

Joanna LACH¹, Ewa OCIEPA¹ i Lidia WOLNY¹

SORPCJA CHROMU Z ROZTWORÓW W OBECNOŚCI JONÓW METALI CIĘŻKICH NA WĘGLU ROW 08

SORPTION OF CHROMIUM FROM SOLUTIONS ON ROW 08 CARBON IN THE PRESENCE OF HEAVY METAL IONS

Abstrakt: Przedstawiono badania sorpcji chromu(III), występującego w roztworach wodnych w formie kationu, i Cr(VI) występującego jako anion na węglu aktywnym ROW 08. Proces ten prowadzony był z roztworów jednoskładnikowego oraz dwuskładnikowych zawierających dodatkowo kationy ołowiu, kadmu, niklu, miedzi lub cynku. Proces prowadzono z roztworów o pH wyjściowym wynoszącym dla roztworów z Cr(VI) od 5,8 do 7,6, a z Cr(III) od 3,8 do 5,4 oraz dla pH = 6. W przypadku sorpcji Cr(III) obecność w roztworze wszystkich badanych kationów powoduje zmniejszenie efektów sorpcji, przy czym najmniejszy wpływ na to zjawisko ma Cd. Podobne zależności zaobserwowano podczas sorpcji Cr(VI) z roztworów zawierających dodatkowo kation innego metalu ciężkiego. Pomimo tego, że chrom(VI) występuje w postaci anionu, a pozostałe metale ciężkie w postaci kationu, ich obecność w roztworze powoduje zmniejszenie pojemności sorpcyjnych.

Słowa kluczowe: sorpcja, węgiel aktywny, metale ciężkie

Węgłe aktywne najczęściej stosowane są do usuwania z wody lub ścieków związków organicznych. Coraz częściej stosuje się je również do usuwania zanieczyszczeń nieorganicznych występujących w formie jonowej. Do najczęściej sorbowanych jonów nieorganicznych należą metale ciężkie [1-3]. Usuwanie jonów metali ciężkich jest możliwe na węglach aktywnych, ponieważ na ich powierzchni znajdują się ugrupowania tlenowe zwane ogólnie tlenkami powierzchniowymi. Mają one charakter kwasowy, zasadowy lub amfoteryczny, czyli mogą przejawiać specyficzne właściwości powierzchniowe. Węgłe takie mogą jednocześnie sorbować kationy i aniony. W przypadku sorpcji jonów może ona przebiegać następującymi sposobami:

- jako elektrochemiczna wymiana jonów zewnętrznej powierzchni podwójnej warstwy elektrycznej węgla na jony tego samego znaku elektrolitu w roztworze,
- jako równoważna wymiana jonów tego samego znaku na anionowymiennych funkcyjnych grupach powierzchniowych,
- według mechanizmu molekularnego, kiedy na węglu adsorbują się całe cząstki adsorbatu,
- według mechanizmu *quasi*-molekularnego w przypadku obecności w składzie molekuly elektrolitu jonu silnie polaryzującego się.

Najczęściej zjawiska te podczas sorpcji anionów występują jednocześnie z przewagą jednego z mechanizmów. W przypadku adsorpcji kationów najczęstszym mechanizmem jest wymiana jonowa, ale usuwanie jonów może odbywać się również poprzez powstawanie kompleksów powierzchniowych oraz z możliwością zachodzenia procesów redukcji i utleniania, a także wytrącania się w porach nierozpuszczalnych związków (np. wodorotlenków, węglanów) [4].

¹ Instytut Inżynierii Środowiska, Wydział Inżynierii i Ochrony Środowiska, Politechnika Częstochowska, ul. Brzeźnicka 60a, 42-200 Częstochowa, tel./fax 34 325 09 17, email: jLach@is.pcz.czyst.pl

Zazwyczaj badania prowadzone są z roztworów jednoskładnikowych. Sorpcja z roztworów zawierających więcej niż jeden sorbowany składnik jest procesem znacznie bardziej skomplikowanym. Jednoczesna obecność w roztworze wodnym jonów nieorganicznych i związków organicznych może zarówno zwiększyć sorpcję poszczególnych składników, jak i ją zmniejszyć [5-8]. Występowanie w roztworze wodnym różnych jonów nieorganicznych o tym samym znaku ładunku powoduje najczęściej zmniejszenie możliwości sorpcyjnych w stosunku do sorpcji z roztworów jednoskładnikowych [9-11].

Celem niniejszych badań była ocena wpływu obecności w roztworze jonów cynku, miedzi, niklu, kadmu i ołowiu na sorpcję chromu. W badaniach analizowano występowanie chromu w roztworze w postaci kationu Cr(III) i w postaci anionu Cr(VI).

Metodyka badań

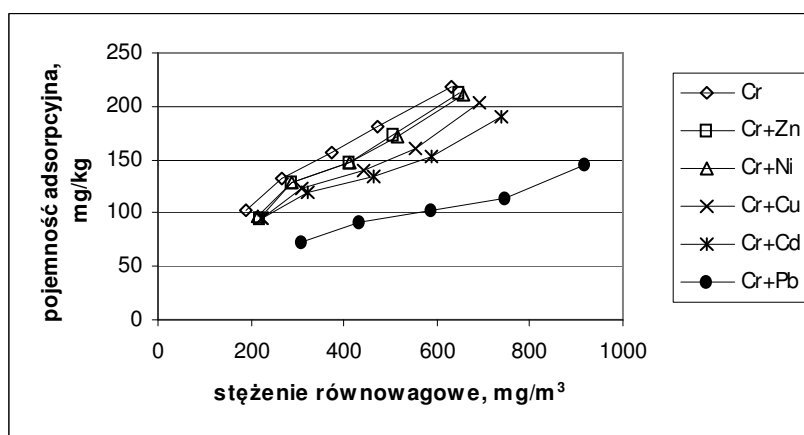
Badania sorpcji prowadzono na granulowanym węglu aktywnym ROW 08 produkowanym przez firmę NORIT. Charakterystyka tego węgla przedstawiona została w pracy [4]. Pomiary sorpcji prowadzono w warunkach statycznych. Do roztworu o odpowiednim składzie i objętości 250 cm³ dodawano 1 g węgla aktywnego i mieszało przez dwie godziny z intensywnością 190 obr/min, a następnie pozostawiano całość na dalsze 22 h. Czas kontaktu węgla z roztworami - 24 h przyjęto na podstawie wcześniejszych badań ustalania się równowagi sorpcji.

Na węglu aktywnym sorbowano chrom Cr(III), którego roztwór wykonano z CrCl₃ oraz Cr(VI) wykonany z K₂Cr₂O₇. Badania prowadzono z roztworu jednoskładnikowego i dwuskładnikowych zawierających: Cr(III) i Pb, Cr(III) i Ni, Cr(III) i Cu, Cr(III) i Zn, Cr(III) i Cd, Cr(III) oraz Cr(VI) i Pb, Cr(VI) i Ni, Cr(VI) i Cu, Cr(VI) i Zn, Cr(VI) oraz Cd, Cr(VI). Izotermie sorpcji chromu(III) i (VI) wykonano dla następujących stężeń początkowych: 600, 800, 1000, 1200 i 1500 mg/m³ z roztworów jednoskładnikowych i dwuskładnikowych zawierających dodatkowo jeden z metali o stężeniu 600 mg/m³. Do przygotowania roztworów metali wykorzystano: Pb(NO₃)₂, NiCl₂·6H₂O, Cu(NO₃)₂·3H₂O, ZnCl₂ i CdCl₂·2,5H₂O. Pomiary sorpcji prowadzono z roztworów o pH naturalnym wynoszącym dla roztworów zawierających: Cr(VI) 6,3÷7,7, Cr(VI)+Pb 6,1÷6,3, Cr(VI)+Cd 5,6÷5,8, Cr(VI)+Ni 5,9÷6,0, Cr(VI)+Cu 5,7÷5,9, Cr(VI)+Zn 5,8÷5,9, Cr(III) 3,8÷4,8, Cr(III)+Pb 4,3÷5,3, Cr(III)+Cd 4,2÷5,4, Cr(III)+Ni 4,5÷5,4, Cr(III)+Cu 4,3÷5,3, Cr(III)+Zn 4,2÷5,4, oraz o pH = 6. Korektę pH wykonywano za pomocą 0,05 M HCl lub 0,05 M NaOH.

Wyniki badań i ich omówienie

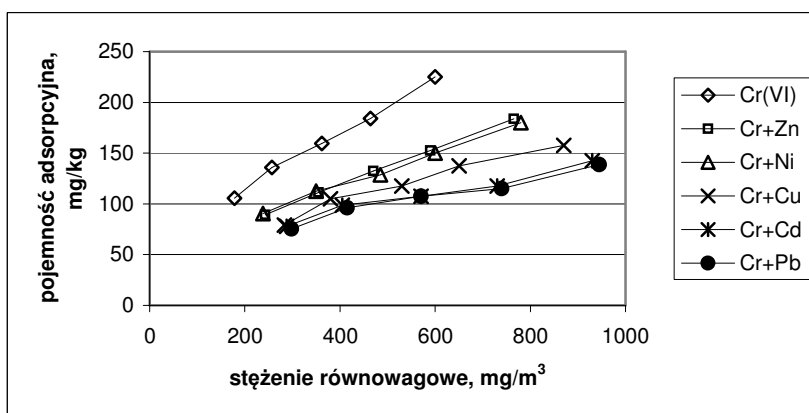
Na rysunkach 1 i 2 przedstawiono izotermie sorpcji Cr(VI) na węglu ROW 08 z roztworów jedno- i dwuskładnikowych. Pomiary prowadzono z roztworów o pH wyjściowym, wynoszącym od 5,6 do 7,7 w zależności od stężenia Cr(VI) i składu roztworu oraz o pH = 6. Sorpcja chromu(VI) z roztworu jednoskładnikowego o pH wyjściowym (wynoszącym 6,3÷7,7) jest mniejsza niż z roztworu o pH = 6. Uzyskane wyniki są zgodne z wynikami badań innych autorów, według których im wyższe pH, tym mniejsza sorpcja Cr(VI) [12, 13]. Na rezultaty sorpcji w tym przypadku ma wpływ zmiana dysocjacji grup funkcyjnych na powierzchni węglowej, zmiana formy, w jakiej występuje Cr(VI) (przy

pH = 5 dominującą formą jest HCrPO_4^- , a przy pH = 8 CrPO_4^{2-} [13]), czyli zmiana składu jonu oraz jego wartościowości. Według autorów [13], im niższe pH podczas sorpcji Cr(VI), tym większa sorpcja, ponieważ wówczas obok wymiany jonowej zachodzi proces redukcji i sorpcji chromu w formie trójwartościowej (maks. redukcji przy pH = 2). Wpływem wartości pH na sorpcję Cr(VI) z roztworów dwuwartościowych można również tłumaczyć uzyskane wyniki. W przypadku sorpcji chromu z roztworów dwuskładnikowych otrzymano mniejsze wartości pojemności sorpcyjnej niż z roztworu jednoskładnikowego. Najprawdopodobniej jest to wynikiem mechanicznego blokowania porów przez zasorbowane kationy metali ciężkich, pomimo tego, że są one niekonkurencyjne podczas wymiany anionu Cr(VI). Najwyższe różnice otrzymano podczas sorpcji z roztworu zawierającego dodatkowo jon ołowiu.



Rys. 1. Izotermi sorpcji chromu(VI) na węglu ROW 08 z roztworów o pH wyjściowym

Fig. 1. Sorption isotherms of chromium(VI) on activated carbon ROW 08 from solutions of an initial pH



Rys. 2. Izotermi sorpcji chromu(VI) na węglu ROW 08 z roztworów o pH = 6

Fig. 2. Sorption isotherms of chromium(VI) on activated carbon ROW 08 from solutions of pH = 6

Różnice w stopniu usunięciach chromu z roztworu Cr(VI) + Pb i Cr(VI) dochodzą do 20% (tab. 1). Jon ołowiu ma największe wymiary spośród badanych jonów oraz jest najsilniej sorbowany [14]. W przypadku sorpcji z roztworu o pH wyjściowym (dla roztworów dwuskładnikowych wynoszącym od 5,6 do 6,1) te różnice w pojemnościach sorpcyjnych są mniejsze niż dla sorpcji z roztworów o pH = 6. Można to tłumaczyć wpływem kationów metali ciężkich na redukcję Cr(VI) i sorpcję już wówczas konkurencyjnego kationu Cr(III).

Tabela 1

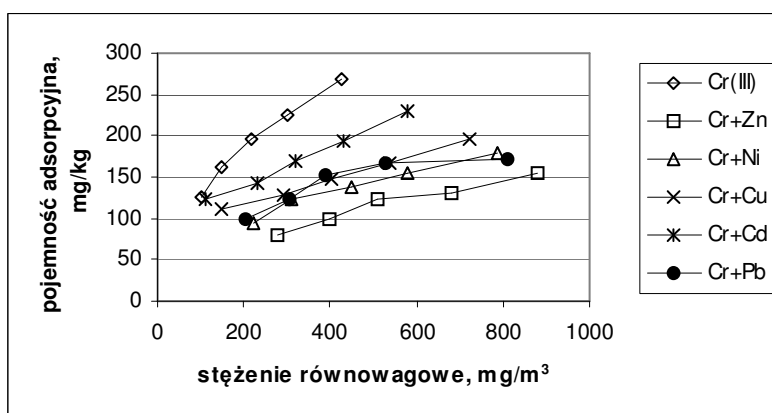
Stopień usuwania chromu(VI) i (III)

Table 1

The degree of removal of chromium(VI) and (III)

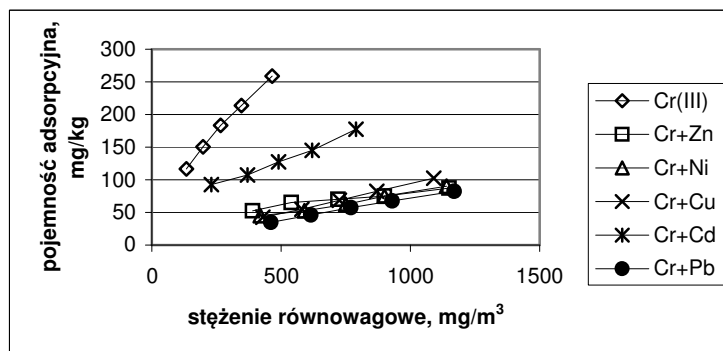
Wartość pH roztworów	Skuteczność usuwania Cr z roztworów [%]					
	Cr	Cr+Zn	Cr+Ni	Cr+Cu	Cr+Cd	Cr+Pb
Cr(III)						
pH wyjśc.	69÷78	23÷35	24÷30	27÷28	47÷67	22÷23
pH = 6	72÷83	41÷53	47÷64	52÷75	61÷82	46÷66
Cr(VI)						
pH wyjśc.	58÷69	57÷64	56÷64	54÷63	51÷63	39÷49
pH = 6	60÷70	49÷60	48÷60	42÷53	38÷52	37÷50

Sorpcja chromu w formie trójwartościowej z roztworu jednoskładnikowego jest skuteczniejsza na węglu ROW 08 niż formy sześciowartościowej (maks. skuteczność usuwania Cr(III) wynosi 83%, a Cr(VI) 70%) - tabela 1. Izotermy sorpcji Cr(III) wykonane w analogiczny sposób jak Cr(VI) zamieszczono na rysunkach 3 i 4. Skuteczniej sorbowany jest kation z roztworu o pH wyższym, wynoszącym 6, niż o pH, wynoszącym od 3,8 do 4,8. Jest to związane z mniejszą dysocjacją grup funkcyjnych zdolnych do wymiany kationów na powierzchni węgla przy niższych wartościach pH. Zmiana pH powoduje również zmianę formy Cr(III). Przy pH = 4 Cr(III) występuje w postaciach: 61,16% Cr³⁺, 38,16% Cr(OH)²⁺, a przy pH = 6 - 0,96% Cr³⁺, 60,61% Cr(OH)²⁺, 38,24% Cr(OH)₂⁺ [15].



Rys. 3. Izotermy sorpcji chromu(III) na węglu ROW 08 z roztworów o pH = 6

Fig. 3. Sorption isotherms of chromium(III) on activated carbon ROW 08 from solutions of pH = 6



Rys. 4. Izotermory sorpcji chromu(III) na węglu ROW 08 z roztworów o pH wyjściowym

Fig. 4. Sorption isotherms of chromium(III) on activated carbon ROW 08 from solutions of an initial pH

Obecność w roztworze innych kationów metali ciężkich bardzo skutecznie zmniejsza ilość zasorbowanego chromu. Spośród analizowanych metali ciężkich jedynie obecność kadmu w roztworze wpływa w niewielkim stopniu na sorpcję Cr(III). Jest to jon najslabiej sorbowany na węglach aktywnych spośród badanych jonów metali ciężkich [14]. Szczególnie wyraźne obniżenie sorpcji występuje przy pH wyjściowym, przy którym ilość zdysocjowanych grup funkcyjnych jest znacznie mniejsza niż przy pH = 6.

Podsumowanie

Na węglu aktywnym ROW 08 zarówno chrom występujący w formie trójwartościowej, jak i sześciowartościowej z roztworów jednoskładnikowych jest usuwany w dużych ilościach. W przypadku sorpcji chromu(III) sorpcja zachodzi ze znacznie większą skutecznością, gdy pH roztworu jest wyższe (czyli dla roztworu o pH = 6 w stosunku do pH wyjściowego wynoszącego 3,8÷4,8). Dodatkowa obecność w roztworze jonów metali ciężkich zmniejsza skuteczność sorpcji dla wszystkich badanych jonów oraz obydwu wartości pH roztworu. Jest to spowodowane przede wszystkim konkurencyjnością tych kationów w trakcie sorpcji, ponieważ dodawane metale ciężkie podobnie jak Cr(III) występują w postaci kationów. Obecność w roztworze jonów kadmu zmniejsza efekty sorpcji, ale w niewielkim stopniu. Pozostałe metale, szczególnie, gdy sorpcja zachodzi z roztworów o niższym pH, bardzo wyraźnie obniżają efekty sorpcji.

W przypadku sorpcji Cr(VI) obecność kationów metali ciężkich obniża sorpcję, ale w mniejszym stopniu niż zaobserwowano to podczas sorpcji kationu Cr(III). W tym przypadku obniżenie efektów sorpcji spowodowane jest najprawdopodobniej blokowaniem dostępu do miejsc aktywnych.

Podziękowania

Badania częściowo finansowane z BS-401/301/04.

Literatura

- [1] Strelko V. i Malik D.J.: *Characterization and metal sorptive properties of oxidized active carbon*. J. Colloid Interface Sci., 2002, **250**, 213-220.

- [2] Park S.J. i Kim Y.M.: *Adsorption behaviors of heavy metal ions onto electrochemically oxidized activated carbon fibers*. Mater. Sci. Eng., 2005, **391**, 121-123.
- [3] Bansal R.C. i Goyal M.: *Adsorpcja na węglu aktywnym*. WNT, Warszawa 2009.
- [4] Jankowska H., Świątkowski A., Starostin L. i Ławrinienko-Omięcynska J.: *Adsorpcja jonów na węglu aktywnym*. PWN, Warszawa 1991.
- [5] Dąbek L. i Kulig E.: *Sorpcja jonów ołowiu(II) na węglu aktywnym w obecności kwasów humusowych*. Inż. i Ochr. Środ., 2000, **3**, 409-414.
- [6] Madela M. i Dębowski Z.: *Badania nad adsorpcją jodu i fenolu z roztworów wodnych na granulowanych węglach aktywnych*. [W:] Dębowski Z. (red.), *Węgiel aktywny w ochronie środowiska i przemyśle*. Wyd. Polit. Częstochowskiej, Częstochowa 2008, 375-381.
- [7] Lach J., Okoniewska E., Neczaj E. i Kacprzak M.: *The adsorption of Cr(III) and Cr(VI) on activated carbons in the presence of phenol*. Desalination, 2008, **223**, 249-255.
- [8] Faur-Brasquet C., Kadirvelu K. i Le Cloirec P.: *Removal of metal ions from aqueous solution by adsorption onto activated carbon cloths: adsorption competition with organic matter*. Carbon, 2002, **40**, 2387-2392.
- [9] Mohan D. i Chandler S.: *Single component and multi-component adsorption of metal ions by activated carbons*. Colloids Surf., 2000, **A 177**, 183-196.
- [10] Seco A., Marzal P., Gabalón C. i Ferrer J.: *Adsorption of heavy metals from aqueous solutions onto activated carbon in single Cu and Ni systems and in binary Cu-Ni, Cu-Cd and Cu-Yn systems*. J. Chem. Technol. Biotechnol., 1997, **68**, 23-30.
- [11] Mohan D. i Singh K.P.: *Single-and multi-component adsorption of cadmium and zinc using activated carbon derived from bagasse - an agricultural waste*. Water Res., 2002, **36**, 2304-2318.
- [12] Demirbas E., Kobya M. i Konukman A.E.S.: *Error analysis of equilibrium studies for the almond shell activated carbon adsorption of Cr(VI) from aqueous solutions*. J. Hazard. Mater., 2008, **154**, 787-794.
- [13] Karthikeyan T., Rajgopal S. i Lima Rose M.: *Chromium(VI) adsorption from aqueous solution by Hevea Brasiliensis sawdust activated carbon*. J. Hazard. Mater., 2005, **B 124**, 192-199.
- [14] Lotfi Monser i Nafaa Adhoum: *Tertrazine modified activated carbon for the removal of Pb(II), Cd(II) and Cr(III)*. J. Hazard. Mater., 2009, **161**, 263-269.
- [15] Rivera-Utrilla J. i Sanchez-Polo M.: *Adsorption of Cr(III) on ozonised activated carbon. Importance of C_r-cation interactions*. Water Res., 2003, **37**, 3335-3340.

SORPTION OF CHROMIUM FROM SOLUTIONS ON ROW 08 CARBON IN THE PRESENCE OF HEAVY METAL IONS

Institute of Environmental Engineering, Czestochowa University of Technology

Abstract: The subject of the submitted paper is the sorption of chromium(III) occurring in aqueous solutions in a cationic form and Cr(VI) occurring as an anion on ROW 08 grade carbon. The process was carried out on single-component and binary solutions containing additionally the cations of lead, cadmium, nickel, copper or zinc. The sorption was conducted from solutions of an initial pH from 5.8 to 7.6 for Cr(VI) solutions and from 3.8 to 5.4 for Cr(III) solutions, as well as for pH = 6. In the case of Cr(III) sorption, the presence of all of the cations examined in the solution reduces the sorption results, with the least effect on this phenomenon being shown by Cd. Similar relationships were observed during Cr(VI) sorption from solutions containing additionally another heavy metal cation. In spite of the fact that the chromium(VI) occurs in an anionic form, while the other heavy metals in a cationic form, the presence of the latter in the solution reduces the sorption capacity.

Keywords: sorption, activated carbon, heavy metals

Witold M. LEWANDOWSKI¹, Ewa RADZIEMSKA¹, Michał RYMS¹
i Piotr OSTROWSKI¹

NOWOCZESNE METODY TERMOCHEMICZNEJ KONWERSJI BIOMASY W PALIWA GAZOWE, CIEKŁE I STAŁE

MODERN METHODS OF THERMOCHEMICAL BIOMASS CONVERSION INTO GAS, LIQUID AND SOLID FUELS

Abstrakt: Wykorzystanie biomasy do produkcji ciepła w procesach bezpośredniego spalania lub współspalania z węglem, polegające na konwersji zawartej w niej energii chemicznej związków węgla, wodoru i tlenu w energię cieplną w kotłach, jest jednocześnie najtańszym, lecz - zdaniem wielu ekspertów - najmniej efektywnym i ekonomicznie najmniej opłacalnym rozwiązaniem. W przypadku łącznej produkcji energii cieplnej i elektrycznej w elektrociepłowniach opalanych biomasą (drewnem, słomą, surowcem z plantacji energetycznych, RDF-em itd.) nakłady inwestycyjne są trochę wyższe, ale dzięki spalaniu fluidyzacyjnemu, kogeneracyjnym układom skojarzonym, trigeneracji, układom ORC itd. sprawność konwersji rośnie, a także poprawia się efekt ekonomiczny i ekologiczny. Najkorzystniejszą jednak, zarówno z punktu widzenia ekonomicznego, jak i technicznego, metodą przetworzenia biomasy jest jej częściowe utlenienie, zgazowanie i piroliza pod kątem produkcji paliw płynnych, z ewentualnym wykorzystaniem syntezy Fischer-Tropscha, uwodornienia i hydrokrakingu w odniesieniu do produktów termicznego rozkładu biomasy. Niniejszy artykuł zawiera przegląd obecnie stosowanych, nowoczesnych technologii wykorzystujących te procesy do produkcji biopaliw gazowych, ciekłych i stałych.

Słowa kluczowe: konwersja biomasy, piroliza, paliwa

Wykorzystanie biomasy do produkcji ciepła w procesach bezpośredniego spalania lub współspalania jest ekonomicznie najmniej opłacalnym sposobem konwersji energii chemicznej w użyteczną. Efektywniejszym sposobem jest konwersja w układach kogeneracyjnych i trigeneracyjnych ze względu na ich większą sprawność. Jednak najbardziej opłacalna jest konwersja w biopaliwa ciekłe lub gazowe [1, 2].

Termiczny rozkład biomasy

Termiczny rozkład biomasy jest procesem endotermicznym, wymagającym beztlenowej atmosfery, prowadzi do powstania trzech produktów:

- biokarbonatu - węgla drzewnego, w przypadku rozkładu drewna,
- oleju, który jest mieszaniną węglowodorów,
- gazu - również mieszaniny węglowodorów, ale gazowych, o wartości opałowej ok. 12 MJ/kg. Jego skład zależy od temperatury rozkładu biomasy i tak, np.: dla temperatury 482°C/926°C w procentach objętościowych jest on następujący: 5,56/32,48 H₂, 12,34/10,45 CH₄, 33,50/35,25 CO, 3,03/1,07 C₂H₆, 0,71/2,43 C₂H₂. W sumie gazy palne stanowią w tej mieszaninie 54,97% dla temperatury 482°C lub 81,68% dla 926°C [3].

Proporcje gazu, oleju i biokarbonatu w produktach rozpadu zależą od tempa przyrostu temperatury, czasu rozkładu, temperatury i ciśnienia. Przy szybkim rozkładzie termicznym ponad 65% biomasy przetwarza się w gaz (gazyfikacja), przy średnim tempie z ponad 70% biomasy powstaje olej (piroliza) i przy rozkładzie powolnym otrzymuje się ponad 35%

¹ Katedra Aparatury i Maszynoznawstwa Chemicznego, Wydział Chemiczny, Politechnika Gdańska, ul. Narutowicza 11/12, 80-233 Gdańsk, tel. 58 347 24 10, email: wlew@chem.pg.gda.pl

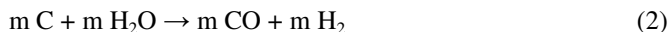
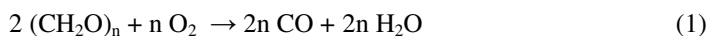
biokarbonatu (biokarbonizacja). Okazuje się, że jest jeszcze jeden czynnik mający wpływ na przebieg termicznego rozkładu biomasy, a mianowicie katalizator. Firmie Alphakat GmbH w Buttenheim k. Norymbergi, Niemcy, dzięki dodaniu zeolitu glinokrzemowego do termicznie rozkładanej biomasy (węgla, słomy oraz osadów z oczyszczalni ścieków komunalnych) udało się przesunąć przebieg reakcji rozkładu w kierunku otrzymywania większej ilości produktów ciekłych kosztem gazowych i stałych.

Proces termicznego rozkładu biomasy rozpoczyna się już od temperatury 200°C, przy czym górna wartość temperatury nie jest ograniczona, może nią być nawet temperatura plazmy. Produktem końcowym jest węgiel drzewny i gazy pirolityczne.

W temperaturze pokojowej wykrapla się z gazu pirolitycznego ok. 30% (masy) mieszanina olejów, alkoholi, węglowodorów i innych związków organicznych.

Zgazowanie

Temperatura gazyfikacji i częściowej pirolizy, ze względu na wytrzymałość instalacji, nie powinna przekroczyć 950°C. Temperaturę tę reguluje się ilością wprowadzanej do gazyfikatora pary wodnej, która reaguje endotermicznie z pozostałością po pirolizie - węglem drzewnym:



Otrzymany gaz jest mieszaniną pierwotnego gazu pirolitycznego z gazem wodnym, a jego wartość opałowa wzrasta o ok. 50% i wynosi ok. 11 MJ/kg [3].

Proces zgazowania przeprowadza się w zamkniętych reaktorach zwykłych lub ze złożem fluidalnym. Uzyskany gaz, głównie wodór i tlenek węgla, może być spalany w kotle parowym, a wytworzoną parą można napędzać turbiny w elektrociepłowni. W innej wersji gaz z biomasy można zastosować w turbinie gazowej. Z jednej tony biomasy, np. drewna o wartości opałowej 16,2 MJ/kg, można w ten sposób otrzymać 1450 kW·h energii elektrycznej. Gaz uzyskany ze zgazowania biomasy można również bezpośrednio przetworzyć na prąd elektryczny w ogniwoch paliwowych.

Gazyfikatory ze złożem stałym stosuje się przy mocach do ok. 1,5 MW przy układzie współprądowym i ok. 2,5 MW dla zgazowania prowadzonego w przeciwprądzie. Reaktory fluidalne mogą przetwarzać do ok. 15 Gg/h suchej biomasy, wytwarzając energię o mocy od 25 do ok. 100 MW.

Biodegradacja termiczna połączona z uwodornieniem

Jest to również proces ciśnieniowego beztlenowego zgazowania biomasy, ale prowadzony w taki sposób, aby produktem końcowym była jak największa ilość węglowodorów płynnych. Reakcja przebiega dwuetapowo, w pierwszym etapie powstaje gaz wodny, który redukuje następnie biomasę do węglowodorów płynnych:



Wodór do uwodornienia można także pozyskać w wyniku zgazowania hydrotermalnego mokrej biomasy w warunkach około krytycznych wody ($T_c = 374,15^\circ\text{C}$, $P_c = 22,14 \text{ MPa}$). Biomasa reaguje wówczas:



W procesie zgazowania hydrotermalnego powstają wodór, tlenek węgla, znaczne ilości metanu i wyższe węglowodory. Proces ten można prowadzić dwiema metodami:

- niskotemperaturowa $T = 350\div 600^\circ\text{C}$ z katalizatorem (ZrO_2),
- średnotemperaturowa $T = 500\div 800^\circ\text{C}$ z katalizatorami KOH , KHCO_3 , K_2CO_3 .

Sposób przetwarzania biomasy w biopaliwa płynne jest zdaniem specjalistów [4] ekonomicznie najbardziej uzasadniony. Ich zdaniem, zyski z przetworzenia biomasy na ciepło, przetworzonej na energię elektryczną lub w paliwa płynne mają się do siebie jak:

$$\text{ciepło} : \text{energia elektryczna} : \text{paliwo płynne} = 1 : 3 : 9 \quad (7)$$

Dotychczasowa cena paliw nie była czynnikiem napędowym poszukiwania nowych technologii. Obecnie, gdy sytuacja się zmieniła i znaczenie biopaliw wzrosło, można przewidzieć wzrost zainteresowania biodegradacją termiczną biomasy w kierunku pozyskiwania z niej biopaliw.

Piroliza biomasy

Pirolityczny termiczny rozkład biomasy jest złożonym procesem, w którym wzajemnie nakładają się na siebie następujące reakcje: dehydratacja (odwodnienie), izomeryzacja, aromatyzacja, zwęglenie, utlenienie i inne. Towarzyszą im reakcje wtórne, np.: termiczny rozkład wody do gazu wodnego, kraming, reakcje syntezy syngazu i kondensacji itd. Produktami w zależności od parametrów technologicznych, głównie temperatury i szybkości jej wzrostu, są: para wodna, tlenki węgla, węglowodory alifatyczne i aromatyczne, smoły, polimery, wodór i węgiel.

Biokarbonizacja biomasy

Plantacje energetyczne i inne źródła biomasy muszą być usytuowane w promieniu do 100 km od energetycznego zakładu przetwórczego. Ze względu na dużą kubaturę i mały ciężar właściwy transport biomasy z dalszych odległości jest już nieopłacalny. Pewnym rozwiązaniem tej niedogodności jest przetworzenie biomasy na biokarbon, który jest czystym węglem i w którym koncentracja energii jest znacznie większa niż w biomacie. Biokarbon gęstością wprawdzie nie dorównuje jeszcze węglowi kamiennemu, ale i tak zasięg opłacalnego jego transportu do elektrociepłowni mieści się w obrębie terytorium Polski.

Biokarbon, podobnie jak węgiel drzewny, otrzymuje się podczas ogrzewania biomasy bez dostępu powietrza. Proces ten można przeprowadzać w zamkniętych reaktorach z grzaniem płaszczowym:



Próby uruchomienia w Wodyniu k. Elbląga pierwszej w Polsce komercyjnej instalacji do produkcji biokarbonu zakończyły się niepowodzeniem [5]. Natomiast instalacja zrealizowana w Sędziszowie przez tych samych projektantów jest w stadium rozruchowym [6, 7]. Po uruchomieniu jej okaże się, czy zdobyte w Wodyniu doświadczenia zaowocują sukcesem.

Dodatkową zaletą biokarbonsu jako paliwa jest: możliwość jego spalania w dowolnym kotle węglowym, bez konieczności jego modernizacji, brak w nim siarki, i jest możliwość uzyskania na niego certyfikatu zielonej energii i dodatkowego zysku z handlu emisjami (ograniczenie emisji CO₂).

Instalacja do pirolitycznego recyklingu RDF-u

Przykładem pirolizy typu Flash może być instalacja bezcisnieniowa do przetwarzania palnej frakcji odpadów RDF-u (*Refuse Derived Fuel*) [9, 10]. Z 1 kg odpadów otrzymywano ok. 0,23 kg odzyskanego drobnoziarnistego węgla o temperaturze $t = 760^{\circ}\text{C}$ oraz mieszaninę gazowych i par ciekłych węglowodorów o temperaturze $t = 510^{\circ}\text{C}$. Po szybkim schłodzeniu do ok. 80°C , aby nie dopuścić do reakcji z węglem, uzyskiwano paliwo ciekłe. Pozostały gaz po wieloetapowym oczyszczaniu był przekazywany do przemysłowego wykorzystania. Część tego gazu zwracano do procesu w celu podtrzymywania pirolizy. Efektem końcowym pirolizy RDF-u było: ok. 10% mas. wody, 20% węgla, 30% gazu i 40% paliwa ciekłego. Wydajność odzysku węgla o wartości opałowej 20,9 MJ/kg i ok. 30% zawartości popiołu wynosiła ok. 7,5% w przeliczeniu na suchą masę odpadów. Odpowiadające wartości w przypadku paliwa płynnego wynosiły: wartość opałowa - 24,4 MJ/kg, zawartość popiołu od 0,2 do 0,4% i wydajność - 22,5% mas.

Instalacja pirolityczna Pyrocycling™

Pyrocycle™ Process jest procesem pirolitycznym opracowanym przez koncern kanadyjsko-holenderski. Surowcem do przerobu jest pochodząca z tartaku kora z miękkich drzew, suszona na powietrzu. Skład kompozycji surowca w przybliżeniu to: 31% obj. jodła balsamiczna (*Abies balsamea*), 55% obj. - świerk biały (*Picea glauca*) i 14% obj. - świerk czarny (*Picea mariana*). Wilgotność surowca na wlocie do reaktora to średnio 10% mas. Przybliżona analiza produktu: 74,8% części lotnych, 22,3% węgla związanego oraz 2,9% popiołu [11].

Podsumowanie

Produktem termicznego rozkładu biomasy jest biowęgiel, biopaliwa ciekłe i palny gaz (wodny, generatorowy). Dzięki zwiększonej gęstości energii w tych przetworzonych biopaliwach ich transport, magazynowanie i dalsze przetwarzanie jest ekonomicznie i ekologicznie bardziej opłacalne niż surowej biomasy, która jest lekka i mało kaloryczna.

Zaprezentowane w niniejszym opracowaniu metody przetwarzania biomasy w energię użyteczną stanowią zaledwie niewielki wycinek z dostępnych na rynku możliwości. Celem autorów nie było jednak wyczerpanie tematu, lecz zebranie najważniejszych, zaawansowanych technicznie procesów w jednej pracy, co pomaga usystematyzować aktualną wiedzę na ten temat. Ze względów redakcyjnych nie udało się zasygnalizować tematów, takich jak: SunDiesel [21], ogniwa paliwowe (FC) [22], ORC [23] i innych.

Literatura

- [1] Faaij A.P.C.: *Bio-energy in Europe: changing technology choices*. Energy Policy, 2006, (34), 322-342.
- [2] Ballard-Tremere G.: *Opportunities for Biomass Energy Programmes - Experiences & Lessons Learned by UNDP in EU & the CIS*. Final Report 2007.

- [3] Pilawski M., Grzybek A. i Rogulska M.: *Energetyczny recykling odpadów organicznych*. Ekol. Techn., 2000, 2(44), 48-53.
- [4] Popczyk J.: Development of bioenergy sector in the light of European energy and climate policies. Oil & Fuels for Sustainable Development AUZO. Gdańsk 2008.
- [5] Lewandowski W.M., Grochal B. i Licznarski E.: Wizja lokalna instalacji do produkcji biocarbonu z biomasy w Wodny k. Elbląga, Raport wewnętrzny. Gdańsk 2007.
- [6] Gładka M. i Różycki A.: Technologia produkcji i spalania BIOwęglu® Fluid c.o Sędziszów, prezentacja, http://paluszki.dmkproject.pl/krzychu/modules/Foldery_reklamowe/Folder_FLUID_www.pdf
- [7] Instalacja do produkcji BIOwęglu® w Sędziszowie w budowie, http://www.fluid.pl/www/pl/strona_glowna_koop.html
- [8] Klass D.L.: Biomass for Renewable Energy Fuels and Chemicals. Academic Press, San Diego 1998.
- [9] U.S. Environmental Protection Agency: San Diego County Demonstrates Pyrolysis of Solid Wastes. Report SW-80d.2. Washington, D.C. 1975.
- [10] Preston G.T.: [W:] Clean Fuels from Biomass, Sewage, Urban Refuse, and Agricultural Wastes. (F. Ekman, ed.). Institute of Gas Technology, Chicago 1976, 89.
- [11] Rabe R.C.: A Model for the Vacuum Pyrolysis of Biomass, Master of Science degree, supervisor: prof. J.H. Knoetze, Dep. of Process Engineering, The Univ. of Stellenbosh, Dec. 2005, <http://etd.sun.ac.za/jspui/bitstream/10019/270/1/Rabe.pdf>
- [12] Centrum Doskonałości CONBIOT, Termochemiczna konwersja paliw stałych, piroliza, zgazowanie, spalanie biomasy i odpadów. Materiały elektroniczne, <http://conbiot.ichpw.zabrze.pl/piroliza.htm>
- [13] BTG Biomass Technology Group (Wlk. Brytania, Holandia, Niemcy), www.btgworld.com
- [14] Pyrovac Group Inc. (Kanada), Ecosun b.v. (Holandia), http://www.enviroaccess.ca/pages/pyrovac_fr.html
- [15] Roy C, Morin D. i Dubé F.: The biomass Pyro-cycling™ process. [In:] M. Kaltschmitt, A.V. Bridgwater, (eds): Biomass gasification & pyrolysis: state of the art and future prospects. CPL Press, UK, 1997, 307-315.
- [16] Roy C., Blanchette D., de Caumia B., Dubé F., Pinault J., Belanger E. i Laprise P.: *Industrial Scale Demonstration of the Pyro-cycling™ Process for the Conversion of Biomass to Biofuels and Chemicals*. 1st World Conference on Biomass for Energy and Industry. [In:] S. Kyritsis, A.A.C.M. Beenackers, P. Helm, A. Grassi and D. Chiaramonti, (eds.): Proc. Conf. held in Sevilla, Spain. June 5-9, 2000. James & James (Science Publishers) Ltd., London, UK, 2001 vol. II, 1032-1035.
- [17] ENTECH Renewable Energy Technologies PTY Ltd. (Australia), <http://www.entech.net.au/>
- [18] Waste Gas Technology Ltd. (Wlk. Brytania), www.wgtuk.com
- [19] RATEch (Polska), <http://www.ratech.com.pl>
- [20] UC Prozesstechnik GmbH, Dillingen (Niemcy) www.ucgmbh.de
- [21] Wolf B.: First industrial BTL plant in Freiberg. European Bioenergy Business Forum. Brussel, 6-7 Nov. 2006.
- [22] Lens P., Westermann P., Haberbauer M. i Moreno A.: Biofuels for Fuel Cells: Renewable Energy from Biomass Fermentation. IWA 2005.
- [23] Obermberger I., Thonhofer P. i Reisenhofer E.: *Description and evaluation of the new 1,000 kWel organic rankine cycle process integrated in the biomass CHP plant in Lienz, Austria*. Euroheat and Power, 2002, 10.

MODERN METHODS OF THERMOCHEMICAL BIOMASS CONVERSION INTO GAS, LIQUID AND SOLID FUELS

Department of Chemical Apparatus and Theory of Machines, Chemical Faculty, Gdansk University of Technology

Abstract: Biomass utilization through direct- or co-combustion with coal, based on coal, hydrogen and oxygen compounds' chemical energy conversion into heat in boilers, is simultaneously the cheapest and - according to experts - economically least effective solution. In case of heat and electricity production in cogeneration process in biomass fueled heat and power stations (wood, straw, energetic plants, RDF etc.), investment costs are little higher, but considering fluidized combustion, combined heat and power (CHP) cogeneration systems, combined heating cooling and power generation (CHCP) trigeneration systems, ORC systems etc. the efficiency increases as well as the economical and ecological effects improve. Therefore, the most effective economical, and technical alike, methods of biomass conversion are: partial oxidation, gasification, thermal decomposition (pyrolysis) and biocarbonization processes. This paper includes review of present modern technologies taking advantage of these processes in gas, liquid and solid fuels production.

Keywords: biomass conversion, pyrolysis, fuels

Maria MARKO-WORŁOWSKA¹, Gabriela WĄTOR¹, Ryszard KOZIK¹
i Tomasz ŁACIAK²

ZAWARTOŚĆ ZWIĄZKÓW ZAKWASZAJĄCYCH I METALI CIĘŻKICH W KORZE MARTWICOWEJ SOSNY POSPOLITEJ (*Pinus sylvestris* L) ORAZ W GLEBIE MAŁYCH LASÓW W SKAWINIE I KRAKOWIE

ACIDIFYING COMPONENTS AND HEAVY METAL CONCENTRATIONS IN PINE BARK (*Pinus sylvestris* L) AND TOPSOIL IN SMALL FOREST ECOSYSTEM IN SKAWINA AND KRAKÓW

Abstrakt: Do oceny zanieczyszczenia środowiska związkami zakwaszającymi oraz metalami Pb, Zn i Ni zbadano korę martwicową *Pinus sylvestris* L, oraz glebę, na której te sosny rosły. Badania prowadzono w strefie ekotonowej małych lasów leżących w odległości ok. 5 m od ruchliwej ulicy i 300 i 700 m od huty aluminium i elektrowni (stanowisko I) oraz ok. 1 km od obwodnicy autostradowej i 5,5 i 5,7 km od ww. emitorów przemysłowych (stanowisko II). Zbadano pH kory, a także zawartość Pb, Cd i Ni od strony najczęściej wiejących w Polsce wiatrów (zachód) i od strony przeciwnej oraz pH i zawartość ww. metali w glebie. Wyniki wskazują, że zarówno kora sosny, jak i gleba są dobrymi wskaźnikami zanieczyszczenia związkami zakwaszającymi i badanymi metalami. Na stanowisku I stwierdzono wyższą kwasowość kory oraz większe stężenie Pb i Cd niż na stanowisku II. Gleba stanowiska bardziej oddalonego od emitorów przemysłowych wykazała większe zakwaszenie i większą zawartość Ni.

Słowa kluczowe: zanieczyszczenia, związki zakwaszające, metale ciężkie (Pb, Cd, Ni), kora martwicowa, gleba

Kora martwicowa sosny zwyczajnej jest w ostatnich latach uznawana za dobry, pasywny bioakumulator zanieczyszczeń środowiska. Określenie jej składu chemicznego jest stosowane w Polsce i innych krajach jako metoda oceny stopnia zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego. Kora zarówno sosny, jak i wielu innych gatunków drzew jest bardzo dobrym absorbentem zanieczyszczeń, między innymi dlatego, że jest martwą tkanką i już nie rośnie w przeciwieństwie do innych bioakumulatorów, takich jak mchy, porosty, liście różnych roślin. Zanieczyszczenia gromadzą się na najbardziej zewnętrznej warstwie kory, która jest wystawiona na długotrwałe działanie zanieczyszczonego powietrza. Analizy chemiczne kory umożliwiają nie tylko zbadanie obecnej warstwy akumulacji pierwiastków i związków zanieczyszczających, ale również ocenę przebiegu tego procesu w latach poprzednich. Mniej więcej jednowiekowe drzewa rosnące blisko siebie wykazują podobny stopień akumulacji zanieczyszczeń i dlatego mogą być wykorzystywane do ustalenia zakresu zanieczyszczeń, a wyniki badań kory prowadzone na powierzchniach o różnej odległości od źródła emisji służą do oceny ich rozprzestrzeniania się [1].

