



Stan ekologiczny wód Kanału Radackiego na podstawie wskaźników i indeksów biotycznych

*Magdalena Lampart-Kałużniacka, Marta Konieczna,
Katarzyna Pikula
Politechnika Koszalińska*

1. Wstęp

Od momentu przyjęcia przez Parlament Europejski Ramowej Dyrektywy Wodnej, kraje członkowskie zobowiązały się do 2015 roku osiągnąć dobry stan wód. Także Polska od dnia przystąpienia do UE stara się podejmować wszelkie działania wpływające korzystnie na ekosystemy wodne. Jednocześnie zgodnie z wytycznymi niniejszej dyrektywy, badania dotyczące oceny stanu ekologicznego wód w naszym kraju prowadzone są nie tylko z wykorzystaniem parametrów fizyczno-chemiczne lecz także w oparciu o czynnik biotyczny, do których należą: fitoplankton, makrofity, ichtiofauna oraz makrozoobentos [4]. Większość państw Europy Zachodniej stosuje wymienione grupy w celu określania stopnia eutrofizacji, za którą z kolei w większości przypadków odpowiada człowiek [10].

W skład bentosu wchodzi m.in. skąposzczety, pijawki, skorupiaczki, małże, ślimaki oraz larwy owadów. Związane są one ze strefą denną zbiorników. Z ekologicznego punktu widzenia, organizmy te występują jako konsumenci autochtonicznej materii organicznej wytworzonej przez producentów oraz allochtonicznej – akumulowanej na dnie, która prze-

ważnie pochodzi z działalności człowieka. Same zaś są pokarmem dla ryb i niektórych ptaków [2, 18, 23]. Niewątpliwą zaletą fauny dennej jest możliwość wykorzystania jej do oceny jakości wód, ponieważ posiadają cechy organizmu wskaźnikowego tj.: licznie występują w środowisku, posiadają długi cykl życiowy, są dość łatwe do oznaczenia taksonomicznego, nie wykazują dużej zmienności osobniczej, mają wąski zakres wymagań ekologicznych a tym samym ich występowanie jest uwarunkowane różną trofią wód [14].

W celu dokonania oceny jakości wód za pomocą makrozoobentosu, powstało wiele różnych klasyfikacji. Pierwsze metody opracowane były już na początku XX wieku. Obecnie na całym świecie wprowadza się nowe systemy, które stosowane są często tylko w konkretnych krajach bądź regionach. Wynika to ze specyfiki lokalnych uwarunkowań środowiskowych oraz indywidualnego podejścia hydrobiologów.

Skutkiem nadmiernej antropopresji jest pogarszanie się jakości wód. Przykładem takiego ekosystemu może być Jezioro Trzesiecko, którego stan znacznie pogorszył się od 2002 roku. Według wstępnych analiz, głównym źródłem zanieczyszczeń tego zbiornika był Kanał Radacki. W wodach tego cieką stwierdzono duże ilości substancji biogenych spływających ze zlewni [8, 16, 17].

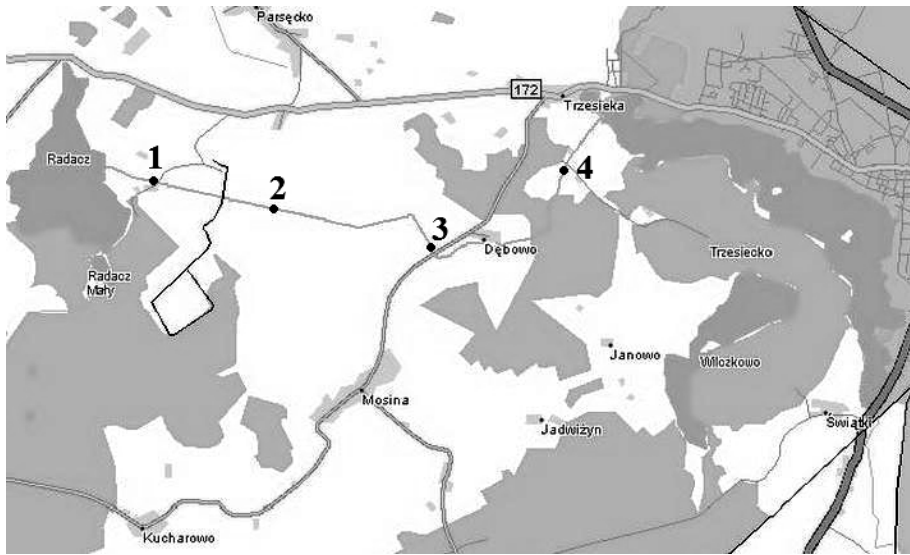
Nienajlepsza kondycja Jeziora Trzesiecko skłoniła do podjęcia badań, prowadzących do oceny jakości wód Kanału Radeckiego, z wykorzystaniem makrofauny dennej. Przeprowadzono więc analizy składu jakościowego i ilościowego poszczególnych taksonów, co dało podstawę do wyznaczenia indeksów biotycznych. W przeprowadzonych badaniach posłużono się czterema, często wykorzystywanymi w Polsce wskaźnikami (TBI, BMWP-PL, saprobowym S i EPT) [2]. Jednocześnie dla uzyskania pełniejszego obrazu stanu środowiska otrzymane wartości indeksów biotycznych odniesiono do analiz fizyczno-chemicznych cieką.

