym większa różnorodność gatunkowa, jednak każdy gatunek może być reprezentowany przez niewielką liczbę osobników. Im uboższa jest oferta środowiskowa i im bardziej jest odległa od optimum większości gatunków, tym mniejsza jest liczba gatunków, ale organizmy tego gatunku występują w znacznych ilościach. Prawidłowości te zachodzą w wielu biocenozach, szczególnie będących pod silnym wpływem antropogennym.

Oceny jakości wód na podstawie ichtiofauny (ryb) dokonano w oparciu o indeks saprobowości.

Indeks ten opiera się na założeniu, że organizmy są w różnym stopniu przystosowane do rozkładu materii organicznej, zawartej lub doprowadzanej do środowiska wodnego, a skład i struktura biocekozy jest odzwierciedleniem warunków ekologicznych środowiska. Opracowanie systemu saprobowości pozwoliło na określanie stanu środowiska w oparciu o badania struktury taksonomicznej i ilościowej organizmów wodnych.

Dla jednej zlewni (rzeka Parsęta) podjęto próbę przeprowadzenia dodatkowej oceny ichtiofauny według indeksu integralności biotycznej IBI. Założenia obliczeń tego wskaźnika powodują, że mamy szereg ograniczeń przy zastosowanej obecnie metody monitoringu z uwagi na brak danych porównawczych z wielu lat. Aktualnie w licznych ośrodkach zagranicznych, i również w Polsce, pracuje się nad dostosowaniem tego sposobu kwantyfikowania jakości ichtiofauny i oceny stanu ekologicznego do lokalnych warunków środowiskowych w danym dorzeczu.

Analizie podlega 12 specjalnych cech pogrupowanych w 3 kategoriach: skład i proporcje gatunkowe, grupy troficzne ryb, zdrowotność i zasobność (obfitość) ryb. Poszczególnym cechom przypisuje się punktację o wartościach 5, 3 i 1, w zależności od cech świadczących o wysokiej jakości dla rzek nieprzekształconych – 5, do wartości 1 – cechy o niskiej jakości dla rzek mocno odbiegających od ich spodziewanej wartości. Zaprezentowana metoda pozwala na kompleksowe podejście do oceny zespołu ryb, a jednocześnie daje podstawy do klasyfikacji biotycznej rzeki.

Indeks makrofityndykacji zastosowano dla określenia stanu jakości makrofity jezior. Indeks ten bierze pod uwagę przekształcenia występującej roślinności zachodzące pod wpływem działalności człowieka oraz zróżnicowanie fitocenotyczne (zmiany ilościowe i gatunkowe roślinności od oligo-, eu- do hipertrofii) będące wynikiem wieku i stopnia rozwoju zbiornika.

IX.5.4. Wyniki badań

W 2002 roku do badań wybrano Odrę i jej znaczące dopływy (w ujściowych odcinkach), a także rzeki przymorskie. Analiza makrozoobentosu wykazała, że Odra jest zdominowana przez gatunki typowe dla dolnego biegu rzeki. Przede wszystkim notowano tutaj gatunki charakterystyczne dla miękkiego (mulistego lub piaszczystego) podłoża oraz wód o słabym prądzie wody (lenitycznych). Wśród dominujących gatunków występowały głównie larwy ochotkowa-

tych z rodziny *Chironomidae*, skąposzczety, a także organizmy przytwierdzające się do podłoża (ślimaki, małże). Zarówno w dopływach Odry (Myśla, Rurzyca, Tywa, Płonia) i Zalewu Szczecińskiego (Ina), jak i w rzekach uchodzących do Bałtyku (Rega, Parsęta z Mołstową oraz Wieprza z Grabową) na całym biegu liczne były gatunki typowe dla górnego biegu. Na stanowiskach zlokalizowanych w górnym biegu były one dominantami, natomiast w dolnych odcinkach tych rzek występowały w niewielkich ilościach. Należały do nich gatunki przystosowane do opierania się wartkiemu prądowi rzeki (gatunki reofilne), występujące na podłożu twardym, kamienisto-piaszczystym bądź żwirowym. Występowały głównie chruściki z rodziny *Hydropsychidae*, jętki z rodziny *Baetidae*, przedstawiciele rodziny *Simulidae* (*Diptera*), ślimaki i małże z rodziny *Sphaeridae*. Należy zwrócić uwagę, że duży udział miały organizmy najbardziej wrażliwe na stresy środowiskowe.

