

Justyna Rybak<sup>1</sup>, Katarzyna Niedzielska<sup>1</sup>

## ANALIZA BIOLOGICZNA JAKOŚCI WODY RZEKI RUDNA GRANICZĄCEJ Z ZBIORNIKIEM OSADÓW POFLOTACYJNYCH „ŻELAZNY MOST”

**Streszczenie.** W wyniku wydobycia rudy miedzi powstają drobnoziarniste odpady mineralne, stanowiące ponad 90 % wydobytej rudy, zawierają one śladowe ilości metali, substancje modyfikujące właściwości powierzchniowe minerałów miedzi oraz środki pianotwórcze stosowane w procesie wzbogacania. Odpady są składowane w specjalnych zbiornikach. Istotne wydaje się poznanie wpływu takich osadników na makrobezkręgowce zamieszkujące graniczący ze składowiskiem ciek wodny. W pracy oceniono jakość wody rzeki Rudna na czterech różnych stanowiskach badawczych. Zastosowano następujące systemy biotyczne: BMWP-PL, ASPT-PL, FBI, EPT, BBI, TBI oraz CBS. Otrzymane wyniki porównano między sobą, co umożliwiło ocenę przydatności analizowanych systemów biotycznych. Oceniono także bioróżnorodność wód na badanym obszarze. W tym celu obliczono dominację oraz frekwencję rodzin na stanowiskach badawczych, oraz obliczono wskaźnik bioróżnorodności Hurlberta i indeks Margalefa. Wyniki wskazują na istotny wpływ osadnika poflotacyjnego na biocenozę rzeki na terenach znajdujących się najbliżej „Żelaznego Mostu”. Stwierdzono bowiem, że większość indeksów biotycznych i bioróżnorodności (BMWP-PL, TBI, BBI, Margalef, Hurlbert) klasyfikuje stanowiska najbliżej osadnika jako wody o najniższej jakości i bioróżnorodności, co potwierdza jednocześnie wysoką przydatność wymienionych wskaźników do badań bioindykacyjnych.

**Słowa kluczowe:** makrozoobentos, metale ciężkie, indeksy biotyczne, osadnik poflotacyjny „Żelazny Most”.

### WSTĘP

Składowisko odpadów poflotacyjnych „Żelazny Most” stanowi największe w Polsce powierzchniowe źródło zanieczyszczenia powietrza i wód podziemnych. Jego znaczne wypiętrzenie, ekspozycja względem przeważających kierunków wiatrów oraz cechy fizyczne odpadów sprzyjają rozwojowi procesów eolicznych. Rejon w pobliżu „Żelaznego Mostu” cechuje się, przez około 110 dni w roku, warunkami meteorologicznymi, które sprzyjają tym zjawiskom [Lewiński, Wolski 2007].

Emisja pyłów z plaż i zapór składowiska oddziałuje na okoliczne rośliny. Śladowe ilości metali ciężkich, zawarte w wywiewanych pyłach kumulują się w tkankach roślin i glebach, tym samym stwierdzono podwyższone zawartości niektórych metali

---

<sup>1</sup> Zakład Biologii i Ekologii, Wydział Inżynierii Ochrony Środowiska, Politechnika Wroclawska, ul. Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław, e-mail: justyna.rybak@pwr.wroc.pl

(szczególnie miedzi i ołowiu) na przedpolu składowiska. Całkowita powierzchnia gleb, na których zarejestrowano podwyższone zawartości metali ciężkich, szacowana jest na około 200 ha, jednakże mieści się ona w strefie ochronnej składowiska „Żelazny Most” [Lewiński, Wolski 2007]. Ze względu na stwierdzone przekroczenia zawartości niektórych pierwiastków w pobliżu osadnika istnieje ryzyko przenikania metali ciężkich i innych zanieczyszczeń wraz z wodami infiltracyjnymi do pobliskich cieków wodnych, a przez to oddziaływanie na jakość wód powierzchniowych i kondycję biocenozy wodnej. Tym samym, uzasadniona jest ocena stopnia zanieczyszczenia wody rzeki Rudna na wybranych czterech stanowiskach badawczych, usytuowanych w bliskim sąsiedztwie składowiska. Ocenę przeprowadzono w oparciu o analizę bioróżnorodności i struktury zbiorowisk makrozoobentosu oraz z zastosowaniem różnych indeksów biotycznych, których przydatność porównano między sobą.