Dzięki tym właściwościom analiza chemiczna kory różnych gatunków drzew zapewnia proste narzędzie do określania i mapowania emisjami gazów i pyłów ze stacjonarnego źródła. W przypadku suchej depozycji pyłów - nośników metali na korze drzewa metale pozostają praktycznie nieaktywne i są absorbowane mechanicznie. Natomiast przy

¹ Zakład Ekologii, Badań Łowieckich i Ekoturystyki, Instytut Biologii, Uniwersytet Pedagogiczny, ul. Podbrzezie 3, 31-054 Kraków, tel. 12 662 67 05, email: mmw@ap.krakow.pl

² Zakład Zoologii Kręgowców i Biologii Człowieka, Instytut Biologii, Uniwersytet Pedagogiczny, ul. Podbrzezie 3, 31-054 Kraków, email: tlaciak@ap.krakow.pl

współwystępowaniu dużych stężeń gazów zakwaszających i jednoczesnych opadów następuje w środowisku wzrost bioakumulacji łatwiej rozpuszczalnych form jonowych metali [2-4]. Monitorowanie stanu środowiska przy użyciu kory drzew zapoczątkowano już w latach sześćdziesiątych XX wieku w Szwecji i w Polsce [5, 6], gdzie była używana w celu określenia zanieczyszczenia metalami ciężkimi i związkami zakwaszającymi na terenach leżących w pobliżu emitorów przemysłowych i w pobliżu traktów komunikacyjnych.

Ostatnio wykorzystuje się korę również do oceny zanieczyszczenia związkami organicznymi i nieorganicznymi, takimi jak: wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), związki chloroorganiczne, azotan amonu [7, 8].

W przedstawianej pracy jako wskaźników - akumulatorów użyto kory martwicowej drzew *Pinus silvestris* oraz powierzchniowej warstwy gleby (do 10 cm w głąb) z otoczenia sosny. Gleba ma dużą wartość wskaźnikową w ocenie sprawności oraz zmian zachodzących w ekosystemach lądowych. Odczyn gleby ma wpływ na pobieranie przez rośliny metali ciężkich i ich włączanie w system łańcucha pokarmowego [9].

Metodyka

Próbki gleby i kory pobierano na dwóch stanowiskach w strefie ekotonowej małych lasów w Skawinie (Locality I) i w Krakowie - na terenie Bielańsko-Tynieckiego PK (Locality II) (rys. 1). Stanowisko I położone ok. 5 m na południe od ruchliwego traktu komunikacyjnego, ok. 300 m na pld.-zach. od huty aluminium i ok. 700 m na pñ.-wsch. od elektrowni. Stanowisko II położone ok. 1 km na zachód od obwodnicy oraz 5,7 i 5,5 km na pñ.-wsch. od ww. emitorów.



Rys. 1. Mapa stanowisk

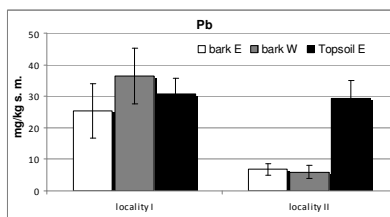
Fig. 1. Map of the areas research

Zbadano temperaturę, wilgotność gleby oraz odczyn gleby i kory, a także określono w nich zawartość ołowiu, kadmu i niklu. Badania przeprowadzono w okresie wiosny (kwiecień) 2010 roku. Z każdego stanowiska korę pobierano z czterech ok. trzydziestoletnich drzew oddalonych od siebie o 2÷4 m. Pobrano po 15 próbek na wysokości 1,3 m od gleby ze strony wschodniej i zachodniej z każdej sosny. W celu

wyznaczenia pH próbki kory suszono w temperaturze 65°C przez 3 godziny, a następnie mielono. Z każdej próbki odważano po 1 g kory i zalewano 4 cm³ wody destylowanej. Po 48 godzinach mierzono odczyn pH-metrem typu WTW 330. Analizy chemiczne dotyczące Pb, Cd i Ni przeprowadzono, wyznaczając zawartość ich ogólnych form metodą AAS.

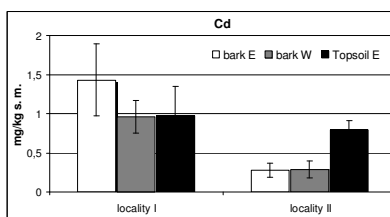
Wyniki i ich omówienie

Największą ilość ołowiu, kadmu i niklu stwierdzono w korze na stanowisku I, które jest usytuowane ok. 5 m od ruchliwego traktu komunikacyjnego oraz 300 i 700 m od głównych emitorów przemysłowych. Zawartości Pb i Cd w korze na stanowisku I były ponad 5 razy, a Ni ok. 4 razy większe niż na stanowisku II (rys. rys. 2-4). Większa ilość Pb w korze stanowiska I od strony zachodniej świadczyć może o jego dopływie z huty aluminium wraz z najczęściej wiejącymi na tym terenie wiatrami zachodnio-południowymi (rys. 2). Także w glebie stanowiska I zawartość Pb i Cd była wyższa, jednak różnice w ilości ww. metali nie były tak duże jak w przypadku ich zawartości w korze (rys. rys. 2 i 3).



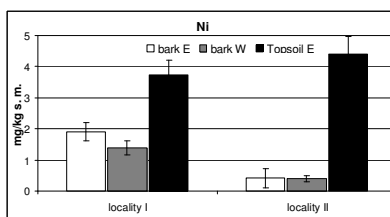
Rys. 2. Zawartość Pb w korze i glebie

Fig. 2. Concentration of Pb in the bark and in the soil



Rys. 3. Zawartość Cd w korze i glebie

Fig. 3. Concentration of Cd in the bark and in the soil



Rys. 4. Zawartość Ni w korze i glebie

Fig. 4. Concentration of Ni in the bark and in the soil

W przypadku Ni, który do gleby dostaje się wraz z wiatrem i opadami deszczu w wyniku spalania paliwa stałego, oleju napędowego, odpadów, a także produkcji stali i procesów galwanizacyjnych, jego większą ilość w glebie stanowiska II, bardziej oddalonego od huty aluminium i elektrowni, można tłumaczyć napływem od znajdującej się ok. 1 km od ruchliwej obwodnicy Krakowa (rys. 4).

Skład chemiczny materiałów eksploatacyjnych i paliw ma wpływ na zanieczyszczenie gleb przy trasach komunikacyjnych. Wcześniej Pb występował w benzynach w ilościach od 0,15 do 0,30 g/dm³ jako środek przeciwstukowy, podwyższający liczbę oktanową. Obecnie ołów występuje w benzynach bezołowiowych, ale jego zawartość nie może przekraczać wartości 0,005 g/dm³ [10]. Prawdopodobnie z tego powodu największe ilości Pb stwierdzono w glebie obydwu stanowisk oraz w korze stanowiska w bezpośrednim sąsiedztwie ruchliwego traktu komunikacyjnego na stanowisku I (rys. 2).

Stwierdzono, że w glebie obydwu stanowisk zawartość badanych metali nie przekracza granicznych ilości dopuszczalnych stężeń [10]. W odniesieniu do zakwaszenia kory odnotowano bardzo zbliżone wyniki na obydwu stanowiskach z obydwu badanych kierunków. Natomiast gleba stanowiska oddalonego od emitatorów przemysłowych wykazała zdecydowanie większe zakwaszenie niż stanowiska leżące bliżej od nich (tab. 1). Jest to prawdopodobnie związane z spalaniem węgla w niskich paleniskach domowych na terenie stanowiska II.

Tabela 1

Wartości badanych parametrów na obydwu stanowiskach

Table 1

The value of the chosen parameters

Badane parametry	Stanowisko I	Stanowisko II
pH kory - wschód	3,14 (2,98÷3,24)	3,28 (3,05÷3,39)
pH kory - zachód	3,29 (3,049÷3,59)	3,14 (3,01÷3,27)
pH gleby	6,00 (5,34÷6,79)	4,61 (4,38÷5,05)
Temperatura gleby	19,1±20,7	10,6±10,1
Wilgotność gleby [%]	25,73 (23,44÷26,07)	20,5 (18,2÷22,1)

Dmuchowski, Bytnerowicz stwierdzili, że zasięg bezpośredniego oddziaływania źródła emisji w zależności od kierunku wynosił 2 do 3 km. Odległości te stanowią próg, po którego przekroczeniu poziom zanieczyszczenia istotnie się zmniejsza się, aż do poziomu tła dla regionu warszawskiego [1]. Prezentowane badania potwierdzają tę zależność również dla regionu krakowskiego.

Literatura

- [1] Dmuchowski W. i Bytnerowicz A.: *Monitoring environmental pollution in Poland by chemical analysis of Scots pine (Pinus sylvestris L) needles*. Environ. Pollut., 1995, **87**(1), 87-104.
- [2] Fabiszewski J., Brej T. i Bielecki K.: *Plant reactions as indicators of air pollution in the vicinity of a copper smelter*. Acta Soc. Bot. Polon., 1987, **56**(2), 353-363.
- [3] Morselli L., Olivieri P., Brusori B. i Passarini F.: *Soluble and insoluble fractions of heavy metals in wet and dry atmospheric depositions in Bologna, Italy*. Environ. Pollut., 2003, **124**, 457-469.
- [4] Kłós A., Rajfur M., Waclawek M. i Waclawek W.: *Ion exchange kinetics in lichen environment*. Ecol. Chem. Eng., 2005, **12**(12), 1353-1365.
- [5] Ståxang B.: *Acidification of bark of some deciduous trees*. OIKOS, 1969, **20**, 224-230.

- [6] Grodzinska K.: *Acidification of tree bark as a measure of air pollution in Southern Poland*. Bull. Acad. Pol. Sci., 1971, **19**(3), 189-195.
- [7] Hofmann F., Schlechtriemen U., Wosniok W. i Reckel S.: [In:] *Dendrochronology and Environmental Trends*. Proc. Int. Conf. EuroDendro, ed. V. Stravinskiene and R. Juknys. Vytautas Magnus University, Kaunas, Lithuania 1998, 160-168.
- [8] Schulz H., Popp P., Huhn G., Stärk H.-J. i Schürmann G.: *Biomonitoring of airborne inorganic and organic pollutants by means of pine tree barks. I. Temporal and spatial variations*. Sci. Total Environ., 1999, **232**, 49-58.
- [9] Lipińska J.: *Wpływ wybranych właściwości gleby na zawartość metali ciężkich w warzywach*. Zesz. Nauk. Akad. Podlaskiej w Siedlcach, ser. Rolnictwo, 2000, **57**, 151-157.
- [10] Szczeponka A.: *Kryteria oceny zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi*, www.zn.sgsp.edu.pl/32/2.pdf

ACIDIFYING COMPONENTS AND HEAVY METAL CONCENTRATIONS IN PINE BARK (*PINUS SYLVESTRIS* L) AND TOPSOIL IN SMALL FOREST ECOSYSTEM IN SKAWINA AND KRAKÓW

¹Department of Ecology, Wildlife Research and Ecotourism, Institute of Biology
Pedagogical University of Krakow

²Department of Vertebrate Zoology and Human Biology, Institute of Biology
Pedagogical University of Krakow

Abstract: In the presented paper the pine bark, superficial layer of the soil - topsoil (to 10 cm deep) from pine's surroundings were used as the accumulative indicators. In order to evaluate the impact of pollution of environment by heavy metals and by acidifying components a few chosen physicochemical parameters of pine bark and the topsoil of the two small forests (Locality I and Locality II) were detected. It was detected that the reaction of the soils of both habitats was less acidic than pine bark, whereas concentration of Cd, Pb and Ni was higher in the forest soil. Therefore pine bark is better accumulator of acidifying components than soil. Locality situated nearer Power plant and Aluminium smelter in Skawina indicated higher acidity of bark and higher concentration of Pb, Cd, than locality situated in Krakow.

Keywords: pollution, heavy metals (Pb, Cd, Ni) acidifying components, necrotic bark, topsoil

Ewa OCIEPA¹, Adam KISIEL¹ i Joanna LACH¹

ZANIECZYSZCZENIA WÓD OPADOWYCH SPŁYWAJĄCYCH DO SYSTEMÓW KANALIZACYJNYCH

CONTAMINATION OF PRECIPITATION WATER FLOWING INTO DRAINING SYSTEMS

Abstrakt: Woda opadowa ulega zanieczyszczeniu już w czasie kontaktu z powietrzem. W wyniku opadu powstaje spływ powierzchniowy, który ulega dalszemu, na ogół zdecydowanie większemu, zanieczyszczeniu niż w atmosferze. Zgromadzone substancje są wprowadzane do gleb lub wód powierzchniowych, powodując ich dalsze zanieczyszczenie. W artykule przedstawiono przegląd wyników zanieczyszczenia spływów deszczowych z uwzględnieniem badań własnych autorów. Analiza wyników badań wskazuje, że w wodach opadowych trafiających do kanalizacji lub gruntu spotyka się przede wszystkim takie zanieczyszczenia, jak: zawiesiny, węglowodory, metale ciężkie, związki biogenne, a również skażenia bakteriologiczne. Jednym z najważniejszych parametrów w ocenie stopnia zanieczyszczenia ścieków jest obecność zawiesiny. Zawartość jej w wodach opadowych jest bardzo zróżnicowana i waha się w przedziale od kilku do kilkudziesięciu tysięcy mg/dm³. Jakość ścieków zależy przede wszystkim od rodzaju zagospodarowania zlewni, stanu sanitarnego zlewni, długości przerwy między opadami i czasu trwania deszczu. Początkowy spływ ścieków deszczowych charakteryzuje się największą koncentracją zanieczyszczeń.

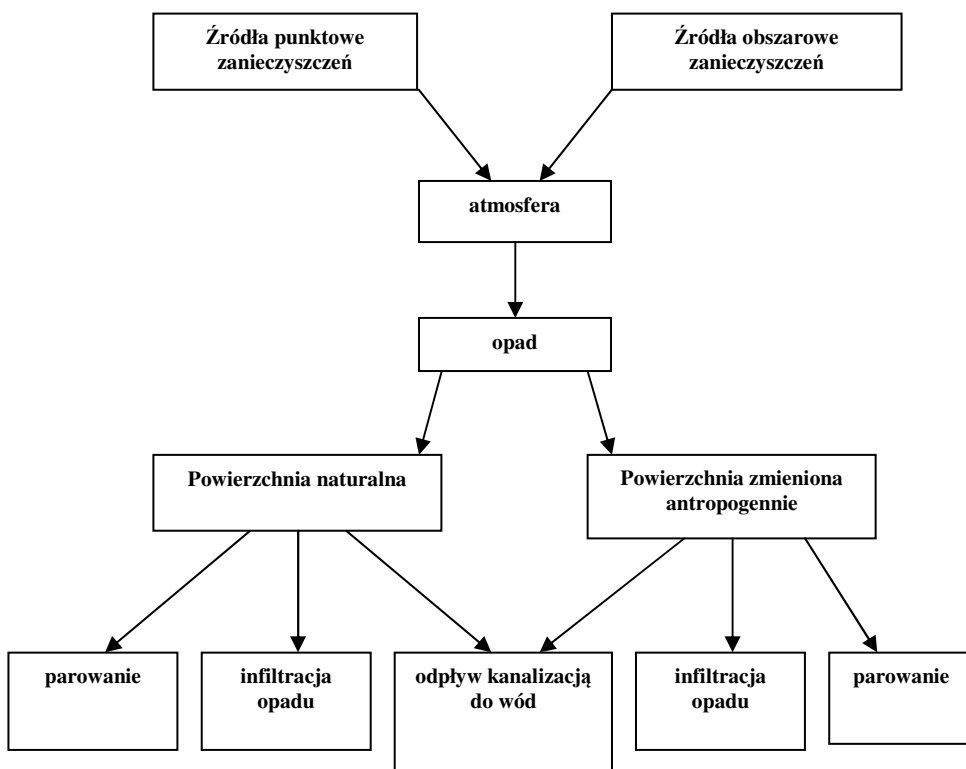
Słowa kluczowe: opady atmosferyczne, źródła zanieczyszczeń opadu, spływy z powierzchni uszczelnianych

W wodach opadowych trafiających do kanalizacji możemy stwierdzić takie zanieczyszczenia, jak: zawiesiny, węglowodory, metale ciężkie, środki ochrony roślin, nawozy naturalne i sztuczne oraz wiele innych. Prowadzone badania wskazują, że ścieki opadowe zawierają często wysokie stężenia zarówno zanieczyszczeń fizykochemicznych, jak i bakteriologicznych [1, 2]. Obowiązujące przepisy prawne zawarte w Rozporządzeniu Ministra Środowiska (DzU z 2006 r. Nr 137, poz. 984) w sprawie warunków, jakie należy spełniać przy wprowadzaniu ścieków do wód lub ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego, limitują w ściekach opadowych tylko poziom zawiesiny oraz węglowodorów ropopochodnych. Zgodnie z tym rozporządzeniem, wody opadowe i roztopowe ujęte w systemy kanalizacyjne pochodzące z zanieczyszczonej powierzchni szczelnej, tj. z terenów przemysłowych, składowych, baz transportowych, lotnisk, centrów miast, dróg krajowych, wojewódzkich i powiatowych klasy G, a także parkingów o powierzchni powyżej 0,1 ha wprowadzane do wód lub ziemi nie powinny zawierać więcej niż 100 mg/dm³ zawiesin ogólnych oraz 15 mg/dm³ węglowodorów ropopochodnych. We wszystkich pozostałych przypadkach wody opadowe i roztopowe mogą być wprowadzone do gruntu lub wód powierzchniowych bez ich oczyszczania. W artykule przedstawiono wyniki badań zanieczyszczenia ścieków deszczowych spływających do kanalizacji z dróg i dachów.

Źródła zanieczyszczeń ścieków deszczowych

Zanieczyszczenia wpływające do kanalizacji lub gruntu z wodami opadowymi dostają się do nich z różnych źródeł (rys. 1).

¹ Instytut Inżynierii i Ochrony Środowiska, Politechnika Częstochowska, ul. Brzeźnicka 60a, 42-200 Częstochowa, tel. 34 325 09 17, email: eociepa@is.pcz.czyst.pl



Rys. 1. Źródła i drogi przemieszczania się zanieczyszczeń z opadem

Fig. 1. Sources and ways of pollution moved with precipitation

Woda deszczowa ulega zanieczyszczeniu już w czasie trwania opadu w wyniku kontaktu z mniej lub bardziej zanieczyszczonym powietrzem atmosferycznym. Spadające krople deszczu wychwytyują z atmosfery zawarte w niej cząstki stałe, ciekłe i gazowe, takie jak pyły, dymy, substancje chemiczne z terenów przemysłowych i rolniczych.

Następnym etapem drogi opadu do kanalizacji jest spływ powierzchniowy, w wyniku którego opad ulega dalszemu na ogół znacznie wyższemu zanieczyszczeniu niż w atmosferze. Do zanieczyszczeń spłukiwanych z powierzchni zlewni mogą należeć: piasek, żwir, pyły, śmieci, sól z przeciwdziałania gołoledzi, produkty ścierania opon, wycieki paliwa itp. [3-6].

Materiał i metodyka badań

Badane ścieki pochodziły z ulic i dachów w Częstochowie.

Próbki ścieków deszczowych pobierano poprzez podstawienie butelki 2 dm³ bezpośrednio do kratki ściekowej lub rynny ściekowej z budynku. Następnie butelki zakorkowano i przechowywano w lodówce do czasu wykonania analizy. W próbkach oznaczono: zawartość zawiesiny oraz wartości BZT₅ i ChZT.

BZT₅ - oznaczenie wykonano metodą respirometryczną, wykorzystując zestaw pomiarowy OXI TOP.

ChZT - oznaczenie wykonano metodą dichromianową przy użyciu spektrofotometru HACH DR/400 (wg PN-ISO 6060:2006).

Zawiesinę ogólną oznaczono metodą wagową.

Wyniki przedstawione w tabelach są średnią arytmetyczną z trzech powtórzeń.

Wyniki badań i ich omówienie

W tabelach 1-4 przedstawiono podstawowe wskaźniki zanieczyszczenia ścieków deszczowych, takie jak: stężenie zawiesiny, BZT₅ i ChZT.

Tabela 1
Parametry ścieków deszczowych spływających do kanału z trasy A1, 18.07.2009

Parameters of rain pollution flowing to canal from A1 motorway, 18.07.2009

Czas [min]	Wskaźniki zanieczyszczeń		
	Zawiesina ogólna [mg/dm ³]	BZT ₅ [mg/dm ³]	ChZT [mg/dm ³]
0	538,5	150,0	215,0
15	180,0	138,0	162,0
25	108,0	118,0	145,0

Table 1

Tabela 2
Parametry ścieków deszczowych spływających do kanału z trasy A1, 26.07.2009

Parameters of rain pollution flowing to canal from A1 motorway, 26.07.2009

Czas [min]	Wskaźniki zanieczyszczeń		
	Zawiesina ogólna [mg/dm ³]	BZT ₅ [mg/dm ³]	ChZT [mg/dm ³]
0	864,5	135,0	205,0
10	625,0	130,0	182,0
20	550,0	115,0	146,0

Table 2

Tabela 3
Parametry ścieków deszczowych spływających do kanału z ul. Brzeźnickiej, 18.07.2009

Parameters of rain pollution flowing to canal from Brzeźnicka street, 18.07.2009

Czas [min]	Wskaźniki zanieczyszczeń		
	Zawiesina ogólna [mg/dm ³]	BZT ₅ [mg/dm ³]	ChZT [mg/dm ³]
0	423,0	29,0	39,8
15	601,0	26,0	34,8
30	109,0	18,0	22,8

Table 3

Analizując wyniki przedstawione w tabelach 1-3, stwierdza się duże zróżnicowanie zanieczyszczenia ścieków deszczowych związane z miejscem, dniem pobrania próbki oraz czasem trwania deszczu. Ścieki pobrane z tych samych punktów w różnych terminach charakteryzują się różnym stopniem zanieczyszczenia. Niepokojące jest stężenie zawiesiny,

które wynosiło dla wszystkich badanych próbek powyżej 100 mg/dm^3 . Początkowe spływy charakteryzowały się znacznie większym zanieczyszczeniem w porównaniu do spływów po 20÷30 min trwania deszczu. Tę zależność stwierdzili w swoich badaniach również inni autorzy [5, 7].

W tabeli 4 przedstawiono stan zanieczyszczenia ścieków spływających z dachu.

Parametry ścieków deszczowych spływających do kanału z dachu

Tabela 4

Parametres of rain pollution flowing to canal from roof

Table 4

Czas [min]	Wskaźniki zanieczyszczeń		
	Zawiesina ogólna [mg/dm ³]	BZT ₅ [mg/dm ³]	ChZT [mg/dm ³]
0	62,3	16,0	24,8
30	41,0	14,0	16,3
40	20,5	9,0	12,1

Ścieki deszczowe spływające z dachu charakteryzowały się znacznie mniejszym zanieczyszczeniem w porównaniu ze spływami z dróg. Związane jest to najprawdopodobniej z niewielkim zanieczyszczeniem opadu w atmosferze oraz na powierzchni dachu. Należy podkreślić, że z uwagi na niewielką powierzchnię dachu czas kontaktu opadu ze zlewnią dachu w porównaniu z rozległą zlewnią drogi był stosunkowo krótki, co niewątpliwie wpłynęło na stopień zanieczyszczenia ścieków. Zawartość zawiesiny wynosiła poniżej 100 mg/dm^3 i malała z czasem trwania deszczu.

Wnioski

1. Na podstawie analizy danych literaturowych oraz przeprowadzonych badań stwierdza się duże zróżnicowanie stężenia zanieczyszczeń w spływach deszczowych.
2. Badane spływy z tras komunikacyjnych charakteryzowały się bardzo wysoką zawartością zawiesiny przekraczającą znacznie w każdym przypadku 100 mg/dm^3 .
3. Na ilość zanieczyszczeń w spływach opadowych decydująco wpływał czas trwania deszczu. Początkowe spływy charakteryzowały się kilkakrotnie wyższym stężeniem zanieczyszczeń niż spływy po 20÷30 min.
4. Spływy z dachów były znacznie mniej zanieczyszczone w porównaniu ze spływami z dróg.

Podziękowania

Praca została wykonana w ramach BW 401/202/08.

Literatura

- [1] Krzyszczak M.: *Prawo a odprowadzenie ścieków deszczowych*. Wodoc. Kanaliz., 2008, **4**, 38-39.
- [2] Koszelnik P.: *Opad atmosferyczny jako źródło ładunków azotu i fosforu zasilających zbiornik zaporowy w Rzeszowie*. Mater. IV Ogólnopol. Konf. Nauk.-Techn. Rzeszów 2006, 425-433.
- [3] Grabarczyk K.: *Charakterystyka zawiesin występujących w ściekach deszczowych i skuteczność ich usuwania w procesie sedymentacji*. Instal, 2002, **11**, 42-45.
- [4] Suligowski Z. i Gudelis-Taraszkiewicz K.: *Zagospodarowanie wód opadowych*. Mater. Konf. Problemy zagospodarowania wód opadowych, red. J. Łomotowski. Wyd. Seidel-Przywecki, Wrocław 2008, 26-275.

- [5] Błaszczyk P.: *Zasady odprowadzania wód opadowych z terenów miejskich*. Mater. IV Konf. Nauk.-Techn. Łódź 2002, 25-34.
- [6] Polkowska Ż. i Namieśnik J.: *Road and roof runoff waters as a source of pollution in a big urban agglomeration*. Ecol. Chem. Eng. S, 2008, **15**(3), 375- 385.
- [7] Badelski Z.: *Ocena zanieczyszczeń ścieków deszczowych z różnych zlewni miejskich*. Gaz, Woda, Techn. Sanit., 1999, **11**, 414-418.

CONTAMINATION OF PRECIPITATION WATER FLOWING INTO DRAINING SYSTEMS

Institute of Environmental Engineering, Czestochowa University of Technology

Abstract: Precipitation water becomes contaminated already during contact with air. As a result of precipitation, surface run-off forms, which undergoes further, usually much higher pollution than in the atmosphere. The collected pollutants are introduced to soils or surface waters, causing their contamination. The paper presents a review of the results of water run-off contamination investigations, including the authors' own studies. The analysis of the investigation results shows that primarily the following contaminations are found in precipitation water flowing into the draining system or the ground: suspensions, hydrocarbons, heavy metals, biogenic compounds, and even bacteriologic contaminations. One of the most important parameters in the assessment of the degree of wastewater contamination is the presence of suspension. The content of suspension in precipitation water is very variable, ranging from several to several dozen thousand mg/dm³. The wastewater quality depends primarily on the type of development of the drainage area, the sanitary condition, the length of breaks between rainfalls and the rainfall duration. The initial run-off of rain wastewater is characterized by the highest concentration of pollutants.

Keywords: precipitations, precipitation contamination sources, sealed surface run-offs

Izabela PIETKUN-GREBER¹ i Ryszard M. JANKA¹

ODDZIAŁYWANIE WODORU NA METALE I STOPY

EFFECT OF HYDROGEN ON METALS AND ALLOYS

Abstrakt: Przeanalizowano zagadnienia dotyczące wnikania oraz dyfuzji wodoru przez metale i stopy. Zwrócono szczególną uwagę na oddziaływanie wodoru na właściwości mechaniczno-elektrochemiczne metali i stopów oraz wywołane procesy destrukcyjne. Przedstawiono także usystematyzowany wykaz rodzajów uszkodzeń metali i stopów spowodowanych przez sorbowany wodór.

Słowa kluczowe: korozja wodorowa, dyfuzja wodoru, wnikanie wodoru

Częstą formą degradacji metalowych materiałów konstrukcyjnych jest ich niszczenie przez wodór. Uszkodzenia te powodują znaczne straty w wielu gałęziach przemysłu, m.in. w przemyśle chemicznym, petrochemicznym, energetyce jądrowej, podczas wydobywania gazu, oraz w procesie przeróbki ropy naftowej. Wodór pochłaniany przez metale (metale czyste, stopy i stale) zarówno w temperaturze podwyższonej, jak i pokojowej powoduje niekorzystne zmiany w ich właściwościach mechanicznych i elektrochemicznych [1], a także zwiększa podatność tych tworzyw na pękanie wywołane korozją naprężeniową (galwaniczne ogniwo wodorowe) [2]. Pod wpływem zaabsorbowanego wodoru metale stają się nie tylko kruche, ale również ulegają przyspieszonym procesom korozyjnym.

Obecnie są prowadzone szeroko zakrojone badania dotyczące wpływu wodoru na właściwości mechaniczno-użytkowe metali i stopów. Jednakże wielopostaciowość zjawisk występujących pod wpływem oddziaływania wodoru na metale oraz niejednoznaczność terminologii stosowanej do ich opisu utrudnia ich przedstawienie i interpretację. W artykule dokonano analizy zjawisk dotyczących wnikania wodoru do metali, jego dyfuzji i przenikania, a także dokonano usystematyzowania rodzajów uszkodzeń powstających w metalach pod wpływem sorbowanego wodoru.

Wnikanie wodoru do metali

W normalnych warunkach ciśnienia atmosferycznego oraz temperatury powietrza stopień dysocjacji molekuł wodoru (H₂) w płynach jest tak mały, że wodór gazowy praktycznie nie wnika do metalu. Natomiast może wnikać do metalu w postaci atomowej w wyniku reakcji elektrochemicznej zachodzącej zarówno w roztworze kwaśnym, jak i zasadowym. Warunkiem koniecznym wnikania wodoru do metalu jest, by miała miejsce jego adsorpcja na powierzchni metalu. Proces wnikania wodoru do metalu można zapisać w postaci równania:



gdzie: MH_{ads} - atom wodoru zaadsorbowany na powierzchni metalu, MH_{abs} - atom zaabsorbowany tuż pod powierzchnią metalu.

¹ Samodzielna Katedra Inżynierii Procesowej, Uniwersytet Opolski, ul. R. Dmowskiego 7-9, 45-365 Opole, tel. 77 401 66 80, email: ipietkun.greber@gazeta.pl, rjanka@uni.opole.pl

Zaadsorbowane na powierzchni metalu atomy wodoru mogą pochodzić z roztworów kwaśnych, w których przebiega proces zobojętniania jonów wodorowych zgodnie z równaniem:



lub poprzez dyfuzję molekuł wodoru znajdujących się w roztworach zasadowych i obojętnych:



Procesy te mogą zachodzić podczas korozji elektrochemicznej, korozji z depolaryzacją wodorową lub mieszaną czy też podczas trawienia metali w kwasach (oczyszczania powierzchni metali ze zgorzelin lub rdzy). Zjawiska te mogą także mieć miejsce podczas ochrony katodowej metali, hydrolizy wody, a także elektrolitycznego nakładania powłok metalicznych na powierzchnie metali [3].

Wnikanie katodowego wodoru do żelaza i stali zależy między innymi od potencjału granicy faz elektrolit - metal, gęstości prądu wydzielania wodoru, pH elektrolitu, jego składu oraz obecności pewnych substancji - promotorów i inhibitorów.

Powszechnie panuje pogląd, iż pochłanianie wodoru przez metal w roztworach kwaśnych jest intensywniejsze aniżeli w roztworach obojętnych i zasadowych. Z przeprowadzonych dotychczas badań wynika [4], że jeśli katodowa polaryzacja w roztworach zasadowych prowadzona jest przez długi czas, wówczas powierzchnia metalu pod wpływem wydzielającego się wodoru ulega modyfikacji i staje się bardziej aktywna, ułatwiając wnikanie wodoru. W tym przypadku wnikanie wodoru z roztworu alkalicznego - mierzonego natężeniem prądu odnoszonego do jednostki powierzchni membrany [$\mu\text{A}/\text{cm}^2$] - w początkowym okresie czasu jest niewielkie i zaczyna rosnać wraz z upływem czasu, osiągając znacznie wyższy poziom aniżeli w roztworach kwaśnych [4].

Dotychczas przeprowadzone badania wykazały, że promotory wnikania obecne w elektrolitach nawet w niewielkich ilościach mogą znacznie przyspieszać wnikanie wodoru do metalu. Najbardziej efektywnymi promotorami są związki utworzone z niektórych pierwiastków grup VA (P, As, Sb) i VIA (S, Se, Te) układu okresowego oraz cyjanki i siarkocyjanki. Oprócz wymienionych związków niepożądane są również w roztworach substancje, które mogą ulegać na katodzie stalowej redukcji do wodorków, takich jak arsenu(III), fosforu(III), selenu(IV), siarki(IV), oraz niektóre organiczne związki siarki, np. tiomocznik. Z tego samego względu należy unikać stosowania do budowy różnego rodzaju urządzeń i aparatury chemicznej stali, w której składnikami - zanieczyszczeniami są siarka i/ lub fosfor.

W przeciwieństwie do promotorów, występujące w środowisku substancje zwane inhibitorami mogą w znacznym stopniu zmniejszać wnikanie wodoru do metalu. Inhibitorami wnikania wodoru są wieloskładnikowe mieszaniny zawierające w swym składzie tlen, azot oraz siarkę [5]. Inhibitorami korozji są najczęściej polarne związki organiczne, silnie absorbujące się na powierzchni metalu. Najczęściej inhibitory korozji zmniejszają szybkość zachodzącej korozji elektrochemicznej, a w przypadku korozji z depolaryzacją wodorową również zmniejszają szybkość wydzielania się wodoru. Nie wszystkie inhibitory korozji zmniejszają wnikanie wodoru. W niektórych środowiskach może dochodzić do wzmożonego pochłaniania wodoru w obecności inhibitorów.

Przeprowadzone w ostatnich latach badania wykazały, że zmniejszenie wnikania wodoru do metalu można także osiągnąć poprzez modyfikację składu chemicznego

materiałów konstrukcyjnych - stali [6]. Dodatek niklu, platyny bądź kobaltu w znacznym stopniu zmniejsza sorpcję wodoru w stali węglowej. Obniżeniu nawodorowywania stali sprzyja także dodatek chromu w ilości $0,2 \div 0,7\%$ w zależności od ilości molibdenu w składzie chemicznym stali oraz dodatek powyżej $0,02\%$ złota lub miedzi [6].

Proces wnikania wodoru do metali ulega wydatnemu zmniejszeniu także w wyniku modyfikacji ich warstwy powierzchniowej. Modyfikacja powierzchni metali powoduje hamowanie wnikania wodoru do ich zmodyfikowanej powierzchni (tzw. efekt powierzchniowy) oraz utrudnia transport wodoru do podłoża właściwego metalu (efekt transportowy) [7]. Zarówno miedź osadzona elektrolitycznie na powierzchni stali, jak również warstwa niklu wytworzona elektrolitycznie lub w procesie bezprądowym, zmniejsza przenikanie wodoru [8]. Stosowane powszechnie do ochrony stali przed korozją anodowe kadmowe i cynkowe powłoki powierzchniowe także zmniejszają szybkość dyfuzji wodoru w tych tworzywach. Najbardziej efektywne pod względem zmniejszenia szybkości przebiegu korozji stali i stopów oraz przenikania wodoru są powłoki Zn-Ni-Cd otrzymywane z alkalicznych kąpeli siarczanowych w warunkach stałego potencjału [8]. Korzystnymi właściwościami mechanicznymi, w tym podwyższającymi odporność metali na korozję, a także na niszczące działanie wodoru, charakteryzują się warstwy powierzchniowe otrzymywane w różnorodnych procesach azotowania [3, 4, 7].

Rozpuszczalność i dyfuzja wodoru

Rozpuszczalność wodoru w ciekłym żelazie (Fe) podlega prawu Sievertsa [9] i uzależniona jest od temperatury, ciśnienia parcjalego wodoru nad kąpielą metalową oraz pierwiastków wchodzących w skład metalu. Pierwiastki te mogą zarówno zmniejszać rozpuszczalność wodoru, np. aluminium, krzem, węgiel, jak i zwiększać jego rozpuszczalność, np. mangan, chrom, nikiel itd. [9]. Rozpuszczalność wodoru w danych warunkach jest zwykle większa w metalach i stopach o ściennie centrowanej sieci kubicznej (żelazo γ , nikiel, stal austenityczna) aniżeli w sieci wewnątrznie centrowanej (żelazo α i δ , chrom, stal ferrytyczna) [10].

Wodór ze względu na małą średnicę atomu łatwo dyfunduje w strukturach krystalicznych żelaza nawet w temperaturze pokojowej. Jak wykazały dotychczas przeprowadzone badania, przenikanie i dyfuzja wodoru w dużej mierze uzależniona jest od: struktury metalu, strumienia przenikania wodoru, temperatury, ciśnienia, stanu powierzchni, pierwiastków chemicznych znajdujących się w strukturze stali, stanu naprężenia, a także obecności tzw. trucizn katalitycznych [10-14].

Wodór oddziałuje z defektami struktury, takimi jak wakanse i ich aglomeracje, dyslokacje i ich skupiska, granice ziarn i faz oraz wtrącenia niemetaliczne. Oddziaływanie to, nazywane od mechanizmu działania, jako pułapkowanie, w znacznym stopniu modyfikuje transport wodoru i wpływa na przebieg niszczenia wodorowego metali. Wśród pułapek wodorowych można wyróżnić pułapki odwracalne - zmniejszające ruchliwość wodoru w metalu, a zarazem hamujące jego transport do miejsc zarodkowania nieciągłości struktury, oraz pułapki nieodwracalne, które, akumulując wodór, przyczyniają się tym samym do zarodkowania pęknięć i rozwarstwień metali. Liczba i efektywność pułapek w stalach uzależniona jest od jej mikrostruktury. W stalach o strukturze ferrytyczno-perlitycznej dominującymi pułapkami są zarówno siarczki (MnS), węgliki i azotki, jak również granice ziaren i faz (feryt-feryt, feryt-perlit). W strukturze

bainityczno-martenzytycznej pułapkami są granice węglików, faza martenzytyczna oraz granice austenitu [15]. Uaktywnienie poszczególnych pułapek wodorowych może zależeć od warunków nawodorowywania metalu, a mianowicie od pH roztworu, gęstości prądu katodowego oraz obecności trucizn katalitycznych. Oprócz pułapek wodorowych duży wpływ na osiąganą wartość współczynnika dyfuzji wodoru w danej stali ma jej skład chemiczny. Przeprowadzone dotychczas badania [16] wykazały, iż stale o małej zawartości węgla, manganu i krzemu charakteryzują się większym współczynnikiem dyfuzji wodoru w porównaniu ze stalami o większych zawartościach węgla i manganu.

Wpływ wodoru na własności mechaniczno-użytkowe metali

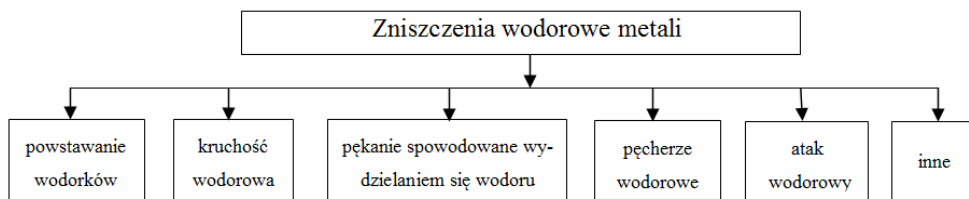
Wodór, który przeniknął do stali, w znacznym stopniu zmienia jej właściwości mechaniczno-użytkowe. Stopień tej zmian uzależniony jest od składu chemicznego stali, mikrostruktury, stopnia zanieczyszczenia, liczby, rodzaju i rozmieszczenia wtrąceń niemetalicznych, a także od rodzaju zastosowanej obróbki cieplnej i mechanicznej (odkształcenia plastycznego), któremu została poddana. Nawodorowanie wywiera największy wpływ na jej właściwości wytrzymałościowe i plastyczne (wydłużenie i przewężenie), przy czym te ostatnie silnie zmniejszają się wraz ze wzrostem zawartości wodoru w metalu, przyczyniając się do występowania tzw. zjawiska opóźnionego pęknięcia oraz pęknięcia naprężeniowo-siarczkowego.

Dotychczas sądzi się, iż występująca kruchość wodorowa stali zależy nie tylko od ilości zaadsorbowanego wodoru przez metal, ale również od stanu naprężenia - występowania naprężeń rozciągających. Nie uwzględnia się dotychczas wpływu odkształcenia stali na występowanie kruchości pęknięcia. Do chwili obecnej brak jest jednoznacznej odpowiedzi na pytanie, który z tych czynników, a mianowicie poziom naprężenia czy też odkształcenia i w jakim stopniu decyduje o występowaniu kruchości wodorowej. Z analizy dotychczas wstępnie przeprowadzonych badań nad kruchością wodorową zarówno żelaza Armco, jak i stali wysokowytrzymałej AISI 1095 wynika [17], iż ich kruchość wykazuje silną zależność od metody wywoływania w metalach odkształcenia plastycznego. Pod wpływem dynamicznego, lecz powolnie narastającego odkształcenia plastycznego rośnie kruchość metali.

Rodzaje zniszczeń metali

Uszkodzenia metali mogą być spowodowane zarówno wodorem pochodzącym z zasilania zewnętrznego źródła (np. wodór gazowy, ładowanie elektrochemiczne, chemisorpcja dysocjacyjna) oraz z wewnętrznego (np. wodoru znajdującego się w pułapkach). Niszczenie metali pod wpływem wodoru może mieć charakter zarówno odwracalny (gdy zachodzi w obecności wodoru, a po jego desorpcji zanika), jak i nieodwracalny, gdy metal nie odzyskuje pierwotnych właściwości mechanicznych, nawet po całkowitym usunięciu z metalu. Pod wpływem oddziaływania wodoru w metalach wskutek różnych mechanizmów mogą powstawać różnie uzewnętrzniające się typy uszkodzeń, np. pęknięcia spowodowane wydzielaniem się wodoru (tzw. rybie oczy czy płatki śnieżne), zniszczenia wywołane oddziaływaniem (atakami) wodoru, czy wywołane tzw. kruchością wodorową (do których można zaliczyć opóźnione pęknięcie, pęknięcie naprężeniowo-siarczkowe i zniszczenia spowodowane zmniejszeniem plastyczności metali). Konceptję klasyfikacji zniszczeń wywołanych oddziaływaniem wodoru na metale

obrazuje rysunek 1. Powstawanie różnego rodzaju uszkodzeń metali pod wpływem wodoru omawiane jest m.in. w pracach [10, 18-26] i będzie stanowiło przedmiot następnego opracowania.



Rys. 1. Rodzaje uszkodzeń metali pod wpływem wodoru

Fig. 1. The types of failures of metal under the influence of hydrogen

Podsumowanie

Obecność wodoru w metalach i stopach powoduje niekorzystny wpływ na ich właściwości fizyczne, mechaniczne i elektrochemiczne, objawiające się m.in. zmniejszoną wytrzymałością mechaniczną i zwiększoną kruchością. Niezależnie od tych zjawisk wodor intensyfikuje przebieg procesów korozji stali i stopów. Pod wpływem oddziaływania wodoru w różny sposób przebiegają też procesy ich niszczenia. Uwzględniając powyższe, konieczne jest opracowanie uogólnionej koncepcji mechaniczno-elektrochemicznego rozwoju zniszczeń wywoływanych oddziaływaniem wodoru na metale i stopy. Niezbędne jest także dokonanie ilościowej oceny wpływu naprężenia i odkształcenia na występowanie kruchej pęknięcia. Konieczne jest ponadto opracowanie wskaźnika materiałowego umożliwiającego ocenę oraz klasyfikację metali i stopów pod względem podatności do pochłaniania wodoru. Na podstawie tego wskaźnika można by w sposób prawidłowy dobierać metale na elementy konstrukcyjne, pracujące w warunkach oddziaływania wodoru.

Literatura

- [1] Janka R.M., Pietkun I., Pietrov L. i Pietrzak R.: *Wpływ elektrolitycznego wodorowania na korozyjne właściwości stali*. Zesz. Nauk. Uniwersytetu Opolskiego, Nauki techniczne, Ser. Inżynieria Procesowa w Ochronie Środowiska, 2006, **23**, 95-101.
- [2] Pietrov L. i Janka R.M.: *Koncepcja mechaniczno-chemicznego rozwoju szczelin w metalach i stopach*. Inż. Mater., 2009, (4), 249-255.
- [3] Flis J.: *Wnikanie wodoru do stali ze zmodyfikowaną warstwą wierzchnią*. Ochrona przed Korozją, 2000, (7), 177-179.
- [4] Zakroczyński T.: *Metody zapobiegania absorpcji wodoru przez metale*. Ochrona przed Korozją, 2005, (4), 90-93.
- [5] Szklarska-Śmiałowska Z.: *Inhibitory korozji*. WNT, Warszawa 1971.
- [6] Łunarska E.: *Korozja wodorowa w instalacjach i rurociągach przemysłowych. Jej monitorowanie i zapobieganie*. Mater. IV Krajowej Konferencji Korozyjnej KOROZJA'93. IChF PAN, Warszawa 1993, 8-13.
- [7] Zakroczyński T.: *Modyfikacja powierzchni metali w celu zapobiegania korozji wodorowej*. Ochrona przed Korozją, 2006, (4), 99-102.
- [8] Chen J.N. i Wu J.K.: *Corr. Sci.*, 1992, **33**, 657-666.
- [9] Lis T.: *Metalurgia stali o wysokiej czystości*. Wyd. Polit. Śląskiej, Gliwice 2009.
- [10] Śmiałowski M.: *Wodór w stali*. WNT, Warszawa 1961.