Podobnie jak w 2002 roku, w wodach przebadanych w roku 2003 zanotowano gatunki typowe dla siedlisk istniejących w tych wodach. Występowały gatunki charakterystyczne dla środowiska dna miękkiego oraz o słabym prądzie wody. Stwierdzono tam również niższą jakość wody (stan dobry), a należały do nich stanowiska na rzekach Grzybica i Wołczenica. Dominującymi były skąposzczety oraz muchówki z rodziny *Chironomidae*. W wodach przypominających bardziej charakter górski (rzeka Drawa) dominację przejmowały lub współdominowały muchówki z rodziny *Simulidae*, chruściki z rodziny *Hydropsychidae*, jętki z rodziny *Caenidae*, a więc organizmy przystosowane do bytowania w warunkach twardego podłoża i szybkiego prądu wody.

W jeziorach dominowały gatunki preferujące warunki wód stojących (gatunki stagnofilne), chociaż wśród nich, szczególnie w miejscach nawietrznych, wystawionych na częste falowanie na twardym podłożu znajdowano organizmy rzeczne (widelnice: *Leuctridae* i *Nemouridae*, chruściki *Goeridae*, jętki *Ephemerellidae*, ślimaki: *Ancylus fluviatilis* i *Theodoxus fluviatilis*), które poza *Theodoxus fluviatilis* nie występowały w znaczących ilościach.

IX.5.5. Porównanie oceny jakości biologicznej i oceny ogólnej jezior w oparciu o klasy jakości wód

Tabela IX.5.2. Zestawienie oceny jakości wybranych jezior w 2002 roku
Table IX.5.2. Assessment of lakes water quality in 2002

Nazwa jeziora	Ocena ogólna*	Makrozoobentos**	Makrofity***	Ichtiofauna***
Wełtyń	II	1	2	3
Śmiadowo	II	1	2	2
Nobliny	II	1	2	2
Strzeszowskie	II	1	4	3

Tabela IX.5.3. Zestawienie oceny jakości jezior w 2003 roku
Table IX.5.3. Assessment of lakes water quality in 2003

Nazwa jeziora	Ocena ogólna*	Makrozoobentos**	Makrofity***
Kiełpino	II	3	
Łętowskie	II	2	3
Ostrowo	III	1	4
Piaski	III	3	5
Płoń	III	2	5
Wielimie	III	3/3/2	5
Będgoszcz	non	1	5
Wicko	non	3/2	
Szare (Pniewko)	II	3	
Piekiełko I	II	3	
Gręboszewskie Małe (Głębokie)	II	3	
Iłowatka	II	2	

* ocena ogólnych warunków fizykochemicznych, biologicznych i mikrobiologicznych, sporządzona według systemu obowiązującego w 2003 roku (SOJJ),

** ocena według systemu obowiązującego w nowym rozporządzeniu w sprawie klasyfikacji wód oraz Ramowej Dyrektywy Wodnej,

*** ocena sporządzona według Ramowej Dyrektywy Wodnej, non – wody nieodpowiadające normom.

Jezióra o najniższym bogactwie gatunkowym (o najmniejszej liczbie taksonów i zagęszczeniu lub liczebności osobników w próbie) wykazały najniższy stan jakości (klasa II – stan dobry albo klasa III – stan zadowalający). Jeziora o wysokiej bioróżnorodności wykazały stan bardzo dobry, a należały do nich: Będgoszcz, Ostrowo, Strzeszowskie, Wełtyń, Nobliny i Śmiadowo.