## MATERIAŁ I METODY

Rzeka Rudna to lewobrzeżny dopływ Odry o długości 30,7 km, który wypływa ze Wzgórz Dalkowskich. Rzeka uchodzi do Odry w Głogowie. Niemal cały obszar zlewni rzeki jest zmeliorowany. Badania przeprowadzono na czterech stanowiskach badawczych, które scharakteryzowano poniżej oraz przedstawiono graficznie (rys. 1):

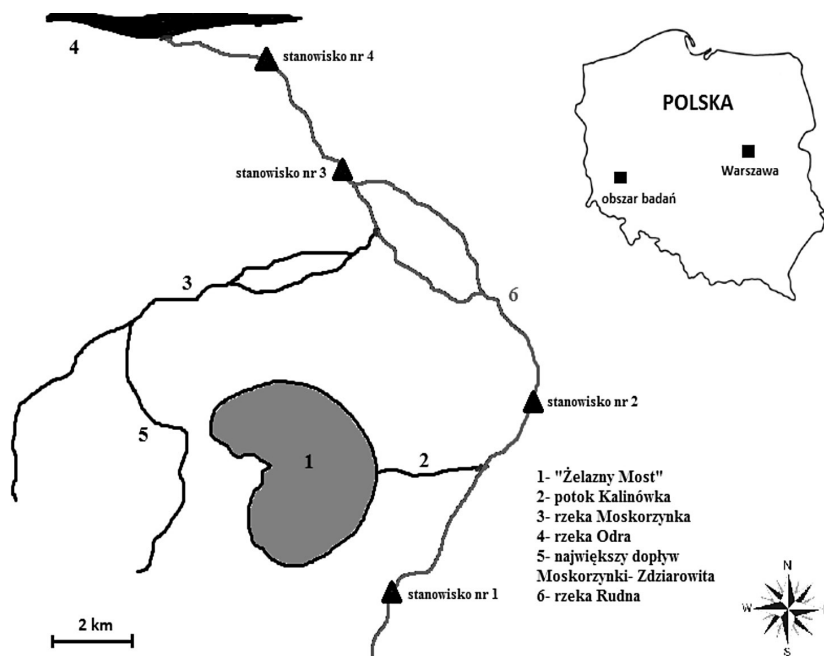
**Stanowisko nr 1:** ok. 1,5 km od źródła, 2 km w linii prostej od granicy Żelaznego Mostu. Punkt we wsi Juszowice, w otoczeniu stanowiska znajduje się las i pola uprawne.

**Stanowisko nr 2:** ok. 10 km od źródła, 4 km w linii prostej od granicy Żelaznego Mostu. Punkt we wsi Gwizdanów, poniżej ujścia Kalinówki. Stanowisko znajduje się ok. 100m od mostu na drodze wojewódzkiej nr 292 między miejscowościami Gwizdanów i Gawrony. W otoczeniu punktu znajduje się łąka, brzegi mocno porośnięte roślinnością, rzeka uregulowana, dno piaszczyste.

**Stanowisko nr 3:** ok. 17 km od źródła, 7,5 km w linii prostej od granicy Żelaznego Mostu. Punkt znajduje się poniżej ujścia Moskorzynki, obok mostu na drodze łączącej miejscowości Retków i Bucze. W otoczeniu punktu znajduje się łąka i pola uprawne. Brzegi mocno porośnięte roślinnością, strome.

**Stanowisko nr 4:** ok. 24 km od źródła, 12,6 km w linii prostej od granicy Żelaznego Mostu. Punkt znajduje się 50 m od mostu na drodze wojewódzkiej nr 330, na granicy terenu miasta Głogów. W otoczeniu punktu znajduje się łąka, pola uprawne, w odległości 100 m nieliczne zabudowania mieszkalne. Brzegi rzeki mocno porośnięte roślinnością, dno zawiera grubą warstwę mułu.

Makrobezkręgowce pobierano z każdego stanowiska badawczego trzykrotnie w maju, czerwcu i lipcu 2011 r. Do poboru bentosu wykorzystano czerpak o otworach 154  $\mu\text{m}$ , liczba próbek pobranych jednorazowo wynosiła 10 na powierzchni 0,25  $\text{m}^2$ . Zastosowano metodę pobierania próbek „kopnięciem” (Danish fauna Index) przy



Rys. 1. Mapa obszaru badań zaznaczonymi stanowiskami badawczymi  
 Fig. 1. Map of studied area

pomocy czerpaka [Armitage 1978, Lenat i inni 1981]. Zebrane gatunki zostały utrwalone w alkoholu (80%), ponumerowane i oznaczone z użyciem odpowiednich kluczy [Kołodziejczyk i Koperski 2000] za pomocą mikroskopu stereoskopowego.