2. Materiały i metody

Poboru prób dokonano w 2006 roku wzdłuż Kanału Radackiego, położonego w Obszarze Chronionego Krajobrazu Pojezierza Drawskiego. Jego początkiem jest Jezioro Radacz, któremu zawdzięcza on swoją nazwę. Ciek ten uchodzi do Jeziora Trzesiecko, położonego w gminie Szczecinek. Długość kanału wynosi 7,2 km, przy średnim spadku 0,3÷0,4‰. Zlewnia ma charakter rolniczy i stanowi ją obszar o po-

wierzchni 103,7 km². Znaczną jej część zajmują pola uprawne oraz łąki. W końcowym odcinku zmienia się ona w typowo leśną [14].

Materiał do analiz pobrano z czterech stanowisk (rysunek 1).



Rys. 1. Rozmieszczenie stanowisk badawczych

Fig. 1. The comparison of research sites

Istotnym faktem przy wyborze tych miejsc, było zróżnicowanie siedlisk pod względem parametrów biologicznych, chemicznych i hydromorfologicznych. Charakterystyka poszczególnych stanowisk przedstawiona została w tabeli 1.

Każdorazowo pobierano cztery próby ilościowe i jedną jakościową za pomocą siatki bentosowej o średnicy oczek 0,5 mm i powierzchni 400 cm². Pozyskany materiał umieszczany był we wcześniej opisanym i przygotowanym pojemniku, w którym organizmy konserwowane były 4% roztworem formaliny. Łącznie pobranych zostało 60 prób. W laboratorium materiał biologiczny był segregowany i określano jego skład taksonomiczny. W celu określenia biomasy organizmy zostały wysuszone i zważone. Przedstawiciele Gastropoda i Bivalvia ważono z muszlami.

Do oceny stanu ekologicznego badanego cieku wykorzystano indeksy biotyczne takie jak: TBI, BMWP-PL oraz wskaźniki: saprobowy S i EPT [2].

Tabela 1. Charakterystyka stanowisk poboru prób**Table 1.** Characteristics of research sites

Numer stan.	Data poboru	Szerokość koryta [m]	Brzegi	Uwagi
1	26.IV.2006 12.07.2006 13.IX.2006	2	wysokie, strome skarpy porośnięte trawami wraz z pojedynczymi drzewami	- dno piaszczysto-kamieniste - nurt szybki
2	26.IV.2006 12.07.2006 13.IX.2006	4	łagodne, porośnięte roślinnością łąkową, brak drzew	- dno muliste, przy brzegach piaszczyste - nurt powolny
3	26.IV.2006 12.07.2006 13.IX.2006	3	strome, wzmocnione faszyną, po obu stronach kanału łąki oraz nieliczne pola uprawne	- dno piaszczyste, pokryte roślinnością - sezonowe wahania poziomu wody - nurt bystry
4	26.IV.2006 12.07.2006 13.IX.2006	4	brzegi silnie zarośnięte drzewami i krzewami	- dno piaszczysto-żwirowe - nurt szybki

Wskaźnik BMWP-PL (Biological Monitoring Working Party przystosowany do warunków polskich) oparty jest o występowanie 89 rodzin, którym przypisana jest różna wartość punktowa. W celu wyznaczenia wartości indeksu sumuje się punkty uzyskane dla poszczególnych rodzin występujących na danym stanowisku.

Indeks TBI (Trent Biotic Index) został opracowany na potrzeby analizy bentologicznej rzeki Trent. Opiera się on o występowanie różnych grup taksonomicznych w kolejności od najbardziej wrażliwych do najbardziej odpornych na zanieczyszczenia. Im również, podobnie jak w przypadku indeksu BMWP-PL przypisuje się wartość punktową, potrzebną do wyznaczenia stanu ekologicznego.

Wskaźnik saprobowy S według listy SEW (Śladecka) liczony metodą Pantala i Bucka wg wzoru:

$$S = \Sigma(h_i \cdot S_i) / \Sigma h_i$$

gdzie:

S – wskaźnik saprobowy,

h_i – obfitość gatunku „i”,
 S_i – wartość saprobowa „i”-tego gatunku.

Wskaźnik EPT wyznaczany jest jako stosunek liczby jętek (Ephemeroptera), widelnic (Plecoptera) i chruścików (Trichoptera) do wszystkich występujących na danym stanowisku taksonów. Nie określa on konkretnie stanu ekologicznego środowiska, lecz przyjmuje się założenie, że im wyższa wartość tego wskaźnika tym lepsza jest jakość wody. Wynika to z faktu występowania wyżej wymienionych rodzin w środowiskach mało zanieczyszczonych.

