



Wpływ zrzutu wód kopalnianych z odkrywki węgla brunatnego na jakość wód rzecznych

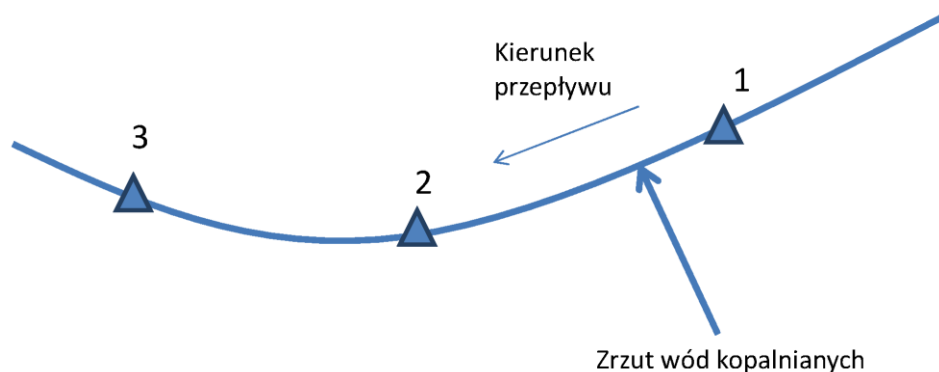
Ryszard Staniszewski, Szymon Jusik
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań

1. Wstęp

Odkrywkowe wydobywanie złóż węgla brunatnego wpływa na szereg zmian w środowisku, oddziałuje również na wody powierzchniowe poprzez odprowadzanie wód kopalnianych. W 2009 roku zakończył się zrzut wód kopalnianych do Noteci z odkrywki Lubstów, który zwiększał wielkość przepływu wody w rzece średnio o około 17% [20]. Ocenę kierunku zmian jakości wody przeprowadzono z wykorzystaniem wskaźników makrofitowych oraz w oparciu o analizy ważniejszych parametrów fizykochemicznych wód Noteci. Wykorzystanie roślinności w ocenie jakości środowiska jest obecnie szeroko stosowane, zarówno w odniesieniu do wód powierzchniowych [1, 3, 4, 6, 7, 11–13, 16, 17], jak też w ocenie gospodarki wodnej terenów rolniczych i gruntów pogórnich [14, 15].

2. Cel pracy oraz metodyka badań

Celem pracy była ocena wpływu zrzutu wód kopalnianych (odwodnienie wgłębne) z odkrywki węgla brunatnego na wody Noteci przy zastosowaniu wskaźników makrofitowych. Pobór prób wody oraz rozpoznanie roślin wodnych i brzegowych przeprowadzono na trzech stanowiskach: stanowisko nr 1 – około 50 metrów powyżej zrzutu wód kopalnianych z odwodnienia wgłębne, 2 – około 100 m poniżej zrzutu, 3 – około 1000 m poniżej zrzutu (rys. 1). Miały one podobne parametry morfologiczne, takie jak szerokość koryta, prędkość przepływu i charakter osadów, przy czym na stanowisku trzecim było największe zacienienie.



Rys. 1. Szkic sytuacyjny układu stanowisk badawczych na Noteci względem zrzutu wód kopalnianych z odkrywki Lubstów (1 – stanowisko powyżej zrzutu, 2 i 3 – stanowiska poniżej zrzutu)

Fig. 1. Sketch map of survey sites situated on Noteć River with the mark of mine water discharge from Lubstów mine (site 1 – above discharge, sites 2 and 3 – below discharge)

