

Wpływ składowisk odpadów przemysłowych na jakość wód limnicznych

Praca wykonana w Zakładzie Hydrologii i Gospodarki Wodnej Obszarów Zurbanizowanych

W niniejszej pracy przedstawiono wpływ składowisk odpadów przemysłowych na jakość wód limnicznych. Do badań wytypowano dwa antropogeniczne zbiorniki wodne położone na terenie Wyżyny Śląskiej. W strefie brzegowej tych akwenów zlokalizowane są składowiska odpadów przemysłowych. Są to składowiska związane zarówno z eksploatacją złóż węgla kamiennego oraz wydobycia i przetwórstwa rud metali nieżelaznych. Składowiska odpadów są źródłem wód odciekowych. Ocieki cechuje kwaśny odczyn i wysoka mineralizacja. Dopływ wód odciekowych do zbiorników powoduje degradację wód limnicznych. W przypadku jednego z akwenów doprowadził również do całkowitego zaniku ryb i roślinności wodnej.

Słowa kluczowe: zbiorniki wodne, składowiska odpadów, wody odciekowe, zanieczyszczenie wód.

Моленда Т. Вплив промислових відходів на якість озерних вод. У роботі розглянуто вплив промислових полігонів побутових відходів на якість озерних вод. Для дослідження обрано дві штучні водойми в Сілезькій височині (Південна Польща), які розміщені поблизу промислових звалищ. Відходи, пов'язані з видобутком кам'яного вугілля і залізних руд, є джерелом стічних вод, мають підвищену кислотність і мінералізацію. Надходження стічних вод погіршує якість озерних вод. У одній із водойм відбулося зникнення риби і водної рослинності.

Ключові слова: водойми, звалища відходів, вилуговання, забруднення води.

Моленда Т. Воздействие промышленных отходов на качество озерных вод. В работе рассмотрено влияние промышленных полигонов на качество озерных вод. Для исследования были выбраны два искусственных водоема в Силезской возвышенности (Южная Польша), находящиеся вблизи промышленных свалок. Отходы, связанные с добычей каменного угля и железных руд, являются источником сточных вод и характеризуются повышенной кислотностью и минерализацией. Приток сточных вод ухудшает качество озерных вод. В одном водоеме произошло исчезновение рыбы и водной растительности.

Ключевые слова: водоемы, свалки отходов, выщелачивание, загрязнение воды.

Molenda T. The Impact of Industrial Waste Dumps on Lacustrine Water Quality. In the present paper studies focused on the impact of post-industrial landfills on quality of limnic waters. For research two anthropogenic water bodies in the Silesian Upland (South Poland) were selected. Within coastal zone of these reservoirs waste landfills were situated. These are mainly colliery waste tips or landfills of non-iron metal ores. The landfills are source of leachate waters. They are characterized by acid pH and high mineralization. Inflow of leachate to reservoirs cause degradation of limnic waters. In case of one of the reservoirs it led to the decline of an ichthyofauna and aquatic vegetation.

Key words: water bodies, rubbish dumps, leachate, water pollution.

Wstęp. Składowiska odpadów przemysłowych są istotnym ogniskiem zanieczyszczenia wód powierzchniowych i podziemnych rejonu składowisk. Zanieczyszczenie hydrosfery jest głównie następstwem powstawania wód odciekowych o wysokim stopniu mineralizacji. Oprócz powszechnie występujących jonów takich jak wapń czy magnez, ocieki mogą zawierać wysokie stężenie innych pierwiastków często toksycznych. Na problem składowisk odpadów przemysłowych jako źródła zanieczyszczenia środowiska wodnego, zwrócono uwagę stosunkowo niedawno – zaczynając od drugiej połowy lat 70. – początku lat 80. XX wieku. Prowadzone od tego czasu badania wykazały, iż składowiska odpadów przemysłowych stanowią trwałe ognisko zanieczyszczenia hydrosfery [19, 21, 28–31].

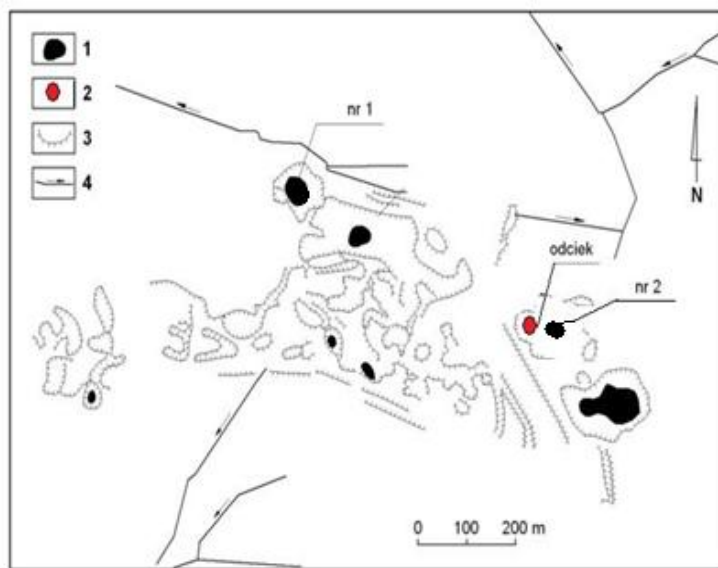
Na obszarze Wyżyny Śląskiej głównym ogniskiem skażenia hydrosfery są składowiska odpadów górnictwa węgla kamiennego na których zgromadzonych jest 632718,4 milionów ton odpadów. W regionie występują również liczne składowiska związane z wydobyciem i przetwórstwem rud minerałów siarczkowych [1–3]. Wpływ tych składowisk na środowisko wodne opisano m.in. w pracach A. T. Jankowskiego i in. [10–11], T. Molendy [22] oraz I. Jonczy [13].