- [11] Zakroczyński T.: *Dyfuzja i rozpuszczalność wodoru w austenitycznej stali chromowo-niklowej*. Ochrona przed Korozją (Wyd. specjal.), 1999, **XLII**, 457-461.
- [12] Wolarek Z. i Zakroczyński T.: *Wpływ azotu na dyfuzję wodoru w żelazie*. VII Ogólnopol. Konf. Korozja 2002, Problemy nowego tysiąclecia. Kraków 17-21.06.2002, 470-474.
- [13] Wolarek Z. i Zakroczyński T.: *Analiza wodoru dyfuzyjnego w azotowanym żelazie*. Ochrona przed Korozją, 2002, (11A), 236-240.
- [14] Lublińska K., Szummer A., Szpila K. i Kurzydłowska K.: *Wpływ obróbki cieplnej na dyfuzję wodoru w stali austenitycznej 316L w stalowych blachach platerowanych wybuchowo*. Ochrona przed Korozją, 2007, (11s/A), 167-170.
- [15] Łunarska E., Nikiforow K., Zieliński A., Domzałicki P. i Sitko E.: *Nawodorowanie jakościowych stali w syntetycznej wodzie morskiej*. Ochrona przed Korozją (Wyd. specjal.), 1999, **XLII**, 462-466.
- [16] Gąsior E. i Wala A.: *Wpływ składu chemicznego i struktury stali na współczynnik dyfuzji wodoru*. Arch. Nauki o Mater., 1989, **10**(3-4), 225-236.
- [17] Hadam U. i Zakroczyński T.: *Naprężenie a odkształcenie w kruchości wodorowej metali*. Ochrona przed Korozją, 2010, (4-5), 239-241.
- [18] Opiela M. i Krukiewicz W.: *Kruchość wodorowa złączy spawanych blach grubych ze stali XABO 960 do ulepszenia cieplnego*. Ochrona przed Korozją, 2008, (11), 406-410.
- [19] Adamiec P. i Dziubiński J.: *Pękanie wodorowe w stalowych rurach spawanych*. Przegl. Spawaln., 2000, (4), 5-11.
- [20] Michalska J. i Lublińska K.: *Niszczenie wodorowe stali w środowisku wilgotnego H₂S*. Ochrona przed Korozją, 2007, (11s/A), 171-174.
- [21] Gąsior E. i Wala A.: *Kinetyka opóźnionego pęknięcia zawierającej wodór stali węglowej o różnej strukturze*. Arch. Nauki o Mater., 1987, **8**(4), 219-234.
- [22] Ziewiec A. i Tasak E.: *Pękanie stali i spoin eksploatowanych w atmosferze wilgotnego siarkowodoru i wodoru w podwyższonych temperaturach*. Hutnik-Wiadomości Hutnicze, 2009, (11), 804-813.
- [23] Staliński B. i Terpiłowski J.: *Wodór i wodorki*. WNT, Warszawa 1987.
- [24] Blicharski M.: *Inżynieria materiałowa*. WNT, Warszawa 2004.
- [25] Blicharski M.: *Inżynieria powierzchni*. WNT, Warszawa 2009.
- [26] Baszkiewicz J. i Kamiński M.: *Podstawy korozji materiałów*. Wyd. Polit. Warszawskiej, Warszawa 1997.

EFFECT OF HYDROGEN ON METALS AND ALLOYS

Independent Department of Process Engineering, Opole University

Abstract: The paper analyzes the issues of penetration and of hydrogen by metals and alloys. Special attention was paid to the influence of hydrogen on mechanical and electrochemical properties of metals and alloys, and due to the destructive processes. Also presents a systematic list of types of damage to metals and alloys caused by hydrogen absorption.

Keywords: hydrogen corrosion, hydrogen diffusion, hydrogen entry

Małgorzata RAJFUR¹, Andrzej KŁOS¹, Dorota GAWLIK², Lidmila HYŠPLEROVA³
i Maria WACŁAWEK¹

AKUMULACJA METALI CIĘŻKICH W MCHACH *Pleurozium schreberi* EKSPONOWANYCH W POBLIŻU TORU WYŚCIGÓW SAMOCHODOWYCH W KAMIENIU ŚLĄSKIM

ACCUMULATION OF HEAVY METALS IN THE MOSSES *Pleurozium schreberi* EXPOSED NEAR THE TRACK RACING IN KAMIEN SLASKI

Abstrakt: Przedstawiono wyniki badań biomonitoringowych dotyczących emisji metali ciężkich: Ni, Cd i Pb, wywołanej wyścigami samochodowymi. Badania prowadzono na terenie lotniska w Kamieniu Śląskim (PL). W badaniach wykorzystano epigeiczne mchy *Pleurozium schreberi* ekspozowane wzdłuż trasy wyścigów samochodowych zlokalizowanej na płycie lotniska. Mchy ekspozowano dwukrotnie: przez okres 25 dni przed wyścigiem oraz przez okres 25 dni podczas i po wyścigu. Wyniki umożliwiły wyznaczenie względnego współczynnika akumulacji (*Relative Accumulation Factors - RAF*), który pokazał przyrost stężeń analitów po okresie ekspozycji. Wyniki badań wykazały znaczący przyrost badanych metali w mchach ekspozowanych podczas i po wyścigach.

Słowa kluczowe: metale ciężkie, biomonitoring aktywny, *Pleurozium schreberi*, emisja komunikacyjna

Obecnie klasyczny, techniczny monitoring zanieczyszczenia środowiska jest coraz częściej wzbogacany o metody biomonitoringowe, w których wykorzystywane są organizmy wykazujące mierzalne zmiany morfologiczne, anatomiczne i fizjologiczne, zachodzące wskutek fizykochemicznych zmian otoczenia. Metody biomonitoringowe dzielą się na metody pasywne, w których analizuje się zmiany zachodzące w organizmach wiegetujących w swoim naturalnym środowisku oraz na metody aktywne polegające na transplantacji i ekspozycji organizmów w środowisku zanieczyszczonym. Najczęściej wykorzystywanymi biomonitorami zanieczyszczenia powietrza są mchy i porosty, o czym decyduje m.in. ich specyficzna budowa (brak korzeni, kutykuli i epidermy), szerokie rozpowszechnienie geograficzne, możliwość zebrania odpowiedniej ilości materiału do badań oraz duża (w przypadku mchów) tolerancja na zanieczyszczenia. Poprzez analizę składu chemicznego tych organizmów można uzyskać wiele informacji o zanieczyszczeniu badanych obszarów [1-3].

Biomonitoring pasywny zanieczyszczenia środowiska metalami ciężkimi z wykorzystaniem mchów został zapoczątkowany około roku 1960 przez Relinga i Tylera. Obecnie na uwagę zasługuje fakt, że od 1990 r. (w odstępach pięcioletnich) w 28 krajach Europy prowadzone są metodyczne badania dotyczące akumulacji zanieczyszczeń w mchach, w których oznaczane były różnymi technikami analitycznymi, m.in. AAS, ICP-MS i INAA, stężenia 10 metali ciężkich: As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb, V i Zn. W 2005 roku dodatkowo oznaczono także Al, Sb i N. Od 2000 r. badania te są koordynowane przez *International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on*

¹ Zakład Badań Fizykochemicznych, Katedra Biotechnologii i Biologii Molekularnej, Uniwersytet Opolski, ul. kard. B. Kominka 4, 45-032 Opole, tel. 77 401 60 42, email: mrajfur@o2.pl

² Publiczne Liceum Ogólnokształcące Nr II z Oddziałami Dwujęzycznymi im. Marii Konopnickiej w Opolu, ul. K. Pułaskiego 3, 45-048 Opole

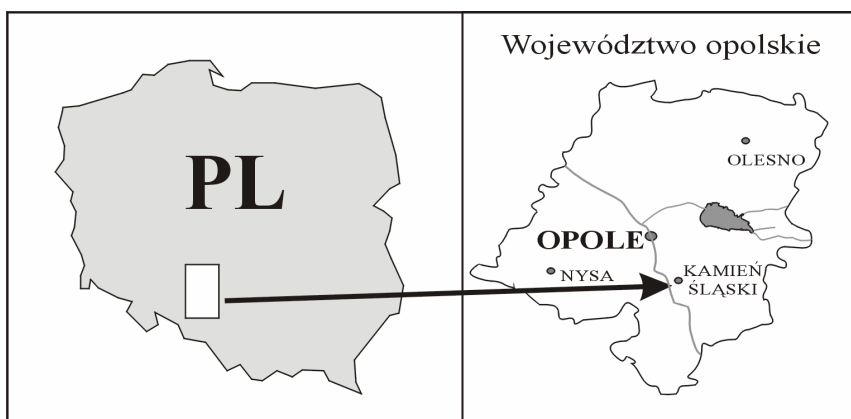
³ Katedra Chemii, Uniwersytet w Hradec Králové, ul. Rokytanskeho 60, 500 03 Hradec Králové, CZ

Natural Vegetation and Drops, Bangor, UK. Uzyskane wyniki wskazują na sukcesywne zmniejszanie się stężenia większości badanych analitów w pobieranych próbkach mchów: arsenu, kadmu, żelaza, ołowiu i wanadu o 52÷72%, miedzi, niklu i cynku o 20÷30% i chromu o 2%. Od roku 1995 nie stwierdzono redukcji stężenia rtęci w badanym materiale [4].

Przykładem biomonitoringu aktywnego z zastosowaniem mchów są badania prowadzone we Włoszech, na podstawie których dokonano oceny zanieczyszczenia powietrza metalami ciężkimi, m.in. Cd, Cr, Cu, Fe, Mn i Pb, w mieście Ancerra, znajdującego się na obszarze tzw. „włoskiego trójkąta śmierci” ze względu na zanieczyszczenia powietrza. Do badań wykorzystano epifityczne mchy *Scorpiurum circinatum*, które transplantomano z mało zanieczyszczonych obszarów szczytu Monte Faito (1200 m n.p.m.). Transplanty przeniesiono na obszar miejski, dzieląc go na trzy strefy: 1) strefa silnie zurbanizowana i zaludniona, 2) strefa przemysłowa i 3) obszar rolniczy. W wyniku przeprowadzonych badań stwierdzono, że powietrze miasta Ancerra jest silnie zanieczyszczone badanymi analitami [5].

Od wielu lat poważnym obciążeniem dla środowiska jest emisja komunikacyjna. W 2008 r. w Polsce wskutek ruchu samochodowego zostało wyemitowanych ok. 18,305 Mg ołowiu (ok. 3,3% całkowitej rocznej emisji), ok. 5,758 Mg niklu, ok. 3,455 Mg miedzi i ok. 0,363 Mg kadmu (ok. 0,2% całkowitej rocznej emisji). W 2008 r., w porównaniu do roku 2007 r. nastąpiło zwiększenie emisji kadmu, niklu i ołowiu, zmniejszyła się natomiast emisja miedzi [6]. Biomonitoring emisji komunikacyjnej prowadzony był m.in. w latach 1994 i 1995 wzdłuż 55 km odcinka autostrady A1 Lille-Paryż we Francji, na Węgrzech w pobliżu autostrady M3 oraz wzdłuż drogi w Accera w Ghanie [7].

Celem prowadzonych przez nas badań była ocena emisji metali ciężkich: Ni, Cd i Pb, wzbogacających lokalnie aerosol atmosferyczny wskutek ruchu samochodowego na terenie wyścigów samochodowych na lotnisku w Kamieniu Śląskim. Do badań wykorzystano mchy *Pleurozium schreberi* transplantomane z lasów położonych w pobliżu wsi Kamień Śląski.



Rys. 1. Lokalizacja obszaru badań

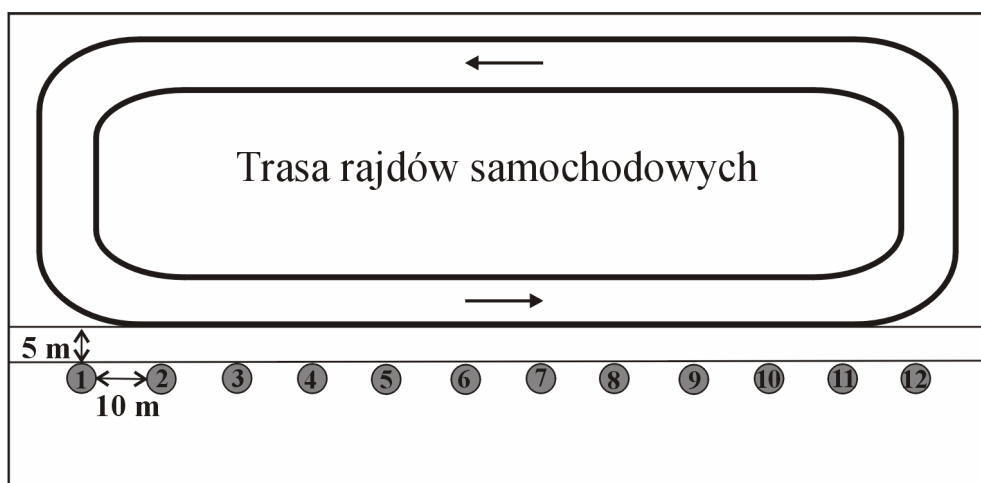
Fig. 1. Location of the area studied

Charakterystyka obszaru badań

Badania biomonitoringowe prowadzono na powojkowym lotnisku w Kamieniu Śląskim, położonym na terenie województwa opolskiego, w gminie Gogolin, około 25 km od miasta Opole (rys. 1). W odległości 8 km od lotniska przebiega autostrada A4 (Drezno-Kraków). Obecny status lotniska to „inne miejsce przystosowane do startów i lądowań statków powietrznych” [8]. Odbývają się tam imprezy motoryzacyjne, m.in. wyścigi samochodowe.

Metodyka badawcza

Próbki mchów przeznaczone do transplantacji zbierane były w jednym miejscu, w lasach, położonych w pobliżu wsi Kamień Śląski, w dniu poprzedzającym okres ekspozycji, osobno dla każdego etapu badań. Mchy po oczyszczeniu z zanieczyszczeń mechanicznych umieszczono w siatkach z tworzywa sztucznego; masa próbki wynosiła 2 g. Tak przygotowane próbki mchów umieszczono na wysokości 0,5 m od gruntu na drewnianych tyczkach wzdłuż trasy wyścigu (rys. 2).



Rys. 2. Rozmieszczenie próbek mchów na lotnisku w Kamieniu Śląskim

Fig. 2. Location the moss samples at the airport in Kamien Slaski

Próbki eksponowano dwukrotnie w okresach 04-29.05.2010 r. oraz 30.05-23.06.2010 r. W pierwszym etapie próbki eksponowano przed wyścigami, natomiast drugi etap ekspozycji obejmował okres podczas i po wyścigach. W pierwszym i w drugim etapie próbki eksponowano w tych samych miejscach. Przyrosty stężeń analitów w eksponowanych próbkach oceniano poprzez porównanie stężeń tych analitów z próbkami ślepyimi, pozostawionymi w laboratorium w zamkniętych naczyniach. Po okresie ekspozycji próbki wraz z próbkami ślepyimi były suszone w temperaturze 373 K, homogenizowane w moździerzku agatowym i mineralizowane. Do oznaczania stężeń metali w roztworach po mineralizacji wykorzystano absorpcyjny spektrometr atomowy SOLAAR 969 firmy UNICAM.

Wyniki badań i ich interpretacja

W tabeli 1 przedstawiono średnie stężenia metali ciężkich oznaczonych w 12 próbkach mchów eksponowanych w I i II etapie oraz w próbach ślepych.

Średnie stężenia metali ciężkich [$\mu\text{g/g}$ s.m.] w 1 g suchej masy mchów

Tabela 1

Mean concentrations of heavy metals [$\mu\text{g/g}$ d.m.] in 1 g of dry mass of mosses

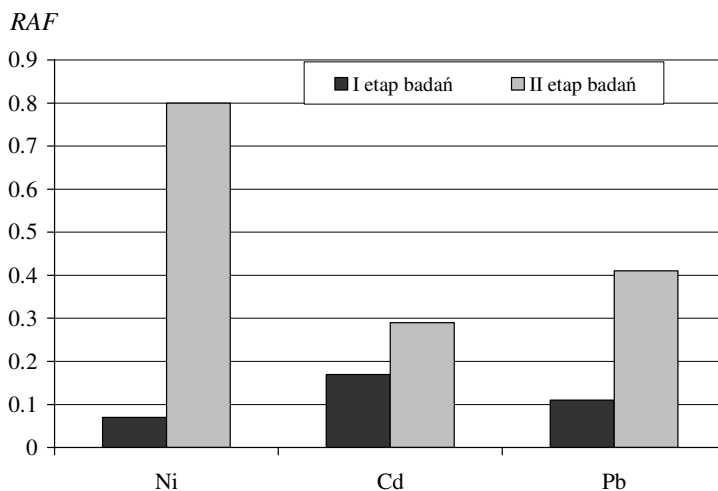
Table 1

Rodzaj próbek	Ni	Cd	Pb
I etap	7,10	3,09	21,6
Próba ślepa	6,58	2,63	19,5
II etap	19,0	3,87	23,4
Próba ślepa	10,6	3,00	16,6

W celu oceny przyrostu stężeń metali ciężkich w próbkach mchów wyznaczono względny współczynnik akumulacji (*Relative Accumulation Factors - RAF*):

$$\text{RAF} = (c_{x,1} - c_{x,0}) / c_{x,0}$$

gdzie: $c_{x,0}$ - stężenie analitu przed okresem ekspozycji, $c_{x,1}$ - stężenie analitu po okresie ekspozycji [7]. Wyniki przedstawiono na rysunku 3.



Rys. 3. Przyrost stężenia Ni, Cd i Pb w eksponowanych próbkach mchów

Fig. 3. Increase in concentration of Ni, Cd and Pb in the exposed moss samples

Wyniki przedstawione na wykresie wskazują, że po I etapie ekspozycji nastąpił nieznaczny przyrost stężeń badanych analitów w eksponowanych mchach. Zwiększenie stężeń o 8% Ni, 18% Cd i 11% Pb mieści się w granicy niepewności metody pomiarowej

[7], ale też może wynikać z większego poziomu tła w miejscu ekspozycji w porównaniu z miejscem pobierania próbek mchów do badań.

Dużo większy przyrost stężeń analityków zakumulowanych w mchach w odniesieniu do próby ślepej zaobserwowano po II etapie badań: 80% Ni, 29% Cd i 41% Pb. Może to świadczyć o lokalnym wzbogacaniu aerozolu atmosferycznego wywołanym ruchem samochodowym, przy czym wzbogacanie aerozolu atmosferycznego może mieć charakter pierwotny, np. może następować wskutek uwalniania analityków zawartych w paliwie, ścierania się opon albo emisji z katalizatorów [9], lub charakter wtórny polegający na wzbogacaniu aerozolu atmosferycznego poprzez mechaniczne unoszenie pyłów z gleby wywołane ruchem samochodów [10].

Podsumowanie i wnioski

Metody biomonitoringowe są coraz popularniejszym sposobem służącym do oceny stanu środowiska. Przeprowadzone badania wskazują na szersze zastosowanie metod aktywnego biomonitoringu, mianowicie na skuteczny i tani sposób oceny depozycji zanieczyszczeń w pobliżu szlaków komunikacyjnych. Na podstawie analizy zmian składu chemicznego mchów eksponowanych w różnej odległości od dróg i autostrad można ocenić rozkład depozycji zanieczyszczeń emitowanych do powietrza wskutek ruchu samochodowego.

Literatura

- [1] Grodzińska K.: Ochrona środowiska. Mchy i kora drzew jako czułe wskaźniki skażenia środowiska gazami i pyłami przemysłowymi. Wyd. PAN, Wrocław 1983.
- [2] Szczepaniak K. i Biziuk M.: *Aspects of the biomonitoring studiem using mosses and lichens as indicators of metal pollution*. Environ. Res., 2003, (3), 221-230.
- [3] Bioanalitika w ocenie zanieczyszczenia środowiska, red. W. Wardencki. CEEAM, Gdańsk 2004.
- [4] Harmens H., Norris D.A., Steinnes E. i in.: *Mosses as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: Spatial patterns and temporal trends in Europe*. Environ. Pollut., 2010, **158**, 3144-3156.
- [5] Basile A., Sorbo S., Aprile G., Conte B., Castaldo Cobianni R., Pisani T. i Loppi S.: *Heavy metal deposition in the Italian "triangle of death" determined with the moss *Scorpiurum circinatum**. Environ. Pollut., 2009, **157**, 2255-2260.
- [6] Dębski B., Olendrzyński K., Cieślińska J., Kargulewicz I., Skośkiewicz J., Olecka A. i Kania K.: Inwentaryzacja emisji do powietrza SO₂, NO_x, CO, NH₃, pyłów, metali ciężkich, NMLZO i TZO w Polsce za rok 2008. Instytut Ochrony Środowiska, Krajowy Administrator Systemu Handlu Uprawnieniami do Emisji - Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami, Warszawa 2008.
- [7] Kłos A.: Porosty w biomonitoringu środowiska. Wyd. Uniwersytetu Opolskiego, Opole 2009.
- [8] http://www.naukowy.pl/encyklopedia/Port_lotniczy_Opole-Kamień_Śląski, 15.07.2010.
- [9] Polkowska Z., Dubiella-Jackowska A., Zabiegała B. i Namieśnik J.: *Skład zanieczyszczeń wprowadzanych do środowiska wzdłuż dróg o różnym natężeniu ruchu pojazdów mechanicznych*. Ecol. Chem. Eng. S, 2007, **14**(3), 315-338.
- [10] Kłos A., Rajfur M., Waclawek M. i Waclawek W.: *Impact of roadway particulate matter on deposition of pollutants in the vicinity of main roads*. Environ. Prot. Eng., 2009, **3**, 105-121.

ACCUMULATION OF HEAVY METALS IN THE MOSSES *Pleurozium schreberi* EXPOSED NEAR THE TRACK RACING IN KAMIEN SLASKI

¹Chair of Biotechnology and Molecular Biology, Opole University

²Lyceum No. 2 in Opole

³Chair of Chemistry, University of Hradec Králové, Hradec Králové, CZ

Abstract: The results of biomonitoring research of heavy metals Ni, Cd and Pb emissions caused by street racing were presented. The study was conducted at the airport in Kamien Slaski (PL). In the study epigeic mosses *Pleurozium schreberi* exposed along the racing route, located on the apron, were used. Mosses were exposed twice for 25 days before the race and for a period of 25 days during and after the race. The results were interpreted using the computed relative accumulation factors (*RAF*), indicating the increase in concentration of analytes after the exposure. The results showed significant increase in the studied metals concentrations in the mosses exposed during and after the races.

Keywords: heavy metals, active biomonitoring, *Pleurozium schreberi*, transports emissions

Magdalena SENZE¹ i Monika KOWALSKA-GÓRALSKA¹

ZMIANY STĘŻENIA CHROMU W WODZIE ZBIORNIKA ZAPOROWEGO W LUBACHOWIE W OKRESIE STAGNACJI LETNIEJ I ZIMOWEJ

CHANGES OF CHROMIUM CONCENTRATION IN WATER OF DAM RESERVOIR IN LUBACHOW DURING SUMMER AND WINTER STAGNATION

Abstrakt: Przeprowadzono badania zawartości chromu w wodzie zbiornika zaporowego Lubachów w okresie stagnacji letniej i zimowej. Stwierdzono niską zawartość chromu w wodzie, utrzymującą się na poziomie charakterystycznym dla wód powierzchniowych obszaru Polski o średnim stopniu zanieczyszczenia chromem.

Słowa kluczowe: chrom, zbiorniki zaporowe, woda

Zbiorniki zaporowe z uwagi na swe przeznaczenie to miejsca szczególne w swym rodzaju, których środowiska wewnętrzne są w znacznym stopniu modyfikowane działaniami człowieka. Prace związane z ich funkcjonowaniem nie sprzyjają stabilizacji warunków fizykochemicznych w zbiorniku. W porównaniu do jezior naturalnych zmienione są warunki uwarstwienia - zdarza się, że w jednym roku nie występuje stratyfikacja lub jest ona szczątkowa, podczas gdy w innym mamy dobrze wykształconą termoklinę i długo utrzymujące się uwarstwienie termiczne. Zbiorniki zaporowe, gromadząc substancje dopływające ze zlewni, stają się swego rodzaju oczyszczalnią. Zmieniają zatem skład fizyczny i chemiczny wód poniżej zbiornika [1].

We wszystkich komponentach środowiska notuje się obecność metali ciężkich. Wśród nich występuje również chrom. Jest to metal rzadko występujący w przyrodzie. W skorupie ziemskiej jego zawartość dochodzi do 0,037%. Do środowiska przyrodniczego przedostaje się w wyniku spalania węgla. Ma również duże zastosowanie w przemyśle (pokrywanie powierzchni metalowych i do produkcji stopów żelaza). Jest stosowany w przemyśle garbarskim, tekstylnym, do produkcji żeli i kleju, przy produkcji pigmentów, w przemyśle farbiarskim oraz w budownictwie jako składnik zapraw, a także jako preparat grzybobójczy [2].

Negatywne działanie chromu ma związek z jego wartościowością oraz rozpuszczalnością i rodzajem kontaktu. Chrom(VI) jest znacznie bardziej toksyczny niż chrom(III). Jego silne działanie utleniające wpływa drażniąco na drogi oddechowe; ma negatywny wpływ na smak, powonienie, serce, słuch, układ nerwowy. Bezpośredni kontakt z tymi związkami powoduje owrzodzenia i zatrucia [2].

Stężenie chromu w wodzie pitnej określone w rozporządzeniu ministra zdrowia nie powinno przekraczać 0,05 mg Cr·dm⁻³ [3]. Dla ryb w wodach powierzchniowych szkodliwy zakres wynosi od 15 do 80 mg Cr·dm⁻³, a dla innych organizmów wodnych od 0,08 do 10 mg Cr·dm⁻³ [4].

W środowisku wodnym obecność chromu notuje się w jego wszystkich komponentach. Zanieczyszczenie chromem wód powierzchniowych ma duże znaczenie

¹ Zakład Hydrobiologii i Akwakultury, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, ul. J. Chelmońskiego 38C, 51-630 Wrocław, tel. 71 320 58 70, email: magdalena.senze@up.wroc.pl

z uwagi na jego szkodliwe działanie [2, 4]. Jest to szczególnie ważne, ponieważ jego obecność notuje się w wodach, które po uzdatnieniu są wykorzystywane jako woda pitna. Dlatego też w tych badaniach zdecydowano się wykonać analizę wody zbiornika zaporowego Lubachów, z którego woda pobierana jest dla Dzierżoniowa, Bielawy i Pieszyc oraz okolicznych miejscowości.

Materiał i metody

Zbiornik zaporowy Lubachów zlokalizowany jest na terenie gminy Walim w powiecie wałbrzyskim, w dolinie między miejscowościami Jugowice i Lubachów. Średnia głębokość zbiornika wynosi 15,70 m, maksymalna 36,00 m, długość 3,50 km, pojemność 8,00 mln m³, powierzchnia 51,00 ha. Zbiornik zbudowano w 1917 roku na rzece Bystrzycy w jej 75,00 km biegu w miejscowości Lubachów. Zbiornik i jego budowle nie są w całości objęte ochroną bezpośrednią, chociaż ma tu miejsce pobieranie wody pitnej dla Dzierżoniowa, Bielawy, Pieszyc i przyległych miejscowości. Strefa poboru wody do celów wodociągowych jest odgradzona i z brzegu zbiornika niedostępna dla ludności. Zbiornik pełni także funkcję przeciwpowodziową dla dolin rzecznych. Jest również wykorzystywany energetycznie oraz częściowo udostępniony do rekreacji, stąd w jego zlewni bezpośredniej są zlokalizowane ośrodki wypoczynkowe oraz domki letniskowe. Dodatkowo zbiornik jest użytkowany wędkarsko przez Polski Związek Wędkarski [5].

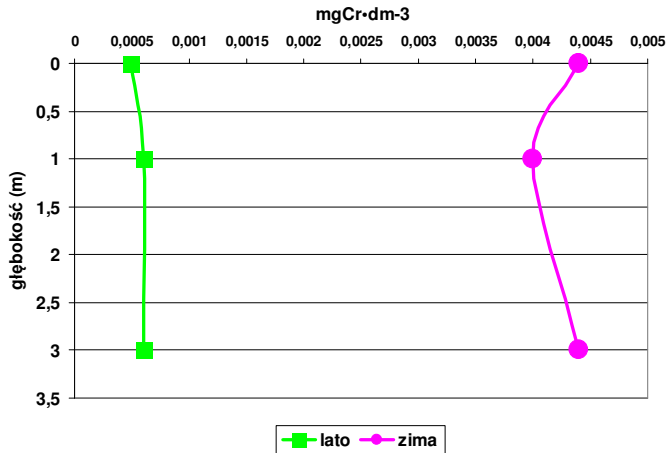
Badania prowadzono na terenie zbiornika zaporowego w Lubachowie. Wyznaczono następujące stanowiska badawcze: 1. obszar cofki, 2. część centralna zbiornika, 3. 80 m przed zaporą. Materiał badawczy pobrano latem i zimą w 2007 roku. Próbkę wody ze zbiornika pobierano czerpaczem Ruttnera o pojemności 5 dm³. W pobranych próbkach wody oznaczono zawartość chromu. Mineralizację prowadzono z udziałem stężonego kwasu azotowego. Pomiar zawartości chromu wykonano metodą absorpcyjnej spektrofotometrii atomowej na aparacie Spectr AA-110/220 firmy Varian.

Omówienie wyników

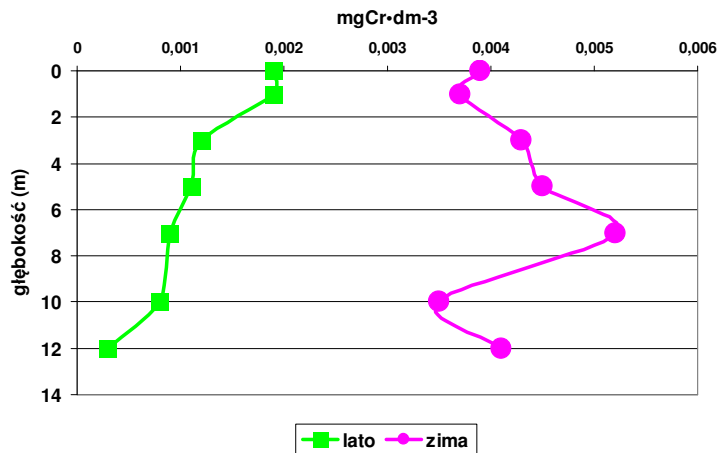
Zbiorniki zaporowe powstają często w miejscach, gdzie istnieje zagrożenie powodziowe dla dolin rzecznych. Równocześnie wraz ze wzrostem liczby ludności, z postępowaniem cywilizacyjnym, a równocześnie wzrostem zanieczyszczenia środowiska przyrodniczego rośnie zapotrzebowanie na wodę pitną. W zbiorniku zaporowym Lubachów główne źródło zanieczyszczenia stanowią wody rzeki Bystrzycy - główne źródło zasilania zbiornika.

Zawartość chromu w wodzie zbiornika zaporowego Lubachów wahała się od 0,0001 mg Cr·dm⁻³ latem do 0,0052 mg Cr·dm⁻³ zimą (rys. rys. 1-3). Wartość najniższą stwierdzono latem na stanowisku przed zaporą, a największą na stanowisku nr 2 (w centralnej części zbiornika). Generalnie zimą poziom chromu w wodzie był znacznie wyższy niż latem. Na stanowisku nr 1 (cofka) poziom chromu w wodzie wynosił od 0,0005 mg Cr·dm⁻³ latem do 0,0044 mg Cr·dm⁻³ zimą (rys. 1). Na tym stanowisku badawczym stwierdzono jedynie niewielkie zmiany w profilu pionowym zbiornika. Jest to efektem niewielkiej w tym miejscu badawczym głębokości zbiornika, bo dochodzącej zaledwie do 3 metrów głębokości. Na stanowisku nr 2 w centralnej części zbiornika stężenie chromu w lecie wynosiło maksymalnie 0,0019 mg Cr·dm⁻³, a zimą 0,0052 mg Cr·dm⁻³ (rys. 2). Na tym stanowisku widoczny jest wyraźny przyrost poziomu

chromu w wodzie wraz ze wzrostem głębokości wody aż do 12 metrów. Na najgłębszym stanowisku badawczym w obrębie zbiornika (24 metry głębokości) zakres stężenia chromu w wodzie wynosił od 0,0001 mg Cr-dm⁻³ latem na głębokości 3 i 5 metrów aż do 0,0049 mg Cr-dm⁻³ w wodzie naddennej pobranej zimą (rys. 3). Ogólnie w profilu pionowym zbiornika stwierdzono większe wartości chromu w warstwie wód głębinowych niż w wodach powierzchniowych.



Rys. 1. Zawartość chromu (mg Cr-dm⁻³) w wodzie zbiornika zaporowego Lubachów - stanowisko cofka
 Fig. 1. Chromium content (mg Cr-dm⁻³) in water of Lubachow dam reservoir - site backwater area

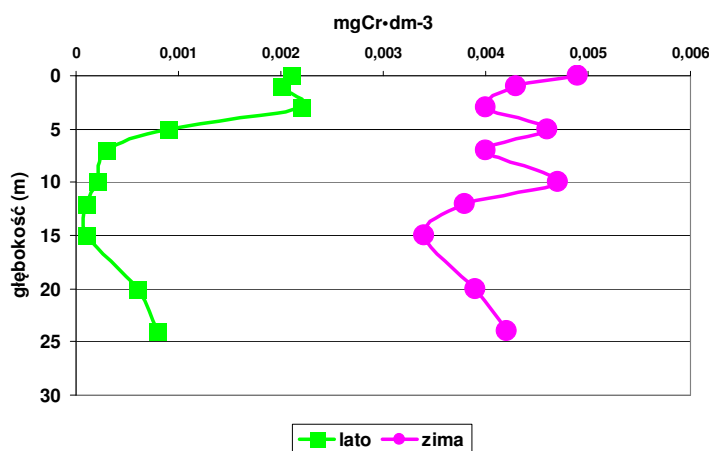


Rys. 2. Zawartość chromu (mg Cr-dm⁻³) w wodzie zbiornika zaporowego Lubachów - stanowisko środek
 Fig. 2. Chromium content (mg Cr-dm⁻³) in water of Lubachow dam reservoir - site central part

Z kolei w profilu poziomym latem stwierdzono wzrost wartości wraz z kierunkiem przepływu wody w zbiorniku (od poziomu 0,0006 do 0,0012 mg Cr-dm⁻³). W okresie stagnacji zimowej zmiany nie były aż tak znaczące, bowiem wzrost stężenia obejmował jedynie wąski zakres wartości od 0,0039 do 0,0042 mg Cr-dm⁻³.

Zakres stężenia chromu dla zbiornika zaporowego w Lubachowie mieścił się w przedziale wartości średnich notowanych dla wód Polski, który wynosił od 0,0030 do 0,0060 mg Cr-dm⁻³ [6]. Wyniki badań prowadzonych przez Wojewódzką Inspekcję Ochrony Środowiska w 2007 roku pozwalają zaliczyć wody zbiornika zaporowego w Lubachowie do wód o niskim i średnim stopniu zanieczyszczenia (klasa II oraz kategoria jakości wody A1 i A2) [7-9]. Zbliżony poziom chromu w wodzie jak w zbiorniku Lubachów stwierdzono w badaniach prowadzonych w Jeziorze Rożnowskim. Tam zakres stężeń wynosił od 0,00001 do 0,0004 mg Cr-dm⁻³ oraz w wodach zbiorników na terenie Europy i w innych częściach świata [10-13].

Duże wartości stwierdzono na obszarze Turcji w jeziorze stanowiącym podobnie jak zbiornik w Lubachowie źródło wody pitnej (0,0118±0,0668 mg Cr-dm⁻³) [14].



Rys. 3. Zawartość chromu (mg Cr-dm⁻³) w wodzie zbiornika zaporowego Lubachów - stanowisko zapora

Fig. 3. Chromium content (mg Cr-dm⁻³) in water of Lubachów dam reservoir - site dam

Podsumowanie

Zawartość chromu w badanych wodach zbiornika Lubachów jest obecnie stosunkowo mała, latem poziom występowania obniża się w stosunku do okresu zimowego. Utrzymuje się ona na poziomie charakterystycznym dla wód powierzchniowych obszaru Polski o średnim stopniu zanieczyszczenia chromem, a nie dla wód obciążonych sporym ładunkiem zanieczyszczenia. Zbiornik oprócz funkcji retencyjnej i energetycznej pełni także funkcję rekreacyjną (wędkarstwo i amatorskie sporty wodne). Lepsza jakość wody może być zatem zachętą do spędzania wolnego czasu nad zbiornikiem, a nawet do uprawiania sportów wodnych. Ponadto wody o wyższej jakości stanowią dogodniejsze warunki do bytowania ryb, co szczególnie cenią wędkarze.

Jednak najważniejszą pozytywną oznaką jest możliwość pobierania wody o lepszej jakości - wody do celów pitnych. Stężenie chromu w wodzie zbiornika zaporowego, z którego jest pozyskiwana woda przeznaczona do spożycia dla ludności, spełnia kryteria określone w rozporządzeniu przez ministra środowiska. Zatem po pobraniu i po uzdatnieniu (głównie bakteriologicznym) może być przekazana do sieci wodociągowej, a równocześnie nie stanowi zagrożenia dla środowiska przyrodniczego rzeki Bystrzycy.

Literatura

- [1] Kostecki M.: Arch. Ochr. Środow., 1992, (3-4), 71-89.
- [2] Czechowska-Kosacka A. i Wiśniewska M.: Gaz, Woda i Techn. Sanit., 2001, 5, 176-180.
- [3] Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007 roku w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. DzU 2007, Nr 61, poz. 417.
- [4] Świdarska-Bróz M.: *Występowanie, toksyczność i usuwanie metali ciężkich z wód naturalnych*. Pr. Nauk. Polit. Wrocławskiej, 1978, 38(13), 1-77.
- [5] Hammer H.: Instrukcja szczegółowa eksploatacji zbiornika wodnego na rzece Bystrzyca w Lubachowie. Zakład Energetyczny, Wałbrzych 2001.
- [6] Świetlik R.: Polish J. Environ. Stud., 1998, 7(5), 257-266.
- [7] Raport o stanie środowiska w województwie dolnośląskim w 2007 roku. Bibl. Monit. Środow., Wrocław 2008.
- [8] Rozporządzenie Ministra Środowiska w dnia 27 listopada 2002 r. w sprawie wymagań, jakim powinny odpowiadać wody powierzchniowe wykorzystywane do zaopatrzenia ludności w wodę przeznaczoną do spożycia. DzU 2002, 204, 1728.
- [9] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 r. w sprawie klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych. DzU 2008, 162, 1008.
- [10] Helios-Rybicka E., Kuźniakowska M. i Gruszecka A.: Inż. Środow., 2005, 10(2), 161-174.
- [11] He Z.L., Yang X.E., Stoffella P.J.: J. Trace Element. Med. Biol., 2005, 19(2-3), 125-140.
- [12] Förstner U. i Witmann G.T.W.: *Metal pollution in the aquatic environment*. Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York 1981.
- [13] Markert B., Pedrozo F., Geller W., Friese K., Korhammer S., Baffico G., Díaz M. i Wöfl S.: Sci. Total Environ., 1997, 206, 1-15.
- [14] Duman F., Sezen G. i Tug G.N.: Int. J. Natur. Eng. Sci., 2007, 1(3), 25-28.

CHANGES OF CHROMIUM CONCENTRATION IN WATER OF DAM RESERVOIR IN LUBACHÓW DURING SUMMER AND WINTER STAGNATION

Department of Hydrobiology and Aquaculture, Wrocław University of Environmental and Life Sciences

Abstract: Chromium contents in the water of the Lubachow dam reservoir were measured during summer and winter stagnation. Its accumulation was low, the level was like in waters of Polish medium polluted water area.

Keywords: chromium, dam reservoirs, water

Amelia STASZOWSKA¹

POZIOMY METALI CIĘŻKICH W KURZU DOMOWYM Z OBSZARU LUBLINA

HEAVY METAL LEVELS IN INDOOR DUST FROM HOUSEHOLDS OF THE LUBLIN AREA, POLAND

Abstrakt: Dostępne badania literaturowe wskazują, że kurz domowy może być zapadliskiem dla wielu niebezpiecznych substancji chemicznych występujących w powietrzu wewnętrznym, np. średnioletnich związków organicznych (perfluorowanych, bromoorganicznych antypirenów, pestycydów, wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych), materii organicznej oraz metali, których pochodzenie może mieć charakter naturalny lub związany z działalnością człowieka. Kurz domowy może być szczególnie ważnym źródłem zatruc metalami ciężkimi wśród małych dzieci, które mimowolnie spożywają go w trakcie zabaw. W pracy przedstawiono charakterystykę potencjalnych źródeł metali ciężkich: Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn i ich poziomów w kurzu domowym, zebranych w 30 lubelskich mieszkaniach.

Słowa kluczowe: metale ciężkie, kurz domowy, powietrze wewnętrzne

Kurz domowy to mieszanina zarówno składników mineralnych, jak i organicznych: cząstek gleby, sadzy, pyłków roślinnych, zarodników pleśni, części insektów, roztoczy, ich wydzielin i wydaliny. Dodatkowo na kurz domowy składają się także pozostawione przez ludzi ślady, np. złuszczone naskórek, włosy, fragmenty ubrań, włókna tekstylne z mebli i ścian oraz sierść zwierząt domowych [1]. Kurz domowy rozpatrywany jest głównie jako źródło alergenów, natomiast nie docenia się jego roli jako swoistego rodzaju zapadliska dla wielu niebezpiecznych substancji chemicznych występujących w powietrzu wewnętrznym, np. średnioletnich związków organicznych, np. polichlorowanych bifenyli, związków perfluorowanych, bromoorganicznych antypirenów, pestycydów, wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych. Ponadto stanowi rezerwuariat materii organicznej oraz metali, których pochodzenie może mieć charakter naturalny lub związany z działalnością człowieka [2]. Obecność w kurzu domowym metali, szczególnie metali ciężkich, może skutkować wieloma niepożądanymi efektami zdrowotnymi.

Kurz domowy stanowi szczególnie ważne źródło zatruc metalami ciężkimi wśród małych dzieci, które mimowolnie spożywają go w trakcie zabaw. Wśród możliwych rodzajów działalności, przemysłowej i pozaprzemysłowej, mogących być źródłem emisji metali ciężkich do środowiska, a pośrednio także kurzu domowego, należy wymienić m.in.: procesy związane z produkcją ciepła i energii elektrycznej (dominujące dla emisji Cr, Hg i Ni) oraz działalność przemysłową, w tym zwłaszcza hutnictwo, produkcję cementu i nawozów sztucznych.

Odrębną grupę źródeł, odpowiedzialnych zwłaszcza za emisję ołowiu, stanowił do niedawna transport [3]. Ważnym czynnikiem wpływającym na obecność metali ciężkich w pomieszczeniach mieszkalnych jest ich wyposażenie (materiał mebli, tkaniny) oraz wykończenie - czy są to materiały naturalne czy też sztuczne.

¹ Wydział Inżynierii Środowiska, Politechnika Lubelska, ul. Nadbystrzycka 40B, 20-618 Lublin, tel. 81 538 44 04, email: a.staszowska@wis.pol.lublin.pl

właściwą naklejką. Próbkę do czasu dalszych czynności analitycznych przechowywano w temperaturze pokojowej.

Proces mineralizacji próbek kurzu przeprowadzono, wykorzystując mineralizator mikrofalowy Microwave 3000 (Anton Paar). Z wysuszonych w 105°C próbek kurzu frakcji 125 µm odważono do naczyń reakcyjnych ok. 0,3 g kurzu i dodano 6 cm³ 70% HNO₃ (J.T. Baker), 1 cm³ 38% HCl (J. T. Baker) i 2 cm³ 30% H₂O₂ (POCh, Poland). Proces mineralizacji odbywał się w temperaturze 210°C i pod ciśnieniem maksymalnym 22,4 bar. Oznaczanie metali przeprowadzono przy użyciu techniki ICP-OES na aparacie Ultrace 238 (Jobin Yvon).

Wyniki i ich omówienie

Otrzymane wyniki badań zestawiono w tabeli 1. Wytypowane do badań metale ciężkie: Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb i Zn zostały oznaczone we wszystkich próbkach kurzu. Największe stężenia uzyskano dla cynku. Pozostałe metale występowały w stężeniach o rząd - dwa rzędy wielkości niższe.

Tabela 1
Stężenie metali ciężkich w próbkach kurzu domowego z miasta Lublin [µg/g s.m.]

Concentration of metals in household samples collected in Lublin [µg/g d.m.]

Table 1

Parametr	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Liczba próbek	30	30	30	30	30	30	30
Min.	0,83	1,47	60,47	44	13	20	309
Max	4,51	7,48	137,24	137	61	131	935
SD	1,27	2,23	39,65	32,5	42	42	220
Średnia	2,07	3,76	53,55	86,9	62	62	564

Biorąc pod uwagę informacje zawarte w wypełnianych przez właścicieli mieszkań kwestionariuszach – ankietach, można stwierdzić, że metale ciężkie obecne w kurzu domowym zebranym z lubelskich mieszkań mają głównie pochodzenie antropogenne. Największy wpływ na stężenia metali miała lokalizacja mieszkania, jego wiek, wyposażenie oraz rodzaj systemu ogrzewania. Mniejszą rolę odgrywały aktywność mieszkańców, np. czy były to osoby palące oraz czy w mieszkaniu przebywały zwierzęta domowe. Pomimo że Lublin nie ma charakteru miasta typowo przemysłowego, stanowi ważny węzeł komunikacyjny. Nasilony ruch uliczny generuje duże ilości m.in. cynku, który pochodzi ze ścierania opon pojazdów. Tym można wytłumaczyć tak duże jego stężenie w większości analizowanych próbek. Pozostałością transportu drogowego jest także obecność ołowiu, będącego składnikiem etyliny wykorzystywanej do 2001 roku na rynku paliw. W mieszkaniach dodatkowym źródłem ołowiu mogą być resztki starych farb oraz nowa stolarka okienna, gdzie związki ołowiu wykorzystuje się jako stabilizatory.