W latach 2008–2009 prowadzono analizy ważniejszych wskaźników jakości wody badano strukturę gatunkową oraz pokrycie cieku w przypadku roślinności wodnej zgodnie z Makrofitową Metodą Oceny Rzek (MMOR), która jest oficjalną polską metodą monitoringu makrofitów wykorzystywaną w Państwowym Monitoringu Środowiska i zgodną z zaleceniami Europejskiego Komitetu Standaryzacyjnego [1, 4, 11, 13, 16, 17, 21]. Zastosowana metoda opiera się na ilościowym i jakościowym spisie roślin wodnych. Stanowiskiem badawczym jest odcinek rzeki o długości 100 m. Badania terenowe polegały na dwukrotnym przejściu badanego stanowiska, brodząc w korycie rzeki. Podczas badań terenowych rejestrowano pokrycie wszystkich występujących taksonów, w tym: roślin naczyniowych, paprotników, mchów, wątrobowców i glonów makroskopowych. Uwzględniano wszystkie rośliny rosnące na stałe w wodzie (przez przynajmniej 90% okresu wegetacji). Dla każdego z taksonów określono stopień pokrycia wg 9-cio oraz 5-cio stopniowej skali (tabela 1).

Tabela 1. Współczynniki pokrycia zastosowane podczas badania makrofitów [4]
Table 1. Species cover coefficients used in macrophyte studies [4]

Indeksy makrofitowe		MIR	MTR, RMNI	IBMR	RI
Kraj stosowania		Polska	Wielka Brytania	Francja	Niemcy
Procentowy udział w pokryciu	< 0,1%	1	1	1	1
	0,1–1%	2	2	2	
	1–2,5%	3	3	3	2
	2,5–5%	4	4		
	5–10%	5	5	4	3
	10–25%	6	6		
	25–50%	7	7	5	4
	50–75%	8	8		
	75–100%	9	9	5	5

Wykonana w terenie ocena botaniczna pozwoliła na obliczenie pięciu indeksów charakteryzujących stan ekologiczny badanych stanowisk:

- polski MIR – Makrofitowy Indeks Rzeczny [19]:

$$MIR = \frac{\sum_{i=1}^N (L_i \cdot W_i \cdot P_i)}{\sum_{i=1}^N (W_i \cdot P_i)} \cdot 10$$

gdzie:

N – liczba gatunków (bogactwo gatunkowe),

L_i – liczba wskaźnikowa trofizmu dla gatunku i (liczby całkowite od 1 – hipertrofia do 10 – oligotrofia),

W_i – współczynnik wagowy dla gatunku i (liczby całkowite od 1 – eurytrofy do 3 – stenotrofy),

P_i – współczynnik pokrycia dla gatunku i (liczby całkowite od 1 do 9 – tab. 1);

- brytyjski MTR – Mean Trophic Rank [1, 4]:

$$MTR = \frac{\sum_{i=1}^N (STR_i \cdot SCV_i)}{\sum_{i=1}^N SCV_i} \cdot 10$$

gdzie:

STR_i – liczba wskaźnikowa trofizmu dla gatunku i (liczby całkowite od 1 – hipertrofia do 10 – oligotrofia),

SCV_i – współczynnik pokrycia dla gatunku i (liczby całkowite od 1 do 9 – tab. 1);

- brytyjski RMNI – River Macrophyte Nutrient Index [22]:

$$RMNI = \frac{\sum_{i=1}^N (R_i \cdot C_i)}{\sum_{i=1}^N C_i}$$

gdzie:

R_i – liczba wskaźnikowa trofizmu dla gatunku i (liczby naturalne od 1 – oligotrofia do 10 – hipertrofia, o wielkości kroku 0,01),

C_i – współczynnik pokrycia dla gatunku i (liczby całkowite od 1 do 9 – tab. 1);

- francuski IBMR – Indice Biologique Macrophytique en Rivière [3]:

$$IBMR = \frac{\sum_{i=1}^N (CS_i \cdot E_i \cdot K_i)}{\sum_{i=1}^N (E_i \cdot K_i)}$$

gdzie:

CS_i – liczba wskaźnikowa trofizmu dla gatunku i (liczby całkowite od 0 – saprotrofia do 20 – oligotrofia),