Uzyskana ocena kształtowała się różnie dla poszczególnych parametrów (tabele IX.5.2, IX.5.3), a przede wszystkim była uzależniona od stopnia zeutrofizowania i zdegradowania jezior na skutek działalności ludzkiej. Wyniki poszczególnych ocen, jak również analiza działań w zlewniach bezpośrednich badanych jezior oraz skutki aktywności z przeszłości, pozwalają na stwierdzenie, że w 2003 roku badane jeziora były bardziej zanieczyszczone pod względem chemicznym (II-III klasa czystości, także warunki hydrochemiczne nieodpowiadające normom), co miało odzwierciedlenie w ocenie według makrofitów. Ta bowiem wykazała bardzo niski stan jakości tych elementów – dla pięciu jezior (z siedmiu badanych) stwierdzono stan zły (klasa V; ocena ogólna – klasa III lub warunki pozaklasowe) – co w przypadku większości jezior było wynikiem przeszłych działań w obrębie zlewni lub samego zbiornika (odlesienie zlewni bezpośredniej, zarybienia, gospodarstwa hodowlane). Podobnie jak ocena chemiczna kształtowała się ocena w oparciu o makrozoobentos (stan na poziomie dobrego lub zadowalającego – odpowiednio klasa II lub III). Wyjątkiem były jeziora Ostrowo i Będgoszcz, które pomimo znacznego zanieczyszczenia chemicznego (odpowiednio III klasa i warunki pozaklasowe) oraz niskiego stanu jakości makrofitów (stan niezadowalający lub zły) odznaczały się bardzo dobrym stanem jakości makrobezkręgowców bentosowych. Takie relacje poszczególnych klasyfikacji budzą wątpliwości i najprawdopodobniej należałoby zweryfikować metodę poboru prób przede wszystkim makrobezkręgowców.

Odmierna sytuacja miała miejsce w 2002 roku. Jeziora wybrane do badań były mniej zanieczyszczone (np. Śmiadowo i Nobliny) w porównaniu do jezior badanych w roku 2003, co znalazło swoje odzwierciedlenie w uzyskanej ocenie. Dla poszczególnych elementów była ona zgodna, a zawierała się w granicach II klasy czystości (ocena ogólna) lub stanu dobrego (ocena makrofitów) i bardzo dobrego (ocena bentosu).

Szczególną uwagę zwraca Jezioro Strzeszowskie, którego ocena ogólna znalazła się w II klasie czystości i stan jakości organizmów dennych był bardzo dobry (I klasa). Natomiast ocena według makrofitów wykazała stan niezadowalający (IV klasa), ryb – zadowalający (III klasa). Szczegółowa analiza wyników badań makrofitów oraz pokrycia litoralu roślinnością wykazały, że najlepiej rozwiniętą strefą w jeziorze była strefa roślinności szuwarowej, głównie trzciny. Strefy roślinności zanurzonej i o liściach pływających rozwinęły się bardzo fragmentarycznie. Redukcja tych stref jest efektem wieloletnich działań antropogenicznych na terenie zlewni. Jezioro Strzeszowskie do niedawna było odbiornikiem zanieczyszczeń ze Strzeszowa, jak również zlewnia bezpośrednia jeziora jest intensywnie użytkowana rekreacyjnie, co pociąga również niszczenie roślinności litoralu w celu umożliwienia dostępu do wody. W efekcie czynniki te doprowadziły do zaniku tej strefy roślinności. Ponadto pojawienie się pewnych gatunków roślin (rogatek krótkoszyjkowy) świadczy o tym, że ekosystem przeszedł rodzaj katastrofy ekologicznej, po której następuje poprawa jego stanu (widoczna już w ocenie na podstawie warunków chemicznych wody i stanu bezkręgowców bentosowych).