Równoległe do badań makrofauny Kaczmarek [6] prowadził analizy parametrów fizyko-chemicznych, których rezultaty przedstawione zostały w tabeli 2.

3. Wyniki i dyskusja

W prowadzonych badaniach łącznie zidentyfikowano 10155 organizmów. Prawie we wszystkich notowano obecność następujących taksonów: Chironomidae, Oligochaeta, *Limnephilus*, *Sphaerium*, *Pisidium*, *Bithynia* i *Asellus*.

Największą liczbę organizmów stwierdzono 13 września na stanowisku 3, a najmniejszą w próbie pobranej w tym samym terminie na stanowisku 4. Jednocześnie stanowisko 3 charakteryzowało się największą liczebnością w każdym badanym miesiącu (Rys. 2).

Podobnie jak w przypadku liczebności, największe zagęszczenie odnotowano również na stanowisku 3. Nieco mniejsze wartości uzyskano dla stanowiska 2 i 4 (Rys. 3). Średnie zagęszczenie osobników w próbach wyniosło 3385 szt./m².

Zdecydowanie najwyższą wartość biomasy (340,32 g/m²) uzyskano we wrześniu na stanowisku 1, dzięki skójce (*Unio* sp.) o masie 158,600 g/m². Natomiast średnia biomasa osobników w próbach wyniosła 140,327 g/m².

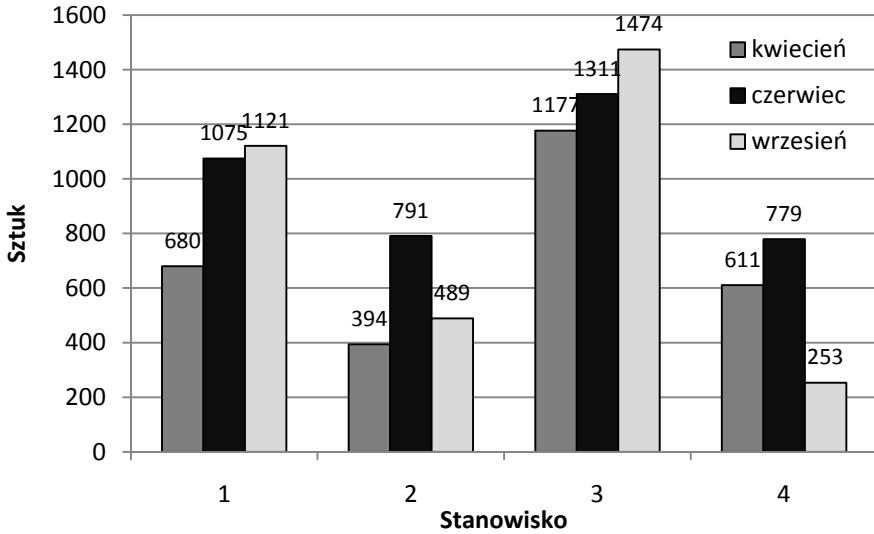
Na stanowisku 1 zaobserwowano znaczną liczebność, zagęszczenie i biomasę organizmów. Średnie zagęszczenie wyniosło 3835 [szt./m²]. W sumie oznaczono tam 29 taksonów. Wartości wyznaczonych indeksów biotycznych wskazywały głównie na stany: dobry i umiarkowany (tab. 3).

Tabela 2. Wyniki analiz fizyko-chemicznych wody [6]
Table 2. Results of physico-chemical water analysis [6]