E_i – współczynnik wagowy dla gatunku i (liczby całkowite od 1 – eurytrofy do 3 – stenotrofy),

K_i – współczynnik pokrycia dla gatunku i (liczby całkowite od 1 do 5 – tab. 1);

- niemiecki RI – Reference Index [10]:

$$RI = \frac{\sum_{i=1}^{N_A} Q_{Ai} - \sum_{i=1}^{N_C} Q_{Ci}}{\sum_{i=1}^N Q_{Ni}} \cdot 100$$

gdzie:

N_A – liczba gatunków z grupy A (wskaźników niskiej trofii),

N_C – liczba gatunków z grupy C (wskaźników wysokiej trofii),

Q_{Ai} – współczynnik pokrycia dla gatunku i z grupy A, podniesiony do potęgi 3 (liczby całkowite od $1^3=1$ do $5^3=125$ – tab. 1),

Q_{Ci} – współczynnik pokrycia dla gatunku i z grupy C, podniesiony do potęgi 3,

Q_{Ni} – współczynnik pokrycia dla dowolnego gatunku i , podniesiony do potęgi 3.

Analiza różnorodności gatunkowej makrofitów została przeprowadzona z wykorzystaniem pięciu parametrów [8]:

- Bogactwo gatunkowe – liczba gatunków [N];
- Wskaźnik Shannona-Wienera (H'):

$$H' = - \sum_{i=1}^N \frac{p_i}{\sum_{i=1}^N p_i} \cdot \log_{10} \frac{p_i}{\sum_{i=1}^N p_i}$$

gdzie:

N – liczba gatunków (bogactwo gatunkowe),
 p_i – procentowa wartość pokrycia gatunku i ;

- Wskaźnik równomierności (J):

$$J = \frac{H'}{\log_{10} N}$$

- Wskaźnik Simpsona (D):

$$D = 1 - \sum_{i=1}^N p_i^2$$

- Wskaźnik dominacji Simpsona (C):

$$C = \sum_{i=1}^N \left(\frac{p_i}{\sum_{i=1}^N p_i} \right)^2.$$

Wskaźnik Shannona-Wienera (H') jest najczęściej stosowanym wskaźnikiem różnorodności biologicznej. Uwzględnia on zarówno bogactwo gatunkowe, jak i udział poszczególnych gatunków w pokryciu. Wskaźnik równomierności (J) wyraża stosunek różnorodności rzeczywistej do maksymalnej, zależnej od całkowitej liczby gatunków. Wskaźnik Simpsona (D), w zastosowanej postaci, określa prawdopodobieństwo wylosowania dwóch osobników należących do różnych gatunków. Natomiast wskaźnik dominacji Simpsona (C) określa stopień zdominowania fitocenozy przez jeden lub kilka gatunków.

W celu oceny wpływu zrzutu wód kopalnianych na stan ekologiczny określony za pomocą makrofitów oraz różnorodność biologiczną tej grupy organizmów, zastosowano analizę ANOVA Friedmana, test χ^2 [2] oraz współczynnik zgodności W Kendalla [5]. Przed przystąpieniem do analizy przeprowadzono rangowanie wyników w obrębie poszczególnych wskaźników makrofitowych. Stanowiska o najlepszym stanie eko-

logicznym lub najwyższej różnorodności biologicznej otrzymywały rangę 1, natomiast stanowiska o najgorszym stanie ekologicznym i najniższej bioróżnorodności – rangę 3.

3. Wyniki badań

3.1. Wartości ważniejszych wskaźników fizyko-chemicznych wód Noteci

Oprócz stężeń ortofosforanów, które mieściły się w klasie drugiej wszystkie badane wskaźniki jakości wody, na każdym z trzech stanowisk mieściły się poniżej wartości granicznych dla klasy pierwszej [9]. Świadczy to o nieznacznym wpływie wód kopalnianych z odwodnienia wglębnego na wybrane wskaźniki jakości wody. W przypadku ortofosforanów i azotu azotanowego zanotowano nawet spadek stężeń na stanowisku nr 2 usytuowanym poniżej zrzutu wód kopalnianych (tabela 2).