Analiza uzyskanych wyników klasyfikacji wykazała, że oprócz parametrów chemicznych ogromną rolę w określaniu kondycji środowiska odgrywają również elementy biologiczne wód. Rejestrują one bowiem długookresowe zmiany w ekosystemie, których analiza warunków chemicznych nie byłaby w stanie wykazać. Wyniki pokazują, że najdłużej reagują makrofity. Makrofity są szczególnie podatne na zmiany w jakości chemicznej wody, a przede wszystkim na zmiany w układach troficznych jezior prowadzących do przekształceń dna zbiorników. Ponadto makrofity wymagają dłuższego czasu do odbudowy zgrupowań niż pozostałe elementy biotyczne, stąd uzyskano zły (klasa V) lub niezadowalający (klasa IV) stan dla niektórych jezior w odniesieniu do tej grupy przy bardzo dobrym stanie bentosu i dobrym ichtiofauny (co szczególnie widoczne było w przypadku Jeziora Strzeszowskiego). Ryby wydają się być gru-

pą organizmów najmniej odzwierciedlającą sytuację w zbiorniku. Często bowiem są one poddawane działaniom antropogenicznym (zarybienia, hodowle), które mają wpływ na kształtowanie się składu i liczebności tej grupy, chociaż z drugiej strony często sztuczne odbudowywanie składu gatunkowego ichtiofauny ma kluczowe znaczenie dla zachowania prawidłowego funkcjonowania całego ekosystemu jeziornego. Ponadto fakt, że wyniki są najczęściej uzyskiwane na podstawie odłowów przemysłowych lub połowów wędkarskich, może również nie do końca odzwierciedlać sytuację rzeczywistą. Makrobezkręgowce bentosowe reagują najszybciej spośród omawianych elementów biologicznych na zmiany w środowisku i najszybciej odbudowują swoje zasoby (Ramowa Dyrektywa Wodna zaleca powtarzanie badań organizmów bentosowych co trzy lata, makrofitów – co pięć lat), a dla prawidłowej i wiarygodnej oceny konieczne jest wypracowanie metody poboru próbek z jezior w celu uzyskania wyników odzwierciedlających faktyczny stan jakości zbiornika w odniesieniu do tej grupy.

IX.5.6. Porównanie oceny jakości biologicznej i oceny ogólnej rzek w oparciu o klasy jakości wód

Tabela IX.5.4. Zestawienie oceny jakości rzek w 2002 roku (w oparciu o klasy jakości wód)

Table IX.5.4. Assessment of rivers water quality in 2002 (basing on water quality classes)

Symbol	Stanowisko	Km	Ocena na podstawie parametrów fizykochemicznych	Parametr determinujący	Makrozoobentos*	Ichtyofauna**
O1	Odra	645,3	3	P, BZT ₅	1	2
O2		662,0	3	P	3	2
O3		690,0	3	P	2	2
O4		701,8	3	P, BZT ₅	2	2
O5	Odra Wsch.	719,0	3	P	2	3
O6		729,0	3	P	2	2
O7	Odra Zach.	25,4	3	P	2	2
O8	Odra	761,6	3	P, N-NO ₂	2	3
M1	Myśla	43,2	badania w 1998		2	2
Ru1	Rurzyca	5,4			2	2
T1	Tywa	7,0			1	2
T2		3,0			1	3
Pl1	Płonia	74,0	2	N, P	1	2
Pl2		56,4	3	P, NO ₂	1	2
Pl3		35,4	3	P, O ₂	1	2
Pl4		24,0	2	P, ChZT	3	3
Pl5		9,1	3	NO ₂	1	3
Pl6		0,9	3	NO ₂	2	3
I1	Ina	10,2	3	P, NO ₂	1	2
R1	Rega	133,2	non	NO ₂	2	1
R2		123,7	non	NO ₂	3	2
R3		85,0	non	NO ₂	1	2
R4		60,8	non	NO ₂	1	3
R5		41,2	non	NO ₂	1	3
R6		36,9	non	NO ₂	2	2
R7		12,9	non	NO ₂	1	2
R8		11,0	3	NO ₂	1	1
R9	Mołstowa	1,6	2	P, NO ₂ , ChZT	2	2
P1	Parsęta	112,0	3	NO ₂	1	1
P2		86,6	2	P, NO ₂ , ChZT	1	1
P3		60,0	2	P, NO ₂ , ChZT	1	1
P4		53,0	3	P, NO ₂	1	1