W niniejszej pracy przedstawiono wpływ składowisk odpadów przemysłowych na jakość wód limnicznych. Do badań wytypowano dwa antropogeniczne zbiorniki wodne położone na terenie Wyżyny Śląskiej. Pomimo tego, iż są to zbiorniki antropogeniczne to mają one jednak wiele wspólnych cech z jeziorami. Dlatego też winny wchodzić w zakres badań limnologii [5]. W strefie brzegowej tych akwenów

zlokalizowane są składowiska odpadów przemysłowych. Są to składowiska związane zarówno z eksploatacją złóż węgla kamiennego oraz wydobywania i przetwórstwa rud metali nieżelaznych. Do badań wytypowano również dwa zbiorniki kontrolne położone poza strefą oddziaływania składowisk.

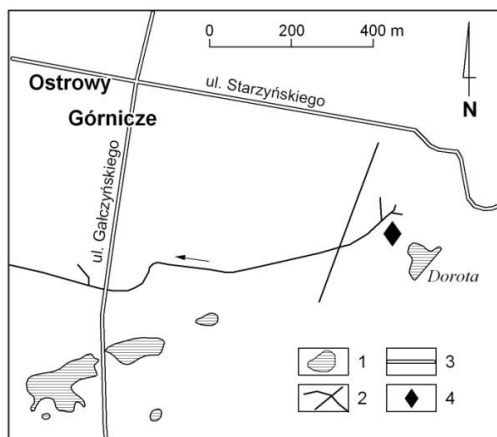
Metody i obiekty badań. Pierwszy z badanych zbiorników zlokalizowany jest w kompleksie antropogenicznych zbiorników wodnych «Pasięka» w Bibieli (województwo Śląskie). Jest to zbiornik «Pasięka 2» ($50^{\circ}30'48.93''\text{N}$; $18^{\circ}59'20.99''\text{E}$) (rys. 1). Powierzchnia zbiornika wynosi 9 a, a głębokość maksymalna 1,5 m. Pod względem podziału fizycznogeograficznego Polski badany obiekt położony jest w obrębie mezoregionu Garb Tarnogórski [15]. Zbiorniki kompleksu «Pasięka» są akwenami wyrobiskowymi powstałymi w wyniku odkrywkowej eksploatacji rud minerałów siarczkowych oraz rud żelaza. Pod względem litologiczno-stratygraficznym misy akwenów wycięte są w dolomitach i dolomitach wapienistych środkowego triasu. Przy zbiorniku nr 2 zlokalizowane jest składowisko odpadów przemysłowych. Zgromadzone są na nim odpady związane z przeróbką rud minerałów siarczkowych. Ilość zdeponowanych odpadów szacowana jest na kilka ton. Początkowo powierzchnia zbiornika nr 2 była o wiele większa a składowisko było zatopione. W warunkach trwałego zatopienia minerały siarczkowe nie podlegały procesom wietrzenia. Zbiornik nr 2 porastały różne gatunki roślin hydrofilnych, występowały również ryby. W latach sześćdziesiątych na skutek intensywnego poboru wód podziemnych przez ujęcie «Bibiela» doszło do obniżenia zwierciadła tych wód a tym samym zmniejszenia powierzchni i głębokości zbiornika. W następstwie składowisko dotychczas zatopionych odpadów znalazło się na powierzchni, w strefie brzegowej akwenu.

W charakterystyce hydrochemicznej zbiornika Pasięka 2 uwzględniono również zbiornik Pasięka 1 ($50^{\circ}30'55.93''\text{N}$; $18^{\circ}58'53.56''\text{E}$) (rys. 1). Zbiornik ten położony jest poza bezpośrednim wpływem składowiska, stąd też traktowany jest jako obiekt kontrolny. Powierzchnia tego akwenu wynosi 22 a, a głębokość maksymalna 3 m.



Rys. 1. Lokalizacja zbiorników kompleksu «Pasięka»: 1 – Zbiorniki wodne; 2 – Składowisko odpadów przemysłowych; 3 – Krawędzie wyrobisk poeksploatacyjnych; 4 – Cieki

Kolejnym badanym zbiornikiem, jest akwen «Dorota» ($50^{\circ}17'8.61''\text{N}$; $19^{\circ}16'40.21''\text{E}$) (rys. 2). Zbiornik położony jest w Sosnowcu – Kazimierzu (województwo Śląskie). Pod względem podziału fizycznogeograficznego Polski badany obiekt położony jest w obrębie mezoregionu Wyżyna Katowicka [15]. Jest to zbiornik wyrobiskowy, który powstał w wyrobisku po eksploatacji piasków czwartorzędowych. Powierzchnia zbiornika wynosi 80 a, a maksymalna głębokość nie przekracza 1 metra. Znaczną część akwenu zajmuje szuwar trzcinowy. Bezpośrednio do linii brzegowej od strony zachodniej przylega składowisko odpadów górnictwa węgla kamiennego (rys. 2). Jako obiekt kontrolny wytypowano zbiornik Podkowa położony w Jaworznie-Szczakowa ($50^{\circ}15'9.05''\text{N}$; $19^{\circ}19'6.53''\text{E}$). Jest to również mały (1,5 ha) i płytki zbiornik który powstał w wyrobisku po eksploatacji piasku. Również w tym przypadku znaczną część akwenu porasta trzcina.

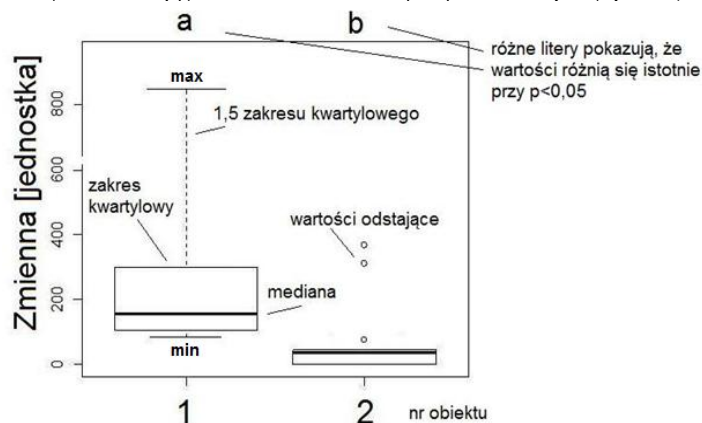


Rys. 2. Lokalizacja zbiornika «Dorota»: 1 – zbiorniki; 2 – rowy melioracyjne; 3 – drogi; 4 – składowisko odpadów pogórnich