3.2. Zmienność wskaźników makrofitowych na stanowiskach badawczych zlokalizowanych na Noteci

Najliczniej na badanych stanowiskach reprezentowane były moczarka kanadyjska (*Elodea canadensis*) oraz potocznik wąskolistny (*Berula erecta*) (tabela 3). Zastosowane wskaźniki biologiczne wskazują na minimalne pogorszenie jakości wód rzecznych poniżej zrzutu wód kopalnianych. W przypadku wszystkich analizowanych indeksów makrofitowych nie nastąpiła zmiana kategorii jakości wody poniżej zrzutu. Wskaźniki makrofitowe (tabela 4) wskazują przede wszystkim na ewentualne zagrożenia troficzne, szczególnie obecność ortofosforanów [1, 3, 11, 17].

Tabela 2. Wartości (średnie \pm odchylenia standardowe) parametrów fizyko-chemicznych wody na badanych stanowiskach

Table 2. Values of physico-chemical parameters on surveyed sites (mean \pm standard deviation)

Parametr	Jednostka	Stanowisko 1	Stanowisko 2	Stanowisko 3
Odczyn pH	–	7,76 \pm 0,11	7,66 \pm 0,04	7,70 \pm 0,06
Konduktywność	$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	597 \pm 63	666 \pm 8	696 \pm 55
Zasadowość	$\text{mg CaCO}_3\cdot\text{dm}^{-3}$	198,3 \pm 16,1	231,7 \pm 12,6	260,0 \pm 32,8
Fosforany	$\text{mg PO}_4^{3-}\cdot\text{dm}^{-3}$	0,280 \pm 0,041	0,214 \pm 0,011	0,238 \pm 0,022
Fosfor ogólny	$\text{mg P}\cdot\text{dm}^{-3}$	0,121 \pm 0,037	0,167 \pm 0,027	0,151 \pm 0,014
Azot azotanowy	$\text{mg N-NO}_3^-\cdot\text{dm}^{-3}$	0,43 \pm 0,42	0,27 \pm 0,12	0,43 \pm 0,15
Azot azotynowy	$\text{mg N-NO}_2^-\cdot\text{dm}^{-3}$	0,009 \pm 0,006	0,011 \pm 0,001	0,012 \pm 0,006
Azot amonowy	$\text{mg N-NH}_4^+\cdot\text{dm}^{-3}$	0,17 \pm 0,05	0,25 \pm 0,03	0,16 \pm 0,08
Siarczany	$\text{mg SO}_4^{2-}\cdot\text{dm}^{-3}$	75,3 \pm 16,3	92,7 \pm 3,1	100,7 \pm 15,5

Tabela 3. Wykaz taksonów o największym wskaźniku pokrycia zgodnie z MIR, MTR i RMNI

Table 3. List of taxa with highest species cover values according to MIR, MTR and RMNI

Stwierdzone gatunki	Stanowisko 1	Stanowisko 2	Stanowisko 3
<i>Berula erecta</i>	6	5	5
<i>Elodea canadensis</i>	7	8	8
<i>Mentha aquatica</i>	3	1	1
<i>Sparganium emersum</i>	3	3	–
<i>Sparganium erectum</i>	3	–	–
<i>Spirodela polyrhiza</i>	3	3	3
<i>Symphytum officinale</i>	1	3	2