Symbol	Stanowisko	Km	Ocena na podstawie parametrów fizykochemicznych	Parametr determinujący	Makrozoobentos*	Ichtyofauna**
P5		25,0	3	NO ₂	1	2
W1	Wieprza	48,0	2	P, NO ₂ , ChZT	1	2
W2		40,9	3	NO ₂	1	2
W3		20,6	2	P, NO ₂ , ChZT	1	1
W4		2,5	2	P, NO ₂ , ChZT	1	2
G1	Grabowa	61,0	2	ChZT	3	1
G2		54,0	2	P, NO ₂ , ChZT	1	1
G3		22,1	2	P, ChZT	3	1
G4		18,0	3	NO ₂	1	1
G5		0,5	3	NO ₂	1	2

* ocena według systemu obowiązującego w nowym rozporządzeniu w sprawie klasyfikacji wód oraz Ramowej Dyrektywy Wodnej,

** ocena sporządzona według Ramowej Dyrektywy Wodnej, non – wody nieodpowiadające normom.

Tabela IX.5.5. Zestawienie oceny jakości rzek w 2003 roku (w oparciu o klasy jakości wód)

Table IX.5.5. Assessment of rivers water quality in 2003 (basing on water quality classes)

Symbol	Stanowisko	Km	Ocena na podstawie parametrów fizykochemicznych	Parametr determinujący	Makrozoobentos*
P1	Płonia	35,4	3	P, O ₂	1
P2		24,0	2	ChZT	1
W1	Wołcznica	38,4	3	ChZT	2
W2		6,8	2	P, ChZT	1
G1	Grzybnica	12,5	3	P	2
G2		4,8	non	O ₂	2
D1	Drawa	67,2	2	P, ChZT	1
D2		ok.45	2	NO ₂	1
D3		28,4	2	P	1
D4		25,1	2	P	1

Podobnie jak dla jezior, również w przypadku rzek niższy stan jakości biologicznej stwierdzono na stanowiskach o mniejszej bioróżnorodności. Występowało na nich mniej taksonów, jednak przy wzroście ilości osobników w tych punktach. Taka sytuacja jest charakterystyczna dla cieków zanieczyszczonych, o obniżonych walorach środowiskowych. Spadek stanu jakości w odniesieniu do bentosu stwierdzono dla rzeki Odry (stan dobry – klasa II; tylko na stanowiskach O1 i O2 – stan bardzo dobry, na kolejnych punktach spadek – degradacja w rejonie Szczecina), dopływów Odry – Myśli, Rurzyca i Płoni w rejonie Szczecina (stanowisko w Szczecin Dąbiu) i poniżej jeziora Miedwie (tam stwierdzono III klasę – stan zadowalający, ze względu na wapienne podłoże na tym odcinku, które nie jest korzystnym materiałem dla bytowania organizmów dennych), rzeki Regi powyżej i poniżej m. Stary Chwalim i Białogard oraz rzeki Grabowej – prawie na całym badanym odcinku – od odcinka w m. Polanów do odcinka środkowego poniżej ujścia rzeki Bielawy (tabele IX.5.4, IX.5.5).

Tak więc uwagę zwraca obniżenie stanu jakości w punktach zlokalizowanych w rejonie większych miejscowości, w których istnieje prawdopodobieństwo zrzutów zanieczyszczeń pochodzenia komunalnego. Stwierdzona w tych punktach ogólna jakość wód istotnie była niska (stwierdzono wody odpowiadające III klasie czystości lub niespełniające norm), jednak parametrami determinującymi taką klasę były: miano Coli (świadczące o dopływie nieoczyszczonych ścieków komunalnych) lub chlorofil „a” (świadczący o intensywności procesu eutrofizacji). Nie są to parametry bezpośrednio wpływające na biologiczną jakość wód, jednak przekształcenia warunków hydromorfologicznych rzek na skutek wieloletniej antropopresji (zamulenie dna, zarastanie koryt rzecznych i konieczna w związku z tym kanalizacja cieków) doprowadzają do obniżenia jakości biologicznej cieków. Biologiczne elementy (bentos, makrofity,