Obecność kadmu w kurzu domowym można tłumaczyć emisją z materiałów wykończeniowych znajdujących się w mieszkaniach, szczególnie dywanów, tkanin barwionych pigmentami zawierającymi związki kadmu. Ołów i kadm są także emitowane do powietrza zewnętrznego, a pośrednio do kurzu domowego z procesów spalania różnych rodzajów paliw. W Lublinie nadal wielu mieszkańców opala swoje mieszkania węglem

kamiennym. Energetyka oparta na węglu kamiennym jest podstawowym źródłem niklu, chromu i miedzi. W przypadku tych pierwiastków transport odgrywa marginalną rolę.

Porównując wartości liczbowe stężeń uzyskane dla warunków lubelskich i dostępne dane literaturowe (tab. 2), można stwierdzić, że w mieszkaniach lubelskich poziomy stężenie oznaczanych metali są znacznie niższe. Wynika to głównie z charakteru samego miasta. Jak wcześniej wspomniano, nie jest on dużym ośrodkiem przemysłowym. Dodatkowo Lubelszczyzna to obszar o rolniczym charakterze. Pozostałe miasta to typowe aglomeracje miejskie lub duże ośrodki przemysłowe.

Tabela 2
Porównanie uzyskanych średnich wartości stężeń metali ciężkich z danymi literaturowymi [$\mu\text{g/g}$ s.m.] [3-9]

Table 2
Comparison with means of other studies for heavy metals in household dust [$\mu\text{g/g}$ d.m.] [3-9]

Metal	Lublin (Polska, badania własne)	Warszawa (Polska)	Warszawa (Polska)	Sydney (Australia)	Ottawa (Kanada)	Taejon (Korea)	Hettstadt (Niemcy)	Riyadh (Arabia Saudyjska)
Liczba mieszkań	30	27	50	82	48	48	454	20
Rok badań	2009	1997	2003/2004	1999	2001	1998	1999	1996
Cd	2,07	-	3,22	4,4	4,4	-	2,6	2,0
Cr	53,55	81	134,5	83,6	75,4	-	-	69,2
Cu	86,9	121	123,41	147	170	128	-	271,1
Ni	62	33	40,78	27,2	53,6	-	-	52,9
Pb	62	131	23,52	389	232	178	127,9	639,1
Zn	564	1250	954,33	657	628	320	-	547,1

W przypadku warunków polskich dostępne są nieliczne dane literaturowe, ograniczające się jedynie do informacji o metalach ciężkich w kurzu domowym z warszawskich mieszkań z lat 1999 i 2006 (data publikacji). Lubelskie próbki kurzu zawierały wyższe stężenia ołowiu (prawie trzykrotnie wyższe) i niklu. Z kolei niższe poziomy odnotowano dla cynku, miedzi i chromu. Stężenie kadmu w obu miastach było podobne. Natomiast porównując zmiany zawartości analizowanych metali ciężkich w kurzu domowym miasta Warszawa, nie można przedstawić jednoznacznej zależności. O ile w ciągu 6-7 lat stężenie ołowiu zmalało o 80%, a cynku o 24%, to w przypadku pozostałych metali tendencja jest wzrostowa.

Podsumowanie i wnioski

Mając na uwadze, że mieszkaniec rozwiniętego kraju spędza około 90% swojego dziennego czasu w pomieszczeniach, a w mieszkaniu o powierzchni 150 m² rocznie może powstać 20 kg kurzu, uzasadnione wydaje się prowadzenie badania nad składem niechcianej aczkolwiek niedocenianej matrycy środowiskowej, jaką jest zwykły domowy kurz. Traktuje się go głównie jako źródło alergenów, natomiast nie docenia się jego roli jako swoistego rodzaju rezerwuaru dla wielu niebezpiecznych substancji chemicznych, m.in. metali ciężkich. W większości przypadków ich źródła w kurzu domowym mają charakter zewnętrzny i związany z przemysłową lub pozaprzemysłową działalnością człowieka. Uzyskane w trakcie badań wyniki pozwalają na stwierdzenie, że w aglomeracji lubelskiej metale ciężkie są powszechnym składnikiem kurzu domowego. Jednak ich

stężenia są znacznie niższe niż notowane w innych miastach Polski. Obecność i zakres stężeń oznaczony dla metali ciężkich wskazuje na ich związek z ruchem ulicznym oraz sektorem energetycznym (elektrociepłownie). Szczególnie wysokie stężenia odnotowano w próbkach kurzu z mieszkań zlokalizowanych blisko tras komunikacyjnych o dużym natężeniu ruchu oraz z dzielnic, gdzie dominowało ogrzewanie indywidualne (własne paleniska domowe).

Literatura

- [1] Morawska L. i Salthammer T.: *Indoor Environment: Airborne Particles and Settled Dust*. Wiley-VCH, Weinheim 2003.
- [2] Butte W. i Heinzow B.: *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 2002, **175**, 1-46.
- [3] Jabeen N., Achmed S., Hassan S.T. i Alm N.M.: *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 2001, **247**, 145-149.
- [4] Kim K.W., Myung J.H., Ahn J.S. i Chon H.T.: *J. Geochem. Explor.*, 1998, **64**, 409-419.
- [5] Chattopadhyay G., Lin K.C.P. i Feitz A.J.: *Environ. Res.*, 2003, **93**, 301-307.
- [6] Turner A. i Simmonds L.: *Sci. Total Environ.*, 2006, **371**, 74-81.
- [7] Jaradat Q.M., Momani K.A., Jbarah A.A.Q. i Massadeh A.: *Environ. Res.*, 2004, **96**, 139-144.
- [8] Al-Rajhl M.A. i Seaward M.R.D.: *Environ. Int.*, 1996, **22**, 315-324.
- [9] Lisiewicz M., Heimbürger R. i Golimowski J.: *Sci. Total Environ.*, 2000, **263**, 69-78.

METAL LEVELS IN INDOOR DUST FROM HOUSEHOLDS OF THE LUBLIN AREA, POLAND

Faculty of Environmental Engineering, Lublin University of Technology

Abstract: Many studies have reported that household dust serves as a sink to hazardous substances including semivolatile organic compounds (perfluorinated compounds, brominated flame retardants, pesticides, PAHs), organic matter, and metals of both natural and man-made origin. Metal pollution in indoor dust, in particular heavy metals has been investigated from years in order to moderate elevation in children's blood and the unintentional ingestion of indoor dust. Generally, contamination of indoor dust by metals can be a result of industrial activity, automobile emission and other indoor sources, eg paints, devices etc. This study pays attention to the potential sources and levels of selected heavy metals distributed in the households of the Lublin area, Poland. The highest concentrations from investigated metals have been found for Zn, Cu, Cr, Pb and Ni, respectively.

Keywords: heavy metals, indoor air, house dust

Mirosław WIATKOWSKI¹

ZMIANY WYBRANYCH WSKAŹNIKÓW JAKOŚCI WODY RZEKI PROSNY PRZEPLYWAJĄCEJ PRZEZ ZBIORNIK PSURÓW

CHANGES OF SELECTED INDICATORS ON WATER QUALITY IN THE PROSNA RIVER FLOWING BY THE PSURÓW RESERVOIR

Abstrakt: Praca dotyczy zbiornika małej retencji Psurów zlokalizowanego w km 212+095 biegu rzeki Proсны w województwie opolskim. Zbiornik ten jest jednym z dziewięciu małych zbiorników zaporowych znajdujących się na terenie województwa opolskiego. Badania zrealizowano w okresie od listopada 2006 do października 2008 roku. Ich celem było przedstawienie zmian zawartości wybranych wskaźników jakości wody rzeki Proсны dopływającej i odpływającej ze zbiornika Psurów. Ocenę tę wykonano na podstawie badań jakości wody pod względem zawartości w nich: PO_4^{3-} , NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ . Po przepłynięciu wody przez zbiornik następowało zmniejszenie wartości stężeń fosforanów, azotanów(V), azotanów(III) i amoniaku.

Słowa kluczowe: zbiornik wodny, rzeka, jakość wód

Zbiorniki wodne spełniają wiele funkcji gospodarczych, ograniczają wezbrania powodziowe i zawsze przyczyniają się do zwiększenia zasobów wodnych [1]. Przegrodzenie doliny rzecznej zaporą i utworzenie zbiornika wodnego wywołuje różne oddziaływanie na otoczenie zbiornika, jego podłoże i dolinę rzeczna poniżej budowli. Nie bez znaczenia jest znajomość wpływu zbiornika na zmiany jakości wody przez niego przepływającej. Małe zbiorniki wodne lokalizowane są przeważnie w zlewniach użytkowanych rolniczo i są ekosystemami, które stanowią obszar akumulacji substancji biogennych, a także różnorodnych zanieczyszczeń. Czynniki istotnie wpływającymi na jakość wody w zbiorniku są przede wszystkim związki fosforu i azotu, zwłaszcza ich nieorganiczne, rozpuszczalne formy, przyswajalne przez fitoplankton [2-4].

Celem niniejszej pracy jest przedstawienie zmian zawartości wybranych wskaźników jakości wody rzeki Proсны dopływającej i odpływającej ze zbiornika Psurów.

Materiał i metody badań

Zbiornik Psurów jest jednym z 9 małych zbiorników zaporowych położonych na obszarze województwa opolskiego. Zlokalizowany jest w km 212+095 biegu rzeki Proсны. Zlewnia w przekroju zapory zbiornika wynosi 10,6 km². Pojemność całkowita zbiornika przy normalnym poziomie piętrzenia (NPP) wynosi 63 000 m³, a powierzchnia zalewu - 4,58 ha. Średnia głębokość zbiornika wynosi 1,3 m. Głównymi funkcjami zbiornika są: zapewnienie wody do nawodnień użytków rolnych - w dolinie rzeki Proсны, rekreacja i wędkarstwo [5].

Badania jakości wody rzeki Proсны dopływającej do zbiornika i odpływającej ze zbiornika wykonano w okresie od listopada 2006 do października 2008 roku. Pobieranie próbek wody odbywało się z częstotliwością 1 raz w miesiącu (oprócz stycznia 2007 r.)

¹ Katedra Ochrony Powierzchni Ziemi, Uniwersytet Opolski, ul. Oleska 22, 45-052 Opole, tel. 77 401 60 27, email: wiatkowski@uni.opole.pl

w 2 punktach pomiarowych. Punkt 1 (P1) zlokalizowano na rzece Prośnie w odległości około 300 m powyżej jej ujścia do zbiornika, natomiast punkt 2 (P2) - na odpływie ze zbiornika Psurów w odległości 15 m poniżej zapory.

W celu sprawdzenia istotności różnic między średnimi wartościami wskaźników jakości wody dopływającej do zbiornika i odpływającej ze zbiornika zastosowano test t-Studenta dla prób niezależnych, na poziomie istotności $p < 0,05$. Odrzucono hipotezy o braku istotnych statystycznie różnic wartości średnich badanych wskaźników jakości wody na poszczególnych stanowiskach pomiarowych.

Na dopływie i odpływie ze zbiornika wodę pobierano w nurcie rzeki, z podpowierzchniowej warstwy wody. Oznaczano: fosforany, azotany(V), azotany(III) i amoniak. Wykonywano pomiary natężenia przepływu wody. Na podstawie wyników badań jakości wody i pomiarów hydrometrycznych wyznaczono wartości ładunków zanieczyszczeń [kg] dopływających i odpływających ze zbiornika Psurów.

Jakość wody rzeki Prośny na dopływie do zbiornika i na odpływie ze zbiornika oceniono zgodnie z obowiązującym Rozporządzeniem w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych [6]. Przedstawiono ocenę eutrofizacji analizowanych wód i oceniono, czy badane wody są wrażliwe na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych zgodnie z Rozporządzeniem [7].

Wyniki i ich omówienie

W tabeli 1 przedstawiono charakterystykę jakości wody rzeki Prośny dopływającej i odpływającej ze zbiornika Psurów. Z tej tabeli wynika, że wody dopływające do zbiornika (P1), biorąc pod uwagę średnioroczne stężenia badanych wskaźników, charakteryzowały się największymi stężeniami wszystkich badanych wskaźników. Na rysunkach 1 i 2 przedstawiono przebieg zmian fosforanów i azotanów w okresie badawczym XI 2006 - X 2008.

Tabela 1

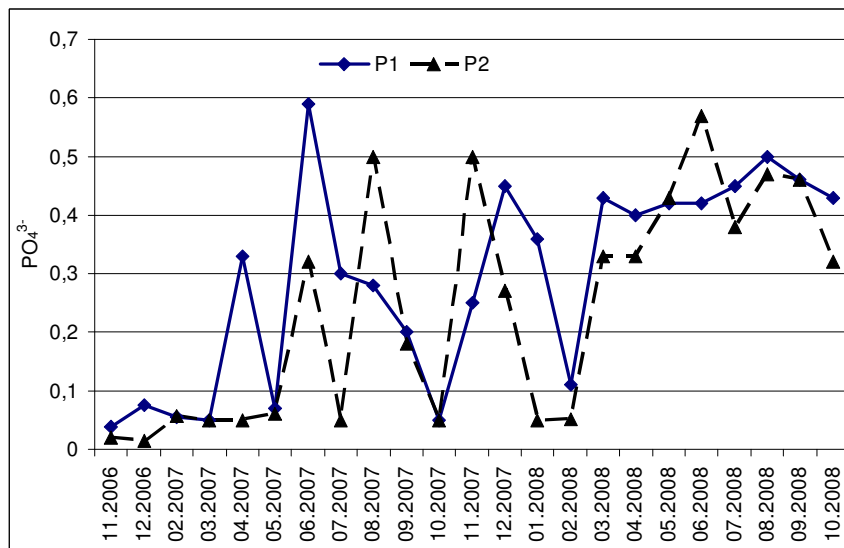
Charakterystyka jakości wody dopływającej do zbiornika Psurów (P1)
i wody odpływającej ze zbiornika Psurów (P2) w okresie XI 2006-X 2008

Table 1

Characteristic of water quality inflowing to Psurów reservoir (P1)
and outflowing water from Psurów reservoir (P2) in period XI 2006-X 2008

Wskaźnik Indicator	Dopływ do zbiornika Inflow to reservoir (P1)	Odpływ ze zbiornika Outflow from reservoir (P2)
	minimum - maksimum minimum - maximum średnia - means	
Fosforany [mg $\text{PO}_4^{3-} \cdot \text{dm}^{-3}$]	$\frac{0,038 \div 0,59}{0,292}$	$\frac{0,015 \div 0,57}{0,240}$
Azotany(V) [mg $\text{NO}_3^- \cdot \text{dm}^{-3}$]	$\frac{5,50 \div 79,00}{29,859}$	$\frac{2,30 \div 62,00}{23,042}$
Azotany(III) [mg $\text{NO}_2^- \cdot \text{dm}^{-3}$]	$\frac{0,01 \div 0,43}{0,165}$	$\frac{0,029 \div 0,30}{0,154}$
Amoniak [mg $\text{NH}_4^+ \cdot \text{dm}^{-3}$]	$\frac{0,011 \div 0,578}{0,158}$	$\frac{0,038 \div 0,75}{0,157}$

Stężenia fosforanów w wodzie dopływającej do zbiornika Psurów wahały się od 0,038 do 0,59 mg $\text{PO}_4^{3-} \cdot \text{dm}^{-3}$, a w wodzie odpływającej ze zbiornika od 0,015 do 0,57 mg $\text{PO}_4^{3-} \cdot \text{dm}^{-3}$ (rys. 1). Największe stężenia fosforanów w wodzie rzeki Prosną dopływającej do zbiornika Psurów i wodzie odpływającej ze zbiornika zanotowano w miesiącach letnich (rys. 1). Największe stężenia tego pierwiastka w wodzie na stanowisku P1 wystąpiły w czerwcu 2007 r., a na stanowisku P2 w czerwcu 2008 r.



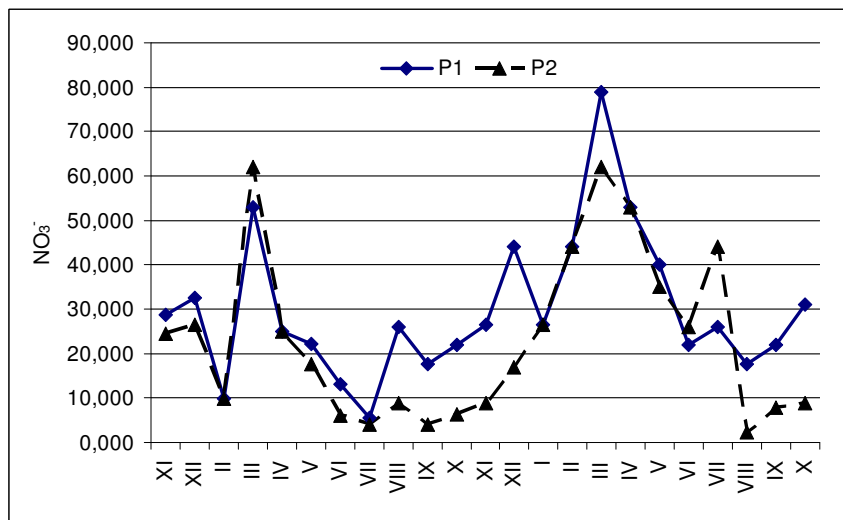
Rys. 1. Zmiany zawartości fosforanów w wodzie dopływającej (P1) i odpływającej (P2) ze zbiornika Psurów w okresie XI 2006 - X 2008 r.

Fig. 1. Changes of phosphates content in water inflowing (P1) and outflowing (P2) from Psurów reservoir in period XI 2006 - X 2008

Stężenia azotanów(V) w analizowanym okresie badań w wodzie dopływającej do zbiornika Psurów rzeką Prosną wahały się od 5,50 do 79 mg $\text{NO}_3^- \cdot \text{dm}^{-3}$, a w wodzie odpływającej ze zbiornika od 2,30 do 62 mg $\text{NO}_3^- \cdot \text{dm}^{-3}$. Największe wartości stężeń azotanów zanotowano w okresie zimowym (marzec 2007 i 2008 r.). Podobnie dla azotanów(III) i amoniaku największe stężenia na wszystkich stanowiskach pomiarowych zanotowano w miesiącach zimowych; najmniejsze w okresie letnim, w czasie wegetacji roślin (lipiec, sierpień 2007 r., sierpień 2008 r.).

Analiza wyników jakości wody rzeki Prosną dopływającej i odpływającej ze zbiornika wykazała, że wartości N - NO_3^- przekroczyły wartości graniczne wskaźników jakości wód odnoszące się do jednolitych części wód powierzchniowych w ciekach naturalnych, takich jak rzeka, właściwe dla klasy II [6]. Natomiast wartości N - NH_4^+ nie przekroczyły wartości granicznych dla klasy I. Stwierdzono, że badane wody nie są wrażliwe na zanieczyszczenie

związkami azotu ze źródeł rolniczych, gdyż średnie roczne stężenie azotanów w wodzie dopływającej do zbiornika i z niego odpływającej jest mniejsze od zalecanego ($50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{dm}^{-3}$) w Rozporządzeniu [7]. Wody rzeki Proсны na stanowisku P1 i P2 uznano za wody eutroficzne. Na tych stanowiskach średnia roczna wartość stężenia azotanów przekroczyła wartość graniczną ($10 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{dm}^{-3}$) tego wskaźnika podaną w Rozporządzeniu [7].



Rys. 2. Zmiany wartości azotanów(V) w wodzie dopływającej i odpływającej ze zbiornika Psurów w okresie XI 2006 - X 2008 r.

Fig. 2. Changes of nitrates(V) content in water inflowing (P1) and outflowing (P2) from Psurów reservoir in period XI 2006 - X 2008

Tabela 2

Porównanie wartości ładunków fosforanów i azotu [$\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$] na stanowiskach pomiarowych P1 i P2 w ciągu okresu XI 2006 - X 2008 r.

Table 2

Comparison of loads of phosphates and nitrogen [$\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$] at measuring positions P1 and P2 in period XI 2006 - X 2008

Wskaźnik	Dopływ do zbiornika Inflow to reservoir (P1)	Odpływ ze zbiornika Outflow from reservoir (P2)
Fosforany [$\text{mg P-PO}_4^{3-} \cdot \text{dm}^{-3}$]	0,236	0,186
Azotany(V) [$\text{mg N-NO}_3^- \cdot \text{dm}^{-3}$]	17,036	12,610
Azotany(III) [$\text{mg N-NO}_2^- \cdot \text{dm}^{-3}$]	0,126	0,114
Amoniak [$\text{mg N-NH}_4^+ \cdot \text{dm}^{-3}$]	0,311	0,295

W tabeli 2 przedstawiono wartości ładunków fosforu i azotu w wodach rzeki Proсны z okresu badań. Jak z niej wynika, po przejściu wody rzeki Proсны przez zbiornik Psurów

znacznemu zmniejszeniu przeciętnie ulegały ładunki fosforanów (o ok. 21%), azotanów(V) (o 26%), azotanów(III) (o 9%) i amoniaku (o 5%). Takie redukcje należy przypisać pobieraniu ich przez producentów pierwotnych (fitoplankton, makrofity) oraz deponowaniu w osadach dennych zbiornika.

Różnice między średnimi wartościami wskaźników jakości wody dopływającej do zbiornika (P1) i wody z niego odpływającej (P2) w okresie badań były istotne statystycznie ($p < 0,05$) dla azotanów(V). Nieistotne statystycznie różnice stwierdzono natomiast dla fosforanów, azotanów(III) i amoniaku ($p > 0,05$).

Analiza wyników pomiarów hydrometrycznych wykazała, że w okresie badań wartości średnie przepływów wody wyniosły odpowiednio: $0,029 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (P1) i $0,028 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (P2).

Wnioski

1. Przeprowadzone na zbiorniku Psurów badania wykazały, że w okresie od listopada 2006 do października 2008 roku wody rzeki Proсны dopływającej do zbiornika (stanowisko P1) w porównaniu z wodą odpływającą ze zbiornika (P2) zawierały większe wartości dla wszystkich badanych wskaźników jakości wody.
2. Zaobserwowane zmiany wybranych wskaźników jakości wody na dopływie do zbiornika i na odpływie ze zbiornika świadczą o znacznej roli zbiornika Psurów w retencjonowaniu badanych wskaźników. Retencjonowanie wody w zbiorniku Psurów spowodowało redukcję ładunków fosforanów o ok. 21%, azotanów(V) o 26%, azotanów(III) o 9% i amoniaku o 5%.
3. Oceniając jakość wody dopływającej i odpływającej ze zbiornika, należy stwierdzić, że wody te ze względu na zawartość N-NO_3^- przekroczyły wartości graniczne wskaźników jakości wód odnoszące się do jednolitych części wód powierzchniowych w ciekach naturalnych, takich jak rzeka właściwe dla klasy II. Stwierdzono, że badane wody nie są wrażliwe na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych oraz uznano je jako eutroficzne.
4. Analiza statystyczna stężeń wskaźników jakości wody dopływającej do zbiornika i z niego wypływającej wykazała, że pomiędzy tymi stanowiskami występują statystycznie istotne różnice ($p < 0,05$) dla azotanów(V). Statystycznie nieistotne różnice stwierdzono natomiast dla fosforanów, azotanów(III) i amoniaku ($p > 0,05$).

Literatura

- [1] Mioduszewski W.: *Rola małej retencji w kształtowaniu i ochronie zasobów wodnych*. Zesz. Nauk. AR we Wrocławiu, Inż. Środow., 2004, **XIII**(502), 293-305.
- [2] Miernik W. i Wałęga A.: *Wstępne wyniki badań nad zawartością mineralnych form azotu wnoszonych i wynoszonych ze zbiornika Zestawice na rzece Dłubni*. Zesz. Nauk. ATH, Bielsko-Biała - Inż. Włók. Ochr. Środow., 2006, **24**(7), 229-339.
- [3] Suchowolec T. i Górniak A.: *Changes water quality in small reservoirs in agricultural landscape of northern Podlasie*. Teka Kom. Ochr. Kształ. Środow. Przynr., 2006, **3**, 195-202.
- [4] Wiatkowski M., Czamara W. i Kuczewski K.: *Wpływ zbiorników wstępnych na zmiany jakości wód retencjonowanych w zbiornikach głównych*. Monografia nr 67. Wyd. Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN, Zabrze 2006.
- [5] Wiatkowski M.: *Wstępne wyniki badań jakości wody dopływającej i odpływającej ze zbiornika Psurów na rzece Prośnie*. [W:] Dubicki A. (red.), Meteorologia, hydrologia, ochrona środowiska - kierunki badań i problemy. Seria Monografie. Wyd. IMGW, Warszawa 2008, 407-414.

- [6] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 roku w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych. DzU 2002, Nr 162, poz. 1008.
- [7] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 23 grudnia 2002 roku w sprawie kryteriów wyznaczania wód wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych, DzU 2002, Nr 241, poz. 2093.

CHANGES OF SELECTED INDICATORS ON WATER QUALITY AT THE PROSNA RIVER FLOWING BY THE PSURÓW RESERVOIR

Department of Land Protection, Opole University

Abstract: Paper concerns the small water reservoir Psurow located in km 212.095 of river Prosna, Opole province. Psurow reservoir is one of nine of small dam reservoirs situated in Opole province. Reservoir is 4.58 ha, and capacity 63 000 m³. The research was conducted from November 2006 to October 2008. The aim of the study was to assess the influence of reservoir on the quality of water in the reservoir and below reservoir. The assessment was based on the testing of the quality of the inflowing and outflowing water from the reservoir as far as the concentrations of PO₄³⁻, NO₃⁻, NO₂⁻ and NH₄⁺ are concerned. Having flowed through the reservoir, the concentration of phosphates, nitrates(V), nitrates(III) and ammonia were determined.

Keywords: water reservoir, river, water quality

Paweł WOLSKI¹, Iwona ZAWIEJA¹ i Lidia WOLNY¹

WPLYW TEMPERATURY NA LEPKOŚĆ KONDYCJONOWANYCH OSADÓW ŚCIEKOWYCH

IMPACT OF TEMPERATURE ON VISCOSITY OF SEWAGE SLUDGE AFTER CONDITIONING

Abstrakt: Oczyszczanie ścieków jest ściśle związane z problemem unieszkodliwiania osadów ściekowych. Proces unieszkodliwiania jest przekształceniem, które ma doprowadzić osady do stanu, który nie stwarza zagrożeń dla życia lub zdrowia ludności oraz dla środowiska. Kondycjonowanie, czyli jeden z procesów mający wpływ na zmianę struktury i właściwości osadów, pozwala na bardziej skuteczne usuwanie zawartej w osadach wody. Również temperatura jest ważnym parametrem w końcowym etapie unieszkodliwiania i transportu osadów ściekowych. W artykule przedstawiono wyniki badań dotyczące wyznaczenia lepkości kondycjonowanych chemicznie osadów ściekowych, poddanych działaniu temperatury oraz zmiennym wartościom gradientu prędkości ścinania. Badania przeprowadzono na komunalnych osadach ściekowych oraz osadach z przemysłu celulozowego. Ocenie poddano zarówno wpływ temperatury na lepkość przefermentowanych osadów ściekowych, jak i wpływ dawki polielektrolitów oraz gradientu prędkości na lepkość badanych osadów ściekowych. Lepkość osadów została wyznaczona w zakresie temperatur od 20 do 36°C, co 2°C, przy zmiennym gradiencie prędkości ścinania (60, 100, 200 obr/min). W badaniach wykorzystano wiskozymetr HAAKE Viscotester 7L/R plus oraz wannę Termostat DC10.

Słowa kluczowe: osady ściekowe, kondycjonowanie, lepkość, temperatura

Technologia oczyszczania ścieków jest ściśle związana z problemem unieszkodliwiania osadów ściekowych. Proces ten jest przekształceniem osadów (biologicznym, fizycznym lub chemicznym), które ma za zadanie doprowadzić osady do stanu, który nie stwarza zagrożeń dla życia lub zdrowia ludności oraz dla środowiska [1].

Do niedawna proces przeróbki osadów ściekowych był niezauważany. Niestety gospodarka osadowa w oczyszczalniach jest zagadnieniem ciągle aktualnym i do końca nierozwiązanym. Niedociągnięcia w tej dziedzinie niosą za sobą poważne skutki i mogą być źródłem zagrożenia dla naturalnego środowiska człowieka. Przy budowie nowych oczyszczalni ścieków i intensyfikacji procesów oczyszczania występuje również przyrost ilości osadów, które stanowią od 1÷2% ogólnej objętości dopływających do oczyszczalni ścieków. Z ogólnych kosztów oczyszczalni nawet 50% stanowią koszty budowy i eksploatacji urządzeń służących do przeróbki osadów. Traktując osady ściekowe jako surowiec o pewnej wartości nawozowej i/lub energetycznej, można uzyskać choćby częściowy zwrot poniesionych nakładów [2].

Unieszkodliwianie osadów ściekowych w oczyszczalniach związane jest z usuwaniem zawartej w nich wody, przez co uzyskuje się zmniejszenie objętości osadów. Procesem, dzięki któremu uzyskujemy taki efekt, jest kondycjonowanie, czyli jeden z procesów, który ma wpływ na zmianę struktury i właściwości osadów, pozwalający na bardziej skuteczne usuwanie zawartej w osadach wody. Zmiana postaci osadów to zmiana ich struktury, która ma również wpływ na ich lepkość [3]. Dla większości osadów stosowane są fizyczne i chemiczne metody kondycjonowania, które mogą przebiegać w warunkach naturalnych

¹ Instytut Inżynierii Środowiska, Wydział Inżynierii i Ochrony Środowiska, Politechnika Częstochowska, ul. Brzeźnicka 60a, 42-200 Częstochowa, tel. 34 325 73 34 wew. 64

lub z zastosowaniem urządzeń mechanicznych. Na wybór sposobu kondycjonowania osadów wpływa najczęściej fakt ewentualnego dalszego wykorzystania i zagospodarowania osadów, gdyż od procesu kondycjonowania zależne są powstające produkty końcowe [4, 5]. Jedną z metod kondycjonowania jest zmiana temperatury. Temperatura jest jednym z bardzo ważnych parametrów w końcowym etapie unieszkodliwiania i transportu osadów ściekowych (parametry reologiczne) [6].

Celem prowadzonych badań było wyznaczenie lepkości kondycjonowanych chemicznie osadów ściekowych poddanych działaniu temperatury oraz zmiennym wartościom gradientu prędkości ścinania.

Część doświadczalna

Substratem badań był osad pochodzący z komunalnej oczyszczalni ścieków po procesie stabilizacji tlenowej. Oczyszczalnia jest instalacją, która wykorzystuje technologię strefowego osadu czynnego. Złożona jest z dwóch modułów o łącznej przepustowości 1000 m³/d. Osad pobrany do badań charakteryzował się następującymi parametrami: sucha masa 18,38 g/dm³, uwodnienie początkowe 97,3%, CSK 154 s, opór właściwy filtracji 21,4·10¹² m/kg, lepkość 132 mPa·s.

Osad poddano procesowi chemicznego kondycjonowania z użyciem polielektrolitów słabo i silnie kationowych. Ich dawki zostały ustalone na podstawie testu CSK.

Lepkość osadów została wyznaczona w zakresie temperatur od 20 do 36°C, co 2°C (20, 22, 24, 26, 28, 30, 32, 34, 36), dla zmiennego gradientu prędkości ścinania (60, 100, 200 obr/min) i przy zastosowaniu dawkowania polielektrolitów (9 dawek). Do pomiaru lepkości zastosowano wiskozymetr HAAKE Viscotester 7L/R plus - lepkościomierz rotacyjny służący do szybkiego ustalania lepkości zgodnie z normami ISO 2555. Dla utrzymania zadanej temperatury badanych próbek zastosowano wannę Termostat DC10 (rys. 1).



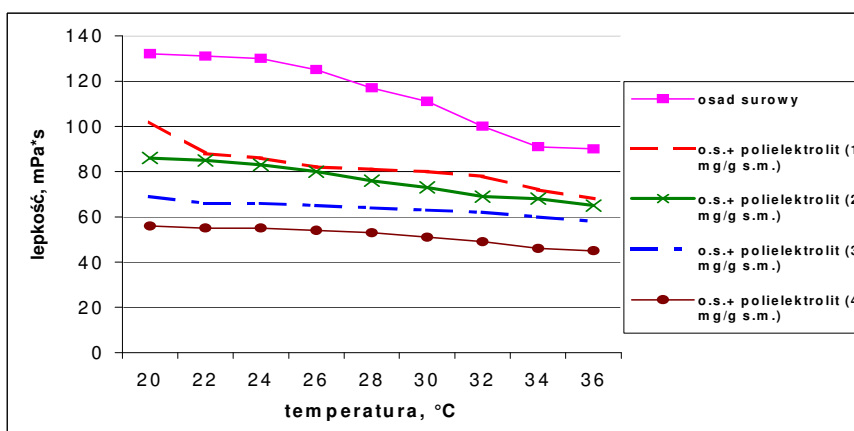
Rys. 1. Aparatura do pomiaru lepkości

Fig. 1. Apparatus for measuring viscosity

Analiza wyników badań

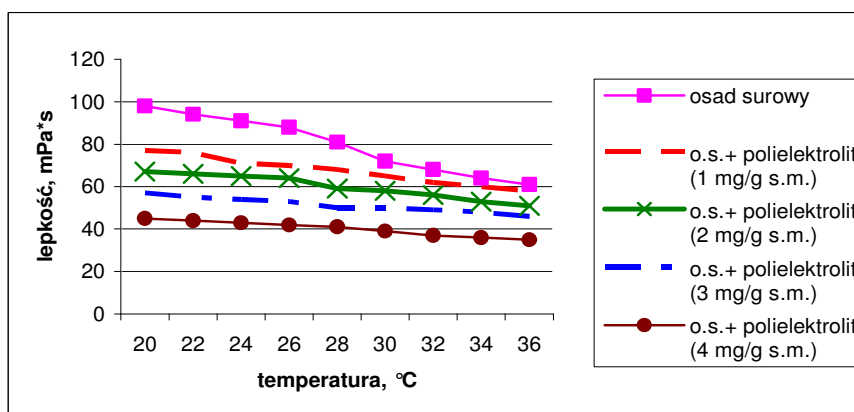
Wpływ temperatury na zmianę lepkości badanych osadów ściekowych

Analizując krzywe lepkości osadów kondycjonowanych polielektrolitami w zależności od temperatury, stwierdzono, iż lepkość osadów ściekowych maleje wraz ze wzrostem temperatury. Już przy nieznacznym wzroście temperatury o 2°C odnotowano znaczny spadek lepkości. Zmiany lepkości wraz ze wzrostem temperatury osadu przy różnych prędkościach ścinania (60, 100, 200 obr/min) prezentują rysunki 2-4.



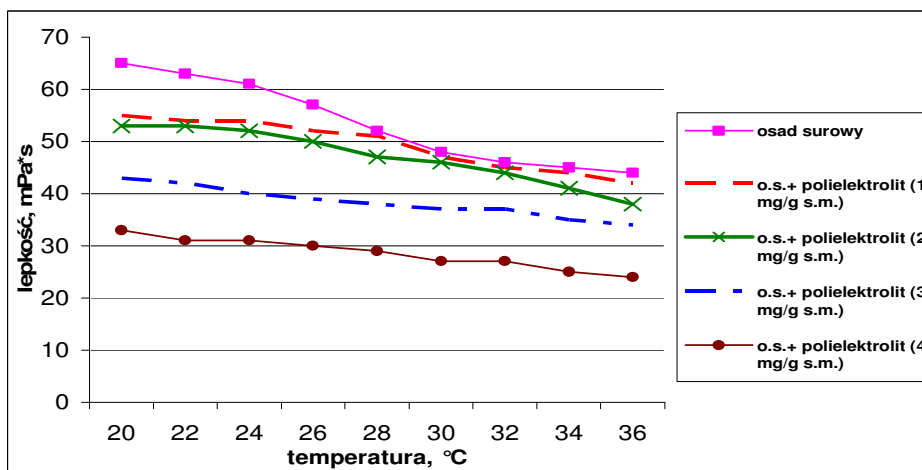
Rys. 2. Wpływ temperatury na lepkość osadu kondycjonowanego różnymi dawkami polielektrolitu Praestol 658 BC-S (prędkość obrotowa 60 obr/min)

Fig. 2. Influence of temperature on the viscosity of sludge conditioned with different doses of polyelectrolyte Praestol 658 BC-S (speed 60 rpm)



Rys. 3. Wpływ temperatury na lepkość osadu kondycjonowanego różnymi dawkami polielektrolitu Praestol 658 BC-S (prędkość obrotowa 100 obr/min)

Fig. 3. Influence of temperature on the viscosity of sludge conditioned with different doses of polyelectrolyte Praestol 658 BC-S (speed 100 rpm)

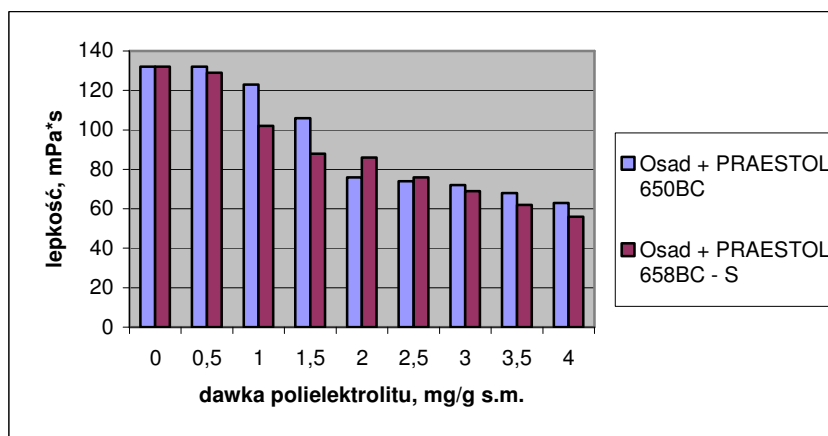


Rys. 4. Wpływ temperatury na lepkość osadu kondycjonowanego różnymi dawkami polielektrolitu Praestol 658 BC-S (prędkość obrotowa 200 obr/min)

Fig. 4. Influence of temperature on the viscosity of sludge conditioned with different doses of polyelectrolyte Praestol 658 BC-S (speed 200 rpm)

Wpływ dawki polielektrolitu na zmianę lepkości badanych osadów ściekowych

Na podstawie analizy wykresów przedstawiających wpływ dawki polielektrolitu na lepkość osadów ściekowych stwierdzono, że wzrost dawki polielektrolitów powoduje spadek lepkości osadów ściekowych (rys. 5). Wraz ze wzrostem dawki polielektrolitu lepkość osadów malała, osiągając przy największych stosowanych dawkach wartości minimalne.

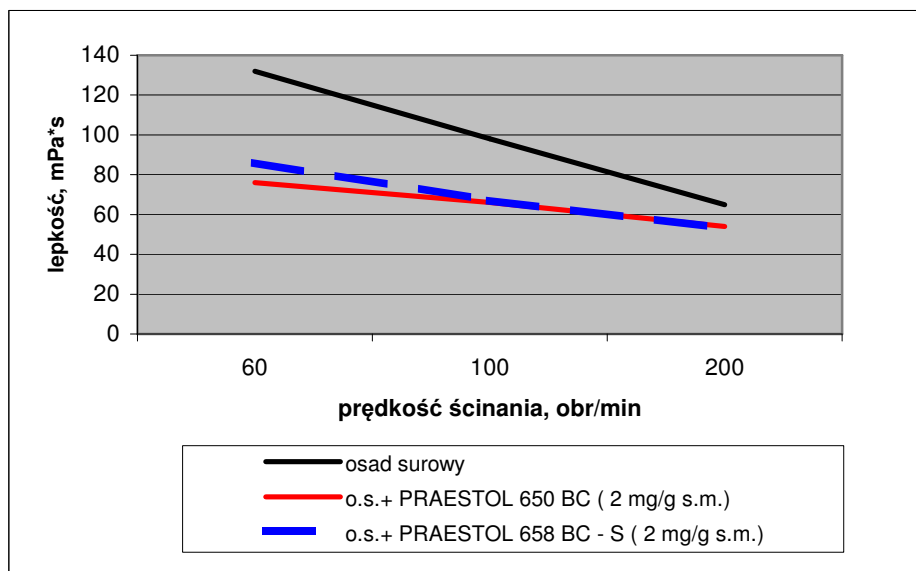


Rys. 5. Wpływ dawki polielektrolitów na lepkość badanego osadu (prędkość obrotowa 60 obr/min; temperatura 20°C)

Fig. 5. Influence of polyelectrolyte dose on the sludge viscosity (speed 60 rpm, temperature 20°C)

Wpływ gradientu prędkości na zmianę lepkości badanych osadów ściekowych

Analizując wpływ gradientu prędkości na zmianę lepkości osadów ściekowych, stwierdzono, że wzrostowi prędkości ścinania towarzyszył spadek lepkości (rys. 6). Krzywe lepkości wykazują spadek lepkości w odniesieniu do wzrostu prędkości ścinania.



Rys. 6. Wpływ gradientu prędkości ścinania na lepkość badanego osadu w temperaturze 20°C

Fig. 6. Influence of shear gradient on the viscosity of sludge tested at 20°C

Podsumowanie

Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że lepkość osadów malała wraz ze wzrostem temperatury. Już przy nieznacznym wzroście temperatury o 2°C odnotowano znaczny spadek lepkości.

Analizując wpływ dawki polielektrolitów na lepkość osadów ściekowych, stwierdzono, że wzrost dawki polielektrolitów powoduje spadek lepkości osadów ściekowych. Wraz ze wzrostem dawki poszczególnych polielektrolitów lepkość malała, osiągając przy najwyższych stosowanych dawkach polielektrolitów wartości minimalne. W większości przypadków dawkowanie polielektrolitu silnie kationowego Praestol 658 BC-S powodowało większe spadki lepkości niż słabo kationowego Praestol 650 BC w tych samych dawkach. Osad w temperaturze 20°C i prędkości obrotowej 100 obr/min preparowany polielektrolitem silnie kationowym Praestol 658 BC-S miał lepkość równą 98 mPa·s, natomiast przy najwyższej dawce tego polielektrolitu w tych samych warunkach temperatury i prędkości obrotowej lepkość wynosiła 45 mPa·s.

Z przeprowadzonych badań wynika, że wzrost prędkości ścinania towarzyszy spadkowi lepkości badanych osadów ściekowych. Dotyczy to zarówno osadów niepreparowanych, jak i kondycjonowanych różnymi dawkami. Krzywe lepkości wykazują,

od pierwszej badanej wartości prędkości 60 obr/min i kolejno zwiększeniu jej do 100 i 200 obr/min, spadek lepkości w odniesieniu do wzrostu prędkości ścinania.

Podziękowania

Badania przeprowadzono w ramach BW-401/202/07.

Literatura

- [1] Bień J., Stępiak L. i Wolny L.: Ultradźwięki w dezynfekcji wody i preparowaniu osadów ściekowych przed ich odwadnianiem. Wyd. Polit. Częstochowskiej, Częstochowa 1995.
- [2] Bień J.B.: Osady ściekowe. Teoria i praktyka. Wyd. Polit. Częstochowskiej, Częstochowa 2002.
- [3] Sz wajczak E.: *Wpływ mikrostruktury płynu na lepkość*. Mechanika w Medycynie, 2002, (6), 167-176.
- [4] Bień J.B., Bień J.D. i Matysiak B.: Gospodarka odpadami w oczyszczalniach ścieków. Wyd. Polit. Częstochowskiej, Częstochowa 1999.
- [5] Oleszkiewicz J.A.: Gospodarka osadami ściekowymi. Poradnik decydena. Lem s.c., Kraków 1998.
- [6] Szlezyngier W.: Podstawy reologii polimerów. Wyd. Polit. Rzeszowskiej, Rzeszów 1994.
- [7] Wojtala Ł.: Wpływ temperatury na lepkość kondycjonowanych osadów ściekowych. Praca dyplomowa. Politechnika Częstochowska, Częstochowa 2009.

IMPACT OF TEMPERATURE ON VISCOSITY OF SEWAGE SLUDGE AFTER CONDITIONING

Faculty of Environmental Engineering and Protection, Czestochowa University of Technology

Abstract: The technology of wastewater treatment is always associated with utilization of sewage sludge. The process of sewage sludge utilization aims at transforming (biologically, physically or chemically) sewage sludge into a state which does not pose any threats for human health and natural environment. Conditioning - a process which has an impact on the structure and properties of sewage sludge - allows for more efficient removal of water from sewage sludge. Also, temperature is a crucial parameter in the final stage of utilization and transportation of sewage sludge. The paper presents the results of the investigations on viscosity of chemically conditioned sewage sludge exposed to selected temperatures and variable sheer velocity gradients. Municipal sewage sludge and sludge from cellulose industry were used as substrates. The impact of temperature on viscosity of fermented sewage sludge and also the impact of a polyelectrolyte dose and a velocity gradient on sewage sludge viscosity were investigated. Viscosity of sewage sludge was determined in the temperature range of 20 to 36°C for every 2°C at variable sheer velocity gradients (60, 100, 200 r/min). The HAAKE Viscotester 7L/R plus and the Termostat DC 10 bathtube were used in the investigations.