Tabela 4. Wyniki badań z zastosowaniem makrofitów jako wskaźników biologicznych

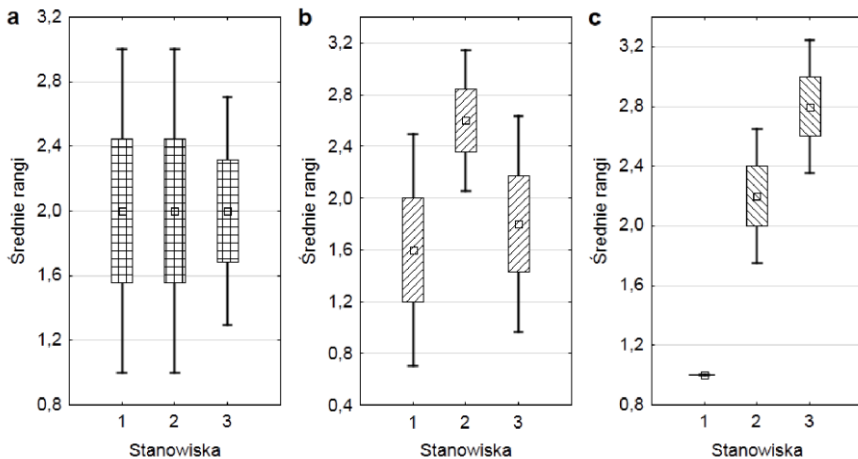
Table 4. Results of macrophyte biological indicators

Wskaźniki makrofitowe	Stanowiska			Średnia	Odchylenie standardowe SD	Współczynnik zmienności CV
	1	2	3			
MIR	39,7	39,3	39,2	39,4	0,25	0,01
MTR	39,4	39,3	40,4	39,7	0,61	0,02
RMNI	8,19	8,40	8,38	8,32	0,11	0,01
IBMR	9,98	9,61	9,85	9,81	0,19	0,02
RI	0,146	0,161	0,250	0,186	0,056	0,30

3.3. Zmienność wskaźników różnorodności biologicznej na stanowiskach badawczych zlokalizowanych na Noteci

Na podstawie analizy ANOVA Friedmana stwierdzono statystycznie istotną różnicę w różnorodności gatunkowej makrofitów, pomiędzy trzema analizowanymi stanowiskami ($\chi^2 = 8,40$; $p = 0,015$). Potwierdza to także współczynnik zgodności Kendalla ($W = 0,84$). Najwyższą różnorodność biologiczną, w przypadku wszystkich analizowanych wskaźników, stwierdzono na stanowisku 1, zlokalizowanym powyżej zrzutu wód kopalnianych (średnia ranga 1,0). Na stanowisku 2, usytuowanym poniżej zrzutu, następował spadek różnorodności gatunkowej (średnia ranga = 2,2). Na stanowisku 3 spadek bioróżnorodności postę-

pował dalej (średnia ranga = 2,8), jednak nie był on już tak wyraźny jak pomiędzy stanowiskami 1 i 2 (rys. 2c). Różnice w wartości wskaźników różnorodności gatunkowej pomiędzy trzema analizowanymi stanowiskami były znaczące (tabela 5). Współczynnik zmienności (CV) analizowanych wskaźników wahał się w przedziale od 0,16 (bogactwo gatunkowe) do 0,32 (wskaźnik Shannona-Wienera).



Rys. 2. Porównanie średnich rang: **a)** wskaźników troficznych, **b)** wskaźników makrofitowych, **c)** wskaźników różnorodności biologicznej dla trzech analizowanych stanowisk (średnia \pm błąd standardowy \pm odchylenie standardowe)

Fig. 2. Comparison of mean ranks of: **a)** trophic parameters, **b)** macrophyte indices, **c)** biological diversity indices on three sites (mean \pm standard error \pm standard deviation)

Tabela 5. Wartości wskaźników różnorodności gatunkowej makrofitów
Table 5. Values of biodiversity indices based on macrophyte survey

Wskaźniki bioróżno- rodności	Stanowiska			Średnia	Odchylenie standardowe SD	Współczynnik zmienności CV
	1	2	3			
N	23	22	17	21	3,21	0,16
H'	0,533	0,360	0,287	0,393	0,13	0,32
J	0,392	0,268	0,233	0,298	0,08	0,28
D	0,827	0,603	0,603	0,678	0,13	0,19
C	0,423	0,660	0,716	0,600	0,16	0,26