ichtiofauna) reagują bowiem wolniej na szkodliwe czynniki środowiska i wolniej odbudowują swoje zasoby. Należy więc zwrócić uwagę na parametry fizyko-chemiczne, które mają wpływ na kształtowanie się zoocenoz bentosowych (jak np. zawartość tlenu rozpuszczonego, materii organicznej, związków biogennych), a te odpowiadały normom II-III klasy czystości. Notowano dobre warunki tlenowe (w granicach I klasy czystości, wyjątek stanowiły rzeki Grzybnica G2 i Płonia P13, na których stwierdzano pozaklasowe stężenia tlenu rozpuszczonego), nieznaczne obciążenie materią organiczną (wielkość parametru BZT₅ również zawierała się w I-II klasie czystości, nieco gorsze warunki uzyskano w odniesieniu do utlenialności nadmanganianowej i dwuchromianowej), gorsze warunki notowano natomiast w odniesieniu do obciążenia wód związkami biogennymi (związków fosforu – w II-III klasie czystości; zawartość związków azotu w granicach I-II klasy; przy czym parametrem najczęściej obniżającym czystość chemiczną był azot azotynowy).

Na szczególną uwagę zasługuje sytuacja, którą zanotowano na stanowisku w Osinowie (O2). W tym punkcie zanotowano najgorszą jakość biologiczną ze wszystkich badanych na Odrze. Według indeksów biotycznych stwierdzono tam zadowalający stan ekologiczny, a gdyby posłużyć się indeksem saprobowości, wówczas byłby to stan niezadowalający. Jakość chemiczna wody nie odbiegała w tym czasie od warunków panujących na pozostałych badanych stanowiskach. Taka sytuacja może być związana z problemem dotyczącym poboru próbek na odcinkach o wewnętrznych łukach rzeki, jakim jest stanowisko w Osinowie. Warunki morfologiczne koryta rzeki wpłynęły tutaj na zaburzenia struktury makrozoobentosu, co spowodowało zafałszowanie rzeczywistej jakości środowiska na podstawie elementów biologicznych.

Struktura makrozoobentosu i ichtiofauny na pozostałych rzekach, tj. Tywie, Wieprzy, Inie, Płoni, Redze i Parsęcie, odpowiadała stanowi bardzo dobremu, pomimo niespełniających norm warunków jakości ogólnej. Znowu parametrami determinującymi niską jakość wody były głównie miano Coli oraz sporadycznie chlorofil „a”, a wśród parametrów chemicznych – azot azotynowy. Jednak uzyskana jakość biologiczna wskazuje, że badane odcinki charakteryzują się doskonałymi warunkami hydromorfologicznymi, dogodnymi dla rozwoju organizmów (twarde dno, nieprzekształcone naturalne koryto, szybki przepływ wody).

Wody badane w 2003 roku wykazały stan bardzo dobry. Jedynie rzeki Grzybnica i Wołczeni-ca wykazały stan dobry. Wpływ na niższą jakość biologiczną miały również gorsze warunki hydromorfologiczne badanych odcinków. Parametry chemiczne pozostawały w granicach klasy III (były to głównie: chemiczne zapotrzebowanie na tlen oraz fosfor ogólny). Pozostałe substancje chemiczne wykazywały zawartość na poziomie I i II klasy czystości. Należy zwrócić uwagę na obniżenie jakości chemicznej w rzece Grzybnica (G2), gdzie występowały pozaklasowe stężenia tlenu. Jednak nie powodowały one obniżenia jakości biologicznej tego odcinka Grzybnicy (ocena jakości organizmów bentosowych wykazała stan dobry – II klasa).

Należy ponadto dodać, że w 2003 roku zespół specjalistów Akademii Rolniczej w Poznaniu, na zlecenie Instytutu Ochrony Środowiska w Warszawie, przeprowadził szczegółowe badania występowania makrofitów na wybranych stanowiskach następujących rzek: Drawy (D2), Grabowej (G2), Grzybnicy (G2), Parsęty (P2), Wołczenicy (W2). Charakter występowania makrofitów wskazuje na eutroficzny stan badanych odcinków, jednakże na tle innych rzek nizinnych Polski odznaczają się one wysoką jakością.