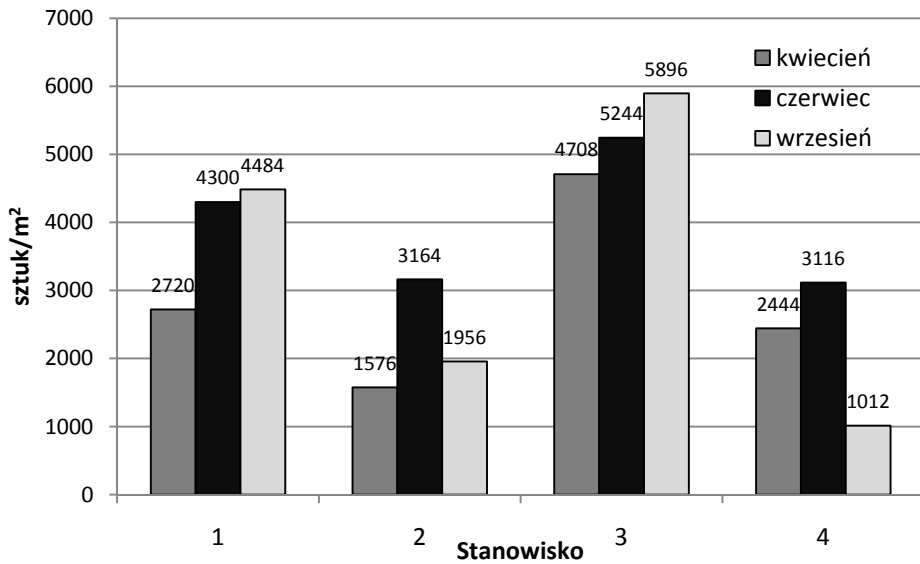
Parametr	Data				26.IV.2006				12.07.2006				13.IX.2006			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
temperatura	Stanowisko				10,4	10,5	10,8	10,5	19	21,8	18	19,5	12,4	14,6	13	13
tlen	mg O ₂ /dm ³				13,2	12,5	12,9	10,2	6,26	3,86	9,58	8,4	4,63	4,01	7	6,13
	%				119,0	113,3	110,8	94	68,4	42,8	102,5	93,5	44,6	39	67	57
pH					7,9	7,5	7,4	8,0	7,6	7,4	7,9	8,1	7,8	7,6	7,9	8,1
przewodność	µS/cm				218	231	244	277	448	556	507	479	360	555	570	522
TDS	mg/dm ³				153	162	171	194	314	389	355	335	252	389	399	365
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³				3,6	3,6	5,5	3,9	3,2	4,1	2,6	3,1	1,5	2,6	1,9	2,1
PO ₄	mg PO ₄ /dm ³				0,267	0,065	0,079	0,079	0,335	0,375	0,362	0,494	0,265	0,326	0,359	0,235
	mg P/dm ³				0,087	0,021	0,026	0,026	0,109	0,122	0,118	0,161	0,086	0,106	0,117	0,077
P _{og}	mg PO ₄ /dm ³				0,321	0,494	0,445	0,321	0,405	0,635	0,563	0,554	0,309	0,563	0,452	0,326
	mg P/dm ³				0,105	0,161	0,145	0,105	0,132	0,207	0,184	0,181	0,101	0,184	0,147	0,106
NO ₃	mg NO ₃ /dm ³				0,659	0,061	0,639	0,211	0,201	0,746	0,346	0,390	0,236	0,358	0,234	0,154
	mg N-NO ₃ /dm ³				0,149	0,014	0,144	0,048	0,045	0,169	0,078	0,088	0,053	0,081	0,053	0,035

Tabela 2. cd.
Table 2. cont.

Parametr	Data	26.IV.2006				12.07.2006				13.IX.2006			
		1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
NO ₂	Stanowisko	0,466	0,529	0,585	0,562	1,071	0,739	0,519	0,772	0,148	0,227	0,167	0,076
	mg NO ₂ /dm ³	0,142	0,161	0,178	0,171	0,326	0,225	0,158	0,088	0,045	0,069	0,051	0,023
	mg N-NO ₂ / dm ³	0,192	0,255	0,279	0,193	0,451	0,474	0,645	0,268	0,324	0,356	0,237	0,247
NH ₄	mg NH ₄ /dm ³	0,149	0,198	0,217	0,150	0,350	0,368	0,501	0,208	0,252	0,276	0,184	0,192
	mg N/dm ³	1,3	1,1	1,9	1,2	2,3	3,2	2,2	3,2	2,6	3,2	2,2	2,5
N _{min}	mg N/dm ³	0,44	0,373	0,539	0,69	0,721	0,762	0,737	0,531	0,35	0,426	0,288	0,25
chlorofil	µg/dm ³	34	13	15	8	1	2	1	16	0	4	0	2



Rys. 2. Liczebność organizmów na poszczególnych stanowiskach
Fig. 2. Number of macrozoobentos organisms at research sites



Rys. 3. Zagęszczenie organizmów na poszczególnych stanowiskach
Fig. 3. Density of macrozoobentos organisms at research sites

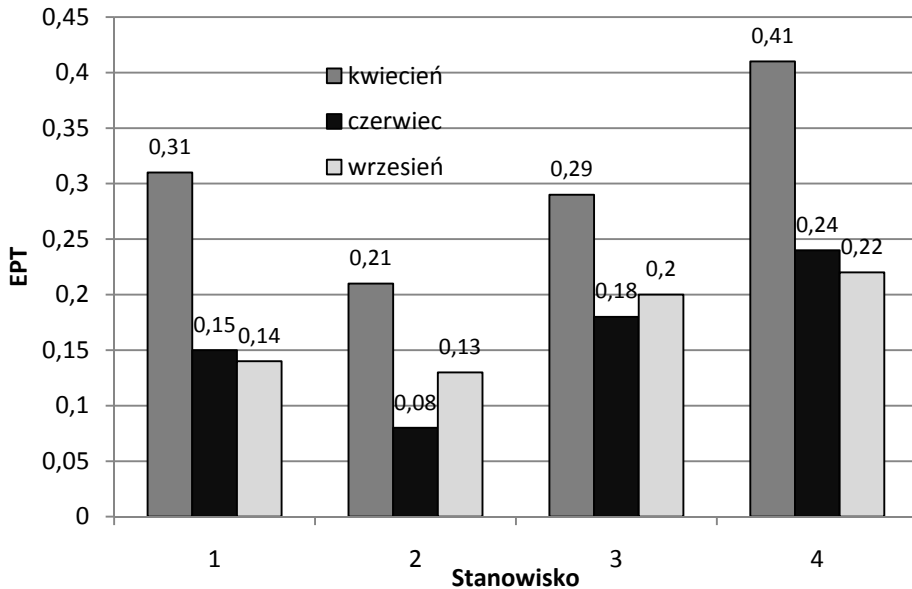
Tabela 3. Stany ekologiczne wód na poszczególnych stanowiskach
Table 3. Ecological states of water at individual research sites