Keywords: sewage sludge, conditioning, viscosity, temperature

Magdalena WORŁOWSKA¹ i Maria MARKO-WORŁOWSKA²

CZY DZIEŁA SZTUKI MOGĄ KSZTAŁTOWAĆ POSTAWĘ SZACUNKU DO PRZYRODY - SZTUKA EKOLOGICZNA W POLSCE

CAN WORKS OF ART SHAPE RESPECTFUL ATTITUDE TOWARDS NATURE? - ECOLOGICAL ART IN POLAND

Abstrakt: Ochronę środowiska przyrodniczego można skutecznie realizować tylko w uświadomionym na przyrodę i przyrodniczo wyedukowanym społeczeństwie. Edukacja prośrodowiskowa musi łączyć w sobie wszystkie elementy związane z egzystencją człowieka na Ziemi. Sztuka jako forma edukacji ekologicznej spełnia wiele ról. Oddziaływanie przez sztukę stwarza możliwości dostarczania informacji na temat problemów środowiskowych i kształtowania postawy szacunku do przyrody. Celem pracy jest zbadanie relacji, zależności i punktów styku dwóch przeciwstawnych z pozoru pojęć, jakimi są natura (przyroda) i sztuka, oraz omówienie wynikających z tych relacji zjawisk artystycznych, wpisujących się w nurt sztuki ekologicznej na gruncie polskim. Praca próbuje udowodnić, że, pomimo iż same słowa natura i kultura raczej podkreślają różnice niewspółdziałających ze sobą pojęć, a nie wzajemne zależności, to te dwie dziedziny informują się nawzajem i wpływają na siebie. Artykuł skupia się też na analizie wybranych działań artystycznych polskich artystów, którzy tworzą dzieła o charakterze ekologicznym. Praca przedstawia takich twórców sztuki ekologicznej w Polsce, jak: Jarosław Kozakiewicz, Teresa Murak i Jerzy Dmیتruk. Mimo że termin sztuka ekologiczna nie jest precyzyjny i ma charakter umowny, to wyżej wymienionych artystów i dzieła sztuki ekologicznej łączy to, że wypływają one z autentycznej potrzeby ludzi i tragicznej sytuacji Ziemi. Ich celem jest głęboko ekologiczny przekaz, będący wezwaniem do działań w obronie Ziemi oraz refleksja dążąca ku zmianie stylu życia odbiorcy.

Słowa kluczowe: sztuka ekologiczna, edukacja ekologiczna, relacje natura - kultura

Edukacja ekologiczna poprzez sztukę plastyczną

W instytucjonalnej edukacji i działaniach proekologicznych szeroko rozważa się teoretyczne aspekty związków człowieka i środowiska. Zbyt słabo natomiast akcentuje się ważność odpowiedniego kształtowania motywacji i rozbudzania emocji w celu wzmożenia działań i ożywienia kreatywności w tej dziedzinie.

Ochronę środowiska przyrodniczego można skutecznie realizować tylko w społeczeństwie uświadomionym na przyrodę, przyrodniczo i kulturalnie wyedukowanym. W tym celu poza edukacją w szkole i w rodzinie konieczne jest stałe pobudzanie wrażliwości społecznej wszelkimi sposobami i środkami na problemy środowiskowe. Szeroko pojęta sztuka pełni w tej dziedzinie szczególną rolę.

Dzieła sztuki umożliwiają wzbogacenie ludzkiego życia, bowiem zewnętrzny świat sztuki wdziera się w ludzkie wewnętrzne życie i w istotny sposób powiększa jego bogactwo. Jednak każda praca, która powstaje w zamierzeniu jako dzieło sztuki rzeczywiście, jest nim tylko wówczas, jeśli ma moc oddziaływania i budzenia satysfakcji estetycznej. Bez tej mocy istnienie dzieła jest negatywny i jest czymś „martwym”

¹ Studentka studiów doktoranckich w Instytucie Historii Sztuki, Uniwersytet Wrocławski, ul. Szewska 36, 50-139 Wrocław, email: mworlowska@gmail.com

² Zakład Ekologii, Badań Łowieckich i Ekoturystyki, Instytut Biologii, Akademia Pedagogiczna, ul. Podbrzezie 3, 31-054 Kraków, tel. 12 662 67 05, email: mmw@ap.krakow.pl

i „bez wyrazu” [1]. Autentyczne dzieła sztuki oddziałują na człowieka i przekazują mu pewne wartości, a także zwracają uwagę na różne problemy, w tym również przyrodnicze. Tak więc oddziaływanie przez sztukę stwarza możliwości dostarczania informacji na temat problemów środowiskowych i kształtowania postawy szacunku do przyrody. Jednak idea sztuki ekologicznej nie daje się sprowadzić do poziomu powierzchniowych i subiektywnych lub przejściowych emocji związanych tylko z estetycznym odczuwaniem piękna natury, które jako czysto bezinteresowne nie implikuje żadnych moralnych ani praktycznych powinności. Sztuka ekologiczna powinna skutecznie wpływać na emocje i motywować do działań na rzecz środowiska przyrodniczego.

Termin sztuka ekologiczna nie oznacza konkretnego kierunku ani artystycznego stylu w rozwoju sztuki, ani też wyróżniających się ze względu na formę klasy zjawisk artystycznych. Ma on bardzo szerokie znaczenie i obejmuje wiele stylów, kierunków i artystycznych tendencji. Można mówić o sztuce ekologicznej wówczas, kiedy wywołuje ona refleksję o nierozzerwalnym związku między człowiekiem i naturą, której konsekwencją jest świadomość odpowiedniego miejsca i roli człowieka w przyrodzie oraz świadomego współpartnera w dialogu z nią [2]. Sztuka ekologiczna jest artystyczną refleksją i ekspresją prawd dotyczących istnienia człowieka w świecie. Pomaga te prawdy zrozumieć i ośwoić.

Przyroda a natura

Język polski jest w korzystnym położeniu, gdyż tam, gdzie inne języki mają jeden wyraz, on ma niekiedy dwa lub więcej, np. *przyroda* i *natura*. **Przyrodą** nazywamy *otoczenie człowieka, zespół naturalnych rzeczy*, a **naturą** tej przyrody *przyczynę, aktywną twórczą siłę* [3]. W języku angielskim funkcjonuje tylko jedno słowo **nature**, które określa te dwa znaczenia. W języku polskim *naturze* zostaje przypisany pewien duch i świadomość. Czyli *natura* to coś, co wyrasta ponad przyrodnicze otoczenie człowieka i powoduje permanentny wzrost i rozwój poszczególnych elementów przyrody. Dlatego dzieła sztuki ekologicznej zawierają w sobie również wymiar filozoficzny. Oprócz ekologicznej rehabilitacji ich zasadniczą funkcją jest katalizowanie doświadczeń zmierzających do poruszenia umysłów i ducha [4].

Początki sztuki o charakterze ekologicznym - sztuka ziemi (land art)

Szeroko pojęta przyroda była zawsze wzorcem i inspiracją. Świat przyrody i natura, która otaczała człowieka i której stanowił integralną część, zawsze stanowiły odniesienie do działań twórczych. W tym rozumieniu sztuka ekologiczna istniała zawsze. Natomiast samo określenie sztuka ekologiczna powstało u progu XXI wieku. Działania, z których wyrasta bezpośrednio sztuka ekologiczna, były związane z pojawieniem się sztuki ziemi (*land art*), charakteryzującej się zwrotem sztuki ku naturze. Jak sama nazwa wskazuje, terenem tych działań artystycznych, a także ich tworzywem jest ziemia oraz inne naturalne materiały, takie jak piasek czy kamienie. Cechą charakterystyczną dzieł sztuki ziemi jest to, że występują one w plenerze, zajmują bardzo duże powierzchnie i odznaczają się monumentalnością. Jako umowną datę powstania tego kierunku przyjmuje się rok 1968, kiedy to nowojorska galeria *Dwan Gallery* pokazała wystawę *Earthworks* [5]. Dwa lata później Robert Smithson stworzył dzieło, które stało się symbolem sztuki ziemi - *Spirale grobli* (fot. 1).



Fot. 1. Robert Smithson *Spirala grobli*

Photo 1. Robert Smithson *Spiral Jetty* [5]

Artysta wybudował kamienne moło w kształcie spirali o długości 460 m i szerokości 4,5 m. Znajdowało się ono na słonym jeziorze w stanie Utah. Abstrakcyjna forma dzieła przypominała prymitywny kształt zwierzęcy lub zatrzymany w ruchu cyklon [6].

Ten najbardziej znany obiekt sztuki ziemi podlegał ciągłym przemianom pod wpływem sił natury i w konsekwencji uległ zniszczeniu. Co interesujące, w momencie kiedy dzieło to zaistniało w historii sztuki, sam obiekt przestał istnieć. Obecnie dzieło można oglądać jedynie na fotografiach. Jednak to właśnie te procesy naturalne, których wpływom podlegała *Spirala grobli*, fascynowały Smithsona i stanowiły integralną część dzieła [5].

Prezentacja wybranych przedstawicieli polskiej sztuki ekologicznej

W tej pracy zostaną zaprezentowane dzieła różnych polskich artystów tworzących współcześnie, których, choć działają w różnych przestrzeniach i wykorzystują różne techniki, łączy ekologiczny przekaz ich prac. Artysty ci to: wpisujący się pod wieloma względami w nurt sztuki ziemi architekt Jarosław Kozakiewicz, wykorzystująca w swoich dziełach podlegające nieustannym zmianom tworzywa naturalne, głównie rzeźbę, artystka Teresa Murak i niepozostający obojętnym na problemy ekologii malarz i grafik Jerzy Dmítruk.

Przykładem polskiej twórczości w ramach tej sztuki jest twórczość Jarosława Kozakiewicza. Podobnie jak inni artyści sztuki ziemi, Kozakiewicz tworzy prace monumentalne w skali wykraczającej poza rozmiary największych nawet sal muzealnych. Artysta kwestionuje granice między architekturą a rzeźbą, między kulturą a naturą. Jego *Wieże tlenowe* (*Oxygen towers*) to projekt dla nowoczesnej metropolii, a więc obszaru, gdzie brakuje miejsc zielonych, a teren jest silnie zabudowany (fot. 2).



Fot. 2. Jarosław Kozakiewicz *Wieże tlenowe*

Photo 2. Jarosław Kozakiewicz *Oxygen Towers* [7]

Hipotetycznym miejscem realizacji ma być Tor Bella Monaca w Rzymie. Budowla składa się z dwóch nieregularnych owali zwężających się ku dołowi i rozszerzających się na kształt korony drzewa ku górze. Te dwie części budowli przylegają do siebie, przypominając kształt płuc człowieka. Budowla to jakby sklepiony ogród - w jej środku zostaną zasadzone produkujące tlen rośliny. We wnętrzu każdej z wież znajduje się spiralna przestrzeń, która tworzy ścieżki dla ludzi znajdujących się w budynku. Budynek ten jest miejscem rekreacji, odpoczynku i kontaktu z przyrodą, a także enklawą zieleni w miejskiej przestrzeni industrialnej. Jednocześnie, co charakterystyczne dla prac Kozakiewicza, podejmuje dialog z tą przestrzenią i dzięki oszklonym ścianom człowiek nie traci kontaktu z otoczeniem - industrialnym terenem miasta otaczającego wieże. To dzieło to próba rozwiązania problemu reintegracji człowieka z otoczeniem [7].

Wieże tlenowe to architektura symboliczna, podlega ona antropomorfizacji upodabniającej się do części ciała ludzkiego. Te zabiegi przywodzą na myśl osiemnastowieczną tradycję *architecture parlante* (architektury, która mówi), która swoją formą nawiązywała do funkcji budowli. Architektura ta nawiązuje również do utopijnych projektów o charakterze symbolicznym Etienne'a Boullée i Clauda-Nicolasa Ledoux, ale równocześnie wpisuje się we współczesną myśl ekologiczną [8].

W projekcie Kozakiewicza utożsamienie architektury z organem człowieka (płucami) nie polega tylko na morfologicznym podobieństwie, ale, co ważne, także na podobnej "fizjologicznej" funkcji, czyli oddychaniu. A zatem wieże (co wyraża się zarówno w ich formie, jak i funkcji) zwracają uwagę na fundamentalny dla współczesnych miast problem oddychania i jednocześnie są próbą jego rozwiązania. Dzieło sztuki staje się symbolicznymi płucami miasta, ponieważ drzewa, które są jego częścią, produkują tlen, a także dlatego, że stanowi przestrzenny oddech w otoczeniu podobnej do siebie, pozbawionej zieleni i dlatego nieludzkiej architektury.

Teresa Murak ze swoją twórczością wychodzi poza obszar pracowni, zajmując się działaniami artystycznymi, takimi jak performance, happening, akcje i instalacje. Tworzy sztukę opartą na współuczestnictwie w naturze, posługując się tworzywami naturalnymi: rosnącymi roślinami, zaczynem chlebowym czy ziemią. Jednak szczególne miejsce w jej twórczości zajmuje rzeźucha. Jedną z akcji artystycznych Murak był spacer po Warszawie artystki ubranej w płaszcz porośnięty grubą warstwą rzeźuchy.

Rośliny na jej ciele stworzyły ogród. Autorka zmanifestowała w tej akcji chęć powrotu z industrialnego świata do natury. Płaszcz stał się naturalnym i racjonalnym okryciem i kontrastował ze sztuczną betonowo-asfaltową rzeczywistością ulicy.

Można opisać działania artystki zdaniem, które jest znamiennie dla całej sztuki ekologicznej: artystka **wyhodowała dzieło sztuki** (płaszcz porośnięty rzeźuchą). To połączenie dwóch z pozoru przeciwstawnych pojęć (wyhodować można coś naturalnego, dzieło zaś jest sztuczne) sugeruje zatarcie granic pomiędzy sztuką a naturą, na które w swoich pracach chce zwrócić uwagę wielu artystów sztuki ekologicznej.

Andrzej Kostołowski powiedział, że „plonem, który zbiera artystka, jest otwarcie naszych oczu na świat przyrody” [9]. Dzięki swoim działaniom Murak uzmysławia dynamizm przyrody i pozwala w powtarzanych uprawach dostrzec charakterystykę procesu życia: od kiełkowania do obumierania. Natura i sztuka podlegają wspólnemu rytmowi. Prawa natury odpowiadają prawom moralnym, które z kolei obligują nas do tego, aby o tę naturę dbać.



Fot. 3. Teresa Murak *W płaszczu z rzeżuchy*

Photo 3. Teresa Murak *Procession in lady's smock coat* [8]

Jerzy Dmitruk tworzy dużo bardziej kameralne dzieła na płótnie lub na papierze, które również zwracają uwagę na problemy ekologiczne. Tego rodzaju pracą jest grafika z serii *Drzewa Objawień* zatytułowana *Niebo na lasem*.



Fot. 4. Jerzy Dmitruk *Niebo nad lasem*

Photo 4. Jerzy Dmitruk *Sky above the Forest* [author's own photograph]

Na neutralnym tle przedstawione są konary drzew, które łączą wspólna korona. Ta korona tworzy przestrzeń, w której trwa życie. Przedstawieni są tu ludzie, ulice i codzienna krzątanina. Drzewa na obrazie są symbolicznym ukazaniem możliwości ciągłości życia. Grafika prezentuje koronę drzew jako jedyne miejsce, gdzie życie jest obecne. Jest to analogia do sytuacji na Ziemi. Tutaj również życie jest możliwe wyłącznie w związku z drzewami i roślinami zielonymi.

Jak twierdzi autor, inspiracją dla dzieła były ludowe ryciny, na których Matka Boska przedstawiana jest jako postać ukazująca się w koronie drzew rozświetlająca swym blaskiem pejzaż. Tytuł dzieła wskazuje na niebo jako element przyrody, ale także kojarzy się ono z wiarą, rajem i szczęściem. Niebo jest usytuowane nad drzewami, co podkreśla wyjątkowość drzew tworzących las. Dziełem tym autor wskazuje, że duchowość, natura i kultura są nierozdzielne, i podkreśla, że aby dostrzec bezinteresowne piękno jakiegoś tworu natury, trzeba nań spojrzeć tak, jakby to było dzieło sztuki.

Grafika opowiada więc o duchowości pejzażu i o tym, że także w ludowych wierzeniach wśród ludności mającej bezpośredni kontakt z przyrodą drzewa i otaczający ludzi pejzaż były traktowane jako coś niezwykle ważnego, a jednocześnie nierozdzielnie związanego ze zwykłym ludzkim życiem i jego niezwykłymi zdarzeniami. Drzewo to pozornie zupełnie zwyczajny fragment naszego otoczenia, ale, o czym przypomina ta grafika, jest to fragment niezbędny i fundamentalny.

Podsumowanie

Mimo że termin sztuka ekologiczna nie jest precyzyjny i ma charakter umowny, to wyżej przedstawionych artystów i dzieła sztuki ekologicznej łączy to, że wypływają one z autentycznej potrzeby ludzi i tragicznej sytuacji Ziemi. Ich celem jest głęboko ekologiczny przekaz, będący wezwaniem do działań w obronie Ziemi oraz refleksja dążąca ku zmianie stylu życia odbiorcy. Artysta poprzez swoją sztukę oddziałuje na emocje, tworzy znak, dzięki któremu rozszyfrowaniu odbiorca podejmuje dialog z przyrodą.

W tym sensie fundamentalnym przekazem sztuki ekologicznej jest to, że dzieło będące rezultatem działania (*praxis*) artysty prowokuje refleksję (*logos*), dzięki której odbiorca może powrócić do *praxis*, które może być działaniem na rzecz natury.

Literatura

- [1] Gołaszewski T.: *Poezja natury. Reinterpretacja wybranych wierszy proekologicznych*. [W:] Poznanie i działanie. Eseje estetyki ekologii, red. M. Gołaszewska. UNIVERSITAS, Kraków 2000, 74-126.
- [2] Chmielowski F.: *Obecność ekologicznego myślenia w sztukach plastycznych*. [W:] Poznanie i działanie. Eseje estetyki ekologii, red. M. Gołaszewska. UNIVERSITAS, Kraków 2000, 179-195.
- [3] Tatarakiewicz W.: *Sztuka a przyroda*. [W:] Dzieje sześciu pojęć. PWN, Warszawa 1982, 342-343.
- [4] Wilkoszewska K.: *Inspiracja ekologiczna w estetyce i sztuce*. Probl. Ekol., 2003, 7(5), 227-229.
- [5] Dziamski G.: *Sztuka u progu XXI wieku*. Humaniora, Poznań 2002, 128-148.
- [6] Bagińska D.: *Ekologia a sztuka współczesna*, praca licencjacka, Uniwersytet M.C. Skłodowskiej, Lublin 2006. wiedzaedukacja.eu/wp.../09/ekologia-a-sztuka-wspolczesna.pdf
- [7] Klein L.: *Strona domowa Jarosława Kozakiewicza - prace*. <http://www.kozakiewicz.art.pl/wpis.php?id=38>.
- [8] Sienkiewicz K.: *Sylwetka: Jarosław Kozakiewicz*. http://www.culture.pl/pl/culture/artykuly/os_kozakiewicz_jaroslaw
- [9] Murak T.: *Katalog wystawy*. Galeria Bielska. BWN, Bielsko-Biała 1998.

CAN WORKS OF ART SHAPE RESPECTFUL ATTITUDE TOWARDS NATURE? - ECOLOGICAL ART IN POLAND

¹Institute of History of Art, University of Wrocław

²Department of Ecology, Wildlife Research and Ecotourism, Institute of Biology
Pedagogical University of Krakow

Abstract: The protection of the environment is possible only in society that is aware of the problems concerning nature and properly educated. Ecological education has to include all elements related to existence of human on the Earth. The art plays an important role in ecological education. Artistic performances can provide information concerning environmental problems and can shape respectful attitude towards nature. The aim of the paper is to investigate the relations of two apparently contradictory notions that are nature and culture and to present, derived from discussed relations, artistic activities representing ecological art (eco-art) in Poland. The paper attempts to prove that in spite of the fact that the very phrase nature and culture emphasises rather the difference of incompatible things and not the common aspects of two, natural and cultural domains interpenetrate, influence, and inform each other. Their interdisciplinary studies, owing to interdisciplinary research each domain gains in depth and interest. It concentrates as well on the analysis of the particular works of art of Polish artist creating ecological art who are Jarosław Kozakiewicz, Teresa Murak, and Jerzy Dmitruk. Despite of the fact that the term ecological art is not precise and therefore its status is not self-evident and self-apparent, the unifying factor of all activities of discussed artists and ecological artistic activities is their common inspiration. Their origin is derived from authentic need of people to prevent tragic condition of our Planet. The aim of all ecological artistic activities is the call for environmental protection and reflection that causes change of lifestyle of the recipients.

Keywords: eco-art, ecological education, performance, nature-culture relation

Małgorzata WORWAĞ¹, January BIEN¹ i Iwona ZAWIEJA¹

ZESPOŁY MIKROORGANIZMÓW W PROCESACH BEZTLENOWEJ STABILIZACJI OSADÓW

COMPLEXES OF MICROORGANISMS IN THE OXYGEN-FREE STABILIZATION PROCESSES OF SEWAGE SLUDGE

Abstrakt: Fermentacja metanowa jest to złożony proces przebiegający przy udziale zróżnicowanych populacji drobnoustrojów pod względem pokarmowym, ale synergistycznie zależnych od siebie. Związki makromolekularne rozkładane są do związków prostych, stanowiących substrat dla bakterii fermentacji metanowej, które następnie produkują wodór, alkohole oraz lotne kwasy tłuszczowe (LKT). LKT są zużywane przez bakterie syntroficzne z wytworzeniem octanu i wodoru. Octan może być także produkowany z wodoru i ditlenku węgla przez niektóre bakterie homoacetogenne oraz bakterie redukujące siarczany czy inne mikroorganizmy beztlenowe. Wodór, octan i inne składniki wykorzystywane są przez bakterie metanogenne do produkcji metanu. Charakterystyka zbiorowisk mikroorganizmów fermentacji metanowej pozwala na prześledzenie zmian i aktywności populacji drobnoustrojów. Substratem do badań był nadmierny osad czynny pochodzący z Koniecpolskich Zakładów Płyt Piłśniowych „Koniecpol” S.A., zaszczerpiony osadem przefermentowanym, pobranym z komunalnej oczyszczalni ścieków „WARTA” w Częstochowie. Mieszaninę poddano 25-dniowej mezofilowej fermentacji metanowej. Badania prowadzono w kolbach laboratoryjnych umieszczonych w stacji do hodowli beztlenowych BACTRON w temperaturze 37°C. Zawartość badanych kolb mieszano co kilka godzin ręcznie. W celu poznania zakresu zmian liczbowych zbiorowisk mikroorganizmów, biorących udział w beztlenowej stabilizacji osadów ściekowych, w trakcie trwania procesu, codziennie dokonywano oznaczeń biologicznych na podłożu selektywnym, a także pomiaru odczynu pH mieszaniny osadów ściekowych wewnątrz stacji BACTRON w warunkach beztlenowych. W zakresie analiz mikrobiologicznych przeprowadzono również obserwacje mikroskopowe za pomocą mikroskopu fluorescencyjnego. Przed oraz po fermentacji metanowej dokonywano analizy fizyczno-chemicznej mieszaniny, mianowicie: suchej masy, suchej masy organicznej i mineralnej, zasadowości ogólnej, ChZT, LKT, azotu Kjeldahla, azotu amonowego, węgla ogólnego.

Słowa kluczowe: stabilizacja beztlenowa, mikroorganizmy beztlenowe, osady ściekowe

Składowanie osadów ściekowych na składowiskach lub ich przyrodnicze wykorzystanie należy poprzedzić procesami przemiany, które wyeliminują uciążliwości wynikające z ich rozkładu, a także zapobiegą mikrobiologicznemu rozkładowi [1]. Stabilizacja beztlenowa jest procesem wielofazowym. Poszczególne jego fazy są prowadzone przez różne mikroorganizmy. Mikroorganizmy te wymagają odmiennych warunków środowiskowych [2]. Bakterie występujące w fermentacji „kwaśnej” należą do obligatoryjnych i fakultatywnych beztlenowców o liczebności populacji w procesie fermentacji mezofilowej $10^8 \div 10^9 / \text{cm}^3$. Do najczęściej występujących podczas stabilizacji beztlenowej mikroorganizmów należą: *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Clostridium*, *Escherichia*, *Flavobacterium*, *Pseudomonas*, *Lactobacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus* i *Streptococcus*. Szybkość wzrostu bakterii fermentacji „kwaśnej” jest zależna od rodzaju oraz stężenia substratu. Bakterie tej fazy są stosunkowo mało podatne na wpływ temperatury i zmiany pH [3, 4].

Bakterie fazy octanowej mają bardzo długi czas generacji. Bakterie metanowe należą do obligatoryjnych beztlenowców i są trudne do wyizolowania. Morfologicznie są bardzo zróżnicowane. Każdy gatunek jest ściśle wyspecjalizowany i bierze udział w rozkładzie

¹ Instytut Inżynierii Środowiska, Wydział Inżynierii i Ochrony Środowiska, Politechnika Częstochowska, ul. Brzeźnicka 60a, 42-200 Częstochowa, tel. 34 325 73 34

wąskiej grupy związków chemicznych, produktów pierwszej fazy rozkładu. Zarówno w naturze, jak i w komorach fermentacyjnych występują w postaci pałeczek (*Methanobacterium*), spirali (*Methanospirillum*) oraz innych kształtów - np. ziarniaki czy pakietowce (*Methanococcus*, *Methanosarcina*). Mikroorganizmy te są bardzo wrażliwe na zmiany fizykochemiczne środowiska. Wraz ze wzrastającą temperaturą procesu fermentacji obserwuje się wzrost szybkości rozwoju mikroorganizmów, jednak zbyt częste wahania temperatury o ponad 2°C mogą być przyczyną zaburzeń tego procesu. Również zmiana pH poniżej 6 lub powyżej 8 powoduje zahamowanie ich rozmnażania. Rozwój bakterii jest wtedy trudny i powolny [3, 4]. Do mezofilnych bakterii metanogennych należą: *Methanobacterium bryantii*, *Methanobacterium formicicum*, *Methanobrevibacter arboriphilus*, *Methanobrevibacter ruminantium*, *Methanosphaera stadtmaniae*, *Methanococcus vannielii*, *Methanomicrobium mobile*, *Methanospirillum hungatei*, *Methanosarcina barkeri*, *Methanosarcina mazei*, *Methanosarcina vacuolata* (minimalny wzrost wykazuje w temperaturze $\geq 18^{\circ}\text{C}$) i *Methanothrix soehngenii* (minimalny wzrost wykazuje w temperaturze $\geq 3^{\circ}\text{C}$).

Część doświadczalna

Substrat badań

Do badań wykorzystano osady pochodzące z biologiczno-mechanicznej oczyszczalni ścieków Koniecpolskich Zakładów Płyt Piłśniowych „Koniecpol” S.A. oczyszczającej ścieki składające się w 23% ze ścieków technologicznych oraz w 77% ze ścieków bytowo-gospodarczych. Udział ścieków technologicznych w ogólnym ładunku zanieczyszczeń organicznych dopływających ze ściekami do oczyszczalni stanowi przeważającą część, tj. ok. 74%. Osady nadmierne zaszczerpiono osadem przefermentowanym (*inoculum*), pobranym sprzed pras filtracyjnych Oczyszczalni Ścieków „Warta” S.A. w Częstochowie w stosunku 10:1. Mieszanina osadów przemysłowych i bytowo-gospodarczych stanowiła podstawowy substrat badań.

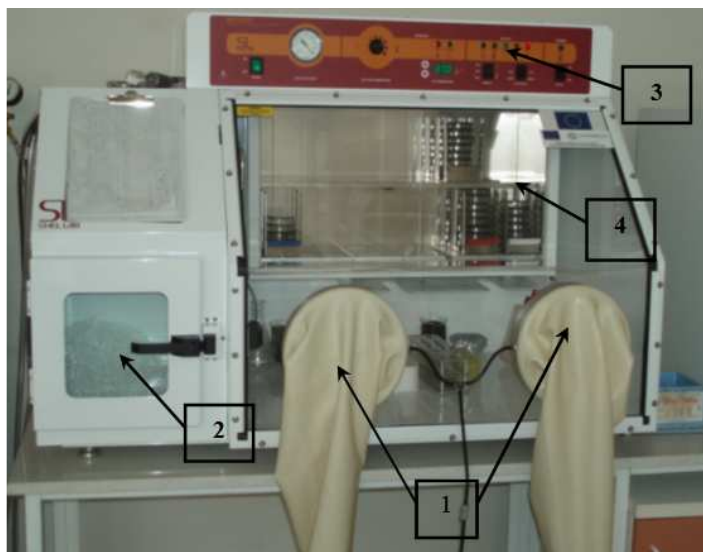
Metodyka badań [5, 6]

Przygotowaną mieszaninę osadów poddano 25-dniowej mezofilowej fermentacji metanowej. Badania prowadzono w czterech kolbach laboratoryjnych (stanowiących model komory fermentacyjnej) o pojemności 300 cm³ umieszczonych w inkubatorze znajdującym się w stacji do hodowli beztlenowych BACTRON III-2 (rys. 1) w temperaturze 37°C. Zawartość badanych kolb mieszano co kilka godzin ręcznie.

W celu określenia zakresu zmian liczbowych zbiorowisk mikroorganizmów, biorących udział w beztlenowej stabilizacji osadów ściekowych, w trakcie trwania procesu, codziennie dokonywano posiewu na płytkach Petriego, zawierających selektywne podłoże. Następnie płytki Petriego inkubowano w temperaturze 37°C wewnątrz stacji BACTRON III-2 w warunkach beztlenowych. Po pięciodniowej inkubacji liczone wyrosłe kolonie mikroorganizmów, a następnie prowadzono ich obserwację pod mikroskopem Olympus BX51 (rys. 2) w świetle widzialnym oraz fluorescencją. Przygotowywano preparaty mikroskopowe z wybranych kolonii i przy różnych powiększeniach, w tym imersji (100x) określano kształty mikroorganizmów fermentacji metanowej, będących w różnych stadiach procesu. Poza codzienną analizą mikrobiologiczną dokonywano również pomiaru odczynu

pH mieszaniny osadów ściekowych kolb fermentacyjnych umieszczonych w inkubatorze BACTRON III-2.

Przed oraz po fermentacji metanowej przeprowadzono analizy fizyczno-chemiczne mieszaniny, obejmujące takie parametry, jak: sucha masa, sucha masa organiczna i mineralna, zasadowość ogólna, ChZT, LKT, azot Kjeldahla, azot amonowy i węgiel ogólny [7-14].



Rys. 1. Urządzenie BACTRON III-2: rękawy (1), śluza (2), sterownik (3), inkubator (4)

Fig. 1. BACTRON III-2 station: manches (1), lock (2), controller (3), incubator (4)



Rys. 2. Mikroskop Olympus BX51

Fig. 2. Microscope Olympus BX51

Wyniki badań

W tabeli 1 zestawiono wyniki analizy fizyczno-chemicznej przed oraz po procesie fermentacji metanowej, prowadzonej w kolbach laboratoryjnych umieszczonych w stacji do hodowli beztlenowych BACTRON III-2. Podczas procesu fermentacji metanowej odnotowano prawie 40% efektywność zmniejszenia ChZT. Stosunek lotnych kwasów tłuszczowych do zasadowości przed procesem fermentacji wynosił 0,57, natomiast w 25 dniu osiągnął wartość 1,15.

Tabela 1

Charakterystyka fizyczno-chemiczna mieszaniny fermentacyjnej

Table 1

Characteristic the physical and chemical of the mixture fermentation

Wskaźnik	Jednostka	0 dzień fermentacji	25 dzień fermentacji
Zasadowość	[mg CaCO ₃ /dm ³]	320	450
ChZT	[mg O ₂ /dm ³]	809	490
Efektywność zmniejszenia ChZT	[%]	39,43	
Lotne kwasy tłuszczowe (LKT)	[mg CH ₃ COOH/dm ³]	214,2	520
LKT/Zasadowość	[mg CH ₃ COOH/ mg CaCO ₃]	0,57	1,15
Azot Kjeldahla	[mg N/dm ³]	145	220
Azot amonowy	[mg N-NH ₄ ⁺ /dm ³]	126	168
Węgiel ogólny	[mg/g]	440,95	220

W tabeli 2 przedstawiono analizę: suchej masy, suchej masy organicznej i mineralnej przed oraz po procesie fermentacji.

Tabela 2

Charakterystyka fizyczno-chemiczna mieszaniny fermentacyjnej

Table 2

Characteristic the physical and chemical of the mixture fermentation

Wskaźnik	Jednostka	0 dzień fermentacji	25 dzień fermentacji	
s.m.	Mieszanina I	[g/dm ³]	10,21	8,74
	Mieszanina II	[g/dm ³]	10,73	6,92
	Mieszanina III	[g/dm ³]	10,72	7,21
	Mieszanina IV	[g/dm ³]	10,39	7,89
s.m. organiczna	Mieszanina I	[g/dm ³]	7,66	4,56
	Mieszanina II	[g/dm ³]	7,63	4,25
	Mieszanina III	[g/dm ³]	7,74	4,53
	Mieszanina IV	[g/dm ³]	7,72	5,32
s.m. mineralna	Mieszanina I	[g/dm ³]	2,55	2,18
	Mieszanina II	[g/dm ³]	3,1	2,67
	Mieszanina III	[g/dm ³]	2,98	2,68
	Mieszanina IV	[g/dm ³]	2,67	2,37

Na podstawie wartości suchej masy organicznej przed oraz po fermentacji wyznaczono stopień przefermentowania (tab. 3). Najniższy stopień przefermentowania uzyskano dla Mieszaniny IV (31,1%), natomiast najwyższy dla Mieszaniny II (44,3%). Średnia wartość dla wszystkich badanych mieszanin wynosiła 39,3%.

Stopień przefermentowania badanego osadu

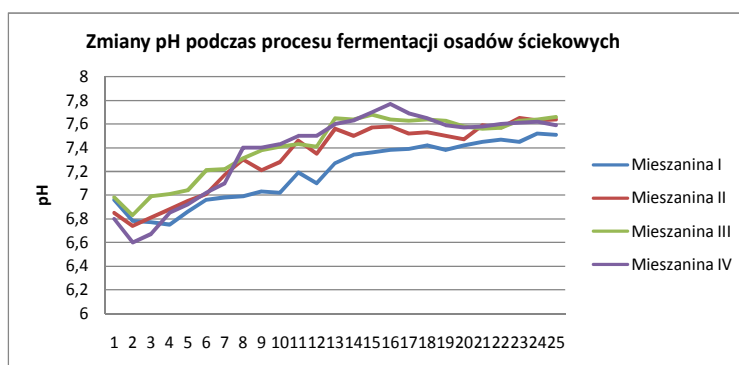
Tabela. 3

The degree of sewage sludge digestion

Table 3

Stopień przefermentowania	[%]
Mieszanina I	40,4
Mieszanina II	44,3
Mieszanina III	41,5
Mieszanina IV	31,1
średnia	39,3

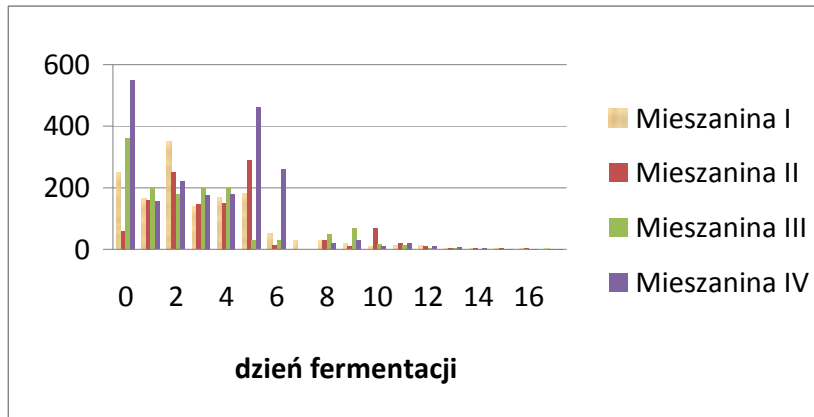
Odczyn ma zasadniczy wpływ na rozwój mikroorganizmów fermentacji metanowej, a zależy on głównie od ilości lotnych kwasów tłuszczowych w procesie. Na wykresie (rys. 3) przedstawiono zmiany pH poszczególnych mieszanin fermentacyjnych w trakcie trwania 25-dniowej stabilizacji beztlenowej. Zaobserwowano podobny przebieg zmiany pH dla poszczególnych mieszanin. Jego zauważalny spadek w I etapie procesu jest wynikiem szybkiego rozkładu substancji organicznych do niższych kwasów organicznych.



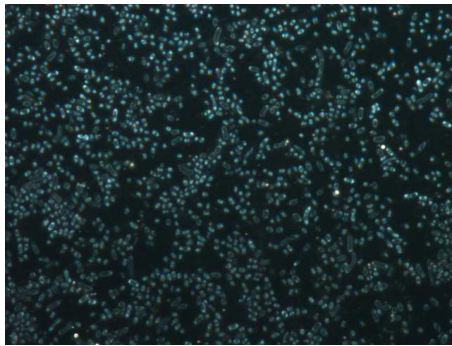
Rys. 3. Zmiany pH podczas procesu stabilizacji beztlenowej osadów ściekowych pochodzących z przemysłu celulozowego dla poszczególnych mieszanin

Fig. 3. Changes of pH value during anaerobic fermentation of sewage sludge coming from pulp mill industry to examined mixture

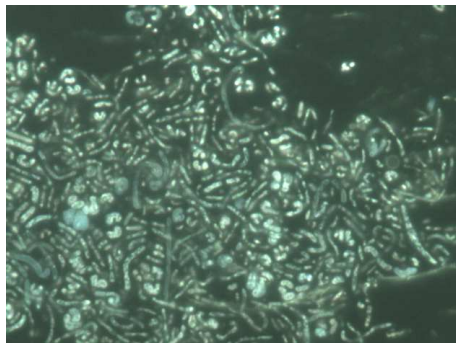
Na rysunku 4 przedstawiono analizę ilościową mikroorganizmów procesu fermentacji podaną dla rozcieńczenia 10^3 . Liczebność mikroorganizmów przez pierwsze 6 dni procesu utrzymywała się na średnim poziomie 280 jtk/cm^3 dla rozcieńczenia 10^3 . W kolejnym dniu procesu zaobserwowano znaczny spadek jtk. W kolejnych dniach nastąpił niewielki wzrost liczby jtk, po czym liczba mikroorganizmów stopniowo malała do szesnastego dnia procesu, po którym nie stwierdzono obecności mikroorganizmów.



Rys. 4. Ilościowa analiza mikroorganizmów biorących udział w fermentacji metanowej dla rozcieńczenia 10^3
 Fig. 4. The quantitative analysis of the examined microorganisms during fermentation for dilution 10^3



Rys. 5. Zdjęcie mikroorganizmów przy obiektywie 100x (imersji) w świetle widzialnym
 Fig. 5. Photo microorganism at objective x100 in visible light



Rys. 6. Zdjęcie mikroorganizmów przy obiektywie 100x (imersji) i filtrami do fluorescencji w szerokopasmowym świetle UV
 Fig. 6. Photo microorganism at objective x100 and filters to fluorescence in broadband light UV

W kolejnym etapie badań dokonano obserwacji mikroskopowych wyrosłych kolonii. W skład obserwowanych zbiorowisk wchodziły konsorcja różnych gatunków mikroorganizmów. Ponadto mikroorganizmy beztlenowe charakteryzują się świeceniem (rys. rys. 5 i 6).

Podsumowanie

Celem prowadzonych badań było określenie zmian liczebności zbiorowisk mikroorganizmów biorących udział w fermentacji beztlenowej osadów ściekowych pochodzących z Biologicznej Oczyszczalni Ścieków Konieczpolskich Zakładów Płyt Piłśniowych „Konieczpol” S.A. Uzyskane wyniki badań wykazały, że zbiorowiska mikroorganizmów charakteryzowały się dużą zmiennością liczebności w czasie procesu stabilizacji beztlenowej. W skład zbiorowisk wchodziły konsorcja różnych gatunków mikroorganizmów. Wyniki analizy wybranych parametrów fizyczno-chemicznych mieszanin fermentacyjnych były porównywalne z wynikami uzyskanymi dla samych osadów komunalnych. Może to wynikać z niewielkiej ilości osadu celulozowego w badanej mieszaninie.

Podziękowania

Badania zostały przeprowadzone w ramach BG 401/403/07/R oraz BS 401/301/08/R.

Literatura

- [1] Skalmowski K.: Poradnik gospodarowania odpadami. Wyd. VERLAG DASHOFER, Warszawa 1999.
- [2] Sadecka Z.: Toksyczność i biodegradacja insektycydów w procesie fermentacji metanowej osadów ściekowych. Uniwersytet Zielonogórski, Zielona Góra 2002.
- [3] Heinrich Z. i Nieścier A.: Stabilizacja beztlenowa osadów ściekowych, monografie nr 4: Wodociągi i kanalizacja. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych, Warszawa 1999.
- [4] Bień J.: Osady ściekowe - teoria i praktyka. Wyd. Polit. Częstochowskiej, Częstochowa 2007.
- [5] Bień J., Matysiak B. i Wystalska K.: Stabilizacja i odwadnianie osadów ściekowych. Wyd. Polit. Częstochowskiej, Częstochowa 1999.
- [6] Choromański P. i Łebkowska M.: *Badania mikrobiologiczne w procesie fermentacji metanowej*. Gaz, Woda i Techn. Sanit. 2008, (11), 19-23.
- [7] Polskie Normy (PN-91/C-04540/05), Wyd. Normalizacyjne, Warszawa.
- [8] Polskie Normy (PN-EN-12879), Wyd. Normalizacyjne, Warszawa.
- [9] Polskie Normy (PN-75/C-04616/04), Wyd. Normalizacyjne, Warszawa.
- [10] Polskie Normy (PN-74/C-04540/00), Wyd. Normalizacyjne, Warszawa.
- [11] Polskie Normy (PN-74/C-04540/00), Wyd. Normalizacyjne, Warszawa.
- [12] Polskie Normy (PN- 74/C-04578/03), Wyd. Normalizacyjne, Warszawa.
- [13] Polskie Normy (PN-ISO 5664:2002), Wyd. Normalizacyjne, Warszawa.
- [14] Polskie Normy (PN-73/C-04576/14), Wyd. Normalizacyjne, Warszawa.

COMPLEXES OF MICROORGANISMS IN THE OXYGEN-FREE STABILIZATION PROCESSES OF SEWAGE SLUDGE

Institute of Environmental Engineering, Czestochowa University of Technology

Abstract: The methane fermentation is a sophisticated process which takes place with the participation of various populations of microorganisms in respect of culture, however, they depend on each other in a synergistic way. The macromolecular compounds are resolved into simple compounds, which are the substrates for bacteria of methane fermentation and then they produce hydrogen, alcohol, *volatile fatty acids* (VFA). VFA are used by syntrophic

bacteria with the production of acetate and hydrogen. Acetate can also be produced from hydrogen and carbon dioxide by some homoacetogenic bacteria and by bacteria which reduce sulfates or by other oxygen-free microorganisms. Hydrogen, acetate and other components are used to produce methane by methanogenic bacteria. The characteristics of microorganisms populations of methane fermentation allows to observe the changes and the activities of the microorganisms populations. The substrate of the research was the excessive activated sludge coming from Koniecpol Fibreboard Factory "Koniecpol" S.A. inoculated by fermented sludge, taken from the municipal sewage treatment plant: WARTA in Częstochowa. The mixture was later put to the 25-day mesophile methane fermentation. The research was made in the laboratory flasks, put into the oxygen-free cultures station called BACTRON in the temperature of 37°C. The content of the examined flasks was mixed every few hours by hand. In order to find out the range of the numerical changes of the microorganism complexes, taking place in oxygen-free stabilization of sewage sludge, during the process, there were made every day: the biological determinations on the selective base and the measurement of pH reaction of the mixture of sewage sludge inside the BACTRON station in oxygen-free conditions. Within the range of microbiological analyses there were also made the microscopic observations by mean of a fluorescent microscope. Before and after the methane fermentation there were made the physical and chemical analysis of the mixture, which includes the parameters: dry matter, dry organic and mineral matter, general alkalinity, COD (*chemical oxygen demand*), Kjeldahl nitrogen, ammonium nitrogen, general carbon.

Keywords: oxygen-free stabilization, oxygen-free microorganisms, sewage sludge

Robert WRZESIEN¹, Elżbieta BUDZIŃSKA-WRZESIEN²
Joanna JARMUŁ-PIETRASZCZYK³ i Małgorzata MOSKWA²

PTASIA GRYPA - ZAGROŻENIE DLA ZDROWIA CZŁOWIEKA ORAZ SYTUACJA EPIDEMIOLOGICZNA W POLSCE W GRUDNIU 2007 ROKU

AVIAN INFLUENZA - A RISK TO HUMAN HEALTH AND EPIDEMIOLOGICAL SITUATION IN POLAND IN DECEMBER 2007

Abstrakt: Choroby zakaźne zwierząt stanowią duże niebezpieczeństwo nie tylko dla zwierząt, ale także dla ludzi. Jedną z najgroźniejszych chorób jest ptasia grypa. Przyczynia się do tego szybki sposób rozprzestrzeniania się wirusa H5N1, a także możliwość mutacji tego patogenu w formę mającą zdolność przenoszenia się z człowieka na człowieka. Do Polski ptasia grypa powróciła w grudniu 2007 roku. Spowodowała szkody wynoszące ponad 12 milionów złotych.