Do analiz użyto siedem różnych indeksów biotycznych skalkulowanych w oparciu o stopień wrażliwości kluczowych grup taksonomicznych na zanieczyszczenia oraz uwzględniających liczbę grup obecnych w próbie. Do oceny jakości wody zastosowano następujące indeksy: Sumaryczny Wskaźnik Jakości Wody BMWP-PL (Biological Monitoring Working Party), Wskaźnik Jakości Wody ASPT-PL (Average Score Per Taxon), Indeks Biotyczny Rzeki „Trent” TBI (Trent Biotic Index), Indeks Jakości Wody Chandlera CBS (Chandler Biotic System), FBI (Family Biotic Index), Belgijski Indeks Biotyczny BBI (Belgian Biotic Index) oraz  $EPT_{tax}$  pochodzący od nazw trzech rzędów owadów, których larwy są wykorzystywane w tej metodzie: Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera [Obidziński i Żelazo 2004, Huggins i Moffett 1988, Rosenberg i Resh 1993, Lenat i Penrose 1996, Howkes 1997]. Dla uproszczenia kalkulacji liczebność zebranych taksonów na poszczególnych stanowiskach badawczych została zaokrąglona. Każdy indeks, w zależności od wrażliwości bezkręgowców na zanieczyszczenia otrzymuje punkty, których suma odpowiada konkretnemu stopniowi czystości wód. Aby porównać jakość wody w oparciu o różne indeksy biotyczne zastosowano ujednoliconą klasyfikację [Rybak i Pasternak 2010] przedstawioną w tabeli 1.

**Tabela 1.** Ujednolicona klasyfikacja wody na podstawie indeksów biotycznych  
**Table 1.** Unified classification of water quality according to studied biotic indices

CBS	TBI	EPT	BBI	FBI	APST-PL	BMWP-PL	Klasa	Jakość wody
>3000	9–10	100,<100	9–10	0–3,95	> 5,4	> 100	I	bardzo dobra
300–2999	7–8	70–90%	7–8	3,96–4,85	4,81–5,4	70–99	II	dobra
180–299	5–6	40–60%	5–6	4,86–5,90	4,21–4,8	40–69	III	zadowolająca
45–179	3–4	10–30%	3–4	5,91–6,95	3,61–4,2	10–39	IV	niezadowolająca
<45	0–2	0–10%	1–2	6,96–10,0	3,61>	0–9	V	zła

Zebrane organizmy posłużyły do analizy trzech składowych struktury biocenoz: bogactwa gatunkowego czyli określenia liczby występujących gatunków, struktury dominacji (D) (jednolitość rozkładu osobników każdego gatunku) oraz frekwencji (F) [Czachorowski 2006]. Ponadto, do oceny bioróżnorodności wykorzystano następujące wskaźniki: Margalefa [Kownacki i inni 2004], Hurlberta [Czachorowski 2006].

## WYNIKI

W rzece Rudna stwierdzono obecność 31 taksonów należących do Gastropoda, Bivalvia, Ephemeroptera, Odonata, Trichoptera, Heteroptera, Diptera, Coleoptera, Neuroptera, Hirudinea oraz Crustacea (tab. 2), które posłużyły do oceny jakości wód. Większość stwierdzonych na obszarze badań taksonów była charakterystyczna dla wód o umiarkowanej czystości i lekko zanieczyszczonych oraz dla wód charakteryzujących się mulistym bądź piaszczystym dnem (Caenidae, Ephemeridae, Unionidae, Gastropoda, Diptera). Taksony stosunkowo wrażliwe na zanieczyszczenia odnotowano na stanowiskach nr 1, 3 i 4, reprezentowane one były przez dwie rodziny jętek (Ephemeridae i Caenidae), dwie rodziny ważek (Calopterygidae i Gomphidae), dwie rodziny chruścików (Brachycentridae i Sericostomatidae) oraz przedstawicielei gromady ślimaki (Viviparidae) i małży (Unionidae).

Porównanie jakości wody za pomocą wybranych indeksów biotycznych przedstawiono w tabeli 3. Jak można zauważyć, klasyfikacja nie jest jednolita, każdy indeks inaczej klasyfikuje jakość wody na badanych czterech stanowiskach. Najwyższe wartości uzyskano za pomocą wskaźnika ASPT-PL, z kolei najniższe za pomocą EPT. Stanowiska nr 3 i 4 zostały zaklasyfikowane do II klasy czystości na podstawie wskaźnika Margalefa (tab. 4). Z kolei stanowiska nr 1 i 2 należały odpowiednio do IV i V klasy czystości (tab. 4). Na wynik bezpośrednio wpłynął fakt, iż na stanowiskach 1 i 2 odnotowano małą liczbę taksonów (5 rodzin na stanowisku nr 1 i jedynie 2 na stanowisku nr 2). W tej samej tabeli (tabela 3) przedstawiono wartości wskaźnika Hurlberta dla wszystkich badanych stanowisk. Tutaj także najniższą wartość wskaźnika osiągnęło stanowisko nr 2, a następnie stanowisko 1. Wskaźnik dominacji Simpsona osiągnął najwyższą wartość, jeśli zestawimy razem wszystkie stanowiska badawcze,