Stanowisko	Data	TBI	BMWP-PL	Saprobowy S
1	26 kwietnia	umiarkowany	umiarkowany	umiarkowany
	12 lipca	dobry	dobry	umiarkowany
	13 września	dobry	dobry	umiarkowany
2	26 kwietnia	dobry	umiarkowany	umiarkowany
	12 lipca	dobry	umiarkowany	umiarkowany
	13 września	dobry	umiarkowany	umiarkowany
3	26 kwietnia	dobry	bardzo dobry	umiarkowany
	12 lipca	bardzo dobry	dobry	dobry
	13 września	dobry	dobry	dobry
4	26 kwietnia	dobry	dobry	umiarkowany
	12 lipca	bardzo dobry	dobry	umiarkowany
	13 września	dobry	umiarkowany	umiarkowany

Wskaźnik EPT zdecydowanie najwyższy był wiosną (0,31), a w późniejszych terminach utrzymywał się na niemal jednakowym poziomie. Było to spowodowane korzystnym stosunkiem liczby taksonów preferowanych przy obliczaniu tego wskaźnika (5) do wszystkich zidentyfikowanych w próbie (16) w okresie wiosennym. W późniejszych terminach, oznaczono większą liczbę nieuwzględnianych w przeliczeniach organizmów, co przyczyniło się do spadku korzystnej wartości wskaźnika EPT (Rys. 4). W porównaniu do pozostałych miejsc poboru prób, na stanowisku 1 odnotowano najniższą wartość wskaźnika TBI. W kwietniu wyniosła ona 6, co odpowiadało poziomowi umiarkowanemu. Dopiero w lipcu i we wrześniu indeksy TBI dla tego miejsca osiągnęły górną granicę stanu dobrego. Pokrywało się to z oceną stanu ekologicznego wyznaczonego na podstawie wskaźnika BMWP-PL. Jedynie wskaźnik saprobowy potwierdzał występowanie na tym stanowisku stanu umiarkowanego, przez cały okres badań. W punkcie tym wyraźnie dominowały taksony, którym przypisuje się wysoką wartość saprobową m.in. *Chironomus* sp., *Asellus aquaticus* oraz *Helobdella stagnalis*. Kolkwitz zauważył, że dominacja *Asellus aquaticus* wiążąca się ustępowaniem gatunku

Gammarus pulex, co miało miejsce na tym stanowisku – świadczą o pogarszaniu warunków i o obecności zanieczyszczeń organicznych w środowisku [21, 12].

Wyniki badań uzyskane dla stanowiska 2, wskazywały na panujące tam najbardziej niekorzystne warunki. Na stanowisku tym odnotowano mniejszą liczebność oraz różnorodność gatunkową (20 taksonów). Średnie zagęszczenie organizmów wyniosło 2232 [szt./m²]. Na podstawie wskaźnika EPT stwierdzono występowanie gorszych warunków dla bytowania wymagających organizmów, takich jak Ephemeroptera, Plecoptera, i Trichoptera (Rys. 4). W przeciwieństwie do stanowiska 1 wskazania uzyskane na podstawie indeksów TBI i BMWP-PL były różne. Pierwszy z nich utrzymywał się na poziomie dobrym, natomiast drugi na poziomie umiarkowanym. Indeks BMWP-PL uznawany jest za najlepszy wskaźnik służący do opisu stanu ekologicznego z wykorzystaniem makrofauny dennej [11, 13]. W przypadku indeksu TBI nie bierze się pod uwagę względnego zagęszczenia organizmów, co było przyczyną jego krytyki. Natomiast przypadkowe pojawienie się dryfującego organizmu może przyczynić się do przypisania mu niewłaściwego stanu środowiska [4, 5]. Wskaźnik saprobowy również wskazał stan umiarkowany, do wyznaczenia którego przyczyniła się dominacja Oligochaeta i Chironomidae, które charakterystyczne są dla środowisk silnie zeutrofizowanych i posiadających ubogie warunki środowiskowe [19]. Do podobnych wniosków doszła Celińska-Spodar [12], jednak w przypadku badanej przez nią rzeki Dzierżęcinki główną przyczyną zanieczyszczenia była bliskość centrum miasta i związane z tym przekształcenia środowiska. Otoczenie Kanału Radackiego na stanowisku drugim to przede wszystkim łąki. Łagodne skarpy i brak drzew znacząco wpływają na zwiększenie spływu powierzchniowego i możliwość wnoszenia ładunków substancji biogennej do cieku [1]. Powolny nurt wody sprzyja także zwiększonej akumulacji zarówno materii organicznej i nieorganicznej, które mogą wpływać na zmianę warunków fizyko-chemicznych. Taksony występujące na tym stanowisku, takie jak: Oligochaeta, Chironomidae, *Sphaerium*, *Pisidium* są charakterystycznymi mieszkańcami dna mulistego [15, 20].