Słowa kluczowe: choroby zakaźne zwierząt, ptasia grypa, sytuacja epidemiologiczna

Choroby zakaźne stanowią poważne zagrożenie dla zdrowia nie tylko zwierząt, ale i człowieka. Szerzą się one w sposób horyzontalny oraz wertykalny. Ważną rolę w transmisji chorób zakaźnych odgrywiają wektory, do których zaliczamy stawonogi (kleszcze, pchły itp.), ptaki, ssaki (szczury, lisy), a także człowieka. Wiele chorób zakaźnych zwierząt przenoszonych jest na ludzi z nimi pracującymi. W ten sposób tworzą się nowe patogeny o wysokim stopniu zjadliwości. Generują one straty finansowe hodowcom oraz stwarzają trudności w diagnostyce i leczeniu. Z tego powodu w prawie polskim jest Ustawa o ochronie oraz zwalczaniu chorób o zakaźnych zwierząt [1], która umożliwia regulację postępowania zarówno służb weterynaryjnych, jak i organów administracyjnych w przypadku, gdy dana choroba wystąpi na terenie Polski. W ustawie tej wymieniono takie choroby, jak: pryszczycza, wąglik, wścieklizna czy ptasia grypa. Po raz pierwszy influenza ptaków została odnotowana we Włoszech w 1878 roku, a dopiero po 23 latach została dokładnie opisana [2, 3]. W 1955 r. stwierdzono, że patogen odpowiedzialny za wywołanie ptasiej grypy należy do rodziny *Orthomyxoviridae*. W 2003 roku w południowo-wschodniej Azji rozpoczęła się obecna epidemia ptasiej grypy, choć pierwsze wystąpienie szczepu H5N1 odnotowano już w 1997 roku w Hongkongu [4-6]. Wtedy wirus ten po raz pierwszy przełamał barierę gatunkową i uśmiercił 16 z 18 zarażonych osób. W następnych latach obecność tego wirusa stwierdzono w Rosji, Chorwacji, Turcji, Rumunii, a nawet w Kuwejcie. Prowadzone badania nad rekonstrukcją wirusa ptasiej grypy wykazały duże podobieństwo do wirusa, który w 1918 roku wywołał grypę hiszpankę [7, 8]. Granice Polski ptasia grypa przekroczyła w 2006 r. i została potwierdzona w Toruniu u łabędzia niemego, potem w Bydgoszczy także u tych ptaków. Wirusa tego wyizolowano również z czapli, jastrzębia i łabędzia w województwie

¹ Katedra i Zakład Patologii Ogólnej i Doświadczalnej, WUM, ul. Krakowskie Przedmieście 26/27, 00-927 Warszawa, email: robert.wrzesien@wum.edu.pl

² Zakład Higieny Zwierząt i Środowiska, Katedra Biologii Środowiska Zwierząt, SGGW, ul. Ciszewskiego 8, 02-786 Warszawa

³ Zakład Zoologii, Katedra Biologii Środowiska Zwierząt, SGGW, ul. Ciszewskiego 8, 02-786 Warszawa

lubuskim, na obrzeżach Kostrzyna nad Odrą. Rok później wysoce zjadliwa grypa ptaków ponownie została wykryta w Polsce.

Zakażenie wirusem grypy należącym do typu A potwierdzono u większości gatunków ptaków domowych oraz dziko żyjących. Prowadzone od lat badania wykazały, że największym rezerwuarem tego patogena są migrujące, dzikie ptaki i to one stanowią główne zagrożenie dla drobiu. Najbardziej wrażliwym gatunkiem są kaczki, które są hodowane na fermach z otwartymi akwenami wodnymi ułatwiającymi kontakt z dzikim ptactwem [9-16].

Czas inkubacji wirusa grypy uzależniona jest od jego zjadliwości oraz gatunku ptaków. W przypadku wirusa H5N1 waha się od 3 do 5 dni, czas ten może ulec wydłużeniu do 7 dni. Bardzo zjadliwa influenza ptaków przeważnie w 100% kończy się padnięciami zarażonych zwierząt w ciągu kilku dni od momentu przedostania się patogenu do ich organizmu [4, 8, 17].

Wirus ptasiej grypy wykazuje wrażliwość na temperaturę, która jest wyższa niż 50°C, gdy znajdzie się poza ciałem żywiciela, szybko ginie. W kale wirus może przeżyć przez 5 tygodni przy temperaturze utrzymującej się na poziomie 4°C i około tygodnia, jeśli temperatura wynosi 20°C [2, 4, 10, 11]. Ich inaktywacja przebiega szybko, ponieważ odznaczają się wysokim poziomem wrażliwości na działanie detergentów, środków czystości i rozpuszalników tłuszczowych.

Materiał i metodyka

Materiałem do badań była dokumentacja dotycząca ostatniego wybuchu ptasiej grypy w Polsce, który miał miejsce w grudniu 2007 roku. W pracy przedstawione zostały poszczególne ogniska z uwzględnieniem gatunków ptaków, u których zaobserwowano wysoce zjadliwą influencję. Dla oceny wiedzy i wpływu na zachowanie oraz zmianę przyzwyczajzeń ze szczególnym uwzględnieniem przyzwyczajzeń kulinarnych stworzono ankietę zawierającą 10 pytań. Pytania te dotyczyły wpływu ptasiej grypy na konsumpcję mięsa drobiowego, źródła zakażenia wirusem H5N1, sposobów zmniejszania ryzyka zarażenia się ptasią grypą od ptaków oraz obaw ludzi związanych z tą chorobą.

W czerwcu 2008 roku zebrano łącznie 42 ankiety. Wybrano grupę reprezentacyjną w wieku od 18 do 80 lat. Najliczniejsza grupa była w wieku do 25 lat stanowiła ona 55% wszystkich ankietowanych, następnie dwie grupy porównywalne liczebnościowo od 25 do 55 lat i powyżej (stanowiły odpowiednio 24 i 21%). Kwestionariusze były prezentowane w dwóch formach: papierowej (17%) i elektronicznej (83%). Analiza uzyskanych odpowiedzi umożliwiła zaprezentowanie, jak postrzegana jest ptasia grypa w oczach Polaków i czy nasze społeczeństwo odczuwa przypadki wystąpienia tej choroby na terenie Polski jako zagrożenie dla zdrowia.

Wyniki i ich analiza

Analiza zebranych ankiet dostarczyła cennych informacji na temat tego, jak postrzegane było zagrożenie ptasią grypą dla zdrowia człowieka w Polsce. Spożycie mięsa drobiowego i produktów pochodzących od nich (56%) przeważało w przeprowadzonej grupie ankietowanych. Drugie miejsce zajęła wieprzowina (25%), wołowina i cielęcina stanowiły 19%.

Z przeprowadzonego badania wynikało, że u większości ankietowanych potwierdzenie występowania ognisk ptasiej grypy na terenie Polski nie spowodowało zmniejszenia spożycia mięsa drobiowego. Prawie 77% ankietowanych nie zmieniło spożycia drobiu i produktów od nich pochodzących, choć odnotowano dwutygodniową konsumencką panikę w sprzedaży zarówno surowych produktów drobiowych, jak i przetworzonych. Informację na temat ptasiej grypy ankietowani pozyskiwali przede wszystkim z telewizji (ok. 88%), w mniejszym stopniu z prasy i Internetu. Prezentowane informacje przez media miały także wpływ na wiedzę ankietowanych o źródłach zakażenia wirusem H5N1. Za główne źródła zakażenia tym wirusem ankietowani uznali spożycie mięsa pochodzącego od chorych ptaków (30%) oraz bezpośredni kontakt z zarażonym drobiem. Bardzo dużo osób odpowiedziało także, że groźne są odchody zakażonych zwierząt (28%). Ankietowani również podawali sposoby unikania zarażenia się wirusem ptasiej grypy, takie jak:

- spożycie mięsa drobiowego, przetworów drobiarskich i jaj po wcześniejszej obróbce termicznej (ok. 35%),
- unikanie kontaktu z ptactwem, szczególnie dzikim (ok. 22%),
- inne (nie należy dotykać martwych ptaków, izolacja chorych osobników, ograniczenie spożycia, profilaktyczne szczepienia na grypę). Szczepienia nie chronią ludzi przed ptasią grypą. Jednak osoby pracujące na terenach, gdzie wystąpiła ptasia grypa, powinny być zaszczepione ze względu na to, aby nie doszło do jednoczesnego zakażenia wirusem klasycznej grypy oraz ptasiej. Takie połączenie prowadziłyby do mutacji i powstania nowej formy wirusa, która będzie się łatwiej przenosiła z człowieka na człowieka. Takie podejście potwierdzili także ankietowani, którzy w 86% nie wykazali obaw zakażeniem się wirusem H5N1 od ptactwa, z tego powodu uznali ją także za małe zagrożenie dla Polski w porównaniu do klasycznej grypy czy anginy.

Ptasia grypa stanowi poważne zagrożenie dla życia człowieka pod dwoma względami. Po pierwsze istnieje ryzyko przeniesienia wirusa H5N1 z zakażonych ptaków na człowieka. Przeniesienie takie powoduje u ludzi ostrą niewydolność oddechową i w wielu przypadkach śmiertelność przekraczającą 50%. Drugim zagrożeniem jest stworzenie takiej mutacji tego patogenu, który z łatwością będzie się przenosił z człowieka na człowieka. Drób wydala wraz z kałem bardzo duże ilości tego zarazka, zwiększając tym samym ryzyko zarażenia ludzi. Z badań wynika, że najczęściej do zarażenia ludzi dochodzi w momencie uboju, skubania, a także przenoszenia pierza. Dotyczy to również obróbki mięsa w odpowiedniej temperaturze.

Na ogół wybuch grypy dochodzi w momencie spadków temperatury. Wirusa ptasiej grypy w Polsce oprócz u dzikiego ptactwa stwierdzono w mięsie indyków oraz u kur niosek na fermie i w stadach drobiu domowego. Pierwsze ognisko zlokalizowano w Myśliborzycach, gdzie ptactwo domowe zaraziło się od dziko żyjących. Z kolei ognisko ptasiej grypy z Żurominie powiązane było z pierwszą falą zarażenia. Zlikwidowano wtedy ok. 1 miliona kur z kilku kurników i z hodowli przydomowej. Za źródło zakażeń w województwie warmińsko-mazurskim podejrzewa się pozostałości w rzeźniach po mięsie indyczym pochodzącym z zainfekowanej farmy z Uniejewa. Wirus wyizolowany od padłych ptaków należał do klasy EMA3 i wykazywał podobieństwo do tych, które zdiagnozowano w wielu krajach Europy oraz na Bliskim Wschodzie.

Podsumowanie

Od ponad 10 lat ptasia grypa jest głównym tematem podejmowanych badań na całym świecie. Od czasu pierwszego kontaktu wirusa ptasiej grypy z człowiekiem w 1997 r. liczba zachorowań wzrosła, prowadząc nawet do śmierci. Najczęściej chorowały dzieci i młodzież w Kambodży, Tajlandii, w Wietnamie, Chinach i Indonezji. Związane to jest z tym, że te kraje produkują 33% mięsa drobiowego oraz 50% jaj. W grudniu 2007 r. ptasia grypa dotarła do Polski i zaatakowała w 10 miejscach. Straty poniesione z tego powodu wyniosły ok. 12 200 000 zł. Pomimo pojawienia się ptasiej grypy w Polsce ludzie nie wykazują przed nią obaw, jak to wynikało z przeprowadzonej ankiety. Ptasia grypa w obecnej formie stanowi małe zagrożenie dla zdrowia człowieka, chyba że trafi na organizm osłabiony lub wycieńczony.

Jednak nie należy lekceważyć zagrożenia, jakie niesie ptasia grypa. Trzeba pamiętać o przestrzeganiu podstawowych zasad higieny, unikać bezpośredniego kontaktu z chorym lub padłym ptactwem.

Literatura

- [1] Ustawa o ochronie zwierząt oraz zwalczaniu chorób zakaźnych zwierząt z dnia 11.03.2004. DzU 2004, Nr 69, poz. 625.
- [2] Samorek-Salomonowicz E., Truszyński M. i Kozdruń W.: Kosmos, 2005, **269**(4), 321-330.
- [3] Guan Y., Peiris J.S., Lipatov A.V., Ellis T.M., Dyrting K.C., Krauss S., Zhang L.J., Webster R.G. i Shortidge K.F.: Proc. Nat. Acad. Sci., 2002, **99**, 8950-8955.
- [4] Kamps B.S., Hoffmann Ch. i Preiser W.: Influenza Report 2006. Wyd. Flying Publ., Paryż, Cagliari, Wuppertal, Sevilla 2006.
- [5] Kobasa D., Takada A., Shinya K., Hatta M., Halfmann P., Theriault S., Suzuki H., Nishimura H., Mitamura K., Sugaya N., Usui T., Murata T., Maeda Y., Watanabe S., Suresh M., Suzuki T., Suzuki Y., Feldmann H. i Kawaoka Y.: Nature, 2004, **431**, 703-707.
- [6] Horimoto T., Fukuda N., Iwatsuki-Horimoto K., Guan Y., Lim W., Peiris M., Suggi S., Odagiri T., Tashiro M. i Kawaoka Y.: L. Vet. Med. Sci., 2004, **66**, 303-305.
- [7] Liu W., Wang J. i Gao G.F.: Science, 2005, **309**, 1206.
- [8] Tumpey T.M., Suarez D.L., Perkins L.E., Senne D.A., Lee J.G., Lee Y.J., Mo I.P., Sung H.W. i Swayne D.E.: J. Virol., 2002, **76**, 6344-6355.
- [9] Cinatl J.Jr., Michaelis M. i Doerr H.W.: Med. Microbiol. Immunol., 2007, **196**, 181-190.
- [10] Minuta Z.: Mag. Wet., 1998, **33**(1), 49-53.
- [11] Minuta Z.: Mag. Wet., 2003, **85**(12), 47-49.
- [12] Burgos S., Burgos S.: Int. J. Poul. Sci., 2008, **7**(1), 97-100.
- [13] Furowicz A., Czermomyszy-Furowicz D., Ferlas M., Borkowski J.: Przegl. Hodowl., 2006, **2**, 9-12.
- [14] Kołodziej P.: Higiena, 2006, **21**(3), 1-4.
- [15] Kozdruń W.: Polskie Drobiar., 2004, **4**, 39-41.
- [16] Truszyński M., Samorek-Salomonowicz E. i Polak M.: Życie Wet., 2007, **63**(3), 270-274.
- [17] Wan X.F., Ren T., Luo K.J., Liao M., Zhang G.H., Chen J.D. Cao W.S., Li Y., Jin N.Y., Xu D. i Xin C.A.: Arch. Virol., 2005, **150**, 1257-1266.

AVIAN INFLUENZA - A RISK TO HUMAN HEALTH AND EPIDEMIOLOGICAL SITUATION IN POLAND IN DECEMBER 2007

¹Department of General and Experimental Pathology, Medical University of Warsaw

²Unit of Animal and Environmental Hygiene, Department of Animal Environment Biology
Warsaw University of Life Sciences

³Unit of Zoology, Department of Animal Environment Biology, Warsaw University of Life Sciences

Abstract: Animal infectious diseases pose a great threat not only to animals but also to humans. One of the most dangerous diseases is avian influenza because of the rapid spread of H5N1 virus and a possibility of mutations of this pathogen into a form able to transmit from one person to another. In Poland the avian influenza returned in December 2007. It caused losses calculated at 12 million zlotys. A questionnaire was prepared within this study to present the risk posed by the avian influenza from human perspective.

Keywords: contagious animal diseases, avian influenza, epidemiological situation

Iwona ZAWIEJA¹, January BIEN¹ i Małgorzata WORWAĞ¹

POZYSKIWANIE LOTNYCH KWASÓW TŁUSZCZOWYCH W PROCESIE STABILIZACJI BEZTLENOWEJ OSADÓW POCHODZĄCYCH Z PRZEMYSŁU SPOŻYWCZEGO

RECEIVING OF VOLATILE FATTY ACIDS DURING THE PROCESS OF OXYGEN-FREE STABILIZATION OF SEWAGE SLUDGE COMING FROM FOOD INDUSTRY

Abstrakt: Konwencjonalny proces stabilizacji beztlenowej jest często czasochłonny i ma małą efektywność. Dokonany przegląd literaturowy, a także przeprowadzone badania własne sugerują, że ultradźwiękowe kondycjonowanie stanowi nową drogę do skrócenia czasu oraz zwiększenia efektywności procesu stabilizacji beztlenowej osadów, powstających w procesie oczyszczania tak ścieków bytowo-gospodarczych, jak i przemysłowych. Uzyskanie znacznego wzrostu stopnia przefermentowania podczas stabilizacji beztlenowej osadów kondycjonowanych polem ultradźwiękowym (UD), w odniesieniu do redukcji substancji organicznych odnotowanych podczas stabilizacji beztlenowej osadów niepreparowanych, wynika z kombinacji działania zarówno hydrolizy biologicznej, stanowiącej pierwszy etap procesu, jak również zjawiska hydrolizy sonochemicznej, mającej miejsce podczas procesu preparowania. Poddanie osadów kondycjonowaniu badaną metodą wpływa na znaczną intensyfikację fazy hydrolizy, czego wyrazem był odnotowany w kolejnych dniach prowadzenia procesu stabilizacji beztlenowej wzrost tempa produkcji oraz stężenia lotnych kwasów tłuszczowych, warunkujący bezpośrednio zwiększenie efektywności fermentacji, tj. stopnia przefermentowania osadów oraz jednostkowej produkcji biogazu. Stabilizacji beztlenowej, w warunkach statycznych, poddano nadmierny osad czysty powstający w wyniku oczyszczania mieszaniny ścieków bytowo-gospodarczych oraz przemysłowych powstających na terenie zakładu produkującego soki oraz napoje. Proces prowadzono zarówno w kolbach laboratoryjnych, stanowiących modele komór fermentacyjnych, jak również w komorze fermentacyjnej firmy Applicon.

Słowa kluczowe: stabilizacja beztlenowa, hydroliza, lotne kwasy tłuszczowe, działanie pola ultradźwiękowego, biogaz

Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. o odpadach wprowadza pojęcie komunalnych osadów ściekowych jako pochodzących z oczyszczalni ścieków osadów z komór fermentacyjnych oraz innych instalacji służących do oczyszczania ścieków komunalnych oraz innych ścieków o składzie zbliżonym do składu ścieków komunalnych, do których można zaliczyć ścieki pochodzące między innymi z [1]: przetwórstwa mleka, owoców i warzyw, produkcji i butelkowania napojów bezalkoholowych oraz alkoholowych, przemysłu mięsnego, produkcji pasz zwierzęcych z surowców roślinnych, produkcji żelatyny oraz klejów ze skór i kości zwierzęcych, słodowni, przetwórstwa ryb, produkcji tłuszczów roślinnych i zwierzęcych, cukrowni.

Składowanie osadów ściekowych na składowiskach lub ich przyrodnicze wykorzystanie należy poprzedzić procesami przemiany, które wyeliminują uciążliwości wynikające z ich rozkładu, a także zapobiegają mikrobiologicznemu rozkładowi [2]. Najpowszechniej stosowanym procesem biochemicznej stabilizacji osadów ściekowych jest proces fermentacji metanowej [3]. Proces fermentacji metanowej polega na rozkładzie makromolekularnych substancji organicznych przez różne grupy bakterii do związków

¹ Instytut Inżynierii Środowiska, Wydział Inżynierii i Ochrony Środowiska, Politechnika Częstochowska, ul. Brzeźnicka 60a, 42-200 Częstochowa, tel. 34 325 73 34 wew. 64

prostych, głównie metanu i ditlenku węgla [3]. Stosowanie fermentacji metanowej prowadzi do zmian składu osadu oraz fazy gazowej [4]. Zaobserwowano w procesie fermentacji metanowej redukcję związków organicznych o około 50%, a także zmniejszenie ilości szkodliwej materii biologicznej [2]. Ważnym czynnikiem pod względem energetycznym jest ilość odzyskiwanej energii w formie lotnych kwasów tłuszczowych [5]. Unieszkodliwienie osadów metodą fermentacji metanowej jest bardzo korzystnym energetycznie procesem, gdyż nie wymaga dostarczania dużych dawek energii, a produktem reakcji zachodzących w tym procesie jest wysoce energetyczny biogaz [6]. Wadą procesu jest niewielka szybkość degradacji zawartych w osadach związków organicznych [7]. Dlatego też osady należy poddać procesowi kondycjonowania warunkującemu bezpośrednio wzrost ich podatności na biodegradację. Fazą limitującą proces fermentacji jest faza hydrolityczna. Zwiększenie stopnia dezintegracji osadów ściekowych przed procesem fermentacji metanowej wpływa na intensyfikację procesu hydrolizy, wynikiem czego jest wzrost stężenia oraz tempa przyrostu lotnych kwasów tłuszczowych, stanowiących półprodukt fermentacji oraz substrat dla bakterii metanogennych.

Część doświadczalna

Substrat badań

Przedmiotem badań był nadmierny osad czynny, pochodzący z oczyszczalni ścieków funkcjonującej przy zakładach Jurajskiej Spółdzielni Pracy w Myszkowie. Badania prowadzono na mieszaninie osadów nadmiernych oraz przefermentowanych, które poddano mezofilowej fermentacji metanowej, mającej charakter okresowy. Osady nadmierne stanowiły 90% mieszaniny, natomiast pozostałe 10% stanowiły osady przefermentowane pełniące rolę materiału zaszczipiającego.

Metodyka badań

Prowadzone badania miały na celu zbadanie przebiegu procesu hydrolizy w stabilizacji beztlenowej osadów ściekowych oraz określenie efektywności procesu fermentacji metanowej. Badania prowadzono w skali laboratoryjnej w warunkach mezofilowych w dziesięciu szklanych kolbach, stanowiących modele komór fermentacyjnych. Jednocześnie prowadzono badania w zakresie oceny efektywności fermentacji metanowej w bioreaktorze firmy Applikon.

W pierwszym etapie procesowi 10-dniowej stabilizacji poddano mieszaninę osadów przefermentowanych oraz niekondycjonowanych osadów nadmiernych - Mieszanina I. Kolejny etap stanowił proces stabilizacji mieszaniny osadów przefermentowanych oraz osadów nadmiernych, poddanych czynnemu działaniu pola ultradźwiękowego. W celu określenia najlepszych parametrów kondycjonowania osadów dokonano doboru najkorzystniejszej amplitudy drgań i czasu sonifikacji. Kryterium doboru szukanych parametrów stanowił wzrost stężenia substancji organicznych w wodzie osadowej osadów nadmiernych po nadźwiękawianiu, wyrażony wzrostem wartości ChZT wody osadowej. Do badań użyto dezintegratora ultradźwiękowego typu VC-750. W badaniach zastosowano następujące amplitudy drgań: 15,3 μm ; 21,4 μm ; 30,5 μm oraz 36,6 μm ; których działanie zbadano dla czasu nadźwiękawiania $t = 30 \div 360$ s. W drugim etapie badań, na podstawie

dokonanej optymalizacji parametrów pola ultradźwiękowego, stabilizacji beztlenowej poddano Mieszaninę II, tj. osady nadmierne kondycjonowane polem ultradźwiękowym o amplitudzie 36,6 μm oraz czasie ekspozycji 240 s.

Dokonano oznaczenia następujących parametrów fizyczno-chemicznych: odczyn pH przy użyciu pH-metru Cole-Parmer Instrument Company Model 59002-00 wg normy PN-91/C-04540/05 [8]; sucha masa, sucha masa organiczna, sucha masa mineralna metodą bezpośrednią wagową wg normy PN-EN-12879 [9]; lotne kwasy tłuszczowe LKT wg normy PN-75/C-04616/04 [10]; zasadowość wg normy PN-74/C-04540/00 [11]; kwasowość wg normy PN-74/C-04540/00 [12]; chemiczne zapotrzebowanie na tlen oznaczone metodą dwuchromianową ChZT-Cr (wg PN-74/C-04578/03) [13]; azot amonowy PN-ISO 5664:2002 [14]; azot ogólny wg PN-73/C-04576/14 [15].

Wyniki badań

Przeprowadzenie procesu stabilizacji beztlenowej osadów niekondycjonowanych

Procesowi stabilizacji beztlenowej poddano mieszaninę niekondycjonowanych osadów nadmiernych oraz osadów przefermentowanych, pełniących rolę *inoculum* (Mieszanina I). W trakcie badań zaobserwowano skokowe zmiany wartości wybranych parametrów fizyczno-chemicznych. Zmiany te mogą wynikać z niejednorodnej struktury osadów. Nadmierne osady ściekowe dość trudno ulegają w warunkach beztlenowych biochemicznemu rozkładowi. Świadczy o tym, uzyskany w dziesiątym dniu prowadzenia procesu stabilizacji Mieszaniny I, stopień przefermentowania osadów. W związku z tym, na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, iż niezbędne jest, w celu zwiększenia efektywności procesu, poddanie osadów procesowi wstępnego kondycjonowania z wykorzystaniem czynnego działania pola UD.

Tabela 1
Wybrane parametry fizyczno-chemiczne mieszaniny niekondycjonowanych osadów nadmiernych oraz osadów przefermentowanych (Mieszanina I), poddanej procesowi fermentacji metanowej

Table 1
Selected physico-chemical parameters of the mixture of nonpretreatment excess sludge and digested sludge (Mixture I) subjected to the methane fermentation

Wskaźnik/ jednostka	Czas fermentacji metanowej [d]										
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Sucha masa, [g/dm ³]	18,3	16,4	16,3	15,8	14,9	14,2	13,5	13,7	13,8	13	12,8
Sucha masa organiczna [g/dm ³]	17,5	15,1	14,8	14	13,2	12,6	11,4	11,6	11,8	11,4	11,1
Sucha masa mineralna [g/dm ³]	2,2	1,3	1,5	1,8	1,7	1,6	2,1	2,1	2,0	1,6	1,7
Kwasowość [meq/dm ³]	2,4	4,4	4,8	5,6	5,2	4,8	4,4	5,2	5,2	5,6	5,6
Zasadowość [mg CaCO ₃ /dm ³]	1660	1860	1960	2140	2160	2200	2240	2280	2260	2280	2280
ChZT [mg O ₂ /dm ³]	834	1055	1048	1041	862	1120	718	1950	181	172	164
Lotne kwasy tłuszczowe (LKT) [mg CH ₃ COOH/dm ³]	360	360	737	720	634	771	805	360	205	154	102
Azot Kjeldahla [mg N/dm ³]	302	355	406	436	431	459	464	518	478	504	498
Azot amonowy [mg N-NH ₄ ⁺ /dm ³]	20,1	280	324	364	434	439	448	452	478	503	517
Odczyn pH	7,68	7,54	7,45	7,42	7,44	7,40	7,38	7,30	7,49	7,47	7,43

Podczas procesu fermentacji metanowej Mieszaniny I prowadzonego w kolbkach fermentacyjnych odnotowano ok. 37% stopień przefermentowania osadów. Stężenie

lotnych kwasów tłuszczowych wzrastało do 6 dnia prowadzenia procesu, w którym osiągnęło wartość 805 mg $\text{CH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$. Od siódmego dnia stężenie LKT systematycznie spadało i w 10 dniu procesu wyniosło 102 mg $\text{CH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$. Podczas procesu stabilizacji beztlenowej, prowadzonego w bioreaktorze, uzyskano, po 25 dniach procesu, ok. 43% stopień przefermentowania osadów. Analiza osadów po 25 dniach wykazała, że stężenie LKT w ostatnim dniu fermentacji metanowej wyniosło 445 mg $\text{CH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$.

Tabela 2

Wybrane parametry fizyczno-chemiczne mieszaniny kondycjonowanych osadów nadmiernych oraz osadów przefermentowanych (Mieszanina II), poddanej procesowi fermentacji metanowej

Table 2

Selected physico-chemical parameters of the mixture of pretreatment excess sludge and digested sludge (Mixture II) subjected to the methane fermentation

Wskaźnik/ jednostka	Czas fermentacji metanowej [d]										
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Sucha masa [g/dm^3]	20,3	18,9	18,4	18,3	18	17,1	16,3	15,7	15,6	15,5	14,65
Sucha masa organiczna [g/dm^3]	15,9	15,7	14,6	13,8	13,4	12,9	12,5	11,7	11,0	10,5	9,6
Sucha masa mineralna [g/dm^3]	4,4	3,2	3,8	4,5	4,6	4,2	3,8	3,6	4,4	4,2	3,55
Kwasowość [meq/dm^3]	3,6	3,8	4,4	4,5	4,4	4,0	3,2	3,1	3,0	2,9	3,0
Zasadowość [$\text{mg CaCO}_3/\text{dm}^3$]	1480	1500	1760	2000	2000	2240	2400	2500	2440	2200	2160
ChZT [$\text{mg O}_2/\text{dm}^3$]	1244	3290	3487	2825	2523	2668	1727	938	892	887	975
Lotne kwasy tłuszczowe (LKT) [$\text{mg CH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$]	943	1474	1714	1568	1448	1603	1311	1097	688	651	658
Azot Kjeldahla [$\text{mg N}/\text{dm}^3$]	319	319	386	439	414	428	476	504	562	586	604
Azot amonowy [$\text{mg N-NH}_4^+/\text{dm}^3$]	213	224	224	280	336	380	397	403	408	420	420
Odczyn pH	7,4	7,8	7,87	7,89	7,78	7,86	8,11	8,07	7,93	8,14	7,82

Tabela 3

Wybrane parametry fizyczno-chemiczne Mieszaniny I (niekondycjonowane osady nadmierne) oraz Mieszaniny II (kondycjonowane ultradźwiękowo osady nadmierne), poddanych procesowi fermentacji metanowej (bioreaktor - 25 dni)

Table 3

Selected physico-chemical parameters of Mixture I (nonpretreatment excess sludge) and Mixture II (ultrasonic pretreatment sludge) subjected to the methane fermentation process (bioreactor - 25 days)

Wskaźnik/jednostka	Czas fermentacji metanowej			
	Mieszanina I		Mieszanina II	
	0	25	0	25
Sucha masa [g/dm^3]	17,5	11,5	30,3	14,5
Sucha masa organiczna [g/dm^3]	15,3	8,7	15,9	7,03
Sucha masa mineralna [g/dm^3]	2,2	2,8	13,4	5,5
Kwasowość [meq/dm^3]	2,4	3,2	3,6	3,9
Zasadowość [$\text{mg CaCO}_3/\text{dm}^3$]	1660	2540	1480	2630
ChZT [$\text{mg O}_2/\text{dm}^3$]	834	708	1244	814
Lotne kwasy tłuszczowe (LKT) [$\text{mg CH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$]	205	445	943	702
Azot Kjeldahla [$\text{mg N}/\text{dm}^3$]	302	610	319	798
Azot amonowy [$\text{mg N-NH}_4^+/\text{dm}^3$]	20,1	52,64	213	602
Odczyn pH	7,68	7,7	7,4	7,37

W kolejnym etapie procesowi fermentacji metanowej poddano osady nadmierne, kondycjonowane polem ultradźwiękowym (Mieszanina II) o amplitudzie drgań 36,6 μm oraz czasie nadźwiękawiania wynoszącym 240 s. W przypadku Mieszaniny II, po okresie 10-dniowej stabilizacji, odnotowano ok. 40% stopień przefermentowania osadów. Stężenie lotnych kwasów tłuszczowych przed procesem stabilizacji beztlenowej wynosiło 943 mg $\text{CH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$. W drugim dniu procesu wartość stężenia LKT osiągnęła swoje maksimum - 171 mg $\text{CH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$. Ostatecznie stężenie LKT w 10 dniu wyniosło 658 mg $\text{CH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$.

W przypadku procesu prowadzonego w komorze fermentacyjnej dla Mieszaniny II po 25 dniach procesu uzyskano ok. 56% stopień przefermentowania osadów. Stężenie lotnych kwasów tłuszczowych w 25 dniu stabilizacji wynosiło 702 mg $\text{CH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$.

W tabelach 1 oraz 2 zestawiono wyniki uzyskane podczas stabilizacji beztlenowej prowadzonej w kolbach laboratoryjnych, natomiast w tabeli 3 przedstawiono wyniki uzyskane podczas prowadzenia fermentacji metanowej w bioreaktorze w czasie 25 dni.

Podsumowanie

Wstępne kondycjonowanie polem ultradźwiękowym osadów nadmiernych wpłynęło na poprawę stopnia ich dezintegracji. Zintensyfikowany został proces hydrolizy. Nastąpił wzrost stężenia lotnych kwasów tłuszczowych w kolejnych dniach prowadzenia procesu, ponadto odnotowano wzrost stopnia przefermentowania osadów oraz zwiększoną produkcję biogazu. Optymalna skuteczność nadźwiękawiania osadów osiągnięta została dla amplitudy drgań pola UD 36,6 μm oraz czasu ekspozycji równego 240 s. W przypadku procesu stabilizacji beztlenowej osadów niekondycjonowanych (Mieszanina I) największa wartość stężenia LKT została odnotowana w szóstym dniu prowadzenia procesu. W przypadku osadów kondycjonowanych polem ultradźwiękowym o amplitudzie 36,6 μm oraz czasie ekspozycji 240 s (Mieszanina II) największa wartość stężenia LKT odnotowana została już w drugim dniu prowadzenia fermentacji metanowej. Dla badanych mieszanin, po 25 dniach prowadzenia procesu otrzymano następujący stopień przefermentowania osadów: Mieszanina I - 43%, Mieszanina II - 56%.

Podziękowania

Badania przeprowadzono w ramach BW-401/202/07.

Literatura

- [1] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 29 listopada 2002 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego. DzU 2002.212.1799.
- [2] Skalmowski K.: Poradnik gospodarowania odpadami. Wyd. Verlag Dashofer, Warszawa 1999.
- [3] Janosz-Rajczyk M., Dąbrowska L. i Płoszaj J.: *Zmiany zawartości metali ciężkich podczas fermentacji metanowej kondycjonowanych osadów ściekowych*. Inż. Ochr. Środow., 2003, 6(2), 157-166.
- [4] Magrel L.: *Metodyka oceny efektywności procesu fermentacji metanowej wybranych osadów ściekowych*. Wyd. Polit. Białostockiej, Białystok 2002.
- [5] Ying-Chih Chiu, Cheng-Nan Chang i Shwu-Juan Huang: *Usprawnienie odzyskiwania lotnych kwasów z poddawanych beztlenowych fermentacji osadów ściekowych*. Mater. Konf. Osady ściekowe - odpad czy surowiec? Wyd. Polit. Częstochowskiej, Częstochowa 1997, 16-24.
- [6] Bień J.B. i Zawieja I.: *Wpływ alkalicznego kondycjonowania osadów nadmiernych na intensyfikację produkcji biogazu w procesie stabilizacji beztlenowej*. Inż. Ochr. Środow., 2005, 8(2), 201-209.

- [7] Tiehm A., Nickel K. i Neis U.: *The use of ultrasound to accelerate the anaerobic digestion of sewage sludge*. Water Sci. Technol., 1997, **36**(11), 121-128.
- [8] Polskie Normy (PN-91/C-04540/05), Wydawnictwo Normalizacyjne, Warszawa 1991.
- [9] Polskie Normy (PN-EN-12879), Wydawnictwo Normalizacyjne, Warszawa 2004.
- [10] Polskie Normy (PN-75/C-04616/04), Wydawnictwo Normalizacyjne, Warszawa 1975.
- [11] Polskie Normy (PN-74/C-04540/00), Wydawnictwo Normalizacyjne, Warszawa 1974.
- [12] Polskie Normy (PN-74/C-04540/00), Wydawnictwo Normalizacyjne, Warszawa 1974.
- [13] Polskie Normy (PN- 74/C-04578/03), Wydawnictwo Normalizacyjne, Warszawa 1974.
- [14] Polskie Normy (PN-ISO 5664:2002), Wydawnictwo Normalizacyjne, Warszawa 2002.
- [15] Polskie Normy (PN-73/C-04576/14), Wydawnictwo Normalizacyjne, Warszawa 1973.

RECEIVING OF VOLATILE FATTY ACIDS DURING THE PROCESS OF OXYGEN-FREE STABILIZATION OF SEWAGE SLUDGE COMING FROM FOOD INDUSTRY

Faculty of Environmental Engineering and Protection, Czestochowa University of Technology

Abstract: The traditional oxygen-free stabilization process is often time-consuming and is not very effective. The review of the accessible literature and own research suggest that the ultrasonic conditioning is the new way to shorten the time and to increase the efficiency of oxygen-free stabilization process of sewage sludge, which arises both during the process of treating domestic and technological sewage. The obtaining of the significant increase of the fermentation degree during the oxygen-free stabilization process of sewage sludge conditioned by means of ultrasonic field (UF) in relation to the reduction of organic substances observed during the oxygen-free stabilization process of non-prepared sewage sludge is caused by the combination of working both of: biological hydrolysis, which is the first stage of the process, and of: the phenomenon of sonochemical hydrolysis which takes places during the preparation process. The conditioning of sewage sludge by means of the examined method has the influence on the considerable intensification of hydrolysis phase. This is expressed by the increase in production rate and in concentration of volatile fatty acids which was observed on the following days of carrying out the oxygen-free stabilization process. The excessive activated sludge, in static conditions, was subject of oxygen-free stabilization process. The excessive activated sludge arose as the result of treating the mixture of domestic sludge and technological sludge arising in the company which produces juices and drinks. The process was carried out both in laboratory flasks, which were the models of sludge digestion chamber, as well as in the sludge digestion chamber of Applicon company.

Keywords: oxygen-free stabilization, hydrolysis, volatile fatty acids (LKT), ultrasonic field, biogas

Iwona ZAWIEJA¹, Paweł WOLSKI¹ i Lidia WOLNY¹

POZYSKIWIWANIE BIOGAZU Z ODPADÓW DEPONOWANYCH NA SKŁADOWISKACH

RECEIVING OF BIOGAS FROM THE WASTES DEPOSITED ON THE STORAGE YARDS

Abstrakt: Składowisko jako obiekt uciążliwy dla środowiska może oddziaływać niekorzystnie na wszystkie jego elementy, bezpośrednio na powietrze, powierzchnię ziemi wraz z glebą, wody powierzchniowe i podziemne oraz pośrednio na zdrowie ludzi mieszkających w jego otoczeniu, a także świat zwierząt i roślin. W Polsce składowiska odpadów (wraz z kopalniami i oczyszczalniami ścieków) mają dominujący wpływ na emisję metanu z tzw. źródeł antropogenicznych. Metan jest drugim po ditlenku węgla gazem odpowiedzialnym za zjawisko cieplarniane. Ponadto jest wartościowym nośnikiem energii, wytwarzanym z substancji organicznych podczas złożonego pod względem biochemicznym procesu, jakim jest stabilizacja beztlenowa. Skład biogazu w pionowym przekroju złoża nie jest stały. Ilość i jakość gazu wysypiskowego zależą głównie od morfologii i procentowej zawartości części organicznych deponowanych odpadów oraz od ich wilgotności, efektywnego zagęszczenia, a także przykrycia izolacyjnego w trakcie eksploatacji składowiska. Jak podają dane literaturowe, ze 100 m³ biogazu można wyprodukować około 560÷600 kWh energii elektrycznej. Ze składowiska o powierzchni około 15 ha można uzyskać od 20 do 60 GWh energii w ciągu roku, jeżeli roczna masa składowanych odpadów to około 180 tys. ton. Poprzez swoją wielostronność i wielowymiarowość odnawialne źródła energii mogą znacząco przyczynić się zarówno do rozwoju polityki regionalnej kraju, wpływając bezpośrednio na zwiększenie poziomu bezpieczeństwa energetycznego, jak również dotrzymanie wprowadzonych przez Unię Europejską (UE) limitów emisyjnych, dotyczących między innymi wytwarzania gazów cieplarnianych. W ratyfikowanym przez Polskę Protokole z Kioto z 1997 r., kraje UE zobowiązały się zredukować do roku 2012 emisję gazów cieplarnianych o 8%. W artykule podjęto problematykę dotyczącą zarówno potencjału energetycznego biogazu, instalacji służących do ujmowania biogazu oraz jego zagospodarowania, jak również dokonano przeglądu aktów prawnych dotyczących wykorzystania biogazu powstającego na składowiskach odpadów.

Słowa kluczowe: biogaz, metan, stabilizacja beztlenowa, składowisko odpadów, odnawialne źródła energii (OZE)

Uwarunkowania prawne dotyczące wykorzystania biogazu jako alternatywnego źródła energii

Biogaz, powstający w procesie fermentacji metanowej biomasy lub biodegradowalnej części odpadów, jest jednym z biopaliw. Biopaliwa stanowią alternatywę dla powszechnie używanych paliw kopalnych. Intensywny zwrot polityki Unii Europejskiej w kierunku szerokiego wykorzystania OZE (odnawialnych źródeł energii) obserwowany jest od kilkunastu lat. Przemysł związany z produkcją energii odnawialnej jest jedną z najbardziej dynamicznie rozwijających się gałęzi gospodarki. W prawie UE zagadnienie to reguluje Dyrektywa 2001/77/EC o promocji energii elektrycznej pochodzącej z tych źródeł energii [1]. Nakłada ona na państwa Wspólnoty obowiązki w zakresie wprowadzania rozwiązań prawnych służących upowszechnianiu odnawialnych źródeł energii, usuwania barier administracyjnych i raportowania postępów tych działań. Polska, kandydując do Unii Europejskiej, zobowiązana była przenieść regulacje Dyrektywy 2001/77/EC do systemu prawa krajowego. Dokumenty unijne kształtujące krajową politykę rozwoju energii

¹ Instytut Inżynierii Środowiska, Wydział Inżynierii i Ochrony Środowiska, Politechnika Częstochowska, ul. Brzeźnicka 60a, 42-200 Częstochowa, tel. 34 325 73 34 wew. 64

pochodzącej ze źródeł odnawialnych, jak „II polityka ekologiczna państwa” czy „Strategia rozwoju energetyki odnawialnej”, wyznaczyły cele ilościowe i harmonogram wdrożenia energii odnawialnej do systemu produkcji energii elektrycznej w kraju.

Istota procesu stabilizacji beztlenowej

Biogaz jest cennym energetycznie paliwem, będącym produktem specyficznej metody utylizacji odpadów pochodzenia roślinnego i zwierzęcego. Metoda ta polega na beztlenowej (anaerobowej) stabilizacji odpadów. Jest to złożony biochemiczny proces przebiegający etapowo, zachodzący w odpowiednim reżimie temperatur. Odpady składowane na składowisku są mieszaniną materiałów organicznych i nieorganicznych o różnej wilgotności. Jeżeli zostaną stworzone odpowiednie warunki składowania, tj. ugniatanie i szybkie przykrycie następną warstwą odpadów lub ziemi przesypowej, to okres, w którym występuje działanie tlenu i światła, jest bardzo krótki. Stwarza to warunki do wystąpienia beztlenowego procesu rozkładu odpadów. W trakcie składowania odpadów wyodrębnić można pięć podstawowych faz procesów chemicznych i biochemicznych prowadzących do wytwarzania gazu fermentacyjnego, tj. fazę tlenową, fazę acetogenezy, fazę metanogenezy niestabilną, fazę metanogenezy stabilną oraz fazę metanogenezy zanikającą [2].

Potencjał energetyczny biogazu

Metan jest najprostszym z węglowodorów. Molekuła metanu ma kształt tetraedru (czworościanu foremnego). Jest to gaz dość powszechnie występujący w przyrodzie [3]. Metan powstaje głównie w procesie odtlenienia (redukcji) ditlenku węgla wodorem $\text{CO}_2 + 3\text{H}_2 = \text{CH}_4 + \text{H}_2\text{O}$ oraz z metabolicznego rozkładu kwasu octowego: $\text{CH}_3\text{COOH} = \text{CH}_4 + \text{CO}_2 + \text{energia}$. Podczas spalania metanu powstaje ditlenek węgla i woda. Reakcja ta jest wysoce egzotermiczna, dlatego też metan zmieszany z powietrzem tworzy groźną mieszaninę wybuchową w stosunku 5-15:100 (dolna granica wybuchowości wynosi 5, a górna 15). W czasie spalania 1 m³ metanu powstaje ok. 1,6 kg wody w postaci pary. Do spalania 1 m³ metanu potrzeba ok. 10 m³ powietrza [4]. Ciepło spalania metanu to 13 264 kcal/kg, czyli 55,53 MJ/Mg, a jego wartość opałowa wynosi 11 954 kcal/kg, tj. 50,05 MJ/Mg. Wartość opałowa biogazu mieści się w zakresie 18÷24 MJ/m³ [5]. Z rozkładu beztlenowego teoretycznie uzyskać można [6]:

- z 1 kg węglowodanów - 456 dm³ CO₂ + 453 dm³ CH₄,
- z 1 kg białek - 516 dm³ CO₂ + 547 dm³ CH₄,
- z 1 kg tłuszczów - 449 dm³ CO₂ + 1095 dm³ CH₄.

Znając skład chemiczny odpadów, można obliczyć ilość metanu i ditlenku węgla z jednostki masy odpadów. Procent zawartości metanu w gazie składowiskowym determinuje sposób zagospodarowania biogazu. W fazie stabilnej metanogenezy ilość metanu w gazie wynosi ok. 60%, co wg normy PN-87/C-96001 kwalifikuje go do 30 podgrupy gazów ziemnych [7]. Szczegółowe wymagania co do składu jakościowego biogazu normowane są przez producentów urządzeń wykorzystujących biogaz. Odnoszą się one głównie do całkowitej zawartości w biogazie związków siarki, chloru, fluoru oraz pyłu. Najważniejszym czynnikiem rzutującym na sposób zagospodarowania biogazu jest potencjał gazowy składowisk. Ilość wytwarzanego gazu składowiskowego waha się w granicach od 60 do 180 m³/Mg deponowanych odpadów.