IX.5.7. Próba oceny jakości ichtiofauny według indeksu IBI dla rzeki Parsęty

Wyniki oceny ichtiofauny według indeksu IBI uzyskane dla Parsęty mogą niepokoić na tle bardzo dobrych wyników dotyczących bentosu. W górze rzeki stan biotyczny ryb był dobry (st. P1), następnie poniżej Dębna (st. P2) uzyskano stan zadowalający. Może to być efektem wpływu pobliskiej miejscowości lub wysokiego poziomu kłusownictwa, co wpływa negatywnie na wynik końcowy i nie oddaje poprawnie jakości biotycznej rzeki. Analizując kolejne stanowiska, daje się zauważyć tendencję poprawy wartości biotycznej rzeki znowu do stanu dobrego (st. P3, P5).

Próba przeprowadzenia oceny stanu ichtiofauny na podstawie wskaźnika IBI pozwala na porównanie z wynikami uzyskanymi dla wskaźnika saprobowości. Ocena według indeksu saprobowości całą rzekę zakwalifikowała do stanu bardzo dobrego, nie wykazując żadnego zróżnicowania w jakości wody. Wyniki w oparciu o indeks IBI dały ocenę zróżnicowaną, w istotny sposób ukazując faktyczny stan jakości ryb. Taki obraz uzyskano najprawdopodobniej dzięki innemu sposobowi wyznaczania wartości wskaźnika IBI oraz szerokiemu zakresowi elementów branych pod uwagę w wyznaczeniu tego elementu (skład i proporcje gatunkowe, grupy troficzne ryb, zdrowotność i zasobność ryb). Bardzo ważnym elementem jest odniesienie do danych z wielolecia, które wymagają sięgnięcia do danych historycznych, wyrażających niejednokrotnie stan referencyjny (odniesienia) dla ryb na badanych odcinkach rzeki.

IX.5.8. Podsumowanie

Czynnikiem, który ma znaczący wpływ na kształtowanie się jakości biologicznej wód, szczególnie rzek, jest hydromorfologia. Okazuje się, że warunki chemiczne wód, które nie są drastycznie zanieczyszczone, odgrywają rolę drugorzędną. Ponadto parametry, determinujące ogólną jakość wody (chlorofil „a” czy miano Coli) nie wpływają znacząco na kształtowanie jakości elementów biotycznych. Zawartość związków, które mogą mieć znaczenie dla rozwoju organizmów, tj. substancje biogenne, materia organiczna i zawartość tlenu rozpuszczonego, odpowiadały normom II lub III klasy czystości. Należy zwrócić uwagę, że parametrem najczęściej decydującym o jakości wody był azot azotynowy, który obniżał jakość wody do III klasy czystości, a w wyjątkowych przypadkach do warunków pozaklasowych.

Ogólnie można stwierdzić, że stan ekologiczny ekosystemów rzecznych badanych w województwie zachodniopomorskim w latach 2002 i 2003 nie przedstawia się najgorzej – stan jakości biologicznej wahał się przede wszystkim w obrębie stanu bardzo dobrego i dobrego, rzadziej zadowalającego (III klasa), a parametry fizyko-chemiczne, decydujące o kondycji biologicznej środowiska – głównie w klasach II i III.

Nieco inną sytuację uzyskano w przypadku jezior. Ocena biologiczna odbiegała od oceny ogólnej, a szczególnie dotyczyło to oceny na podstawie makrofitów. Grupa ta najdłużej odbudowuje zespoły i tym samym odzwierciedla przeszłe działania, jakie miały miejsce w zlewni jeziora, szczególnie bezpośredniej. Należy więc wnioskować, że makrofity powinny być grupą, którą należy obowiązkowo kontrolować w ramach badań ekologicznych ekosystemów jeziornych. Bardzo istotnym w przypadku jezior jest wypracowanie odpowiedniej metody poboru prób bentosu w celu uzyskania reprezentatywnych wyników. O ile metoda poboru prób z rzek została opracowana i wydaje się być dobrym sposobem poboru prób bentosowych, jednak sprawa poboru prób organizmów dennych z jezior jest w fazie dopracowywania, testowania i dyskusowania, a zbierane obecnie wyniki badań i wnioski pozwolą na ostateczne ustalenie sposobu poboru prób z jezior.