**Tabela 2.** Skład zgrupowań makrozoobentosu na stanowiskach badawczych**Table 2.** Macrozoobenthos composition in the investigated sites

Grupa taksonomiczna	Takson/liczba osobników				Razem
	Stan. 1	Stan. 2	Stan. 3	Stan. 4	
<b>Gastropoda</b>	–	–	3/50	1/20	4/70
Viviparidae	–	–	10	–	–
Planorbidae	–	–	20	–	–
Lymnaeidae	–	–	20	20	–
<b>Bivalvia</b>	–	–	2/20	–	2/20
Unionidae	–	–	10	–	–
Sphaeriidae	–	–	10	–	–
<b>Ephemeroptera</b>	2/170	–	–	–	2/170
Caenidae	120	–	–	–	–
Ephemeridae	50	–	–	–	–
<b>Trichoptera</b>	–	1/20	2/30	1/10	4/60
Polycentropodidae	–	–	20	10	–
Brachycentridae	–	–	10	–	–
Sericostomatidae	–	20	–	–	–
<b>Odonata</b>	1/20	–	1/210	1/10	3/240
Calopterygidae	–	–	–	10	–
Gomphidae	20	–	210	–	–
<b>Diptera</b>	1/10	–	1/10	1/10	3/30
Chironomidae	10	–	–	–	–
Empididae	–	–	10	10	–
<b>Heteroptera</b>	–	–	1/10	3/50	4/60
Nepidae	–	–	10	20	–
Gerridae	–	–	–	20	–
Corixidae	–	–	–	10	–
<b>Coleoptera</b>	–	–	–	2/50	2/50
Haliplidae	–	–	–	10	–
Dytiscidae	–	–	–	40	–
<b>Crustacea</b>	1/20	1/400	1/50	2/120	5/590
Gammaridae	–	400	50	80	–
Asellidae	20	–	–	40	–
<b>Hirudinea</b>	–	–	1/70	1/150	2/220
Erpobdellidae	–	–	70	150	–
<b>Razem</b>	<b>5/220</b>	<b>2/420</b>	<b>12/450</b>	<b>12/420</b>	<b>31/1510</b>

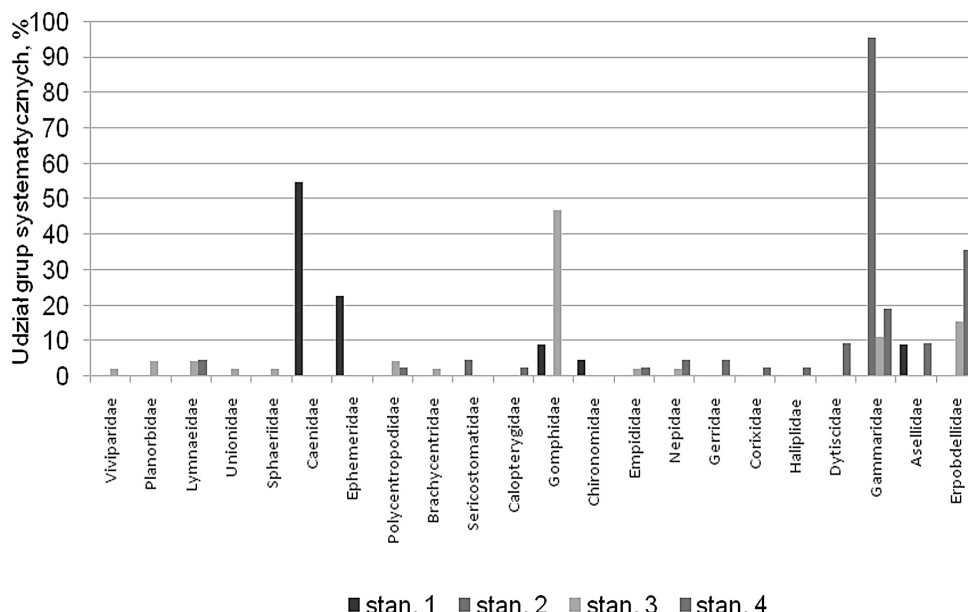
na stanowisku nr 2 (rys. 2), gdzie stwierdzono aż 35% udział rodziny skorupiaków Gammaridae. Analizując dominację osobno dla poszczególnych stanowisk badawczych stwierdzono, iż na stanowisku nr 1 przeważały larwy jętek z rodziny Caenidae, które zaliczane są do taksonów wrażliwych na zanieczyszczenia, z kolei na stano-