Uwzględnienie w niniejszej analizie zbiorników kontrolnych podyktowane było próbą wykazania, jaki wpływ mają składowiska odpadów na zbiorniki wodne o takim samym, początkowo, chemizmie wód. Stąd też ważnym było, aby zbiorniki kontrolne miały taką samą genezę a ich misy wycięte były w skałach tego samego kompleksu litograficzno-stratygraficznego. Jak wskazują bowiem badania T. Molendy [20] skały, w których wycięta jest misa zbiornikowa mogą odgrywać kluczową rolę w kształtowaniu chemizmu wód limnicznych. Ważnym kryterium było również, aby wszystkie zbiorniki były zasilane w ten sam sposób. Wszystkie powyższe kryteria w przypadku zbiorników kontrolnych zostały spełnione.

Kartowanie hydrograficzne pozwalające na ocenę stosunków wodnych zlewni zbiorników przeprowadzono zgodnie z wytycznymi podanymi przez Gutry – Korycką i Werner – Więckowską (1996). Pomiar powierzchni zbiorników wykonano na podkładach topograficznych w skali 1:10000. Pomiar odczynu, temperatury, oraz przewodnictwa elektrycznego wykonano bezpośrednio w terenie za pomocą sondy wieloparametrowej EDS 6600 firmy YSI. Próby wód do analiz chemicznych pobierano do polietylenowych butelek. Analizy laboratoryjne obejmowały oznaczenie siarczanów (SO_4^{2-}) oraz takich metali jak Fe, Mn, Al. Siarczany oznaczono metodą turbidymetryczną za pomocą spektrofotometru SPECOL o długości fali 440 nm. Oznaczenia wybranych metali wykonano na spektrometrze absorpcji atomowej SOLAAR M6. Skład mineralny odpadów przemysłowych oznaczono za pomocą fazowych badań rentgenowskich (dyfraktometr rentgenowski Philips PW 3710 z monochromatorem grafitowym) oraz badań submikroskopowych (mikroskop skaningowy Philips XL 30 z przystawką analityczną EDS, EDAX typu Sapphire).

Zebrane dane poddano analizie statystycznej opierając się na metodyce zawartej w opracowaniach J. Rungego [26] oraz D. Griffiths [8]. W całej pracy za poziom istotności testów statystycznych przyjęto błąd pierwszego rodzaju p mniejszy niż 0,05. Wszystkie dane zaprezentowano przy pomocy wykresów pudełkowych z wąsami (*box-and-whiskers plots*). W przypadku gdy porównywano istotność różnic w medianach odpowiednich zmiennych np. fizycznych czy chemicznych parametrów wody między danymi obiektami różnice te zaznaczono przy pomocy odpowiednich małych liter (a, b, c) umieszczonych na górze rysunku (rys. 3). Różne litery oznaczają, że wartości różnią się istotnie przy $p < 0,05$.

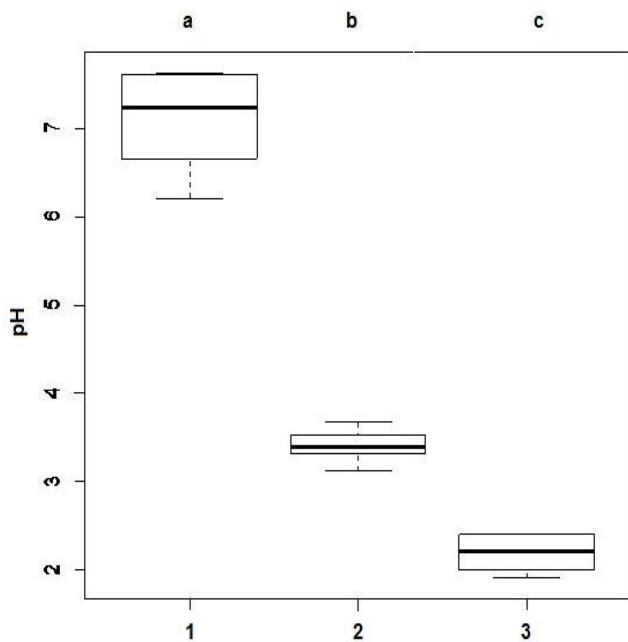


Rys. 3. Schemat prezentacji danych na wykresach pudełkowych

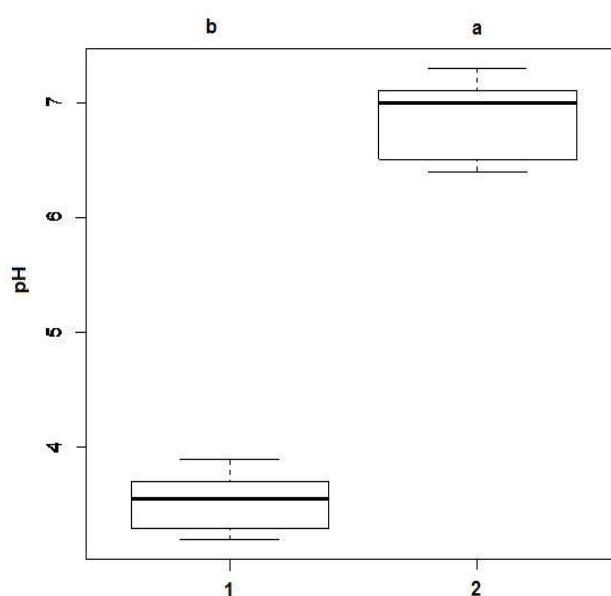
Charakterystyka mineralogiczna odpadów przemysłowych zdeponowanych w strefie brzegowej zbiorników. Na składowisku Pasieka zlokalizowane są odpady pochodzące z flotacyjnej przeróbki rud. Cechuje je jasnoszara barwa. Analiza pozwoliła stwierdzić występowanie w materiale zwałowiska znacznych ilości minerałów siarczkowych. Dominują minerały ołowiu głównie galeny (PbS) (14 %) oraz żelaza związanego w pirycie i markasyście (FeS₂) (17 %). W nieco mniejszych ilościach występują siarczki cynku (ZnS) (3 %). Główną masę odpadów (> 50 %) stanowią porowate glinokrzemiany – przypuszczalnie minerały ilaste. Podobny skład fazowy posiadały odpady zgromadzone na obszarze dawnej płuczki «Józef» w Pomorzanach [2].