Tabela 1

Skład biogazu powstającego na składowiskach [8]

Table 1

Composition of the biogas generated at landfills [8]

Składnik	Zakres występowania [%]	Wartość średnia [%]
Metan CH ₄	30÷65	45
Ditlenek węgla CO ₂	20÷40	35
Azot N ₂	5÷25	15
Wodór (gaz palny) H	1÷3	1
Tlen O ₂	0÷5	1
Argon Ar	0,04	0,1
Siarkowodór H ₂ S	0÷0,01	0,003
Siarka razem	0÷0,01	0,003
Chlor razem	0÷0,005	0,002

Jak przedstawiono w tabeli 1, stopień stężenia głównych składników biogazu, tj. metanu oraz ditlenku węgla i azotu, jest bardzo zróżnicowany, zależy głównie od rodzaju i zawartości składnika, okresu składowania odpadów oraz sposobu eksploatacji składowiska [6]. Metan ma wiele wspólnych właściwości z gazem ziemnym, jednakże różnice między nimi są znaczące (tab. 2). Wynika z nich konieczność znacznego dostosowania właściwości biogazu przy zamiarze włączania go do regionalnej sieci gazu ziemnego (podobnie jak przy sprężaniu do butli stalowych dla pojazdów samochodowych) [9].

Tabela 2

Różnice pomiędzy właściwościami biogazu i gazu ziemnego dystrybuowanego w sieci [9]

Table 2

Differences between the properties of biogas and natural gas distributed in the network [9]

Składnik	Jednostka	Biogaz	Gaz ziemny
Metan	[% mol]	50÷70	>94
Ditlenek węgla	[% mol]	25÷45	<2
Amoniak	[mg/Nm ³]	≤1000	brak
Siarkowodór	[mg/Nm ³]	≤2000	≤5
Tlen	[% mol]	≤2	≤0,5
Azot	[% mol]	≤8	≤5
Wartość opałowa	[kWh/Nm ³]	6,8÷8,4	10,7÷12,8

Ekonomika instalacji wykorzystującej gaz składowiskowy

Odnawialne źródła energii to źródła lokalne, mogące zwiększyć poziom bezpieczeństwa energetycznego w skali kraju, zapewnić odpowiednie standardy w ochronie atmosfery oraz całego środowiska naturalnego przed zanieczyszczeniami, a także stworzyć nowe miejsca pracy [10]. Z modelowych badań laboratoryjnych oraz praktycznych pomiarów biogazu wykonywanych na składowiskach ustalono, że z 1 Mg wilgotnych odpadów, zbieranych z gospodarstwach domowych i zakładów pracy, powstaje 80÷160 m³ gazu składowiskowego. Biorąc pod uwagę przeciętną wartość opałową biogazu wynoszącą 4,5 kWh/m³ i przy ilości wydobywanego biogazu > 50 m³/h, okazuje się, że składowiska śmieci domowych stanowią opłacalne źródła energii odnawialnej [11]. Szacuje się, iż energetyczne wykorzystanie gazu składowiskowego jest opłacalne ekonomicznie dla

składowisk, na których łączna masa deponowanych odpadów wynosi co najmniej $0,5 \cdot 10^6$ Mg odpadów. Na podstawie analizy składowisk odpadów, wykonanej przez Ośrodek Badawczo-Rozwojowy Ekologii Miast (OBREM), pod względem ekonomicznej opłacalności energetycznego wykorzystania gazu składowiskowego, stwierdzono, iż inwestycje takie są opłacalne dla składowisk o powierzchni powyżej 3 ha i miąższości złoża minimum 5 m. W zależności od ilości, sposobu zagospodarowania biogazu, zastosowanej technologii pozyskiwania biogazu, od samych jego właściwości paliwowych oraz od cen rynkowych uzyskanego ciepła bądź energii elektrycznej okres poniesionych nakładów inwestycyjnych zwraca się po 2-10 latach [12]. Należy podkreślić, iż gaz składowiskowy jest produkowany intensywnie przez 10-15 lat po zakończeniu eksploatacji składowiska. Stanowi to niezaprzeczalny argument, że energetyczne wykorzystanie gazu składowiskowego może przynieść zarówno korzyści środowiskowe, jak i wymierne korzyści ekonomiczne.

Podsumowanie

Głównym celem zastosowania technologii biogazowych jest konieczność utylizacji odpadów organicznych, natomiast drugorzędny produkcja biogazu. Biogaz jest tym samym traktowany jako produkt uboczny procesu utylizacji odpadów, stanowiąc jednocześnie wartościowe energetycznie paliwo. W aspekcie ekologicznym odgazowanie składowisk jest równie ważnym elementem, świadczącym bezpośrednio o bezpieczeństwie eksploatacyjnym składowiska, jak zabezpieczenie jego struktury przed migracją odcieków wodnych dostających się do środowiska gruntowo-wodnego. Zastosowanie znajdując tutaj bierne i aktywne (z zasysaniem) systemy odgazowania, a także ich kombinacje.

Zgodnie z zaleceniami Unii Europejskiej, instalacje odgazowujące powinny posiadać składowiska o rocznej masie gromadzonych odpadów wynoszącej powyżej 10 tys. Mg. W Polsce w 2006 r. istniało około 125 spełniających ten warunek składowisk, głównie w miastach powyżej 30 tys. mieszkańców [6].

Podziękowania

Badania przeprowadzono w ramach BW-401/202/07.

Literatura

- [1] Directive 2001/77/EC of the European Parliament and of the Council of 27 September 2001 on the promotion of electricity produced from renewable energy sources in the internal electricity market.
- [2] Kempa E.S.: Gospodarka odpadami na wysypiskach. Wyd. Arka Konsorcjum s.c., Poznań 1993.
- [3] Metan. Encyklopedia WIEM, <http://portalwiedzy.onet.pl>
- [4] Matuzik M.: *Biogazownie w zachodniopomorskim - patent na paliwo i lepszy zapach*. Energia Gigawat, 2005, (8-9), <http://gigawat.info/archiwum/index.php/article/articleview>
- [5] Rosik-Dulewska C.: Podstawy gospodarki odpadami. WN PWN, Warszawa 2006.
- [6] Skorek J. i Kalina J.: Gazowe układy kogeneracyjne. WNT, Warszawa 2005.
- [7] Czurejno M.: *Biogaz środowiskowy jako źródło alternatywnej energii*. Energetyka i Ekologia, 2006, (10), 777-781.
- [8] Manczarski P.: *Systemy odgazowania składowisk odpadów komunalnych - zagadnienia procesowe i technologiczne*, www.drewnozamiastbenzyny.pl
- [9] Kotowski W.: *Wylapać metan*. Energia Gigawat, 2006, (10), <http://gigawat.info/archiwum/index.php/article/articleview>
- [10] Wiśniewski G.: *Odnawialne źródła energii jako element rozwoju lokalnego*. Przewodnik dla samorządowców terytorialnych i inwestorów. EC BREC, Warszawa 2003.

- [11] Stępniaak S.: *Problemy określania potencjału gazowego wysypisk*. Gaz, Woda i Techn. Sanit., 2003, 6, 221-225.
- [12] Czurejno M.: *Energetyczne wykorzystanie gazu składowiskowego*. Ekonatura, 2005, 3(16), 20-22.

RECEIVING OF BIOGAS FROM THE WASTES DEPOSITED ON THE STORAGE YARDS

Faculty of Environmental Engineering and Protection, Czestochowa University of Technology

Abstract: The waste dump as the place, which is burdensome for the environment, can have disadvantageous influence on all its elements. It can affect directly: the air, the ground surface together with the soil, the surface and the underground waters and it can affect indirectly: the health of the population which lives in its surrounding and the animal world. In Poland the waste dumps have (together with mines and water treatment plants) have dominant influence on the methane emission from so-called anthropogenic sources. The methane is the second gas, after carbon dioxide, which is responsible for the greenhouse effect. What is more, it is a valuable source of energy carrier, which is produced from the organic substances during the sophisticated process, as regards biochemistry, called oxygen-free stabilization. The content of gas in the vertical structure section of the deposit is not stable. The amount and the quality of waste dump gas depend mainly on the morphology and on the percentage content of the organic parts of the deposited wastes and on their humidity, on their effective concentration and on the insulating cover during the exploitation of the waste dump. According to the literature data, from 100 m³ of biogas there can be produced about 560÷600 kWh of electric energy. The waste dump of the surface: 15 ha can give from 20 GWh up to 60 GWh of energy during a year if the year-long mass of the deposited wastes is about 180 000 tons. The multilateral and multidimensional character of the renewable energy sources causes that they can have a significant influence both on the development of regional politics of the country, directly affecting the increase of the country energy safety level. They can also have an influence on the keeping to the emission limits which were imposed by European Union (EU), concerning, among others, the production of greenhouse gases. In the Kyoto report ratified in 1997 by Poland, all countries of EU are obliged to reduce the emission of greenhouse gases of 8% up to 2012. In the article there have been discussed the issue concerning both the biogas energy potential and the management of biogas as well as there have been reviewed the legal acts concerning the usage of biogas which arises on the wastes dumps.

Keywords: biogas, methane, oxygen-free stabilization, waste dump, renewable energy sources (RES)

Indexes

Contents of volume 4 of „Proceedings of ECOpole”

Spisy treści tomu 4 półrocznika „Proceedings of ECOpole”

1

1. Hagen SCHERB and Kristina VOIGT Increased reproductive health risks after Chernobyl across Europe	9
2. Wioletta M. BAJDUR Application of new-synthesized polymers to purification of coal mine pit waters using coagulation process	15
3. Tomasz CIESIELCZUK, Grzegorz KUSZA Monika KOWALSKA-GÓRALSKA and Magdalena SENZE Assessment of selenium content in soils near industry plants in Opole (southern Poland)	21
4. Małgorzata DZIĘCIOŁ, Alicja WODNICKA and Elżbieta HUZAR Analysis of preservatives content in food	25
5. Jarosław GAWDZIK Model of aromatic hydrocarbons transport in porous ground media	29
6. Renata GNATOWSKA and Elżbieta MORYŃ-KUCHARCZYK Analysis of pollutant dispersion in flow around the array of buildings	37
7. Beata J. GOŁUCHOWSKA and Grzegorz KUSZA Lime dusts as a source of environmental pollution in Opole province	43
8. Katarzyna GRATA, Małgorzata NABRDALIK and Adam LATAŁA Effect of different environmental factors on amyolytic activity of <i>Bacillus cereus</i> and <i>Bacillus mycoides</i>	49
9. Izabela GREŃ, Agnieszka GAŚZCZAK, Grażyna BARTELMUS and Sylwia ŁABUŹEK Diversity of mixed microorganism population after screening in the presence of selected VOCs	55
10. Agnieszka JEDUT, Zbigniew SUCHORAB and Henryk SOBCZUK Surface probes for building materials moisture measurement by reflectometric method	61
11. Grzegorz ŁAGÓD, Zbigniew SUCHORAB, Henryk SOBCZUK Jacek MALICKI, Agnieszka MONTUSIEWICZ and Marcin WIDOMSKI Methodical aspects of bioreactor modeling in wastewater management	67
12. Jarosław SŁAWIŃSKI and Elżbieta GOŁĄBEK Influence of farming systems on the number and biodiversity of weed seeds in a soil bank	73
13. Maciej SŁOWIKOWSKI Application of microfiltration membrane module for ammonia removal process	79
14. Sławomir WIERZBA Heavy metals biosorption from aqueous solution by <i>Pseudomonas</i> sp. G1	85

15. Iwona ADAMSKA, Beata CZERNIAWSKA i Magdalena DZIĘGIELEWSKA Grzyby pasożytnicze roślinności oczek śródpolnych na terenach użytkowanych rolniczo	93
16. Piotr BARTMIŃSKI, Andrzej PLAK i Ryszard DĘBICKI Odporność na degradację gleb leśnych miasta Lublina	99
17. Robert BICZAK, Barbara BACHOWSKA i Piotr BAŁCZEWSKI Badanie fitotoksyczności cieczy jonowej chlorek 1-(metylotiometylo)-3-butyloimidazoliowy	105
18. Anna CHRZAN, Maria MARKO-WORŁOWSKA i Tomasz ŁACIAK Zanieczyszczenie gleby i kory sosny metalami ciężkimi w Parku Krajobrazowym Skalki Twardowskiego w Krakowie	115
19. Filip DONIGIEWICZ, Maciej WADOWSKI, Tomasz SKIBA Krystyna HOFFMANN i Józef HOFFMANN Badania nad zatężaniem ekstrakcyjnego kwasu fosforowego na potrzeby otrzymywania fosforanów paszowych	121
20. Anetta DRZENIECKA-OSIADACZ i Paweł NETZEL Ocena rozkładu wysokości inwersji nad Wrocławiem na podstawie sondażu akustycznego	127
21. Barbara HERMAN, Robert BICZAK, Piotr RYCHTER i Marek KOWALCZUK Degradacja wybranych syntetycznych poliestrów w warunkach kompostowania przemysłowego: wpływ na właściwości kompostu i fitotoksyczność	133
22. Hanna JAWORSKA, Halina DĄBKOWSKA-NASKRĘT i Katarzyna SAWILSKA Wpływ pyłów cementowych na niektóre właściwości gleb oraz stan drzewostanów sosnowych w otoczeniu zakładów cementowo-wapienniczych „Lafarge” w Bielawach	141
23. Łukasz KORDON, Józef HOFFMANN i Krystyna HOFFMANN Identyfikacja związków odorotwórczych w procesach wykorzystujących surowce fosforowe	147
24. Grzegorz ŁAGÓD, Ireneusz KRUKOWSKI, Marcin WIDOMSKI i Zbigniew SUCHORAB Model biodegradacji zanieczyszczeń w kanalizacji grawitacyjnej uwzględniający wymianę biomasy pomiędzy błoną biologiczną a ściekami	153
25. Maria MARKO-WORŁOWSKA i Anna CHRZAN Wpływ antropopresji na pedofaunę łąki i lasu w parku krajobrazowym w Krakowie Zakrzówku	161
26. Andrzej PLAK, Piotr BARTMIŃSKI i Ryszard DĘBICKI Wpływ transportu publicznego na zawartość wybranych metali ciężkich w glebach sąsiadujących z ulicami Lublina	167
27. Oktawia PLIŻGA, Piotr WOŚ i Grzegorz ŁAGÓD Badania bioindykacyjne pektonu wybranych urządzeń miejskiej oczyszczalni ścieków „Hajdów”	173
28. Ewa RADZIEMSKA, Piotr OSTROWSKI, Adam CENIAN i Mirosław SAWCZAK Obróbka chemiczna, termiczna oraz laserowa w recyklingu ogniw i modułów fotowoltaicznych z krystalicznego krzemu	181
29. Ewa RADZIEMSKA, Piotr OSTROWSKI, Helena JANIK Krzysztof LESZKOWSKI i Przemysław SIELICKI Badania właściwości fizykochemicznych kopolimeru EVA pod kątem recyklingu modułów fotowoltaicznych	187

30. Małgorzata RAJFUR, Andrzej KŁOS i Maria WACŁAWEK Bioakumulacja metali ciężkich w roślinach wodnych na przykładzie moczarki kanadyjskiej (<i>Eloдея canadensis</i> Michx.)	193
31. Alicja SIUTA-OLCHA, Tomasz CHOLEWA, Łukasz GUZ i Agnieszka RÓJ Ocena jakości energetycznej budynków użyteczności publicznej na przykładzie biurowca zlokalizowanego w Lublinie	199
32. Małgorzata ŚLIWKA i Mateusz JAKUBIAK Zastosowanie stymulacji laserowej hydrofitów w celu zwiększenia fitoremediacji pierwiastków biogennych	205
 2	
33. Elena MASAROVÍČOVÁ, Katarína KRÁĽOVÁ and Matúš PEŠKO Energetic plant species that not compete with conventional agriculture	235
34. Mariola CHOMCZYŃSKA, Vladimír SOLDATOV and Henryk WASĄG Effect of different variants of the ion exchange substrate on vegetation of <i>Dactylis glomerata</i> L on the degraded soil	243
35. Agnieszka DOŁHAŃCZUK-ŚRÓDKA, Zbigniew ZIEMBIK Tadeusz MAJCHERCZYK and Maria WACŁAWEK Influence of year season and room type on indoor ²²² Rn activity	249
36. Katarzyna GRATA, Małgorzata NABRDALIK and Adam LATAŁA Evaluation of proteolytic activity of <i>Bacillus mycoides</i> strains	253
37. Andrzej GROSICKI Cadmium and mercury body rat burden following copper supplements	257
38. Elżbieta HUZAR, Alicja WODNICKA and Małgorzata DZIĘCIOŁ Quality inspection of nail polish removers and assessment of health hazard associated with the use of the removers	263
39. Paweł MAŁAGOCKI and Jadwiga PISKORSKA-PLISZCZYŃSKA Biotest as an indicator of dioxin-like PCBs presence	267
40. Małgorzata NABRDALIK, Katarzyna GRATA and Adam LATAŁA Proteolytic activity of <i>Bacillus cereus</i> strains	273
41. Zofia STĘPNIEWSKA, Anna PYTLAK, Justyna BUK and Grażyna BOJARCZUK Leachability of heavy metals (Fe, Zn and Ni) from coal mine rocks	279
42. Zbigniew SUCHORAB, Marcin WIDOMSKI, Grzegorz ŁAGÓD and Henryk SOBCZUK Capillary rise phenomenon in aerated concrete. Monitoring and simulations	285
43. Lucie TRNKOVÁ, Iveta ORTOVÁ and Jaroslav DRŠATA Antioxidants and environmental stress: effect of low-molecular compounds on molecule of protein	291
44. Aleksandra ZIEMIŃSKA and Jerzy SKRZYPSKI Evaluation of the content of chlorophenols and their derivatives in water supply systems	297
45. Elżbieta BEZAK-MAZUR i Dagmara ADAMCZYK Adsorpcja mieszaniny dwóch barwników na węglu aktywnym	307

46. Marta BIEGAŃSKA i Ryszard CIERPISZEWSKI Wykorzystanie celulozy i kory wierzby <i>Salix americana</i> do adsorpcji miedzi z roztworów wodnych	313
47. Jolanta BOHDZIEWICZ, Anna ŚWIERCZYŃSKA i Magdalena AMALIO-KOSEL Ocena efektywności współczyszczania w bioreaktorze SBR odcieków ze składowiska komunalnego oraz ich wpływu na mikroorganizmy osadu czynnego	319
48. Marta CHUDZICKA-POPEK i Teresa MAJDECKA Metabolizm składników mineralnych u saren (<i>Capreolus capreolus</i> L) - badania wstępne	325
49. Beata CZERNIAWSKA, Iwona ADAMSKA i Magdalena DZIĘGIELEWSKA Grzyby pasożytnicze występujące na roślinności szuwarowej eutroficznego jeziora Wąsosze	329
50. Lidia DĄBEK, Ewa OZIMINA i Anna PICHETA-OLEŚ Sorpcyjno-katalityczna rola węgla aktywnego w procesie usuwania fioletu krystalicznego z roztworu wodnego w obecności nadtlenu wodoru	335
51. Anetta DRZENIECKA-OSIADACZ i Paweł NETZEL Wpływ warunków meteorologicznych oraz cyrkulacji atmosferycznej na stężenie PM ₁₀ we Wrocławiu	343
52. Magdalena DZIĘGIELEWSKA, Beata MYŚKÓW, Iwona ADAMSKA i Beata CZERNIAWSKA Sezonowa dynamika aktywności nicieni owadobójczych <i>Steinernematidae</i> i <i>Heterorhabditidae</i> w glebie w wybranych zieleńcach Szczecina	351
53. Krzysztof FRĄCZEK, Dariusz ROPEK i Agnieszka ORTMAN Występowanie potencjalnych wektorów zanieczyszczeń mikrobiologicznych na Składowisku Odpadów Komunalnych w Oświęcimiu	357
54. Stanisław GAJDA, Anna MEDERSKA i Tadeusz MEDERSKI Wpływ wzrostu lepkości środowiska reakcyjnego na kinetykę procesu powstawania polimeru liniowego w polimeryzacji żyjącej	363
55. Łukasz GUZ, Zbigniew SUCHORAB, Betina ALCOBIA i Henryk SOBCZUK Wyznaczanie krzywej retencji wody materiałów porowatych za pomocą sond psychrometrycznych i TDR	371
56. Krystyna HOFFMANN, Dariusz POPLAWSKI, Marta HUCULAK-MĄCZKA i Józef HOFFMANN Wpływ uziarnienia na wydajność otrzymywania kwasów huminowych z węgla brunatnych	377
57. Marta HUCULAK-MĄCZKA, Krystyna HOFFMANN, Jakub SKUT i Józef HOFFMANN Ocena zawartości substancji humusowych w wybranych surowcach i odpadach	383
58. Mateusz JAKUBIAK i Małgorzata ŚLIWKA Zmiany zawartości pierwiastków śladowych w wierzbach (<i>Salix viminalis</i>) pod wpływem stymulacji zrzezów światłem spójnym	389
59. Joanna JARMUŁ-PIETRASZCZYK, Robert WRZESIEŃ, Elżbieta BUDZIŃSKA-WRZESIEŃ i Marta KAMIONEK Metody kontroli i zwalczania synantropowych karaczanów (<i>Blattella germanica</i> L) w różnych ekosystemach miejskich	397

60. Katarzyna JAROMIN, Roman BABKO i Grzegorz ŁAGÓD Liczebność pierwotniaków w poszczególnych urządzeniach oczyszczalni ścieków „Hajdów” na tle zmian stężeń azotu	403
61. Władysław KAMIŃSKI, Elwira TOMCZAK i Andrzej GÓRAK Biobutanol - metody wytwarzania i oczyszczania	409
62. Małgorzata KOSTECKA Badania pozostałości fungicydów w ziarnach zbóż pochodzących z terenów wschodniej Polski	413
63. Dariusz KOWALSKI i Katarzyna JAROMIN Metoda wyznaczania zasięgu strefy ochrony wodociągowych przewodów tranzytowych	419
64. Ireneusz KRUKOWSKI, Marcin WIDOMSKI, Małgorzata IWANEK i Grzegorz ŁAGÓD Proces ekfiltracji z przewodów kanalizacyjnych a rozprzestrzenianie się wybranych zanieczyszczeń - badania modelowe	425
65. Teresa KRZYŚKO-ŁUPICKA Wybrane aspekty wykorzystania antagonistycznych właściwości bakterii do zwalczania fuzariozy pszenicy	433
66. Magdalena KUSIAK i Longina STĘPNIAK Metody sonochemiczne usuwania zanieczyszczeń organicznych z wody	439
67. Joanna LACH, Ewa OCIEPA i Lidia WOLNY Sorpccja chromu z roztworów w obecności jonów metali ciężkich na węglu ROW 08	447
68. Witold M. LEWANDOWSKI, Ewa RADZIEMSKA, Michał RYMS i Piotr OSTROWSKI Nowoczesne metody termochemicznej konwersji biomasy w paliwa gazowe, ciekłe i stałe	453
69. Maria MARKO-WORŁOWSKA, Gabriela WĄTOR, Ryszard KOZIK i Tomasz ŁACIAK Zawartość związków zakwaszających i metali ciężkich w korze martwicowej sosny pospolitej (<i>Pinus sylvestris</i> L) oraz w glebie małych lasów w Skawinie i Krakowie	459
70. Ewa OCIEPA, Adam KISIEL i Joanna LACH Zanieczyszczenia wód opadowych spływających do systemów kanalizacyjnych	465
71. Izabela PIETKUN-GREBER i Ryszard M. JANKA Oddziaływanie wodoru na metale i stopy	471
72. Małgorzata RAJFUR, Andrzej KŁOS, Dorota GAWLIK Lidmila HYŠPLEROVA i Maria WACŁAWEK Akumulacja metali ciężkich w mchach <i>Pleurozium schreberi</i> eksponowanych w pobliżu toru wyścigów samochodowych w Kamieniu Śląskim	477
73. Magdalena SENZE i Monika KOWALSKA-GÓRALSKA Zmiany stężenia chromu w wodzie zbiornika zaporowego w Lubachowie w okresie stagnacji letniej i zimowej	483
74. Amelia STASZOWSKA Poziomy metali ciężkich w kurzu domowym z obszaru Lublina	489
75. Mirosław WIATKOWSKI Zmiany wybranych wskaźników jakości wody rzeki Prosnny przepływającej przez zbiornik Psurów	495

76. Paweł WOLSKI, Iwona ZAWIEJA i Lidia WOLNY Wpływ temperatury na lepkość kondycjonowanych osadów ściekowych	501
77. Magdalena WORŁOWSKA i Maria MARKO-WORŁOWSKA Czy dzieła sztuki mogą kształtować postawę szacunku do przyrody - sztuka ekologiczna w Polsce	507
78. Małgorzata WORWĄG, January BIEŃ i Iwona ZAWIEJA Zespoły mikroorganizmów w procesach beztlenowej stabilizacji osadów	515
79. Robert WRZESIEŃ, Elżbieta BUDZIŃSKA-WRZESIEŃ Joanna JARMUŁ-PIETRASZCZYK i Małgorzata MOSKWA Ptasia grypa - zagrożenie dla zdrowia człowieka oraz sytuacja epidemiologiczna w Polsce w grudniu 2007 roku	523
80. Iwona ZAWIEJA, January BIEŃ i Małgorzata WORWĄG Pozyskiwanie lotnych kwasów tłuszczowych w procesie stabilizacji beztlenowej osadów pochodzących z przemysłu spożywczego	529
81. Iwona ZAWIEJA, Paweł WOLSKI i Lidia WOLNY Pozyskiwanie biogazu z odpadów deponowanych na składowiskach	535

**Author index of volume 4
of „Proceedings of ECOpole”**

**Wykaz autorów publikacji
zamieszczonych w tomie 4 półrocznika
„Proceedings of ECOpole”**

Meaning of the digits in the index entries -
(no. of issue) first page, *no. of the article* (in the volume contents)

Sposób zapisu odnośników haseł -
(nr zeszytu) pierwsza strona artykułu, *nr artykułu* (w spisie treści rocznika)

- ADAMCZYK Dagmara (2) 307, 45
ADAMSKA Iwona (1) 93, 15; (2) 329, 49; (2)
351, 52
ALCOBIA Betina (2) 371, 55
AMALIO-KOSEL Magdalena (2) 319, 47
BABKO Roman (2) 403, 60
BACHOWSKA Barbara (1) 105, 17
BAJDUR Wioletta M. (1) 15, 2
BAŁCZEWSKI Piotr (1) 105, 17
BARTELMUS Grażyna (1) 55, 9
BARTMIŃSKI Piotr (1) 167, 26; (1) 99, 16
BEZAK-MAZUR Elżbieta (2) 307, 45
BICZAŁ Robert (1) 105, 17; (1) 133, 21
BIEGAŃSKA Marta (2) 313, 46
BIEŃ January (2) 515, 78; (2) 529, 80
BOHDZIEWICZ Jolanta (2) 319, 47
BOJARCZUK Grażyna (2) 279, 41
BUDZIŃSKA-WRZESIEŃ Elżbieta (2) 397,
59; (2) 523, 79
BUK Justyna (2) 279, 41
CENIAN Adam (1) 181, 28
CHOLEWA Tomasz (1) 199, 31
CHOMCZYŃSKA Mariola (2) 243, 34
CHRZAN Anna (1) 115, 18; (1) 161, 25
CHUDZICKA-POPEK Marta (2) 325, 48
CIERPISZEWSKI Ryszard (2) 313, 46
CIESIELCZUK Tomasz (1) 21, 3
CZERNIAWSKA Beata (1) 93, 15; (2) 329,
49; (2) 351, 52
DĄBEK Lidia (2) 335, 50
DĄBKOWSKA-NASKRĘT Halina (1) 141, 22
DĘBICKI Ryszard (1) 167, 26; (1) 99, 16
DOŁHAŃCZUK-ŚRÓDKA Agnieszka (2)
249, 35
DONIGIEWICZ Filip (1) 121, 19
DRŜATA Jaroslav (2) 291, 43
DRZENIECKA-OSIADACZ Anetta (1) 127,
20; (2) 343, 51
DZIĘCIOŁ Małgorzata (1) 25, 4; (2) 263, 38
DZIĘGIELEWSKA Magdalena (1) 93, 15; (2)
329, 49; (2) 351, 52
FRĄCZEK Krzysztof (2) 357, 53
GAJDA Stanisław (2) 363, 54
GAWDZIK Jarosław (1) 29, 5
GAWLIK Dorota (2) 477, 72
GAŚCZCZAK Agnieszka (1) 55, 9
GNATOWSKA Renata (1) 37, 6
GOŁĄBEK Elżbieta (1) 73, 12
GOŁUCHOWSKA Beata J. (1) 43, 7
GÓRAK Andrzej (2) 409, 61
GRATA Katarzyna (1) 49, 8; (2) 253, 36; (2)
273, 40
GREŃ Izabela (1) 55, 9
GROSICKI Andrzej (2) 257, 37
GUZ Łukasz (1) 199, 31; (2) 371, 55
HERMAN Barbara (1) 133, 21
HOFFMANN Józef (1) 147, 23; (1) 121, 19;
(2) 377, 56; (2) 383, 57
HOFFMANN Krystyna (1) 121, 19; (1) 147,
23; (2) 377, 56; (2) 383, 57
HUCULAK-MĄCZKA Marta (2) 377, 56; (2)
383, 57
HUZAR Elżbieta (1) 25, 4; (2) 263, 38
HYŠPLEROVA Lidmila (2) 477, 72
IWANEK Małgorzata (2) 425, 64
JAKUBIAK Mateusz (1) 205, 32; (2) 389, 58
JANIK Helena (1) 187, 29
JANKA Ryszard M. (2) 471, 71
JARMUŁ-PIETRASZCZYK Joanna (2) 397,
59; (2) 523, 79
JAROMIN Katarzyna (2) 403, 60; (2) 419, 63
JAWORSKA Hanna (1) 141, 22
JEDUT Agnieszka (1) 61, 10
KAMIŃSKI Władysław (2) 409, 61
KAMIONEK Marta (2) 397, 59
KISIEL Adam (2) 465, 70
KŁOS Andrzej (1) 193, 30; (2) 477, 72
KORDON Łukasz (1) 147, 23

- KOSTECKA Małgorzata (2) 413, 62
KOWALCZUK Marek (1) 133, 21
KOWALSKA-GÓRALSKA Monika (1) 21, 3;
(2) 483, 73
KOWALSKI Dariusz (2) 419, 63
KOZIK Ryszard (2) 459, 69
KRÁĽOVÁ Katarína (2) 235, 33
KRUKOWSKI Ireneusz (1) 153, 24; (2) 425,
64
KRZYŚKO-ŁUPICKA Teresa (2) 433, 65
KUSIAK Magdalena (2) 439, 66
KUSZA Grzegorz (1) 21, 3; (1) 43, 7
LACH Joanna (2) 447, 67; (2) 465, 70
LATAŁA Adam (1) 49, 8; (2) 253, 36; (2) 273,
40
LESZKOWSKI Krzysztof (1) 187, 29
LEWANDOWSKI Witold M. (2) 453, 68
ŁABUŹEK Sylwia (1) 55, 9
ŁACIAK Tomasz (1) 115, 18; (2) 459, 69
ŁAGÓD Grzegorz (1) 153, 24; (1) 173, 27; (1)
67, 11; (2) 285, 42; (2) 403, 60; (2) 425, 64
MAJCHERCZYK Tadeusz (2) 249, 35
MAJDECKA Teresa (2) 325, 48
MALICKI Jacek (1) 67, 11
MAŁAGOCKI Paweł (2) 267, 39
MARKO-WORŁOWSKA Maria (1) 115, 18;
(1) 161, 25; (2) 459, 69; (2) 507, 77
MASAROVÍČOVÁ Elena (2) 235, 33
MEDERSKA Anna (2) 363, 54
MEDERSKI Tadeusz (2) 363, 54
MONTUSIEWICZ Agnieszka (1) 67, 11
MORYŃ-KUCHARCZYK Elżbieta (1) 37, 6
MOSKWA Małgorzata (2) 523, 79
MYŚKÓW Beata (2) 351, 52
NABRDALIK Małgorzata (1) 49, 8; (2) 253,
36; (2) 273, 40
NETZEL Paweł (1) 127, 20; (2) 343, 51
OCIEPA Ewa (2) 447, 67; (2) 465, 70
ORTMAN Agnieszka (2) 357, 53
ORTOVÁ Iveta (2) 291, 43
OSTROWSKI Piotr (1) 181, 28; (1) 187, 29;
(2) 453, 68
OZIMINA Ewa (2) 335, 50
PEŠKO Matúš (2) 235, 33
PICHETA-OLEŠ Anna (2) 335, 50
PIETKUN-GREBER Izabela (2) 471, 71
PISKORSKA-PLISZCZYŃSKA Jadwiga (2)
267, 39
PLAK Andrzej (1) 167, 26; (1) 99, 16
PLIŹGA Oktawia (1) 173, 27
POPLAWSKI Dariusz (2) 377, 56
PYTLAK Anna (2) 279, 41
RADZIEMSKA Ewa (1) 181, 28; (1) 187, 29;
(2) 453, 68
RAJFUR Małgorzata (1) 193, 30; (2) 477, 72
ROPEK Dariusz (2) 357, 53
RÓJ Agnieszka (1) 199, 31
RYCHTER Piotr (1) 133, 21
RYMS Michał (2) 453, 68
SAWCZAK Mirosław (1) 181, 28
SAWILSKA Katarzyna (1) 141, 22
SCHERB Hagen (1) 9, 1
SENZE Magdalena (1) 21, 3; (2) 483, 73
SIELICKI Przemysław (1) 187, 29
SIUTA-OLCHA Alicja (1) 199, 31
SKIBA Tomasz (1) 121, 19
SKRZYPSKI Jerzy (2) 297, 44
SKUT Jakub (2) 383, 57
SŁAWIŃSKI Jarosław (1) 73, 12
SŁOWIKOWSKI Maciej (1) 79, 13
SOBCZUK Henryk (1) 61, 10; (1) 67, 11; (2)
285, 42; (2) 371, 55
SOLDATOV Vladimir (2) 243, 34
STASZOWSKA Amelia (2) 489, 74
STĘPNIAK Longina (2) 439, 66
STĘPNIEWSKA Zofia (2) 279, 41
SUCHORAB Zbigniew (1) 153, 24; (1) 61, 10;
(1) 67, 11; (2) 285, 42; (2) 371, 55
ŚLIWKA Małgorzata (1) 205, 32; (2) 389, 58
ŚWIERCZYŃSKA Anna (2) 319, 47
TOMCZAK Elwira (2) 409, 61
TRNKOVÁ Lucie (2) 291, 43
VOIGT Kristina (1) 9, 1
WACŁAWEK Maria (1) 193, 30; (2) 249, 35;
(2) 477, 72
WADOWSKI Maciej (1) 121, 19
WASAŃG Henryk (2) 243, 34
WAŹTOR Gabriela (2) 459, 69
WIATKOWSKI Mirosław (2) 495, 75
WIDOMSKI Marcin (1) 153, 24; (1) 67, 11;
(2) 285, 42; (2) 425, 64
WIERZBA Sławomir (1) 85, 14
WODNICKA Alicja (1) 25, 4; (2) 263, 38
WOLNY Lidia (2) 447, 67; (2) 501, 76; (2)
535, 81
WOLSKI Paweł (2) 501, 76; (2) 535, 81
WORŁOWSKA Magdalena (2) 507, 77
WORWAŃG Małgorzata (2) 515, 78; (2) 529, 80
WOŚ Piotr (1) 173, 27
WRZESIEŃ Robert (2) 397, 59; (2) 523, 79
ZAWIEJA Iwona (2) 501, 76; (2) 515, 78; (2)
529, 80; (2) 535, 81
ZIEMBIK Zbigniew (2) 249, 35
ZIEMIŃSKA Aleksandra (2) 297, 44

Subject index

Meaning of the digits in the index entries -
(no. of issue) first page, no. of the article (in the volume contents)

- activated carbon (2) 307, 45; (2) 335, 50; (2) 447, 67
activated sewage sludge (1) 153, 24; (1) 173, 27; (1) 67, 11
activated sludge (2) 319, 47
active biomonitoring (2) 477, 72
adsorption (2) 313, 46
albumin (2) 273, 40
Alternaria (1) 93, 15
ammonia removal (1) 79, 13
amylolytic activity (1) 49, 8
analytical ecological study (1) 9, 1
anion exchangers (2) 243, 34
antioxidant (2) 291, 43
Apiocarpella (1) 93, 15
Ascochyta (1) 93, 15
atmospheric boundary layer (1) 127, 20; (2) 343, 51
auxin (2) 433, 65
avian influenza (2) 523, 79
- Bacillus cereus* (1) 49, 8; (2) 273, 40
Bacillus mycoides (1) 49, 8; (2) 253, 36
benzene (1) 29, 5
benzoates (1) 25, 4
benzoic acid (1) 25, 4
beverages (1) 25, 4
bioassay (2) 267, 39
biobutanol (2) 409, 61
bioconcentration factor BCF (1) 193, 30
biodegradation (1) 133, 21
biofilm (1) 153, 24; (1) 173, 27
biofuels (2) 235, 33
biogas (2) 529, 80; (2) 535, 81
biogenic elements (1) 205, 32
bioindication (1) 173, 27
bioindicators (2) 403, 60
biological SBR (2) 319, 47
biological sewage treatment (1) 67, 11
biological waste gases treatment (1) 55, 9
biomass (2) 235, 33
biomass conversion (2) 453, 68
biomonitoring (1) 193, 30
biosorption (1) 85, 14
building energy-characteristics (1) 199, 31
buildings arrays (1) 37, 6
- cadmium (2) 257, 37
capillary rise (2) 285, 42
Carex (1) 93, 15; (2) 329, 49
casein (2) 273, 40
- cation exchangers (2) 243, 34
cellulose (2) 313, 46
cement dust (1) 141, 22
cereal grain (2) 413, 62
chlorination (2) 297, 44
chlorine oxidants (2) 297, 44
chlorophenols (2) 297, 44
chlorosis (1) 105, 17
chromium (2) 483, 73
Claviceps (2) 329, 49
coagulation (1) 15, 2
common radish (1) 105, 17
concentration (1) 121, 19
conditioning (2) 501, 76
conductivity (1) 43, 7
congenital malformation (1) 9, 1
Coniothyrium (1) 93, 15
contagious animal diseases (2) 523, 79
control methods (2) 397, 59
conversion processes (2) 235, 33
copolymers (1) 187, 29
copper (1) 85, 14; (2) 257, 37; (2) 313, 46
crystal violet (2) 335, 50
- dam reservoirs (2) 483, 73
density (1) 161, 25
detection method (2) 267, 39
dioxin-like PCB (2) 267, 39
dioxins (2) 267, 39
Diptera larvae (1) 161, 25
diversity (1) 161, 25
dry weight (1) 105, 17
dye adsorption (2) 307, 45
- eco-art (2) 507, 77
ecological education (2) 507, 77
ecological weeding (1) 73, 12
ecotoxicity (1) 133, 21
Elodea canadensis Michx. (1) 193, 30
energetic plants (2) 235, 33
entomopathogenic nematodes (2) 351, 52
environmental health (1) 9, 1
environmental oxidative stress (2) 291, 43
environmetrics (1) 9, 1
epidemiological situation (2) 523, 79
ethylbenzene (1) 29, 5
eutrofication (1) 205, 32
eutrophic lake (2) 329, 49
EVA (1) 187, 29
exfiltration (2) 425, 64
experimental and numerical modelling (1) 37, 6

- exposure-response relation (1) 9, 1
extraction process efficiency (2) 377, 56
- feed phosphates (1) 121, 19
Fenton reagent (2) 307, 45
fineness (2) 377, 56
food preservatives (1) 25, 4
forest soils (1) 99, 16
fruit and vegetable products (1) 25, 4
fuels (2) 453, 68
fungicide residues (2) 413, 62
Fusarium avenaceum (2) 433, 65
Fusarium culmorum (2) 433, 65
- GC-MS (2) 413, 62
geochemical speciation (2) 279, 41
German cockroach (*Blattella germanica*) (2) 397, 59
gibberellin (2) 433, 65
gravity sewerage (1) 153, 24
- heat insulation (1) 199, 31
heavy metal content (1) 43, 7
heavy metals (1) 115, 18; (1) 161, 25; (1) 167, 26; (1) 193, 30; (2) 279, 41; (2) 447, 67; (2) 477, 72; (2) 489, 74
heavy metals (Pb, Cd, Ni) acidifying components (2) 459, 69
Heterorhabditidae (2) 351, 52
hop wastes (2) 383, 57
house dust (2) 489, 74
humic acids (2) 377, 56; (2) 383, 57
hydrocarbons (1) 29, 5 (1) 29, 5
hydrogen corrosion (2) 471, 71
hydrogen diffusion (2) 471, 71
hydrogen entry (2) 471, 71
hydrogen peroxide (2) 335, 50
hydrolysis (2) 529, 80
hydrophobic membrane (1) 79, 13
hydrophytes (1) 205, 32
- indoor air (2) 489, 74
indoor air quality (2) 263, 38
indoor radioactivity (2) 249, 35
industrial compost heap (1) 133, 21
industry (1) 21, 3
interaction (2) 257, 37
intrafield pond (1) 93, 15
invasive plants (2) 235, 33
inversion (1) 127, 20
ion exchange substrate (2) 243, 34
ionic liquids (1) 105, 17; (2) 409, 61
isolation of microorganisms (1) 55, 9
- Juncus* (1) 93, 15; (2) 329, 49
- kinetics of polymerizations (2) 363, 54
- land superior plants (1) 105, 17
landfill leachates (2) 319, 47
laser stimulation (1) 205, 32
Leptosphaeria (1) 93, 15; (2) 329, 49
life-cycle analysis (LCA) (2) 235, 33
lignite (2) 383, 57
lime dust (1) 43, 7
linear polymer (2) 363, 54
living polymerization (2) 363, 54
low-level ionizing radiation (1) 9, 1
Lysimachia (1) 93, 15
- magnetic susceptibility (1) 43, 7
male proportion (1) 9, 1
Mascostroma (2) 329, 49
mathematical modeling of bioreactor (1) 67, 11
mechanical tillage (1) 73, 12
membrane contactor (1) 79, 13
mercury (2) 257, 37
Metasphaeria (2) 329, 49
meteorological conditions (2) 343, 51
methane (2) 535, 81
methyl blue (2) 307, 45
microbiological contamination (2) 357, 53
microorganisms (2) 319, 47
mineral elements (2) 325, 48
modelling of sewage biodegradation (1) 153, 24
moisture measurement (1) 61, 10
monitoring (2) 285, 42
municipal landfill sites (2) 357, 63
- nail polish removers (2) 263, 38
naphtol green B (2) 307, 45
nature-culture relation (2) 507, 77
necrosis (1) 105, 17
necrotic bark (2) 459, 69
necrotic bark of pine (1) 115, 18
nitrogen compounds (2) 403, 60
non-food plants (2) 235, 33
numerical modelling (2) 425, 64
nutrient deficiency (2) 325, 48
- occurrence (2) 351, 52
odours (1) 147, 23
organic impurities (2) 439, 66
organic substances (2) 383, 57
Oriental cockroach (*Blatta orientalis*) (2) 397, 59
oxidation (2) 335, 50
oxygen-free microorganisms (2) 515, 78
oxygen-free stabilization (2) 515, 78; (2) 529, 80; (2) 535, 81
- Paraphaeosphaeria* (1) 93, 15; (2) 329, 49
parasitic fungi (1) 93, 15; (2) 329, 49
pecton (1) 173, 27