4. Podsumowanie

Zrzut wód kopalnianych z odwodnienia odkrywki Lubstów nie wpłynął na jakość wód i trofię Noteci poniżej zrzutu. Średnie rangi dla pięciu parametrów żywności wody (ortofosforany, fosfor ogólny, azot azotanowy, azotynowy i amonowy) w trzech analizowanych stanowiskach wynoszą każdorazowo 2,0, co potwierdza powyższą tezę (rys. 2a). Natomiast od stanowiska 1 do 3 można zaobserwować stopniowy wzrost stężenia siarczanów (średnio od 75,3 do 100,7 mg $\text{SO}_4^{2-} \cdot \text{dm}^{-3}$), zasadowości (średnio od 198,3 do 260,0 mg $\text{CaCO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$) oraz konduktywności (średnio od 597 do 696 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$).

Dopływ wód kopalnianych nieznacznie wpłynął na wyniki uzyskane z zastosowaniem wskaźników makrofitowych. Na podstawie uzyskanych wyników zaprezentowanych w tabeli 5 można stwierdzić, że spadek różnorodności poniżej zrzutu wód kopalnianych z odwodnienia wglębnego był nieznaczny i sytuacja normalizowała się w miarę oddalania od punktu zrzutu. Większą zmienność wartości makrofitowych wskaźników stanu ekologicznego wprowadza subiektywizm badaczy oraz prowadzenie badań terenowych w różnych porach okresu wegetacyjnego. Wcześniejsze badania przeprowadzone na 26 odcinkach rzek nizinnych wskazują [13], że współczynnik zmienności (CV) indeksu MTR wynosił średnio 0,05 z powodu różnic pomiędzy badaczami i 0,06 w przypadku badań prowadzonych w różnych okresach roku (wiosna, lato). Natomiast dla indeksu IBMR średnie współczynniki zmienności wynosiły 0,04. W przypadku polskiego indeksu MIR różnica pomiędzy badaczami wynosi także około 0,04 [17].

Obserwowane wartości współczynnika zmienności dla wskaźników różnorodności biologicznej są zbliżone do zmienności generowanej subiektywnością badaczy oraz prowadzeniem badań terenowych w różnych porach okresu wegetacyjnego. Staniszewski i wsp. [13] podają, że współczynnik zmienności dla bogactwa gatunkowego (N) w rzekach nizinnych wynosił średnio 0,14 w przypadku różnic pomiędzy badaczami i 0,21 w przypadku prowadzenia badań w różnych okresach roku. Natomiast dla wskaźnika Shannona-Wienera (H') średnie współczynniki zmienności wynosiły odpowiednio 0,29 i 0,23. W związku z powyższym trudno o jednoznaczną interpretację dotyczącą zależności wskaźników od wód kopalnianych. Najniższa różnorodność biologiczna na stanowisku 3 może wynikać po części z większego stopnia zacielenia niż pozostałych dwóch stanowisk.

5. Wnioski

1. Na podstawie analizy ważniejszych wskaźników jakości wód rzecznych stwierdzono, że zrzut wód kopalnianych z odwodnienia wglębnego odkrywki Lubstów nie pogorszył jakości wód Noteci na badanym odcinku.
2. Zaobserwowano nieznaczące różnice w przypadku obliczonych wartości wskaźników makrofitowych, co wynikało m.in. z większego zacinienia na stanowisku trzecim.
3. Stwierdzono istotne statystycznie różnice wartości wskaźników bioróżnorodności w zależności od lokalizacji stanowiska badawczego jednak pełna interpretacja tego zjawiska jest utrudniona z uwagi na wysokie wartości współczynników zmienności.