W przypadku składowiska Dorota główną masę odpadów stanowią minerały ilaste (35–40 %). W znacznej ilości występuje również kwarc (25–30 %) oraz bezpostaciowa substancja węglista (10–20 %). W mniejszej ilości występują skalenie sodowe i potasowe (12 %) oraz jarosyt hydroniowy (5 %). Jako domieszki występują halit potasowy (2 %) oraz piryt (1 %).

Właściwości fizyczno-chemiczne wód. Wyniki badań potwierdziły istotny wpływ składowisk odpadów przemysłowych na skład fizyko-chemiczny wód badanych zbiorników. Wpływ ten szczególnie jaskrawo uwidacznia się w odczynie wód. Stwierdzono istotne statystycznie różnice pomiędzy odczynem wód w zbiornikach położonych bezpośrednio przy składowiskach a obiektami kontrolnymi (rys. 4 i 5). Najniższy odczyn wód stwierdzono w zbiorniku Pasieka 2. Kształtował się on od 3,1 do 3,6 pH a mediana wyniosła 3,3 pH. Mediana odczynu wód w zbiorniku kontrolnym Pasieka 1, pozostającym poza wpływem składowiska wyniosła 7,1 pH. Odczyn wody w zbiorniku «Dorota» kształtował się od 3,2 do 3,9 pH a mediana wyniosła 3,5. W przypadku obiektu kontrolnego mediana odczynu wód wyniosła 6,9 pH (rys. 5).

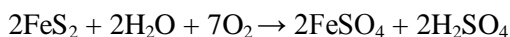


Rys. 4. Odczyn wody [pH] w zbiornikach kompleksu «Pasieka» (n = 14): 1 – Zbiornik Pasieka 1; 2 – Zbiornik Pasieka 2; 3 – Odciek



Rys. 5. Odczyn [pH] (n = 14): 1 – Zbiornik Dorota; 2 – Zbiornik Podkowa

W obu przypadkach przyczyną zakwaszenia zbiorników był dopływ odcieków ze składowisk odpadów przemysłowych (fot. 1a, b). Ocieki te zawierają substancje kwaśne, które powstają w wyniku utleniania siarczków. Jest to głównie reakcja utleniania pirytu prowadząca do powstania kwasu siarkowego:



Dlatego też najniższy odczyn wykazywały wody odciekowe hałdy Pasieka. Ich odczyn wynosił od 1,8 do 2,4 pH (rys. 4). Ocieki o zbliżonym odczynie (1,5–2,0 pH) powstają również w strefie wietrzenia pirytów w nieczynnym kamieniołomie «Podwiśniówka» w Górach Świętokrzyskich [18].

Zbliżony odczyn wód jak w analizowanych zbiornikach odnotowano również w zbiorniku Getchell South Pit (Newada, USA). Również w tym przypadku źródłem H₂SO₄ było wietrzenie pirytów [27].