**Tabela 3.** Ocena jakości wody za pomocą wybranych indeksów bentosowych  
**Table 3.** Studied sites with water classification according to various biotic indices

Wskaźnik biotyczny	Stanowisko 1		Stanowisko 2		Stanowisko 3		Stanowisko 4	
	wartość	ocena	wartość	ocena	wartość	ocena	wartość	ocena
BMWP-PL	27	IV	13	IV	65	III	54	III
ASPT-PL	5,4	II	6,5	I	5.4	II	4,5	III
FBI	5,23	III	5,86	III	5,11	III	7,1	V
EPT	11	IV	1,3	V	2	V	0,6	V
BBI	4	IV	5	III	8	II	7	II
TBI	3	IV	4	IV	7	II	6	III
CBS	140	IV	126	IV	138	IV	146	IV

**Tabela 4.** Wartości wskaźników Margalefa i Hurlberta w wodach rzeki Rudna  
**Table 4.** Values of Margalef and Hurlbert indices in the Rudna River

Stanowisko	Wskaźnik Margalefa	Klasa czystości wody	Wskaźnik Hurlberta
Stanowisko 1	2,14	IV	0,63
Stanowisko 2	0,76	V	0,0904
Stanowisko 3	4,53	II	0,7353
Stanowisko 4	4,58	II	0,8066



**Fig. 2.** Dominacja poszczególnych rodzin na stanowiskach badawczych rzeki Rudna  
**Fig. 2.** Studied sites with domination structure of families of benthic fauna in the Rudna River

wisku 2, tak jak już wcześniej wspomniano w przypadku porównywania dominacji na poszczególnych stanowiskach, dominowała rodzina Gammaridae. Na stanowisku nr 3 odnotowano przewagę larw ważek z rodziny Gomphidae, które także należą do taksonów wrażliwych na zanieczyszczenia. Na stanowisku nr 4 z kolei stwierdzono dominację pijawek z rodziny Erpobdellidae odznaczających się wysoką tolerancją na zanieczyszczenia wód. Na stanowisku nr 1 wyróżniono tylko dwie klasy dominacji: eudominantów oraz dominantów. Do eudominantów zaliczono dwie rodziny jętek Caenidae i Ephemeridae, pozostałe taksony zaliczono do dominantów. Na stanowisku nr 2 wyróżniono także dwie klasy dominacji. Do grupy eudominantów zaliczono rodzinę Gammaridae, a subdominantem był jeden takson rodzina chruścików Sericostomatidae. Na stanowisku nr 3 również występowały dwie klasy dominacji, stwierdzono 3 rodziny w klasie eudominantów (Erpobdellidae, Gammaridae i Gomphidae) i aż 9 rodzin zaklasyfikowano jako subdominanty. Tylko na stanowisku 4 stwierdzono 3 klasy dominacji. Do eudominantów zaliczono rodziny Erpobdellidae i Gammaridae, 2 taksony należały do dominantów i aż 7 rodzin przyporządkowano do klasy subdominantów. Na żadnym stanowisku badawczym nie stwierdzono wszystkich czterech klas dominacji.

Najwyższą frekwencję (75 %) odnotowano na stanowisku nr 2, co oznacza, iż takson Gammaridae jest absolutnie stały na tym obszarze. Niższa frekwencja (50%) charakteryzowała rodziny Erpobdellidae (pijawki), Asellidae (skorupiaki), Nepidae (pluskwiaki), Chironomidae (muchówki), Gomphidae (ważki) i Lymnaeidae (ślímaki), które zaliczono do gatunków akcesorycznych. Nie stwierdzono występowania gatunków stałych. Pozostałe taksony zaklasyfikowano jako przypadkowe.