Literatura

1. **Dawson F.H., Newman J.R., Gravelle M.J., Rouen K.J., Henville P.:** *Assessment of the Trophic Status of Rivers using Macrophytes: Evaluation of the Mean Trophic Rank*. R&D Technical Report E39, Environment Agency of England & Wales, Bristol, UK, p. 80 (1999).
2. **Friedman M.:** *The use of ranks to avoid the assumption of normality implicit in the analysis of variance*. Journal of the American Statistical Association, 32 (200), 675–701 (1937).
3. **Hauray J., Peltre M.-C., Trémolières M., Barbe J., Thiébaud G., Bernez I., Daniel H., Chatenet P., Haan-Archipof G., Muller S., Dutartre A., Laplace-Treyture C., Cazaubon A., Lambert-Servien E.:** *A new method to assess water trophy and organic pollution – the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of river and pollution*. Developments in Hydrobiology 190, 153–158 (2006).
4. **Holmes N.T.H., Newman J.R., Chadd S., Rouen K.J., Saint L., Dawson F.H.:** *Mean Trophic Rank: A users manual*. R&D Technical Report E38, Environment Agency of England & Wales, Bristol, UK, p. 100 (1999).
5. **Kendall M.G., Smith B.B.:** *The Problem of m Rankings*. The Annals of Mathematical Statistics. 10 (3), 275–287 (1939).
6. **Kopeć D., Dalkowski R., Urbaniak P.:** *Using macrophytes as trophic state indicators in upland river waters: a case study of the Czarna Maleniecka River*. Oceanological and Hydrobiological Studies. 39(1), 119–126 (2010).
7. **Kudelska D., Soszka H.:** *Przegląd stosowanych w różnych krajach sposobów oceny i klasyfikacji wód powierzchniowych*. PIOŚ, Warszawa, 1–83 (1996).

8. **Magurran A.E.:** *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, Princeton, NJ: 179 (1988).
9. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych, Dziennik Ustaw Nr 257, Poz. 1545.
10. **Schaumburg J., Schranz C., Foerster J., Gutowski A., Hofmann G., Meilinger P., Schneider S., Schmedtje U.:** *Ecological classification of macrophytes and phytobenthos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive*. *Limnologica* 34, 283–301 (2004).
11. **Staniszewski R.:** *Estimation of river trophic in the Kujawskie Lakeland using Mean Trophic Rank and Chemical Index of Trophic*. *Roczniki AR Poznan* 334, *Botanika* 4, 165–173 (2001).
12. **Staniszewski R., Jusik S., Kupiec J.:** *Variability of taxonomic structure of aquatic macrophytes according to major modifications of lowland and upland rivers with different water trophic*. *Nauka Przyr. Technol.* 6, 2, #22 (2012).
13. **Staniszewski R., Szoszkiewicz K., Zbierska J., Leśny J., Jusik Sz., Clarke R.T.:** *Assessment of sources of uncertainty in macrophyte surveys and the consequences for river classification*. *Hydrobiologia* 566, 235–246 (2006).
14. **Szafrański Cz., Stachowski P., Kozaczyk P.:** *Stan aktualny i prognozy poprawy gospodarki wodnej gruntów na terenach pogórnich*. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection)*, 13, 485–510 (2010).
15. **Szoszkiewicz J., Zbierska J., Dembek R., Szoszkiewicz K., Staniszewski R.:** *Zróznicowanie fitosocjologiczne i wartość rolnicza zbiorowisk łąkowych z udziałem motylkowatych w świetle przeprowadzonych badań w rejonie Wielkopolski i Kujaw*. *Biuletyn Instytutu Hodowli i Aklimatyzacji Roślin* Nr 225, 107–119 (2003).
16. **Szoszkiewicz K., Karolewicz K., Ławniczak A., Dawson F.H.:** *An assessment of the MTR aquatic plant bioindication system for determining the trophic status of Polish rivers*. *Polish Journal of Environmental Studies* 11, 421–427 (2002).
17. **Szoszkiewicz K., Kayzer D., Staniszewski R., Dawson F.H.:** *Measures of central tendency of aquatic habitat parameters: application to river macrophyte communities*. *Polish Journal of Ecology*, 58 (4): 693–706 (2010).
18. **Szoszkiewicz K., Zbierska J., Ławniczak A.E., Jusik S., Szwabińska M.:** *Makrofity w rzekach*. W: Soszka H. (red) *Ocena stanu ekologicznego wód zlewni rzeki Wel. Wytyczne do zintegrowanej oceny stanu ekologicznego rzek i jezior na potrzeby planów gospodarowania wodami w dorzeczu*, Wydawnictwo IRŚ, Olsztyn, 2011.