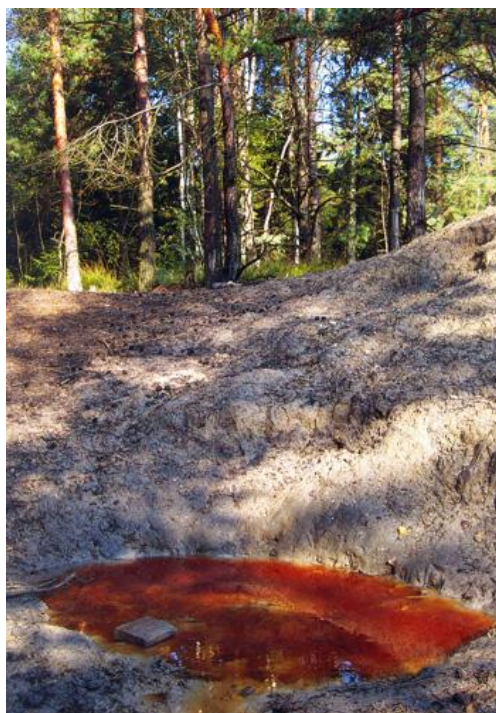


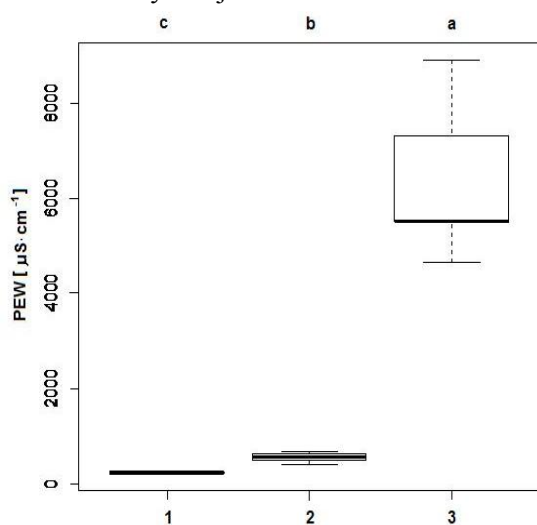
Foto 1a



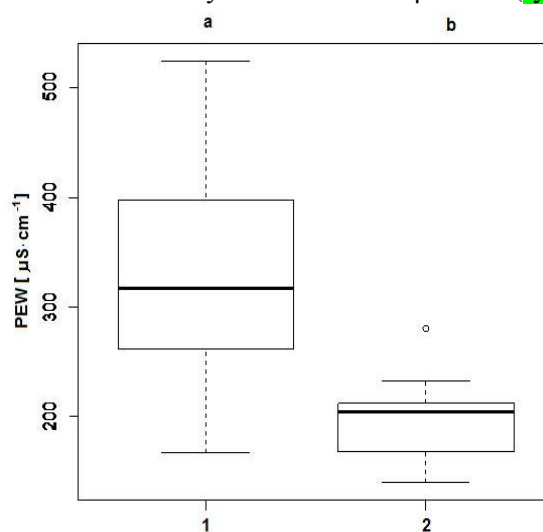
Foto 1b

W Polsce przykładami wpływu wietrzenia pirytu na chemizm wód są: «Purpurowe jeziorko» w Sudetach, zbiornik wyrobiskowy «Podwiśniówka» w Górach Świetokrzyskich oraz zbiorniki po eksploatacji węgla brunatnego w Łuku Mużakowskim. W ostatnim przypadku odczyn wód w zbiornikach kształtował się od 2,6 do 3,7 pH [12].

Dopływ odcieków do zbiorników ma również istotny wpływ na właściwości fizyczne ich wód. Wpływ ten najwyraźniej uwidacznia się w zmianach przewodności elektrycznej (rys. 6 i 7). Jak widać na rysunkach dopływ odcieków do zbiorników spowodował istotny wzrost przewodności ich wód. Obserwuje się również większą zmienność tego parametru w wodzie zbiorników zanieczyszczonych aniżeli w wodzie obiektów kontrolnych. Przykładowo, wartość współczynnika zmienności przewodności elektrycznej zbiornika Pasięka 2 wyniosła 16 % a Dorota 33 %. Tymczasem w zbiorniku kontrolnym Pasięka 1 wartość tego współczynnika wynosi 7 %. Potwierdza to obserwacje W. Marszelewskiego, że w wodach zbiorników nie poddanych antropopresji przewodność elektryczna wykazuje małą zmienność. Najwyższą maksymalną wartość przewodności elektrycznej stwierdzono w odciekach składowiska Pasięka i wyniosła ona $8910 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (rys. 6).

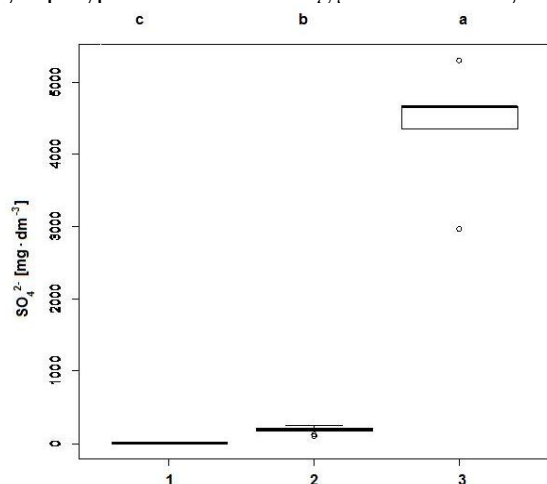


Rys. 6. Przewodność elektryczna wody w zbiornikach kompleksu «Pasięka» ($n = 14$): 1 – Zbiornik Pasięka 1; 2 – Zbiornik Pasięka 2; 3 – Odciek

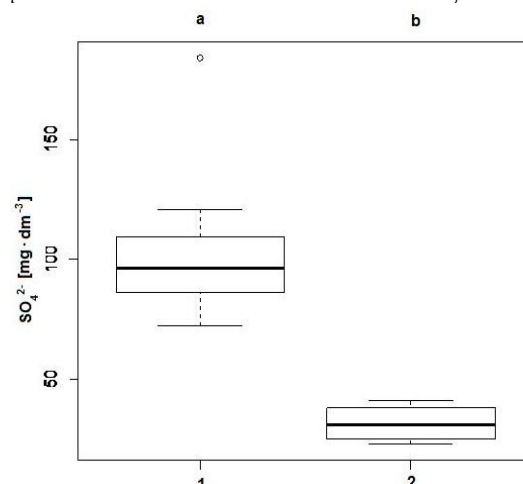


Rys. 7. Przewodność elektryczna wody ($n = 14$): 1 – Zbiornik Dorota; 2 – Zbiornik Podkowa

Wysokie wartości przewodności elektrycznej wód odciekowych spowodowane są wysokim stężeniem anionów i kationów w ich wodach. Jednym z nich są siarczany. Są one głównym anionem odpowiadającym za wysokie zanieczyszczenie wód odciekowych tego typu składowisk. Dopływ wód odciekowych do zbiorników spowodował istotny wzrost stężenia siarczanów w porównaniu z obiektami kontrolnymi (rys. 8 i 9). Tym samym siarczany uznaje się za jeden z najlepszych wskaźników antropogenicznego zanieczyszczenia wód, których ogniskiem są składowiska odpadów przemysłowych (Molenda, Nitkiewicz-Jankowska, 2006) oraz kwaśna depozycja (Jankowski i in., 2003). Wynika to również z ich dużej stabilności w środowisku wodnym. Jak wskazują badania J. Dojlido [6] stężenie tego anionu w odciekach może wynieść powyżej 5000 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Tak wysokie stężenie maksymalne stwierdzono również w odcieku składowiska Pasieka (rys. 8). Warto w tym przypadku zwrócić uwagę na bardzo duży rozstęp w stężeniu siarczanów w wodach odciekowych.