## DYSKUSJA

Mimo, podwyższonych zawartości ołowiu i miedzi w glebach i roślinach występujących w bezpośrednim sąsiedztwie „Żelaznego Mostu”, stwierdzono, że uciążliwy wpływ na człowieka i środowisko przyrodnicze związany głównie z pyleniem osadników maleje z roku na rok. Zawartość innych metali ciężkich w sąsiadujących z osadnikiem glebach nie przekracza wartości uznawanych za normalne przez IUNG [Pietrzyński 2008]. Również u mieszkańców Rudnej i okolic nie stwierdzono pogorszenia stanu zdrowia, dotyczy to także osób, które były narażone na bezpośredni kontakt z osadnikiem. W latach wcześniejszych częściej występowały infekcje dróg oddechowych [Pietrzyński 2008]. Jednakże, przeprowadzona przez nas analiza jakości wód powierzchniowych nie potwierdza tendencji do poprawy jakości środowiska przyrodniczego wokół składowiska. Wszystkie stanowiska badawcze charakteryzowały się stosunkowo niską jakością wody i niewielką bioróżnorodnością ekosystemu rzeczno-glebowego. Zastosowane indeksy oparte na analizie zespołu makroorganizmów, w mniejszym lub większym stopniu odzwierciedlają różnice pomiędzy poszczególnymi stanowiskami w poziomie zanieczyszczenia wód. W naszym kraju

rzadko przeprowadza się analizę, jakości wód z zastosowaniem tak dużej ilości indeksów biotycznych [Czerniawska-Kusza i Szoszkiewicz 2007, Obolewski 2009, Rybak i Pasternak 2010]. Indeks, który najniżej ocenia badane stanowiska jest EPT. Według tego systemu pierwsze dwa stanowiska badawcze należały do IV klasy czystości, natomiast stanowisko nr 3 i 4 do V, najniższej klasy. Metoda EPT opiera się jedynie na trzech taksonach (rzędy Ephemeroptera, Plecoptera i Trichoptera), które za wyjątkiem rodziny Hydropsychidae należącej do chruścików są uznawane za bioindykatory wód czystych [Lenat i Penrose 1996]. Ich nieznaczna liczebność na stanowiskach badawczych i całkowity brak widelnic (Plecoptera) występujących w wodach o wartkim nurcie i wysokiej zawartości tlenu wpłynął na bardzo niski wynik klasyfikacji na wszystkich analizowanych stanowiskach. W przypadku wszystkich stanowisk badawczych, najwyższą klasyfikację uzyskano przy wykorzystaniu metody ASPT. Posługując się tym indeksem stwierdzono I klasę czystości na stanowisku nr 2, które według większości klasyfikacji otrzymywało niskie oceny. Wyniki uzyskane przy użyciu tego indeksu najbardziej odbiegają od innych analizowanych systemów, co stwierdzono także w badaniach prowadzonych we Wrocławiu [Rybak i Pasternak 2010]. Metoda ta uwzględnia liczbę rodzin występujących w analizowanej próbie, ignorując przy tym liczebność poszczególnych gatunków wchodzących w skład tych taksonów. W wyniku tego może zdarzyć się sytuacja, iż w dwóch różnych środowiskach charakteryzujących się odmienną jakością wody, wskaźnik ASPT może być podobny. I tak też stało się na stanowisku nr 1 i 3. Dla obu stanowisk wskaźnik ASPT przyjmuje wartość 5.4 i odpowiada dobrej jakości wód, mimo, iż taksony są zupełnie inne, a ich liczebność wskazuje na istotne różnice występujące pomiędzy powyższymi stanowiskami. Indeks CBS klasyfikuje wszystkie stanowiska tak samo, do czwartej klasy. W tej metodzie wysoka wartość liczbowa zależy od wysokiej liczebności bezkręgowców o wąskim zakresie tolerancji na zmiany środowiska. Na wszystkich analizowanych stanowiskach najliczniejsze były taksony pospolite, stąd uzyskano taką samą klasyfikację dla wszystkich obszarów. Według wskaźnika FBI wody z najniższą jakością są typowe dla stanowiska nr 4. System ten nie tylko uwzględnia liczebność występujących osobników, ale nadaje też poszczególnym taksonom odpowiednią rangę. FBI bazuje na tolerancji na zanieczyszczenia różnych rodzin bezkręgowców i opiera się na zasadzie, że im dana rodzina zwierząt jest mniej tolerancyjna, tym niższą wartość liczbową jej się przypisuje (w skali od 0 do 10), czyli im niższa wartość, tym czystsza woda. Rodziny, które były obecne na stanowisku nr 4 uzyskiwały średnio 5-6 punktów, co przełożyło się na zaskakująco niską ocenę końcową. Pozostałe metody: BBI, TBI i stosowana w Polsce BMWP-PL podobnie sklasyfikowały wszystkie cztery stanowiska. Według tych indeksów stanowiska nr 3 i 4, bardziej oddalone od składowiska, charakteryzowały się wodami wyższej jakości niż stanowiska nr 1 i 2. Taki wynik znajduje także potwierdzenie w zastosowanych dwóch wskaźnikach bioróżnorodności. Zarówno wskaźnik Margalefa jak i Hurlberta wskazują na słabą kondycję ekologiczną wszystkich stanowisk badawczych, przy czym stanowisko nr 1 i 2 charakteryzowały się najniższą jakością wody.