IX.5.9. Literatura

2000/60/EC, 2000: Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities L 327, vol. 23, 22 December 2000.

Błachuta J., Żurawska J., 2002: *Raport monitoringu wód powierzchniowych województwa zachodniopomorskiego w 2002 roku. Makrozoobentos*. Wersja robocza raportu. Maszynopis, WIOŚ Szczecin.

Buras P., Wiśniewolski W., Szlakowski J., 2003: *Zespoły ryb w systemie Nidy jako kryterium waloryzacji środowiska rzecznoego*. Materiały niepublikowane.

Ciecierska H., 1997: *Zastosowanie wskaźnika synantropizacji jako miary strukturalno-prze-strzennych zmian w procesie synantropizacji roślinności wodnej*. W: Puszkarski T., (red.), *Współczesne kierunki ekologii. Ekologia behawioralna*, Lublin: 233-361.

Ciecierska H., 2002: *Raport monitoringu wód powierzchniowych województwa zachodniopo-*

- morskiego w 2002 roku. Makrofity.* Wersja robocza raportu. Maszynopis, WIOŚ Szczecin.
- Ciecierska H., 2003: *Raport monitoringu wód powierzchniowych województwa zachodniopomorskiego w 2003 roku. Makrofity.* Wersja robocza raportu. Maszynopis, WIOŚ Szczecin.
- Gromiec M.J., 2002: *Polityka wodna Unii Europejskiej w Dyrektywie Ramowej 2000/60/EC i jej implikacje dla Polski.* PZITS, Warszawa.
- Heese T., 2002: *Raport monitoringu wód powierzchniowych województwa zachodniopomorskiego w 2002 roku. Ichtyofauna.* Wersja robocza raportu. Maszynopis, WIOŚ Szczecin.
- Heese, T., 2002: *Raport monitoringu wód powierzchniowych województwa zachodniopomorskiego w 2002 roku. Hydrochemiczne właściwości wód a warunki bytowania ichtyofauny.* Wersja robocza raportu. Maszynopis, WIOŚ Szczecin.
- Kajak Z., 1998: *Hydrobiologia – Limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych.* PWN, Warszawa.
- Karr J.R., 1981: *Assessment of biotic integrity using fish communities.* *Fisheries* 6, 6: 21-27.
- Karr J.R., 1997: *Measuring biological integrity. W: Principles of conservation Biology.* Eds. G. K. Meffe, C. R. Carroll, Sinauer, Sunderland, MA.
- Kesminas V., Virbickas T., 2000: *Application of an adapted index of biotic integrity to rivers of Lithuania.* *Hydrobiologia*, 422/423: 257-270.
- Kownacki A., Soszka H., 2004: *Wytyczne do oceny stanu rzek na podstawie makrobezkręgowców oraz do pobierania prób makrobezkręgowców w jeziorach.* Instytut Ochrony Środowiska, Zakład Ochrony Przyrody PAN, Warszawa – Kraków.
- Mikulski J.S., 1982: *Biologia wód śródlądowych.* PWN, Warszawa.
- Rejewski M., 1981: *Roślinność jezior rejonu Laski w Borach Tucholskich.* Rozprawy Univ. M. Kopernika, Toruń: 1-178.
- Soszka H., Kudelska D., Kownacki A., Fleituch T., 2002: *River biomonitoring and benthic invertebrate communities.* IOŚ – Zakład Biologii Wód im. K. Starmacha PAN, Warszawa – Kraków.
- Szykowski A., Kotowicz J., Błachuta J., 1997: *Opracowanie metodyki wykonywania oznaczeń saprobowości.* Maszynopis GIOŚ-IMGW Wrocław.
- Whittier T.R., Hughes R. M., 2001: *Comment: Test of an Index of Biotic Integrity.* *Tarns. Of American Fish. Soc.* 130: 169-172.