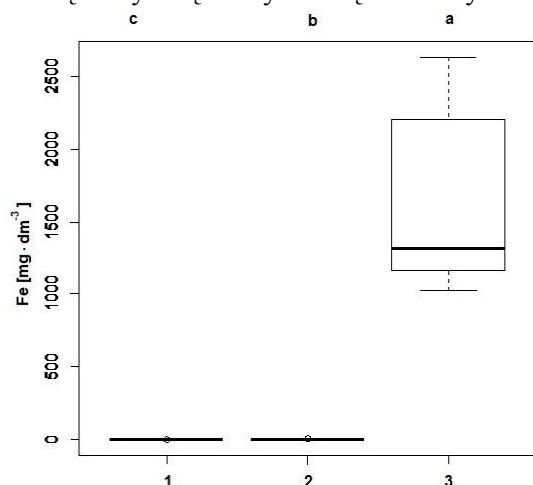


Rys. 8. Stężenie siarczanów w wodzie zbiorników kompleksu «Pasieka» ($n = 14$): 1 – Zbiornik Pasieka 1; 2 – Zbiornik Pasieka 2; 3 – Odciek

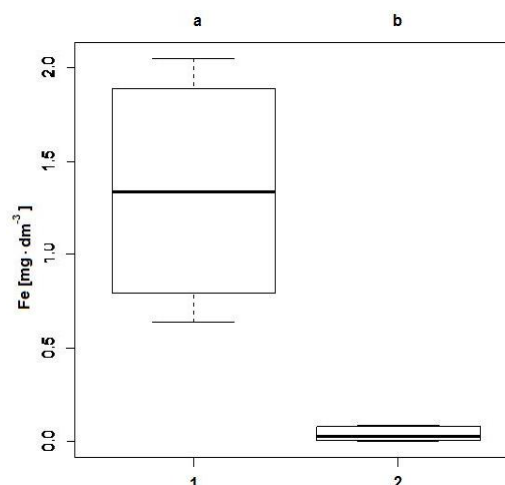


Rys. 9. Stężenie siarczanów ($n = 14$): 1 – Zbiornik Dorota; 2 – Zbiornik Podkowa

Zarówno w odciekach jak i wodach zbiorników narażonych na ich dopływ stwierdzono wysokie koncentracje metali. Powszechnie wiadomo [23], że w środowisku kwaśnym wzrasta rozpuszczalność wielu metali w tym ciężkich. Wietrzenie siarczków żelaza nie może pozostać bez wpływu na zawartość żelaza w odciekach (rys. 10 i 11). Dlatego też największe stężenie żelaza stwierdzono w odciekach składowiska Pasieka i wyniosło ono aż 2664 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Wysokie stężenie żelaza stwierdzili również A. Jędrzak [12] i B. Jachimko [9] w wodach zbiorników Pojezierza Mużakowskiego. Również w tym przypadku było to związane z wietrzeniem pirytów. Ocena wpływu wysokich stężeń żelaza na ekosystemy wodne nie jest jednoznaczna. Jak podaje [14] ani żelazo ani jego związki nie są toksyczne dla organizmów. Tymczasem H. Liebmann [16] i G. Mance i J. A. Campbell [17] podają, że stężenie ogólnego żelaza $> 2 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ jest wartością toksyczną dla życia większości ryb.

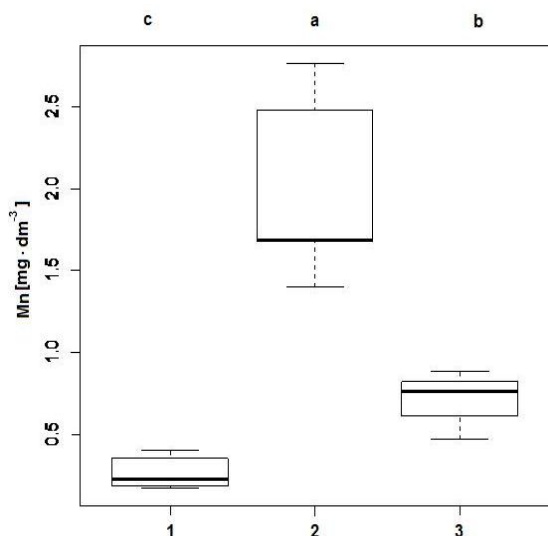


Rys. 10. Stężenie żelaza w wodzie zbiorników kompleksu «Pasieka» ($n = 12$): 1 – Zbiornik Pasieka 1; 2 – Zbiornik Pasieka 2; 3 – Odciek

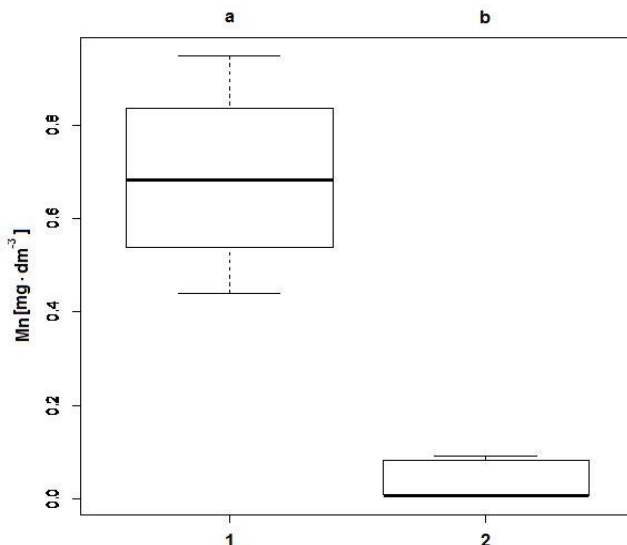


Rys. 11. Stężenie żelaza ($n = 12$): 1 – Zbiornik Dorota; 2 – Zbiornik Podkowa

Jak przedstawiają **rysunki 12 i 13** dopływ odcieków do zbiorników wpływa również na wzrost stężenia manganu. Stwierdzone stężenie manganu, które osiągnęło maksymalną wartość $2,7 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ jest o rząd wielkości większe od stężenia jakie powszechnie stwierdza się dla wód powierzchniowych [6]. Tym niemniej mangan, w stwierdzonych stężeniach, nie powinien toksycznie wpływać na organizmy wodne.