W zebranych materiale dominują taksony o średniej tolerancji na zanieczyszczenia, jak rodzina Gammaridae (najwyższa dominacja i frekwencja). Dodatkowo, wysoka dominacja charakteryzuje rodziny stosunkowo wrażliwe na zanieczyszczenia jak Caenidae i Gomphidae. Jedynym dominującym taksonem o wysokiej odporności na zanieczyszczenia była rodzina pijawek Erpodellidae stwierdzona na stanowisku nr 4. Na stanowisku nr 3 odnotowano najwięcej taksonów i osobników w porównaniu do pozostałych stanowisk, jednak we wszystkich przypadkach (za wyjątkiem stanowiska nr 3) jeden z taksonów występował w przeważającej liczebności w stosunku do pozostałych, co również może mieć związek ze słabą kondycją biocenozy na badanych stanowiskach. Gatunki wrażliwe i o umiarkowanej wrażliwości na zanieczyszczenia występują na wszystkich stanowiskach badawczych. Na stanowiskach nr 1 i 2, znajdujących się najbliżej osadnika stwierdzono jedynie dwie klasy dominacji i przewagę eudominantów, co spowodowane jest małą liczbą taksonów i niewątpliwie może mieć związek z infiltracją oraz wymywaniem zanieczyszczeń pyłowych z pobliskiego składowiska. W przypadku najbardziej różnorodnych pod względem gatunkowym stanowisk nr 3 i 4 najliczniejszą grupę stanowią sudominanci. Żaden stwierdzony takson nie był obecny na wszystkich czterech stanowiskach badawczych. Na stanowisku 1 odnotowano dominację larw jętek z rodziny Caenidae znanych ze swych preferencji do wód wolno płynących i stagnujących o obniżonej zawartości tlenu i dużej ilości materiału organicznego zalegającego na dnie. Rodziną charakteryzującą się największą dominacją na stanowisku nr 3 były larwy ważek Gomphidae. Takson ten jest typowy dla rzek i jezior nizinnych o mulistym lub piaszczystym podłożu i spokojnym nurcie. Z kolei na stanowisku nr 4 stwierdzono dominację rodziny Glossiphonidae, pijawek cechujących się wysoką odpornością na zanieczyszczenia. Dominacja i wysoka frekwencja gatunków pospolitych o szerokiej amplitudzie ekologicznej potwierdza niezbyt dobrą kondycję wód wszystkich stanowisk.

Reasumując, wskaźniki BMWP-PL, TBI, BBI, Margalefa i Hurlberta klasyfikują stanowiska najbliżej osadnika jako wody o najniższej jakości i bioróżnorodności, co potwierdza ich wysoką przydatność do badań bioindykacyjnych. Wśród tych wskaźników znalazł się także indeks rekomendowany do badań bioindykacyjnych w Polsce (BMWP-PL).

## WNIOSKI

1. Stwierdzono złą jakość wody na wszystkich stanowiskach badawczych, co można powiązać z bliskością osadnika, gdyż lepszą jakość wody odnotowano na stanowiskach bardziej oddalonych od składowiska. O zaburzeniach w biocenozie wodnej, a tym samym niezadowolającej jakości wody rzeki Rudna może świadczyć także brak równomiernego udziału poszczególnych taksonów w zgrupowaniach, przy jednoczesnej wysokiej liczebności jednego lub zaledwie kilku taksonów na danym stanowisku oraz stosunkowo niskiej bioróżnorodności na wszystkich stanowiskach badawczych.

- Większość indeksów biotycznych i bioróżnorodności (BMWP-PL, TBI, BBI, Margalef, Hurlbert) klasyfikuje stanowiska nr 1 i 2 (zlokalizowane najbliżej osadnika) jako wody o najniższej jakości i bioróżnorodności. Wyniki uzyskane przy zastosowaniu indeksów ASPT-PL i EPT<sub>tax</sub> w żadnym aspekcie nie odzwierciedlają obiektywnie jakości wody ze względu na specyficzność przyjętych przez oba systemy kryteriów.
- W badaniach ekosystemów poddanych stresowi środowiskowemu konieczne jest stosowanie wielu wskaźników aby dokonać szerszej i obiektywnej oceny stanu ekologicznego rzeki.