Rys. 4. Wartości wskaźnika EPT dla poszczególnych stanowisk
Fig. 4. EPT values comparison for individual research sites

Najbardziej różnorodnym pod względem biologicznym było stanowisko 3. Oznaczono na nim aż 30 taksonów. Na atrakcyjność tego środowiska mogła mieć wpływ obecność roślinności wodnej, która przyczyniła się do urozmaicenia warunków abiotycznych (kryjówek, miejsc rozrodu) oraz stanowiła dodatkowe źródło pokarmu, np. dla licznie występujących na tym stanowisku gatunków ślimaków [20]. Uregulowanie koryta wymusiło przyspieszony przepływ w stosunku do poprzedniego stanowiska, co wpłynęło na polepszenie warunków tlenowych i zmniejszenie akumulacji substancji spływających ze zlewni. Wpływ tych czynników na bioróżnorodność miał swoje odzwierciedlenie w wysokich wartościach indeksu BMWP-PL. Wskazał on na stan dobry w lipcu i we wrześniu i bardzo dobry w kwietniu (tab. 3). Według wskaźnika TBI stan wody w tym miejscu osiągnął wartości dobre w kwietniu i we wrześniu, a w lipcu nawet bardzo dobre. Średnie zagęszczenie organizmów wyniosło 5283 [szt./m²]. Wartości wskaźnika EPT były nieco niższe od tych osiągniętych na stanowisku 4. Podobnie jak w przypadku innych miejsc, wartość EPT była najwyższa w okresie wiosennym. Na tym stanowisku

zanotowano także najkorzystniejsze wartości wskaźnika saprobowego S, które w lipcu i wrześniu zakwalifikowały te stanowisko jako posiadające stan dobry, a w kwietniu – umiarkowany.

Stanowisko 4 odznaczało się mniejszą liczebnością, zagęszczeniem oraz biomasą w porównaniu ze stanowiskami 1 i 3, ale nieco większą od stanowiska 2. Łącznie oznaczono na nim 25 taksonów. Ich średnie zagęszczenie wyniosło 2191 [szt./m²]. Wartości stanów ekologicznych w poszczególnych miesiącach zbliżone były do uzyskanych na stanowisku 1. W punkcie tym stwierdzono wyraźną przewagę ilościową larw owadów, a w szczególności gatunku *Ephemera vulgata*, charakterystycznego dla podłoża piaszczystych i gliniastych [15]. Dopiero w ostatnim terminie badań uzyskano niższe wskazania indeksów biotycznych. Odpowiedzialny był za to cykl życiowy dominujących na tym stanowisku owadów. We wrześniu – pokolenie letnie dopiero się rozwija, natomiast największe zagęszczenie owadów wodnych notowane jest późną jesienią [20]. Pomimo mniejszej liczebności organizmów niż na innych stanowiskach, zanotowano na nim najwyższe wartości wskaźnika EPT. Świadczyło to o korzystnym stosunku ilościowym – wrażliwych na zanieczyszczenia gatunków do wszystkich taksonów w próbie. W punkcie tym odnotowano także, najwyższe spośród wszystkich stanowisk wartości TBI, które klasyfikowały stan tego miejsca jako dobry oraz bardzo dobry. Korzystne dla stanu środowiska było także otoczenie stanowiska 4. Lasy i zakrzewienia znacznie przyczyniają się do ograniczenia spływu powierzchniowego i zmniejszenie dopływu biogenów [1]. Wskaźnik BMWP-PL, tak jak w przypadku większości prób mieścił się w granicach stanu umiarkowanego i dobrego. Podobnie uśrednione wartości wszystkich prób uzyskano dla wskaźnika saprobowego, który utrzymywał się dla tego stanowiska na poziomie umiarkowanym.

Życie wszystkich organizmów jest silnie uzależnione od warunków panujących w środowisku. Na występowanie niektórych grup wpływ mogły mieć czynniki takie jak: temperatura, pH, stężenie rozpuszczonego tlenu oraz substancji biogennych, dlatego uzyskane wyniki badań bentosu, odniesione zostały do badań fizyczno-chemicznych [6, 7].

Najwyższą temperaturę wody na wszystkich stanowiskach zanotowano w lipcu. Na stanowisku 2 osiągnęła ona wartość 21,8°C. Najniższe temperatury występowały na stanowiskach 3 i 4. W badanym cieku nie stwierdzono drastycznych wahań tego parametru. Nie można więc

stwierdzić, iż temperatura była bezpośrednim czynnikiem ograniczającym występowanie określonych gatunków. Zmiana tego czynnika mogła pośrednio wywrzeć wpływ na organizmy. Wzrost temperatury powoduje bowiem zwiększenie tempa przebiegu procesów biochemicznych, a to z kolei skutkuje zwiększeniem zużycia tlenu. Ponadto, ze wzrostem temperatury maleje rozpuszczalność tlenu w wodzie, a to mogło bezpośrednio wpłynąć na warunki życiowe bytujących tam organizmów [1, 22].