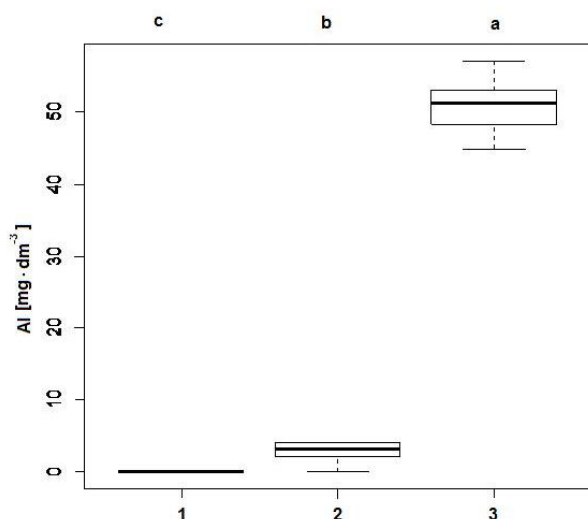


Rys. 12. Stężenie manganu w wodzie zbiorników kompleksu «Pasięka» ($n = 12$): 1 – Zbiornik Pasięka 1; 2 – Zbiornik Pasięka 2; 3 – Odciek

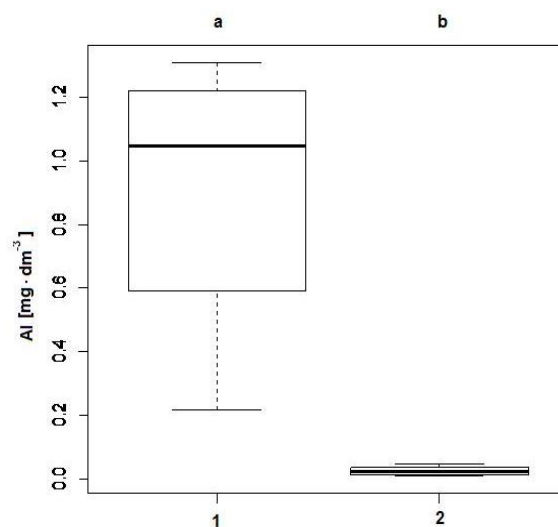


Rys. 13. Stężenie manganu ($n = 12$): 1 – Zbiornik Dorota; 2 – Zbiornik Podkowa

Charakterystyczną cechą zbiornika Pasięka 2 jest brak ryb, występują one natomiast w zbiorniku Pasięka 1. Przyczyny takiej sytuacji należy upatrywać w niskim odczynie wód zbiornika Pasięka 2. Toksyczny wpływ wód kwaśnych na ryby jest powszechnie znany [7; 25]. Do całkowitej eliminacji ryb ze zbiornika nr 2 przyczyniły się również wysokie stężenia glinu. Koncentracja tego metalu $> 0,05 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ uważana jest za toksyczną [25]. W zbiorniku nr 2 maksymalna koncentracja glinu wyniosła $4,1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (**rys. 14**). W zbiorniku nr 2 doszło również do całkowitego zaniku makrofitów (**fot. 2**). Takie zjawisko zaobserwowali również D. A. Roberts i in. [24] oraz P. M. Catling i in. [4] w innych zbiornikach acidotroficznyc. Podwyższone stężenie glinu stwierdzono również w zbiorniku Dorota (**rys. 15**).



Rys. 14. Stężenie glinu w wodzie zbiorników kompleksu «Pasięka» ($n = 12$): 1 – Zbiornik Pasięka 1; 2 – Zbiornik Pasięka 2; 3 – Odciek



Rys. 15. Stężenie glinu ($n = 12$): 1 – Zbiornik Dorota; 2 – Zbiornik Podkowa



Foto 2

Podsumowanie i wnioski. Celem pracy było ukazanie wyników badań, które dotyczyły związku między składowiskami odpadów przemysłowych a jakością wód limnicznych. Analiza wyników badań umożliwiła wyłonienie następujących uogólnień:

- dopływ odcieków do zbiorników wpłynął na zmianę właściwości fizyczno-chemicznych ich wód;
- odcieki doprowadziły do zakwaszenia wód zbiorników a tym samym rozwoju antropogenicznych zbiorników acidotroficznych;
- źródłem substancji kwaśnych były minerały siarczkowe, które pod wpływem powietrza i wody ulegają rozkładowi;
- stężenie metali (Fe, Mn, Al) oraz siarczanów jest statystycznie istotnie większe w wodzie zbiorników narażonych na dopływ odcieków aniżeli w wodach poza wpływem składowisk;
- dopływ odcieków do zbiornika Pasieka 2 powoduje całkowitą eliminację ryb i makrofitów.

Generalnie należy stwierdzić, że składowiska odpadów przemysłowych mają negatywny wpływ na jakość wód limnicznych prowadząc do ich znacznej degradacji.

Spis wykorzystanej literatury

1. Cabała J. Kwaśny drenaż odpadów poflotacyjnych rud Zn-Pb; zmiany składu mineralnego w strefach ryzosferowych rozwiniętych na składowiskach / J. Cabała // *Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej. Ser. Górnictwo*. – 2005 – № 267. – S. 63–70.
2. Cabała J. Metale ciężkie w środowisku glebowym okulskiego rejonu eksploatacji rud Zn-Pb / J. Cabała. – Katowice : Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, 2009. – 130 s.
3. Fizykochemiczne własności odpadów występujących w obszarach historycznej przeróbki rud Zn-Pb / J. Cabała, A. Idziak, M. Kondracka, M. Kleczka // *Kwartalnik GIG. Wyd. Spec.* – 2007. – № 3. – S. 141–152.