19. **Szozkiewicz K., Zbierska J., Jusik S., Zgoła T.:** *Makrofitowa Metoda Oceny Rzek. Podręcznik metodyczny do oceny i klasyfikacji stanu ekologicznego wód płynących w oparciu o rośliny wodne.* Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań, 2010.
20. **Wachowiak G.:** *The upper Noteć River recharge from mine water of open pit mine Lubstów of the Konin Lignite Mine.* *Górnictwo Odkrywkowe*, 1, 54–59 (2010).
21. Comité Européen de Normalisation Water quality – Guidance standard for the surveying of aquatic macrophytes in running waters. Rep. CEN/TC230-WG2/TG3:N55, 2002.
22. **Willby N., Pitt J.-A., Phillips G.:** *The Ecological Classification of UK Rivers Using Aquatic Macrophytes.* UK Environment Agency Science Reports. Project SC010080/SR1. Environmental Agency, Bristol, 2009.

Impact of Mine Waters Discharge from Open-pit Lignite Mine on River Water Quality

Abstract

Open cast mines can cause several modification of environment, as like decrease of groundwater level, soil modifications, noise, changes of river discharge and others. The year 2009 was the last year of mine waters discharge from Lubstów mine (Wielkopolska province) to Noteć River, which caused increase of river discharge for approximately 17%. The paper presents results of two years of studies on impact of mine waters from brown coal open-pit mine on lowland river. Most important water quality parameters like pH reaction, conductivity, sulphates and nutrients were analysed in all sites. Biological indication methods (MTR, IBMR, RI and others) based on aquatic plants (macrophytes, algae, mosses, liverworts) were used in studies to evaluate possible water quality changes below mine water discharge. Additionally, indices describing biological diversity (Shannon-Wiener W, Simpson D, uniformity J) were calculated using data from standard Mean Trophic Rank survey. In all three sites domination of several aquatic taxa was observed. Most frequent taxa were *Elodea canadensis* and *Berula erecta*. Other taxa often present in Noteć River were *Spirodela ptyrhiza*, *Sparganium emersum*, *Sparganium erectum*, *Mentha aquatica* and *Symphytum officinale*. Results of studies were used for statistical analyses of Friedman ANOVA. Obtained data showed, that according to analysed water quality parameters as like, pH reaction, conductivity, total phosphorus, nitrates and others, changes of water quality were negligible. Results obtained using macrophyte indices for estimation of water trophy and ecological

state confirmed results of chemical measurements. According to ANOVA, statistically significant relations were found for macrophyte biological diversity indices among surveyed river sites ($\chi^2 = 8.40$; $p = 0.015$). It was also confirmed by Kendall coefficient $W = 0.84$. The highest biological diversity was observed in site 1 situated above mine waters discharge and it was decreasing in sites 2 and 3. For the Shannon-Wiener (H') index average coefficients were respectively 0.29 and 0.23, thus precise interpretation of these relation is difficult and to some extent could depend on other factors, eg. shading. Results of studies showed, that according to measured water quality parameters mine waters discharge from deep seated drainage did not caused significant changes of Noteć river water quality.