Tlen rozpuszczony osiągnął najwyższe wartości w kwietniu. Było to związane ze stosunkowo niską temperaturą wody o tej porze roku. Najniższe wartości, w porównaniu do innych stanowisk, odnotowano na stanowisku 2 [6]. Od czerwca do października, wartości te oscylowały między IV a V klasą jakości wody (zgodnie z nieaktualną normą). Stanowisko 2 było także jedynym miejscem, na którym nie odnotowano wrażliwych na niedobory tlenu larw owadów, co wiązało się z niskimi wskazaniami indeksów biotycznych.

Analiza wartości poszczególnych form azotu i fosforu, wskazała na brak zdecydowanych różnic pomiędzy poszczególnymi stanowiskami. Azot całkowity, azotany oraz azot amonowy mieścił się w granicach (nieaktualnej) II klasy czystości wody. Jedynie w przypadku azotynów, od czerwca do sierpnia, wystąpiły niepokojące wartości, które przekroczyły $1 \text{ mg NO}_2/\text{dm}^3$ [6]. Rozkład wartości fosforanów w Kanale Radackim zbliżony był do innych cieków. W okresie wiosennym uzyskane stężenia były niewielkie, na początku lata następował ich gwałtowny wzrost wartości, a następnie stopniowe zmniejszenie stężenia badanego pierwiastka.

Badania pH także nie wykazały negatywnego wpływu tego parametru na faunę denną. Uzyskane wartości pH mieściły się w przedziale od 7,3 do 8,1. Według Gomółki [3], wartości pH dla większości niezanieczyszczonych wód rzecznych mieszczą się latem w granicach 7,6 do 9,0.

Zaobserwowane zmiany grup organizmów wskaźnikowych korespondowały ze zmianami chemicznymi środowiska wodnego, ale nie pokrywały się z nimi całkowicie. „Badania chemiczne i biologiczne wód dają zgodne wyniki w skrajnych przypadkach – w wodach silnie zanieczyszczonych i najczystszych” [19]. Na podstawie badań bezkręgowców makrozoobentosowych można określić długoterminowy obraz ekosystemu, podczas gdy badania fizykochemiczne ukazują chwilowe zmiany parametrów [19].

Należy podkreślić, iż były to pierwsze badania tego ciekę wykorzystujące organizmy bentosowe. Nie ukazują one zmian zachodzących w ekosystemie. Aby móc je określić w konieczne są badania długoterminowe. Niewątpliwie przeprowadzone badania pozwoliły w przybliżony sposób określić stan ekologiczny badanego ciekę. Jest to o tyle istotne, ponieważ wcześniejsze badania Kanału Radckiego wykazały, że ciek ten miał największy udział we wprowadzaniu ładunku nutrientów i zanieczyszczeń do Jeziora Trzesiecko. To z kolei spowodowało pogarszanie się jego stanu wód, co skutkowało od 2002 roku notowaniem masowego rozwój fitoplanktonu, w tym szczególnie niebezpiecznych dla zdrowia – sinic.

Literatura

1. **Allan J. D.:** *Ekologia wód płynących*. PWN, Warszawa, 1998.
2. **Błachuta J., Żurawska J., Brzostek-Nowakowska J., Martynko-Pluta E., Miluch J., Kassyk W., Wierzchowska E., Berendt I., Zakościelna A.:** *Raport. Monitoring wód powierzchniowych województwa zachodniopomorskiego. Makrozoobentos*. Maszynopis 2002.
3. **Gomółka E., Szaynok A.:** *Chemia wody i powietrza*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław, 1997.
4. **Gorzel M., Kornijów R.:** *Biologiczne metody oceny jakości wód rzecznych*. W: *Kosmos – problemy nauk biologicznych*. Numer 2. Tom 53, 2004.
5. **Grzybkowska M.:** *Makrobezkręgowce w ocenie jakości wody rzek*. W: *Ochrona środowiska i żywych zasobów przyrody*. Wybrane zagadnienia. Olaczek R. i Warcholińska A.W. (red) Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego. Łódź, 1999.
6. **Kaczmarek F.:** *Złożenia teoretyczno-projektowe do renaturyzacji kanału Radackiego w celu ograniczenia spływu biogenów do jeziora Trzesiecko*. Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej, Katedra Biologii Środowiskowej. Koszalin, 2007.
7. **Kajak Z.:** *Hydrobiologia – limnologia*. PWN, Warszawa, 1998.
8. **Kobylacki M.:** *Zmiany ekologicznego stanu jakości wód jeziora Trzesiecko pod wpływem zastosowanej metody rekultywacji poprzez napowietrzanie metodą pulweryzacyjną*. Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej, Katedra Biologii Środowiskowej. Koszalin, 2006.
9. **Kołodziejczyk A., Koperski P., Kamiński M.:** *Klucz do oznaczania słodkowodnej makrofauny bezkręgowej dla potrzeb bioindykacji stanu środowiska*. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa, 1998.