4. Aquatic plants of acid lakes in Kejimikujik National Park, Nova Scotia; floristic composition and relation to water chemistry / P. M. Catling, B. Freedman, C. Stewart, J. J. Kerekes // *Can. J. Bot.* – 1986. – № 64. – P. 724–729.
5. Chojiński A. *Limnologia fizyczna Polski* / A. Chojiński. – Poznań : Wydawnictwo Naukowe UAM, 2007. – 547 s.
6. Dojlido J. *Chemia wód powierzchniowych* / J. Dojlido. – Białystok : Wydawnictwo Ekonomia i środowisko, 1995. – 342 s.
7. Duis K. Toxicity of Acidic Post- Mining Lake Water to Early Life Stages of Tench, Tinca Tinca (Cyprinidae) / K. Duis // *Wat. Air Soil Pollut.* – 2001. – № 132 (3–4). – 373 p.
8. Griffiths D. *Head First. Statystyka* / D. Griffiths // Edycja Polska, Wydawnictwo Helion, 2010. – 712 s.
9. Jachimko B. Możliwości rekultywacji zakwaszonych wód zbiorników pokopalnianych położonych w rejonie Trzebiel – Łęknica / B. Jachimko // *Oczyszczanie ścieków i przeróbka osadów ściekowych* / pod red. Z. Sadeckiej. – Zielona Góra : Oficyna Wydaw. Uniwersytetu Zielonogórskiego. – 2010. – T. 4. – S. 313–322.
10. Jankowski A. T. The role of anthropogenic wetlands in purifying leachates within industrial waste deposits / A. T. Jankowski, T. Molenda, E. Miler // *Polish Journal of Environmental Studies.* – 2006. – Vol. 15–5d. – S. 185–192.
11. Jankowski A. T. Zmiany stężeń siarczanów w wodach antropogenicznych zbiorników wodnych Wyżyny Śląskiej / A. T. Jankowski, T. Molenda, M. Rzętała // *Przegląd Geologiczny.* – 2003. – Vol. 51, № 11. – S. 958–958.
12. Jędrzak A. Skład chemiczny wód pojezierza antropogenicznego w Łuku Muzakowskim / A. Jędrzak. – Zielona Góra : Wydawnictwo Wyższej Szkoły Inżynierskiej, 1992. – 139 s.
13. Jonczy I. Charakterystyka mineralogiczno-chemiczna zwałowiska odpadów produkcyjnych huty cynku i ołowiu w Rudzie Śląskiej-wirku oraz jego wpływ na środowisko / I. Jonczy. – Gliwice : Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, 2006. – 85 s.
14. Kabata-Pendias A. *Biogeochemia pierwiastków śladowych* / A. Kabata-Pendias, H. Pendias. – Warszawa : Wydawnictwo Naukowe PWN, 1999. – 398 s.
15. Kondracki M. *Mezoregiony fizycznogeograficzne Polski* / M. Kondracki. – Warszawa : PWN, 1994. – 340 s.
16. Liebmann H. *Handbuch der Frischwasser- Und abwasserbiologie* / H. Liebmann. – Munchen, 1958. – T. II Oldenburg. – 382 s.
17. Mance G. Proposed Environmental Quality Standards for List II Substances in Water / G. Mance, J. A. Campbell // *Water Research Centre, Medmenham, Marlow, Bucks.* – 1988. – S. 122–131.
18. Migaszewski Z. M., Gałuszka, *Podstawy geochemii środowiska* / Z. M. Migaszewski. – Warszawa : Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, 2007. – 574 s.
19. Molenda T. Charakterystyka hydrograficzno-hydrochemiczna wpływów wód odciekowych wybranych składowisk odpadów przemysłowych / T. Molenda // *Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej.* – 2006. – № 272. – S. 95–103.
20. Molenda T. Naturalne i antropogeniczne uwarunkowania zmian właściwości fizyczno-chemicznych wód w pogórnich środowiskach akwaticznych. Na przykładzie regionu górnośląskiego i obszarów ościennych / T. Molenda. – Katowice : Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, 2011.
21. Molenda T. Impact of industrial waste site on soils and vegetation of a river valley – case study of the colliery spoil heap «Halemba» in Katowice Upland (southern Poland) / T. Molenda, D. Chmura // *Polish Journal of Environmental Studies.* – 2007. – № 16, (2A, Part II). – P. 288–291.
22. Molenda T. Sulphates and chlorides as indicators of anthropogenic changes of surface waters quality / T. Molenda, A. Jankowska-Nitkiewicz // *Polish Journal of Environmental Studies.* – 2006. – Vol. 15–5d. – P. 680–684.
23. O'Neill P. *Chemia środowiska* / P. O'Neill. – Warszawa : PWN, 1997. – 308 s.
24. Roberts D. A. The submersed macrophyte communities of Adirondack lakes of varying degrees of acidity / D. A. Roberts, R. Singer, C. W. Boylen // *Aquat. Bot.* – 1985. – № 21. – P. 219–235.
25. Rosseland B. O. Physiological mechanism for toxic effects and resistance to acid water : An ecophysical and ecotoxicological approach. In *Acidification of Freshwater Ecosystem: Implications for the Future* / B. O. Rosseland, M., Staurnes / eds. : C. E. W. Steinberg and R. F. Wright. John Wiley & Sons Ltd. – 1994. – P. 227–246.
26. Runge J. *Metody badań w geografii społeczno-ekonomicznej – elementy metodologii, wybrane narzędzia badawcze* / J. Runge. – Katowice : Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, 2006. – 700 s.
27. Shevenell L. Controls on pit lake water quality at sixteen open-pit mines in Nevada / L. Shevenell, K. A. Canors, C. D. Henry // *Appl. Geochem.* – 1999. – № 14. – S. 669–687.
28. Stefaniak S. Przemiany chemiczne w odpadach górniczych na przykładzie zwałowiska w Czerwionce-Leszczynach / S. Stefaniak, I. Twardowska // *Gyrrnictwo i geologia.* – 2006. – T. 1. – S. 77–87.

29. Szczepańska J. Distribution and environmental impact of coal-mining wastes in Upper Silesia / J. Szczepańska, I. Twardowska // *Poland. Environ. Geol.* – 1999. – № 38(3). – P. 249–258.
30. Szczepańska J. Mining waste. In *Solid Waste: Assessment, Monitoring and Remediation* / J. Szczepańska, I. Twardowska. – Amsterdam : Elsevier, 2004. – P. 319–386.
31. Twardowska I. Mechanizm i dynamika ługowania odpadów karbońskich na zwałowiskach / I. Twardowska // *Polska Akademia Nauk, Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska. Prace i studia Zakład Narodowy im. Ossolińskich.* – Wrocław : Wydawnictwo PAN, 1981. – № 25. – P. 206.

Artykuł przedstawiony redakcji
19.09.2012 r.