## LITERATURA

- Armitage P.D. 1978. Downstream changes in the composition, numbers and biomass of bottom fauna in the Tees below Cow Green Reservoir and an unregulated tributary, Maize Beck, in the first five years after impoundment. *Hydrobiologia*, 58(1): 145–156.
- Czerniawska-Kusza I. Szoszkiewicz K. 2007. Biologiczna i hydromorfologiczna ocena systemów wodnych na przykładzie rzeki Mała Panew. Wyd. Katedra Ochrony Powierzchni Ziemi UO. Opole, ss. 67.
- Lewiński J., Wolski W. 2007. Monografia KGHM „Polska Miedź” S.A. Część V – Składowiska odpadów. Wyd. KGHM „Cuprum” Sp. z o.o., Wrocław, ss. 341.
- Czachorowski S. 2006. Opisywanie biocenozy – zoocenologia. Skrypt elektroniczny dla magistrantów, Olsztyn [<http://www.uwm.edu.pl/czachor/publik/pdf-inne/zoocenozy.pdf>].
- Hawkes H.A. 1997. Origin and Development of the Biological Monitoring Working Party Score System, *Water Resources*, 32 (3): 964–968.
- Huggins D.G., Moffett M.F. 1988. Proposed Biotic and Habitat Indices for use in Kansas Streams. Open file Report No. 35. Kansas Biological Survey Lawrence, KS, ss. 128.
- Kołodziejczyk K., Koperski P. 2000. Bezkręgowce słodkowodne Polski. Klucz do oznaczania oraz podstawy biologii i ekologii makrofauny. Wydawnictwo Uniwersytetu Warszawskiego. Warszawa, ss. 250.
- Kownacki A., Soszka H., Kudelska D., Fleituch T. 2004. Bioassessment of Polish rivers based on macroinvertebrates. (In:) Walter Geller et al. (eds), 11<sup>th</sup> Magdeburg Seminar on Waters in Central and Eastern Europe: Assessment, Protection, Management. UFZ Centre for Environmental Research Leipzig-Halle: 250–251.
- Lenat D.R., Penrose D.L., Eagleson K.W. 1981. Variable effects of sediment addition on stream benthos. *Hydrobiologia*, 79 (4): 187–194.
- Lenat D.R., Penrose D.L. 1996. History of the EPT taxa richness metric. *Bulletin of the North American Benthological Society*, 13(2): 12–14.
- Obidziński A., Żelazo J. 2004. Inwentaryzacja i waloryzacja przyrodnicza. Przewodnik do ćwiczeń terenowych. SGGW, Warszawa, ss. 106.
- Obolewski K. 2009. Wykorzystanie makroozbentosu do oceny stanu ekologicznego jeziora Jamno. *Ochrona Środowiska*, 31 (2): 17–24.
- Pietrzyński A. (red.) 2008. Monografia KGHM Polska Miedź SA, Lublin, ss. 1080.
- Rosenberg D.M., Resh V.H. 1993. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, London, ss. 488.
- Rybak J., Pasternak G. 2010. Wykorzystanie makrobezkręgowców do oceny biologicznej jakości wody na terenach wodonośnych we Wrocławiu. *Ochrona Środowiska*, 32 (2): 27–34.

**THE BIOLOGICAL WATER QUALITY ASSESSMENT OF THE RUDNA RIVER SITUATED NEAR THE POST-FLOTATION TAILING POND “ŻELAZNY MOST” ON THE BASIS OF COMMUNITIES OF BENTHIC INVERTEBRATES**

**Summary.** As a result of copper ore extraction lots of fine-grained mineral waste, constituting over 90% of extracted ore, appear. It contains traces of heavy metals, biosurfactants and foams applied in the process of extraction and copper enrichment. Waste rock with technological water is delivered and deposited in post-flotation tailing ponds. Such sites are harmful to the environment as dust containing toxic heavy metals is blown away causing water and soil contamination. The influence of such sediments on macroinvertebrates inhabiting the neighbouring river Rudna seems significant, since they are regarded as almost perfect bioindicators and constitute the majority of systems of water quality control. A four study sites of different distance from “Żelazny Most” tailing pond have been selected in order to assess a water quality. A set of different biotic indices based on zoobenthos was applied for the assessment. The water quality was evaluated with following indices: BMWP-PL, ASPT-PL, FBI, EPT, BBI, TBI and CBS which were compared with each other in order to check their usefulness. The water biodiversity was also assessed in the studied area. We calculated a dominance and frequency of families, as well as Hurlbert and Margalef indices. The obtained results suggest the significant influence of the tailing pond on river biocoenosis in the closest areas to “Żelazny Most”.

**Key words:** macroinvertebrates, heavy metals, biotic indices, post-flotation tailing pond “Żelazny Most”.