10. **Korycińska M., Królak E.:** *The Use of Various Biotic Indices for Evaluation of Water Quality in the Lowland Rivers of Poland (Exemplified by the Liwiec River)*. Polish Journal of Environmental Studies Vol. 15, No. 3. 2006.
11. **Kownacki A., Soszka H., Flaituch T., Kudelska D.:** *The ecological assessment of River quality In Poland on the basis of communities of benthic invertebrates.* W: *River biomonitoring and benthic invertebrates communities* Kownacki A., Soszka H., Flaituch T., Kudelska D. (red). W.Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Warszawa-Kraków, 2003.
12. **Lampart-Kaluźniacka M., Celińska-Spodar A.:** *Monitoring miejskiego odcinka Dzierżęcinki z wykorzystaniem makrobentosu w celu renaturyzacji koryta rzeki*. Rocznik Ochrona Środowiska 10/2008, Koszalin, 2008.
13. **Lampart-Kaluźniacka M, Zdoliński P., Chrzanowski K., Górajek A., Masian P.:** *Assesment of Quality of Various Water Types Based on Macro-benthic Bioindicators*. Rocznik Ochrona Środowiska 11/2009, Koszalin, 2009.
14. Materiały niepublikowane Zarządu Melioracji i Urządzeń Wodnych Województwa Zachodniopomorskiego w Szczecinie. Rejonowy oddział w Koszalinie.
15. **Mikulski J.S.:** *Biologia wód śródlądowych*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 1974.
16. **Piesik Z.:** *Koncepcja rewitalizacji Jeziora Trzesiecko w Szczecinku w latach 2003-2006*. Maszynopis Urzędu Miasta w Szczecinku, 2003.
17. **Piesik Z., Poleszczuk G.:** *Możliwości rewitalizacji Jeziora Trzesiecko w Szczecinku*. V Konferencja Naukowo-Techniczna. Ochrona i rekultywacja jezior. Grudziądz 2004.
18. **Stańczykowska A.:** *Zwierzęta bezkręgowce naszych wód*. Wydawnictwa Szkolne i Pedagogiczne, Warszawa, 1986.
19. **Stańczykowska A.:** *Ekologia naszych wód*. Wydawnictwa Szkolne i Pedagogiczne, Warszawa, 1997.
20. **Starmach K., Wróbel S., Pasternak K.:** *Hydrobiologia : limnologia*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 1976.
21. **Turoboyski L.:** *Hydrobiologia techniczna*. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa 1979.
22. **Zimmerman, M.C.:** *The use of the biotic index as an indication of water quality*. In: *Tested studies for laboratory teaching, Volume 5. Proceedings of the 5th Workshop/Conference of the Association for Biology Laboratory Education (ABLE)*. Yale University, Dept. of Biology, 1993.
23. **Żmudziński L.:** *Hydrobiologia. Życie wód słodkich i morskich*. Wydawnictwo WSP w Słupsku, Słupsk, 1999

Ecological State of Water in Radacki Channel on the Basis of Biotic Indicators and Indexes

Abstract

The research was carried out done using benthic organisms in accordance to Frame Water Directive 2000/60/WE of European Parliament and Council from October 23rd 2000. One of its assumptions is to take into consideration abiotic and biotic factors during estimation of ecological state of waters, since only these give the full image of an examined environment.

Radacki Channel is located Zachodniopomorskie Province on the area of Protected Landscape of Drawa Lake District. This channel is the one of main tributaries to Trzesiecko Lake which is a tourist attractions in Szczecinek town.

The research was carried out from March to September 2006. Four research sites were appointed along the channel. In each of them samples were taken using the benthic net. There were four quantitative samples and one qualitative sample. Obtained organisms were preserved on the site and then determined in the lab in order to classify in accordance with given taxonomic units.

In order to estimate Radacki Channel water quality indexes like TBI (Trent Biotic Index), BNWP-PL (Biological Monitoring Working Party, for Poland), were used along with Saprobe Index S and EPT (Ephemeroptera-ephemerid, Plecoptera, Trichoptera). In addition number, density and biomass of ascertain taxons were analyzed.

Most of examined sides, on the basis of biotic indexes values, were found as ones in good ecological state. The best results were obtained in the third site, where the biggest biological diversity was found. The worst quality of water was found on site 2, where values of biotic indexes classified the quality of water as moderate.

Radacki Channel as a watercourse flowing into Trzesiecko Lake has a big influence on its waters. Determined species along with clean water on sites brings some optimism. But still not the whole watercourse had the good results. An evident decrease of water quality was found near arable fields and meadows. Configuration of the terrain in the area could cause decrease of water quality by runoff of biogenic substances from the surrounding reception basin which possibly affected the ecological state of both the Radacki watercourse and the Trzesiecko Lake.

It should be noted that these were the first studies using benthic organisms on Radacki Channel. They do not show changes in the ecosystem. In order to be able to identify those changes long-term studies are necessary.