- pedofauna (1) 161, 25
 performance (2) 507, 77
 pH (1) 43, 7; (1) 49, 8
 pH bark pine (1) 115, 18
 pH soil (1) 115, 18
Phaeosphaeria (2) 329, 49
 phenol (2) 297, 44
 photostimulation (2) 389, 58
 photovoltaic solar cells (1) 181, 28; (1) 187, 29
Phragmites (2) 329, 49
Phyllachora (2) 329, 49
Phyllosticta (2) 329, 49
 phytoremediation (1) 205, 32
 phytotoxicity (1) 105, 17
 pine (*Pinus silvestris* L.) (1) 141, 22
 pipe network (2) 419, 63
Pleurozium schreberi (2) 477, 72
 PM₁₀ (2) 343, 51
 pollutant dispersion (1) 37, 6
 pollutants transport (2) 425, 64
 pollution (2) 459, 69
 polystyrene wastes (1) 15, 2
 porous materials (2) 371, 55
 precipitation contamination sources (2) 465, 70
 precipitations (2) 465, 70
 protection zones (2) 419, 63
 protein-ligand binding (2) 291, 43
 proteolytic activity (2) 253, 36; (2) 273, 40
 protozoa (2) 403, 60
Pseudomonas sp. (1) 85, 14
 psychrometric probe (2) 371, 55
 public transport (1) 167, 26
Puccinia (1) 93, 15; (2) 329, 49
 pyrolysis (2) 453, 68
- radiation epidemiology (1) 9, 1
 radiation-induced genetic effects (1) 9, 1
 radon-222 (2) 249, 35
 rat (2) 257, 37
 reaction rate constant (2) 363, 54
 recycling (1) 181, 28; (1) 187, 29
 renewable energy (1) 181, 28; (1) 187, 29
 renewable energy sources (RES) (2) 409, 61; (2) 535, 81
 river (2) 495, 75
 roe deer (*Capreolus capreolus* L.) (2) 325, 48
- Salix viminalis* (2) 389, 58
 sealed surface run-offs (2) 465, 70
 seasonal changes (2) 249, 35
 seasonal dynamics (2) 351, 52
 selenium (1) 21, 3
Septoria (1) 93, 15; (2) 329, 49
Septoriella (2) 329, 49
 serum albumin (2) 291, 43
 sewage purification (2) 403, 60
 sewage sludge (2) 501, 76; (2) 515, 78
- sex ratio (1) 9, 1
 silicon (1) 181, 28
 simulations (2) 285, 42
 skimmed milk (2) 273, 40
 sodar (1) 127, 20; (2) 343, 51
 soil (1) 141, 22; (1) 21, 3
 soil buffering properties (1) 99, 16
 soil contamination (1) 167, 26
 soil restoration (2) 243, 34
 soil weed seed bank (1) 73, 12
 solar energy (1) 181, 28
 sorbates (1) 25, 4
 sorbic acid (1) 25, 4
 sorption (2) 335, 50; (2) 447, 67
 spatial variability (1) 127, 20
 spatial-temporal logistic regression (1) 9, 1
Sphaerellopsis (1) 93, 15
 spring barley (1) 105, 17
Stagonospora (1) 93, 15; (2) 329, 49
Steinernematidae (2) 351, 52
Stellaria (1) 93, 15
Streptomyces sp. (2) 433, 65
 superphosphate (1) 147, 23
 surface probes (1) 61, 10
 synanthropic organisms (2) 397, 59
 synthesis polymers (1) 15, 2
 synthetic polyesters (1) 133, 21
- TDR (2) 285, 42
 TDR method (1) 61, 10
 TDR probe (2) 371, 55
 tea catechin (2) 291, 43
 temperature (1) 49, 8; (2) 253, 36; (2) 501, 76
 thermographic (1) 199, 31
 toluene (1) 29, 5
Tolyposporium (2) 329, 49
 topsoil (2) 459, 69
 town greens (2) 351, 52
 trace elements (2) 389, 58
 transport in soil (1) 29, 5
 transports emissions (2) 477, 72
Typha (2) 329, 49
- ultrasonic field (2) 529, 80
 ultrasounds (2) 439, 66
Ustilago (2) 329, 49
- vectors of diseases (2) 357, 53
 viscosity (2) 363, 54; (2) 501, 76
 volatile fatty acids (LKT) (2) 529, 80
 volatile organic compounds (1) 55, 9; (1) 147, 23; (2) 263, 38
- Waosze (2) 329, 49
 waste dump (2) 535, 81
 waste rocks (2) 279, 41
 wastewater quality (1) 153, 24; (1) 173, 27

wastewater treatment plant (1) 67, 11
water (2) 483, 73
water quality (2) 495, 75
water reservoir (2) 495, 75
water retention curve (2) 371, 55
water supply (2) 419, 63
water treatment (2) 439, 66
water-soluble polymers (1) 15, 2
weed seed emergence (1) 73, 12

wet process phosphoric acid (1) 121, 19
wicker bark (2) 313, 46
Wroclaw (1) 127, 20; (2) 343, 51
yield (1) 105, 17
zinc (1) 85, 14

Index rzeczowy

Sposób zapisu odnośników haseł -
(nr zeszytu) pierwsza strona artykułu, *nr artykułu* (w spisie treści rocznika)

- adsorpcja barwników (2) 307, 45
adsorpcja (2) 313, 46
aktywność amylolytyczna (1) 49, 8
aktywność proteolityczna (2) 253, 36; (2) 273, 40
albumina (2) 273, 40
albuminy surowicy (2) 291, 43
Alternaria (1) 93, 15
analizy cyklu życia (LCA) (2) 235, 33
anionit (2) 243, 34
Apiocarpella (1) 93, 15
Ascochyta (1) 93, 15
atmosferyczna warstwa graniczna (1) 127, 20; (2) 343, 51
auksyny (2) 433, 65
- Bacillus cereus* (1) 49, 8; (2) 273, 40
Bacillus mycoides (1) 49, 8; (2) 253, 36
badania analityczno-ekologiczne (1) 9, 1
benzen (1) 29, 5
benzoesany (1) 25, 4
biobutanol (2) 409, 61
biodegradacja (1) 133, 21
biogaz (2) 529, 80; (2) 535, 81
bioindykacja (1) 173, 27
bioindykatory (2) 403, 60
biologiczne metody oczyszczania gazów (1) 55, 9
biologiczne oczyszczanie ścieków (1) 67, 11
biomasa (2) 235, 33
biomonitoring (1) 193, 30
biomonitoring aktywny (2) 477, 72
biopaliwa (2) 235, 33
bioreaktor SBR (2) 319, 47
biosorpcja (1) 85, 14
biotest (2) 267, 39
błękit metylowy (2) 307, 45
błona biologiczna (1) 153, 24; (1) 173, 27
buforowość gleby (1) 99, 16
- Capreolus capreolus* L. (2) 325, 48
Carex (1) 93, 15; (2) 329, 49
celuloza (2) 313, 46
charakterystyka energetyczna budynku (1) 199, 31
chlorofenole (2) 297, 44
chlorowanie (2) 297, 44
chloroza (1) 105, 17
choroby zakaźne zwierząt (2) 523, 79
chrom (2) 483, 73
ciecze jonowe (1) 105, 17; (2) 409, 61
- Claviceps* (2) 329, 49
Coniothyrium (1) 93, 15
cynk (1) 85, 14
- dioksynopodobne PCB (2) 267, 39
dioksyny (2) 267, 39
dyfuzja wodoru (2) 471, 71
dyspersja zanieczyszczeń (1) 37, 6
działanie pola ultradźwiękowego (2) 529, 80
- edukacja ekologiczna (2) 507, 77
ekologiczna walka z chwastami (1) 73, 12
ekotoksyczność (1) 133, 21
ekstrakcja (2) 425, 64
ekstrakcyjny kwas fosforowy (1) 121, 19
Eloдея canadensis Michx. (1) 193, 30
emisja komunikacyjna (2) 477, 72
energia słoneczna (1) 181, 28
epidemiologia radiacyjna (1) 9, 1
etylobenzen (1) 29, 5
eutrofizacja (1) 205, 32
EVA (1) 187, 29
- fenol (2) 297, 44
fiolet krystaliczny (2) 335, 50
fitoremediacja (1) 205, 32
fitotoksyczność (1) 105, 17
fosforany paszowe (1) 121, 19
fotostymulacja (2) 389, 58
Fusarium avenaceum (2) 433, 65
Fusarium culmorum (2) 433, 65
- GC-MS (2) 413, 62
geochemiczna specjacja (2) 279, 41
gibereliny (2) 433, 65
gleba (1) 141, 22; (1) 21, 3; (2) 459, 69
glebowy bank nasion chwastów (1) 73, 12
gleby leśne (1) 99, 16
grzyby pasożytnicze (1) 93, 15; (2) 329, 49
- Heterorhabditidae* (2) 351, 52
hydrofity (1) 205, 32
hydroлиза (2) 529, 80
- interakcja (2) 257, 37
inwersja temperatury (1) 127, 20
izolacja cieplna (1) 199, 31
izolacja mikroorganizmów (1) 55, 9
- jakość powietrza wewnętrznego (2) 263, 38
jakość ścieków (1) 153, 24; (1) 173, 27

- jakość wód (2) 495, 75
 jezioro eutroficzne (2) 329, 49
 jęczmień (1) 105, 17
Juncus (1) 93, 15; (2) 329, 49

 kadm (2) 257, 37
 kanalizacja grawitacyjna (1) 153, 24
 karaczan niemiecki (*Blattella germanica*) (2) 397, 59
 karaczan wschodni (*Blatta orientalis*) (2) 397, 59
 katechiny herbaty (2) 291, 43
 kationit (2) 243, 34
 kazeina (2) 273, 40
 kinetyka polimeryzacji (2) 363, 54
 koagulacja (1) 15, 2
 kompost przemysłowy (1) 133, 21
 kondycjonowanie (2) 501, 76
 konserwanty (1) 25, 4
 kontaktry membranowe (1) 79, 13
 konwersja biomasy (2) 453, 68
 kopolimery (1) 187, 29
 kora martwicowa (2) 459, 69
 kora sosny (1) 115, 18
 kora wierzby (2) 313, 46
 korozja wodorowa (2) 471, 71
 krzem (1) 181, 28
 krzywa retencji (2) 371, 55
 kurz domowy (2) 489, 74
 kwas benzoesowy (1) 25, 4
 kwas sorbowy (1) 25, 4
 kwasy huminowe (2) 377, 56
 kwasy humusowe (2) 383, 57

 larwy *Diptera* (1) 161, 25
 lądowe rośliny wyższe (1) 105, 17
 lepkość (2) 363, 54; (2) 501, 76
Leptosphaeria (1) 93, 15; (2) 329, 49
 lotne kwasy tłuszczowe (2) 529, 80
 lotne związki organiczne (VOC) (1) 55, 9; (1) 147, 23; (2) 263, 38
Lysimachia (1) 93, 15

Mascostroma (2) 329, 49
 materiały porowate (2) 371, 55
 membrany hydrofobowe (1) 79, 13
 metale ciężkie (1) 115, 18; (1) 161, 25; (1) 167, 26; (1) 193, 30; (2) 279, 41; (2) 447, 67; (2) 477, 72; (2) 489, 74
 metale ciężkie (Pb, Cd, Ni) (2) 459, 69
 metan (2) 535, 81
Metasphaeria (2) 329, 49
 metoda detekcji (2) 267, 39
 metoda TDR (1) 61, 10
 metody zwalczania
 miedź (1) 85, 14; (2) 257, 37; (2) 313, 46
 mikroorganizmy (2) 319, 47
 mikroorganizmy beztlenowe (2) 515, 78
 modelowanie biodegradacji ścieków (1) 153, 24
 modelowanie eksperymentalne i numeryczne (1) 37, 6
 modelowanie matematyczne bioreaktorów (1) 67, 11
 modelowanie numeryczne (2) 425, 64
 monitoring (2) 285, 42

 nadtlenek wodoru (2) 335, 50
 napoje (1) 25, 4
 nasilenie wschodów chwastów (1) 73, 12
 nekroza (1) 105, 17
 nicienie owadobójcze (2) 351, 52
 niedobory mineralne (2) 325, 48
 niski poziom promieniowania jonizującego (1) 9, 1

 oczka śródpolne (1) 93, 15
 oczyszczalnie ścieków (1) 67, 11; (2) 403, 60
 odcieki składowiskowe (2) 319, 47
 odczynnik Fentona (2) 307, 45
 odnawialne źródła energii (OZE) (1) 181, 28; (1) 187, 29; (2) 535, 81; (2) 409, 61
 odory (1) 147, 23
 odpady polistyrenu (1) 15, 2
 odsetek mężczyzn (1) 9, 1
 odłuszczone mleko (2) 273, 40
 ogniwa fotowoltaiczne (1) 181, 28; (1) 187, 29
 oksydanty chlorowe (2) 297, 44
 opady atmosferyczne (2) 465, 70
 osad czynny (1) 153, 24; (1) 173, 27; (1) 67, 11; (2) 319, 47
 osady ściekowe (2) 501, 76; (2) 515, 78

 paliwa (2) 453, 68
Paraphaeosphaeria (1) 93, 15; (2) 329, 49
 pedofauna (1) 161, 25
 pekton (1) 173, 27
 pH (1) 43, 7; (1) 49, 8
 pH gleby (1) 115, 18
 pH kory sosny (1) 115, 18
Phaeosphaeria (2) 329, 49
Phragmites (2) 329, 49
Phyllachora (2) 329, 49
Phyllosticta (2) 329, 49
 pierwiastki biogenne (1) 205, 32
 pierwiastki śladowe (2) 389, 58
 pierwotniaki (2) 403, 60
 piroliza (2) 453, 68
Pleurozium schreberi (2) 477, 72
 plon (1) 105, 17
 PM₁₀ (2) 343, 51
 podatność magnetyczna (1) 43, 7
 podciąganie kapilarne (2) 285, 42
 poliestry syntetyczne (1) 133, 21

- polimer liniowy (2) 363, 54
 polimery rozpuszczalne w wodzie (1) 15, 2
 polimeryzacja żyjąca (2) 363, 54
 pomiary wilgotności (1) 61, 10
 powietrze wewnętrzne (2) 489, 74
 pozostałości fungicydów (2) 413, 62
 procesy przetwarzania roślin energetycznych (2) 235, 33
 produkty owocowo-warzywne (1) 25, 4
 przeciwutleniające (2) 291, 43
 przemysł (1) 21, 3
 przewodność (1) 43, 7
Pseudomonas sp. (1) 85, 14
 psychrometria (2) 371, 55
 ptasia grypa (2) 523, 79
Puccinia (1) 93, 15; (2) 329, 49
 pył cementowy (1) 141, 22
 pyły wapienne (1) 43, 7

 radioaktywność w pomieszczeniach zamkniętych (2) 249, 35
 radon-222 (2) 249, 35
 recykling (1) 181, 28; (1) 187, 29
 regresja logistyczna przestrzenno-czasowa (1) 9, 1
 rekultywacja gleb (2) 243, 34
 relacje natura - kultura (2) 507, 77
 rośliny inwazyjne (2) 235, 33
 rośliny niespożywcze (2) 235, 33
 rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń (2) 425, 64
 różnorodność (1) 161, 25
 rtęć (2) 257, 37
 rurociągi (2) 419, 63
 rzeka (2) 495, 75
 rzodkiewka (1) 105, 17

Salix viminalis (2) 389, 58
 sarna (2) 325, 48
 selen (1) 21, 3
Septoria (1) 93, 15; (2) 329, 49
Septoriella (2) 329, 49
 sezonowa dynamika (2) 351, 52
 skały odpadowe (2) 279, 41
 składniki mineralne (2) 325, 48
 składowiska odpadów komunalnych (2) 357, 53
 składowisko odpadów (2) 535, 81
 skutki genetyczne wywołane promieniowaniem (1) 9, 1
 sodar (1) 127, 20; (2) 343, 51
 sonda TDR (2) 371, 55
 sondy powierzchniowe (1) 61, 10
 sorbiniany (1) 25, 4
 sorpcja (2) 335, 50; (2) 447, 67
 sosna pospolita (*Pinus sylvestris* L.) (1) 141, 22
Sphaerellopsis (1) 93, 15

 spływy z powierzchni uszczelnianych (2) 465, 70
 stabilizacja beztlenowa (2) 515, 78; (2) 529, 80; (2) 535, 81
Stagonospora (1) 93, 15; (2) 329, 49
 stała szybkości reakcji (2) 363, 54
Steinernematidae (2) 351, 52
Stellaria (1) 93, 15
 strefy ochrony (2) 419, 63
Streptomyces (2) 433, 65
 stymulacja laserowa (1) 205, 32
 substancja organiczna (2) 383, 57
 substraty jonitowe (2) 243, 34
 sucha masa (1) 105, 17
 superfosfat (1) 147, 23
 symulacje (2) 285, 42
 synantropy (2) 397, 59
 synteza polimerów (1) 15, 2
 sytuacja epidemiologiczna (2) 523, 79
 szczur (2) 257, 37
 sztuka ekologiczna (2) 507, 77

 środowiskowy stres oksydacyjny (2) 291, 43

 TDR (2) 285, 42
 temperatura (1) 49, 8; (2) 253, 36; (2) 501, 76
 termowizja (1) 199, 31
 toluen (1) 29, 5
Tolyposporium (2) 329, 49
 transport publiczny (1) 167, 26
 transport w glebie (1) 29, 5
Typha (2) 329, 49

 układ budynków (1) 37, 6
 ultradźwięki (2) 439, 66
 uprawa mechaniczna gleby (1) 73, 12
Ustilago (2) 329, 49
 usuwanie amoniaku (1) 79, 13
 utlenianie (2) 335, 50
 uzdatnianie wody (2) 439, 66
 uziarnienie (2) 377, 56

 wady wrodzone (1) 9, 1
 warunki meteorologiczne (2) 343, 51
 Wąsosze (2) 329, 49
 wektory chorób (2) 357, 53
 węgiel aktywny (2) 307, 45; (2) 335, 50; (2) 447, 67
 węgiel brunatny (2) 383, 57
 węglowodory ropopochodne (1) 29, 5
 wiązanie białko-ligand (2) 291, 43
 wnikanie wodoru (2) 471, 71
 woda (2) 483, 73
 wodociągi (2) 419, 63
 Wrocław (1) 127, 20; (2) 343, 51
 współczynnik biokoncentracji BCF (1) 193, 30
 współczynnik płci (1) 9, 1

- wychmieliny (2) 383, 57
wydajność procesu ekstrakcji (2) 377, 56
występowanie (2) 351, 52
- zagęszczenie (1) 161, 25
zanieczyszczenia (2) 459, 69
zanieczyszczenia mikrobiologiczne (2) 357, 53
zanieczyszczenia organiczne (2) 439, 66
zanieczyszczenie gleby (1) 167, 26
zateżnienie (1) 121, 19
zawartość metali ciężkich (1) 43, 7
zbiornik wodny (2) 495, 75
zbiorniki zaporowe (2) 483, 73
- zdrowe środowisko (1) 9, 1
ziarna zbóż (2) 413, 62
zieleń naftolowa B (2) 307, 45
zieleńce miejskie (2) 351, 52
zmiany sezonowe (2) 249, 35
zmywacze do paznokci (2) 263, 38
zróźnicowanie przestrzenne (1) 127, 20
związek ekspozycja-odpowiedź (1) 9, 1
związki azotu (2) 403, 60
związki zakwaszające (2) 459, 69
- źródła zanieczyszczeń opadu (2) 465, 70

Index of Latin, Polish and English species names of microorganisms, plants and animal and their anatomical parts

Wykaz łacińskich, polskich i angielskich nazw mikroorganizmów, roślin i zwierząt i ich części anatomicznych

Meaning of the digits in the index entries -
(no. of issue) first page, *no. of the article* (in the volume contents)

Sposób zapisu odnośników haseł -
(nr zeszytu) pierwsza strona artykułu, *nr artykułu* (w spisie treści rocznika)

- Alternaria* (1) 93, 15
Apiocarpella (1) 93, 15
Ascochyta (1) 93, 15
- Bacillus cereus* (1) 49, 8; (2) 273, 40
Bacillus mycoides (1) 49, 8; (2) 253, 36
- Capreolus capreolus* L (2) 325, 48
Carex (1) 93, 15; (2) 329, 49
Claviceps (2) 329, 49
common radish (1) 105, 17
Coniothyrium (1) 93, 15
- Elodea canadensis* Michx. (1) 193, 30
- Fusarium avenaceum* (2) 433, 65
Fusarium culmorum (2) 433, 65
- German cockroach (*Blattella germanica*) (2) 397, 59
grzyby pasożytnicze (1) 93, 15
- Heterorhabditidae* (2) 351, 52
hydrofity (1) 205, 32
- jęczmień (1) 105, 17
Juncus (1) 93, 15; (2) 329, 49
- karaczan niemiecki (*Blattella germanica*) (2) 397, 59
karaczan wschodni (*Blatta orientalis*) (2) 397, 59
- larwy *Diptera* (1) 161, 25
Leptosphaeria (1) 93, 15; (2) 329, 49
Lysimachia (1) 93, 15
- Mascostroma* (2) 329, 49
- Metasphaeria* (2) 329, 49
- Oriental cockroach (*Blatta orientalis*) (2) 397, 59
- Paraphaeosphaeria* (1) 93, 15; (2) 329, 49
Phaeosphaeria (2) 329, 49
Phragmites (2) 329, 49
Phyllachora (2) 329, 49
Phyllosticta (2) 329, 49
Pleurozium schreberi (2) 477, 72
Pseudomonas sp. (1) 85, 14
Puccinia (1) 93, 15; (2) 329, 49
- roe deer (*Capreolus capreolus* L) (2) 325, 48
rośliny inwazyjne (2) 235, 33
rośliny niespożywcze (2) 235, 33
rzodkiewka (1) 105, 17
- Salix viminalis* (2) 389, 58
sarna (2) 325, 48
Septoria (1) 93, 15; (2) 329, 49
Septoriell9 (2) 329, 49
sosna pospolita (*Pinus sylvestris* L) (1) 141, 22
Sphaerellopsis (1) 93, 15
spring barley (1) 105, 17
Stagonospora (1) 93, 15; (2) 329, 49
Steinernematidae (2) 351, 52
Stellaria (1) 93, 15
Streptomyces (2) 433, 65
- Tolyposporium* (2) 329, 49
Typha (2) 329, 49
- Ustilago* (2) 329, 49

Varia

CENTRAL EUROPEAN CONFERENCE ECOpole'10

Short Conference Report

The Conference ECOpole'10 was held in hotel Uroczysko (near Szklarska Poreba, Poland), from Oct. 14th, 2010 to Oct. 16th, 2010. It was the nineteenth ecological conference of the series of meetings organised by the Society of Ecological Chemistry and Engineering, Opole, PL.

129 participants, including delegates representing 7 countries (from Austria, Czech Republic, Great Britain, Norway, Poland, Slovakia and Ukraine) took part in the event and presented 20 oral contributions and 143 posters.

The Abstracts of the Conference contributions were available on the Conference website before and during the conference.

The Conference issue of the quarterly *Ecological Chemistry and Engineering S* containing among others keynote speakers papers, was distributed at the Conference Reception desk together with a CD-ROM (containing short info on Keynote Speakers, Abstracts of the Conference presentations as well as ECOpole'10 Conference Programme).

On Wednesday (13th October 2010) at 21.00 the participants were invited for Get-Together Party.

The Conference Agenda was divided into 5 sections:

- * SI Ecological Chemistry and Engineering
- * SII Environment Friendly Production and Use of Energy
- * SIII Risk, Crisis and Security Management
- * SIV Forum of Young Scientists and Environmental Education
- * SV Health, Ecology and Agriculture.

The Conference was opened by prof. Maria Waclawek, Chairperson of the Organising Committee and prof. Witold Waclawek, Chairman of the Scientific Board and President of the Society of Ecological Chemistry and Engineering.

Prof. **Jacek NAMIEŚNIK** (*Gdansk University of Technology, Gdansk, PL*) initiated the Plenary Session with the invited lecture: "Green analytical chemistry". During the conference the plenary lectures were delivered also by other invited lecturers: prof. **Eiliv STEINNES** (*Norwegian University of Science and Technology, Trondheim, NO*): "Monitoring of air pollutants on the local and regional scale using mosses: strong and weak points", prof. **Andrzej G. CHMIELEWSKI** (*Institute of Nuclear Chemistry and Technology, Warsaw University of Technology, Warsaw, PL*): "Dreams or reality - fossil fuels, renewables or nuclear power?", prof. **Artur PAWŁOWSKI** (*Lublin University of Technology, Lublin, PL*): "Role of environmental engineering in introducing sustainable development" and prof. **Manfred SAGER** (*Austrian Agency for Health and Food Safety, Vienna, AT*): "Screening for biologically active elements: Sc, Y, La, Ce, Ti, Rb, Cs - by ICP-OES and ICP-MS methods".

Very interesting lectures were also presented by prof. **A.T. Solecki** (*University of Wrocław, Wrocław, PL*): "Building stones as NORM (Naturally Occurring Radioactive Materials)", prof. **W. Kamiński** (*Lodz University of Technology, Łódź, PL*): "Biobutanol - methods of productions and purifications", dr **Ch. Jungnickel** (*Gdansk University of Technology, Gdańsk, PL*): "Ionic liquids - green solvents?", dr **I. Koliabina** (*Institute of Environmental Geochemistry, Kiev, UA*): "Features of absorbed uranium and strontium

distribution in the sandy-clay rocks of the lower protective layer within near-surface solid radioactive waste repositories”, dr **Z.A. Szydło** (*Highgate School, London, UK*): “Experimental chemistry in English schools”, **B. Barańska** (*Provincial Inspectorate of Environmental Protection in Opole, PL*): “Monitoring of air quality in the Opole province” and **H. Ferster** (*Department of Safety and Crisis Management, Opole Provincial Office, Opole, PL*): “Environmental risks in the Opole province”.

Thursday, a day of hard work, was finished with the Poster Session of the Section Chemical Pollution of Natural Environment and its Monitoring. Many of the discussions begun at the posters, lasted until the evening hours.

The next point of Thursday Conference Programme was the one-hour-long Musical Soirée. Students of the Public Musical School in Jelenia Góra (Band Cyjas Milongas and soloists playing the guitar, oboe and saxophone) played classical and contemporary compositions. The audience applauded the players and claimed for bis.

As usually during the ECOpole Conference, the second day included the Session of the Young Scientists (a forum of young scientists that present and discuss local ecological problems of their countries). During the Young Scientists’, Environmental Education and Renewable Energy Poster Session 49 posters were presented.

At 19.00 the Conference participants were invited for a Conference Dinner.

On Thursday and Friday an exhibition of books related to the conference subject was organized by Polish Publishing House Wydawnictwa Naukowo-Techniczne (WNT), Warsaw and Society of Ecological Chemistry and Engineering, Opole.

On Saturday morning an ecological excursion was organised to the Center of Ecological Education in Karkonosze located in Karkonosze National Park in Szklarska Poreba. During this excursion conference participants could see the exposition “Virtual Karkonosze”.

Closing the conference, prof., prof. Maria and Witold Waclawek made short recapitulation. In general, ECOpole’10 was focused on monitoring the quality of natural environment, its effects on human life, environmental education as well as application of renewable sources of energy.

They expressed gratitude to all participants for coming and taking active part in the Conference and thanked all Chairpersons of Sessions.

They announced, that full text of the presented papers will be published (after obtaining reviewers’ positive opinions) in the successive issues of the journals *Ecological Chemistry and Engineering A* and *S* and they will be distributed to all participants.

The Extended Abstracts of the presentations will be published in two subsequent issues of semi-annual *Proceedings of the ECOpole*.

Thanks to the financial support of the Polish Ministry of Scientific Research and Higher Education, it was possible, among others to publish Extended Abstracts and full Conference contributions as well as to help to pay the fees for the young scientists taking part in the Conference.

At the end they invited all Colleagues to attend the ECOpole’11 conference, which will be held at the Conference Center „Rzemieślnik” in Zakopane, PL in next October.

Maria Waclawek

KEYNOTE SPEAKERS OF ECOpole'10 CONFERENCE

ZAPROSZENI WYKŁADOWCY NA KONFERENCJĘ ECOpole'10



Andrzej G. CHMIELEWSKI (*Institute of Nuclear Chemistry and Technology; Warsaw University of Technology, Warsaw, PL*):
Dreams or reality - fossil fuels, renewables or nuclear power?



Jacek NAMIEŚNIK (*Gdansk University of Technology, Gdansk, PL*):
Green analytical chemistry



Artur PAWŁOWSKI (*Lublin University of Technology, Lublin, PL*):
Role of environmental engineering in introducing sustainable development



Manfred SAGER (*Austrian Agency for Health and Food Safety, Vienna, AT*): Screening for biologically almost elements:
Sc, Y, La, Ce, Ti, Rb, Cs - by ICP-OES and ICP-MS methods



Eiliv STEINNES (*Norwegian University of Science and Technology, Trondheim, NO*): Monitoring of air pollutants on the local
and regional scale using mosses: strong and weak points

**ORGANISERS, SCIENTIFIC BOARD AND SPONSOR
of the ECOpole'10 Conference**

ORGANIZATORZY, RADA PROGRAMOWA I SPONSOR

ORGANISERS (ORGANIZATORZY)

Society of Ecological Chemistry and Engineering
(Towarzystwo Chemii i Inżynierii Ekologicznej), Opole

SCIENTIFIC BOARD (RADA PROGRAMOWA)

Witold WACŁAWEK - University (Uniwersytet), Opole - Chairman (przewodniczący)
Jerzy BARTNICKI - Meteorological Institute - DNMI (Instytut Meteorologiczny), Oslo-Blindern, NO
Mykhaylo BRATYCHAK - National University of Technology (Politechnika), Lviv, UA
Bogusław BUSZEWSKI - University (Uniwersytet Mikołaja Kopernika), Toruń
Andrzej GAWDZIK - University (Uniwersytet), Opole
Milan KRAITR - University (Uniwersytet), Plzeň, CZ
Andrzej KULIG - University of Technology (Politechnika), Warszawa
Bernd MARKERT - International Graduate School [IHI] (Międzynarodowa Szkoła Wyższa)
Zittau, DE
Jacek NAMEŚNIK - University of Technology (Politechnika), Gdańsk
Vasil SIMEONOV - University of Sofia (Uniwersytet), Sofia, BG
Wiesław WASIAK - University (Uniwersytet Adama Mickiewicza), Poznań
Roman ZARZYCKI - University of Technology (Politechnika), Łódź

ORGANIZING COMMITTEE (KOMITET ORGANIZACYJNY)

Maria WACŁAWEK - University (Uniwersytet), Opole - Chairperson (przewodnicząca)
Zbigniew FIGAS - Provincial Fund of Environmental Protection and Water Management
(Wojewódzki Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej), Opole
Agnieszka DOŁHAŃCZUK-ŚRÓDKA - University (Uniwersytet), Opole
Andrzej KŁOS - University (Uniwersytet), Opole
Małgorzata RAJFUR - University (Uniwersytet), Opole
Aleksander ZAREMBA - University of Technology (Politechnika), Częstochowa
Zbigniew ZIEMBIK - University (Uniwersytet), Opole

SPONSOR (SPONSOR)

Ministry of Scientific Research and Higher Education
(Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego), Warszawa



**INNOWACYJNA
GOSPODARKA**
NARODOWA STRATEGIA SPÓJNOŚCI

UNIA EUROPEJSKA
EUROPEJSKI FUNDUSZ
ROZWOJU REGIONALNEGO



WYKORZYSTANIE KAPUSTY BIAŁEJ NA POTRZEBY FITOREMEDIACJI I BIOFUMIGACJI GLEBY (AGROBIOKAP)

Projekt nr UDA-POIG.01.03.01-00-138/09

współfinansowany przez Unię Europejską ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Programu Operacyjnego Innowacyjna Gospodarka, 2007-2013

Oś priorytetowa 1.: Badania i rozwój nowoczesnych technologii
Działanie 1.3.: Wsparcie projektów B+R na rzecz przedsiębiorstw realizowanych przez jednostki naukowe
Poddziałanie 1.3.1.: Projekty rozwojowe
Rekomendowana kwota dofinansowania: 3 391 950,00 PLN
Termin realizacji projektu: 01.07.2007-01.07.2013

Cele projektu:

- opracowanie innowacyjnej i ekonomicznej technologii fitoremediacji terenów zdegradowanych
- produkcja naturalnego środka do biofumigacji gleb użytkowanych rolniczo i ogrodniczo

Zadania badawcze projektu:

- przeprowadzanie badań fizjologicznych kapusty z upraw prowadzonych w różnych warunkach
- opracowanie technologii uprawy kapusty
- badania analityczne w celu określenia wpływu warunków uprawy kapusty na zawartość związków bioaktywnych i biokumulację metali ciężkich w kapuście
- statystyczne opracowanie wyników pomiarów
- opracowanie technologii otrzymywania biopreparatu zgodnie z wymogami przemysłu
- zaproponowanie metod zagospodarowania odpadu po produkcji biopreparatu

Kontakt:

Wydział Chemiczny Politechniki Gdańskiej
ul. G. Narutowicza 11/12, 80-233 Gdańsk
tel./fax +48 58 347 26 25
email: agrobiokap@chem.pg.gda.pl
<http://www.chem.pg.gda.pl/agrobiokap/>



Invitation for ECOPOLE'11 Conference
CHEMICAL SUBSTANCES IN ENVIRONMENT



We have the honour to invite you to take part in the 20th annual Central European Conference ECOpole'11, which will be held in **13-15 X 2011** (Thursday-Saturday) at the Conference Center „Rzemieslnik” in Zakopane, PL.

The Conference Programme includes oral presentations and posters and will be divided into five sections:

- **SI Chemical Pollution of Natural Environment and its Monitoring**
- **SII Environment Friendly Production and Use of Energy**
- **SIII Risk, Crisis and Security Management**
- **SIV Forum of Young Scientists and Environmental Education in Chemistry**
- **SV Impact of Environment Pollution on Food and Human Health**

The Conference language is English.

Contributions to the Conference will be published as:

- abstracts on the CD-ROM (0.5 page of A4 paper sheet format)
- extended Abstracts (4-6 pages) in the semi-annual journal *Proceedings of ECOpole*
- full papers will be published in successive issues of the *Ecological Chemistry and Engineering/Chemia i Inżynieria Ekologiczna* (Ecol. Chem. Eng.) ser. A or S.

Additional information one could find on Conference website

ecopole.uni.opole.pl

The deadline for sending the Abstracts is **15.07.2011** and for the Extended Abstracts: **1.10.2011**. The actualised list (and the Abstracts) of the Conference contributions accepted for presentation by the Scientific Board, one can find (starting from 15.07.2011) on the Conference website.

The papers must be prepared according to the Guide for Authors on Submission of Manuscripts to the Journals.

At the Reception Desk each participant will obtain a CD-ROM with abstracts of the Conference contributions as well as Conference Programme (the Programme will be also published on the Conference website).

Further information is available from:

Prof. dr hab. Maria Waclawek

Chairperson of the Organising Committee

of ECOpole'11 Conference

University of Opole

email: Maria.Waclawek@o2.pl

and mrajfur@o2.pl

phone +48 77 455 91 49 and +48 77 401 60 42

fax +48 77 401 60 51

Conference series

1. 1992 Monitoring '92 Opole
2. 1993 Monitoring '93 Turawa
3. 1994 Monitoring '94 Pokrzywna
4. 1995 EKO-Opole '95 Turawa
5. 1996 EKO-Opole '96 Kędzierzyn Koźle
6. 1997 EKO-Opole '97 Duszniki Zdrój
7. 1998 CEC ECOpole '98 Kędzierzyn Koźle
8. 1999 CEC ECOpole '99 Duszniki Zdrój
9. 2000 CEC ECOpole 2000 Duszniki Zdrój
10. 2001 CEC ECOpole'01 Duszniki Zdrój
11. 2002 CEC ECOpole'02 Duszniki Zdrój
12. 2003 CEC ECOpole'03 Duszniki Zdrój
13. 2004 CEC ECOpole'04 Duszniki Zdrój
14. 2005 CEC ECOpole'05 Duszniki Zdrój
15. 2006 CEC ECOpole'06 Duszniki Zdrój
16. 2007 CEC ECOpole'07 Duszniki Zdrój
17. 2008 CEC ECOpole'08 Piechowice
18. 2009 CEC ECOpole'09 Piechowice
19. 2010 CEC ECOpole'10 Piechowice

ZAPRASZAMY
do udziału w Środkowoeuropejskiej Konferencji
ECOPOLE'11
w dniach 13-15 X 2011
SUBSTANCJE CHEMICZNE W ŚRODOWISKU PRZYRODNICZYM



Będzie to **dwudziesta z rzędu** konferencja poświęcona badaniom podstawowym oraz działaniom praktycznym dotycząca różnych aspektów ochrony środowiska przyrodniczego. Odbędzie się ona w Ośrodku Konferencyjno-Wypoczynkowym „Rzemieślnik” w Zakopanem. Doroczne konferencje ECOpole mają charakter międzynarodowy i za takie są uznane przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego. Obrady Konferencji ECOpole'11 będą zgrupowane w pięciu Sekcjach:

- **SI Chemiczne substancje w środowisku przyrodniczym oraz ich monitoring**
- **SII Odnawialne źródła energii i jej oszczędne pozyskiwanie oraz użytkowanie**
- **SIII Zarządzanie środowiskiem w warunkach kryzysowych**
- **SIV Forum Młodych (FM) i Edukacja prośrodowiskowa**
- **SV Wpływ zanieczyszczeń środowiska oraz żywności na zdrowie ludzi**

Materiały konferencyjne będą opublikowane w postaci:

- abstraktów (0,5 strony formatu A4) na CD-ROM-ie;
- rozszerzonych streszczeń o objętości 4-6 stron w półroczniku *Proceedings of ECOpole*;
- artykułów: w abstraktowanych czasopismach: *Ecological Chemistry and Engineering/Chemia i Inżynieria Ekologiczna (Ecol. Chem. Eng.)* ser. A i S oraz niektórych w półroczniku *Chemia-Dydaktyka-Ekologia-Metrologia*.

Termin nadsyłania angielskiego i polskiego streszczenia o objętości 0,5-1,0 strony (wersja cyfrowa + wydruk) planowanych wystąpień upływa w dniu 15 lipca 2011 r. Lista prac zakwalifikowanych przez Radę Naukową Konferencji do prezentacji będzie sukcesywnie publikowana od 15 lipca 2011 r. na stronie internetowej

ecopole.uni.opole.pl

Aby praca (dotyczy to także rozszerzonego streszczenia, które powinno mieć tytuł w językach polskim i angielskim, słowa kluczowe w obydwu językach) przedstawiona w czasie konferencji mogła być opublikowana, jej tekst winien być przygotowany zgodnie z wymaganiami stawianymi artykułom drukowanym w czasopismach *Ecological Chemistry and Engineering* ser. A oraz S, które są dostępne w wielu bibliotekach naukowych w Polsce i zagranicą. Są one takie same dla prac drukowanych w półroczniku *Chemia-Dydaktyka-Ekologia-Metrologia*. Zalecenia te są również umieszczone na stronie internetowej konferencji.

Po Konferencji zostaną wydane 4-6-stronicowe rozszerzone streszczenia wystąpień w półroczniku *Proceedings of ECOpole*. Artykuły te winny być przesłane do **1 października 2011 r.** Wszystkie nadsyłane prace podlegają zwykłej procedurze recenzyjnej. Wszystkie streszczenia oraz program Konferencji zostaną wydane na CD-ROM-ie, który otrzyma każdy z uczestników podczas rejestracji. Program będzie także umieszczony na stronie internetowej Konferencji.

Prof. dr hab. Maria Waclawek
Przewodnicząca Komitetu Organizacyjnego
Konferencji ECOpole'11
Wszelkie uwagi i zapytania można kierować na adres:
Maria.Waclawek@o2.pl
lub mrajfur@o2.pl
tel. 77 401 60 42
tel. 77 455 91 49
fax 77 401 60 51

Kalendarium

1. 1992 Monitoring '92 Opole
2. 1993 Monitoring '93 Turawa
3. 1994 Monitoring '94 Pokrzywna
4. 1995 EKO-Opole '95 Turawa
5. 1996 EKO-Opole '96 Kędzierzyn-Koźle
6. 1997 EKO-Opole '97 Duszniki Zdrój
7. 1998 ŚEK ECOpole '98 Kędzierzyn-Koźle
8. 1999 ŚEK ECOpole '99 Duszniki Zdrój
9. 2000 ŚEK ECOpole 2000 Duszniki Zdrój
10. 2001 ŚEK ECOpole '01 Duszniki Zdrój
11. 2002 ŚEK ECOpole '02 Duszniki Zdrój
12. 2003 ŚEK ECOpole '03 Duszniki Zdrój
13. 2004 ŚEK ECOpole '04 Duszniki Zdrój
14. 2005 ŚEK ECOpole '05 Duszniki Zdrój
15. 2006 ŚEK ECOpole '06 Duszniki Zdrój
16. 2007 ŚEK ECOpole '07 Duszniki Zdrój
17. 2008 ŚEK ECOpole '08 Piechowice
18. 2009 ŚEK ECOpole '09 Piechowice
19. 2010 ŚEK ECOpole '10 Piechowice

GUIDE FOR AUTHORS ON SUBMISSION OF MANUSCRIPTS

A digital version of the Manuscript addressed:

Professor Witold Waclawek
Editor-in-chief
Ecological Chemistry and Engineering (Ecol. Chem. Eng.)
Uniwersytet Opolski
ul. kard. B. Kominka 4, 45-032 Opole, Poland
tel. +48 77 401 60 42, fax +48 77 455 91 49
email: waclawek@uni.opole.pl

should be sent by email to the Editorial Office Secretariat - mrjfur@o2.pl

The Editor assumes, that an author submitting a paper for publication has been authorised to do that. It is understood the paper submitted to be original and unpublished work, and is not being considered for publication by another journal. After printing, the copyright of the paper is transferred to *Towarzystwo Chemii i Inżynierii Ekologicznej* (*Society for Ecological Chemistry and Engineering*). In preparation of the manuscript please follow the general outline of papers published in the most recent issues of *Ecol. Chem. Eng.*, a sample copy can be sent, if requested. Papers submitted are supposed to be written in English language and should include an abstract and keywords, if possible also in Polish language. If not then the Polish abstract and keywords will be provided by the Editorial Office. All authors are requested to inform of their current addresses, phone and fax numbers and their email addresses.

It is urged to follow the units recommended by the *Système Internationale d'Unites* (SI). Graph axis labels and table captions must include the quantity units.

Symbols recommended by the International Union of Pure and Applied Chemistry (Pure and Appl. Chem. 1979, **51**, 1-41) are to be followed. Graphics (drawings, plots) should also be supplied in the form of digital vector - type files, eg CorelDraw, Grapher for Windows or at least in a bitmap format (TIF, JPG, PCX, BMP). In the case of any query please feel free to contact with the Editorial Office. Footnotes, tables and graphs should be prepared as separate files. References cited chronologically should follow the examples given below:

[1] Kowalski J. and Malinowski A.: *Polish J. Chem.*, 1990, **40**(3), 2080-2085.

[2] Nowak S.: *Chemia nieorganiczna*. WNT, Warszawa 1990.

Journal titles should preferably follow the Chem. Abst. Service recommended abbreviations. Receipt of a paper submitted for publication will be acknowledged by email. If no acknowledgement has been received, please check it with the Editorial Office by email, fax, letter or phone.

ZALECENIA DOTYCZĄCE PRZYGOTOWANIA MANUSKRYPTÓW

Praca przeznaczona do druku w czasopiśmie *Ecological Chemistry and Engineering Science* i *Inżynieria Ekologiczna S (Ecol. Chem. Eng. S)* powinna być przesłana na adres Redakcji:

Profesor Witold Waclawek
Redakcja
Ecological Chemistry and Engineering/Chemia i Inżynieria Ekologiczna
Uniwersytet Opolski
ul. kard. B. Kominka 4, 45-032 Opole
tel. 77 401 60 42, fax 77 455 91 49
email: waclawek@uni.opole.pl

w postaci cyfrowej w formacie Microsoft Word (ver. XP dla Windows) emailem (mrajfur@o2.pl).

Redakcja przyjmuje, że autor, przesyłając artykuł do druku, w ten sposób oświadcza, że jest upoważniony do tego, oraz zapewnia, że artykuł ten jest oryginalny i nie był wcześniej drukowany gdzie indziej i nie jest wysłany do druku gdzie indziej oraz że po jego wydrukowaniu copyright do tego artykułu uzyskuje Towarzystwo Chemii i Inżynierii Ekologicznej. W przygotowaniu manuskryptu należy przede wszystkim wzorować się na postaci artykułów w możliwie najnowszych zeszytach *Ecol. Chem. Eng.* Prace przesyłane do publikacji winny być napisane w języku angielskim lub polskim oraz zaopatrzone w abstrakty oraz słowa kluczowe w obydwu tych językach. Zalecamy, aby artykuł zawierał adresy i emaile oraz numery telefonów i faksów wszystkich autorów danej pracy.

Usilnie prosimy o stosowanie układu jednostek SI. Zwracamy uwagę, że osie wykresów oraz główki tabel powinny bezwzględnie zawierać jednostki stosownej wielkości. W przypadku artykułów pisanych po polsku podpisy tabel i rysunków powinny być podane w językach polskim i angielskim.

Polecamy symbolikę zalecaną przez PTChem (Symbole i terminologia wielkości i jednostek stosowanych w chemii fizycznej, Ossolineum, Wrocław 1989; *Pure Appl. Chem.*, 1979, **51**, 1-41).

Materiał graficzny (rysunki, wykresy), obok wersji na papierze, powinien również być dostarczony w postaci cyfrowych plików wektorowych, np. za pomocą programów: CorelDraw wersja 9.0, Grafer dla Windows lub przynajmniej bitowe (TIF, JPG, PCX, BMP).

Przypisy i tabele, podobnie jak rysunki, zapisujemy jako osobne pliki.

Literaturę prosimy zamieszczać wg poniższych przykładów:

[1] Kowalski J. i Malinowski A.: *Polish J. Chem.*, 1990, **40**(3), 2080-2085.

[2] Nowak S.: *Chemia nieorganiczna*. WNT, Warszawa 1990.

Tytuły czasopism należy skracać zgodnie z zasadami przyjętymi przez amerykańską *Chemical Abstracts Service*, a w przypadku polskich publikacji niepodawanych przez CAS należy stosować skrót zgodnie z zaleceniami Biblioteki Narodowej. Autor może, jeżeli uważa to za wskazane, podawać też tytuł cytowanych artykułów z czasopism (który będzie składany kursywą) oraz numer zeszytu danego woluminu (w nawiasie, po numerze woluminu).

Redakcja potwierdza emailem otrzymanie artykułu do druku. W przypadku braku potwierdzenia prosimy o interwencję: emailem, faksem, listem lub telefonicznie.

PRZYGOTOWANIE DO DRUKU

*Zdzisława Tasarz
Lucyna Żyła*

SKŁAD KOMPUTEROWY

Aleksander Zaremba

PROJEKT OKŁADKI

Marcin Smuda