

Jacek Leszczyński • Dariusz Wawrentowicz

PODCZYSZCZANIE ODCIEKÓW SKŁADOWISKOWYCH Z WYKORZYSTANIEM PROCESU FENTONA, KOAGULACJI I OZONOWANIA

Jacek Leszczyński, dr inż. – Politechnika Białostocka

Dariusz Wawrentowicz, dr inż. – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok

e-mail: jleszczyński@pb.edu.pl

PRETREATMENT OF LANDFILL LEACHATE USING FENTON REACTION, COAGULATION AND OZONATION

SUMMARY: The objective of the research was to study coagulation-flocculation, ozonation and Fenton's process pretreatment on a stabilized landfill leachate. The leachate came from a municipal sanitary landfill, located near Bielsk Podlaski, (Podlaskie viovodeship). Main parameters were at average: pH 7,69; COD 1125 mgO₂/dm³; BOD 143 mgO₂/dm³; NH₄⁺ 658 mgN/dm³; UV absorbance 0,326 and turbidity 59 NTU. An individual and integrated technique consisted of coagulation, Fenton's reaction, ozonation and coagulation / ozonation was examined. The coagulation of leachate samples was accomplished by addition of Iron(III) sulfate. Maximum COD, color and UV absorbance removal rates at 44,8%, 75,5% and 67% were achieved by adding of 350 mgFe/dm³ of Iron(III) sulfate as Fe₃₊, respectively. The ozone dosages were used in the range of 50 to 750 mgO₃/dm³ of the leachate. The maximum COD, color and UV absorbance removal was respectively 23,3%; 30,2% and 27,9% by applying a high ozone dose of 750 mgO₃/dm³. After oxidation, the ratio of BOD /COD was increased from 0.11 up to 0.16. Fenton process reduced the COD, color and UV absorbance of the leachates by 64,9; 81,1and 68,7% respectively. Best operative conditions were obtained with Iron(III) sulfate dose 150 mgFe/dm³, and maximum hydrogen peroxide dose 2100 mgH₂O₂/dm³ (reaction time: 2h). Advantages associated with Fenton's reagent include higher organic removal capacity, and bigger production of biodegradable byproducts, measured as BOD/COD ratio.

KEYWORDS: Fenton's process, landfill leachate, ozonation, coagulation-flocculation, pretreatment

Wstęp

W trakcie składowania odpadów stałych powstają odcieki, których skład zmienia się wraz z czasem funkcjonowania składowiska¹. Zazwyczaj, odcieki ze składowisk ustabilizowanych działających powyżej 5 lat zawierają wysokie stężenia związków organicznych trudno ulegających biodegradacji². Odcieki ze składowisk, których czas funkcjonowania nie przekracza 1 roku charakteryzują się wysokimi wartościami BZT₅ (3 do 13 g/dm³), ChZT (30-60 g/dm³) oraz stosunkiem BZT₅/ChZT 0,4-0,7³. Jednocześnie wraz z wiekiem, w wyniku przemian biochemicznych następuje rozkład biodegradowalnych frakcji materii organicznej, co prowadzi do stabilizacji składu odcieków, które wykazują znacznie niższe stężenia ChZT poniżej 3 g/dm³ oraz charakteryzują się stosunkiem BZT₅/ChZT poniżej 0,1. Stężenie azotu amonowego, kształtuje się zwykle powyżej 0,4 gN-NH₄/dm³. W tego typu składowiskach przeważają również związki organiczne trudniej ulegające biodegradacji⁴. Do oczyszczania odcieków stosowanych jest wiele metod fizyczno-chemicznych i biologicznych takich jak: koagulacja, chemiczne utlenianie, metody biologiczne, ultra i nanofiltracja⁵ oraz metody pogłębionego utleniania, w których generowane są wysoko reaktywne wolne rodniki OH[•] o wysokim potencjale oksydacyjno-redukcyjnym. Rodniki te działają nieselektywnie, szybko reagują z wieloma zanieczyszczeniami, w tym z trudno rozkładalnymi związkami organicznymi⁶. W metodach pogłębionego utleniania stosuje się najczęściej ozon, H₂O₂, promieniowanie UV, katalizatory: Mn²⁺, Fe²⁺, TiO₂ oraz połączenia: O₃/UV, H₂O₂/UV, O₃/H₂O₂/UV. Do podczyszczania odcieków stosowa-

¹ S. Baig, I. Coulomb, P. Courant, P. Liechti, *Treatment of landfill leachates: Lapeyrouse and Satrod case studies*, "Ozone: Science & Engineering Journal" 1999 nr 21, s. 1-22.

² H. Ehrig, *Treatment of sanitary landfill leachate: Biological treatment*, "Waste Management & Research" 1984 nr 2, s. 131-152.

³ H. Alvarez-Vazquez, B. Jefferson, S. Judd, *Membrane bioreactors vs conventional biological treatment of landfill leachate: a brief review*, "Journal of Chemical Technology and Biotechnology" 2004 nr 79, s. 1043-1049; L.I. Borzacconi, M. Lopez, M. Ohanian Vianas, *Anaerobic aerobic treatment of municipal solid waste leachate*, "Environmental Technology" 1999 nr 20, s. 211-217.

⁴ J.L. Morais, P.P. Zamora, *Use of advanced oxidation process to improve the biodegradability of mature landfill leachate*, "Journal of Hazardous Materials" 2005 nr 123, s. 181-186; P. Haapea, S. Korhonen, T. Tuhkanen, *Treatment of industrial landfill leachates by chemical and biological methods: ozonation, ozonation + hydrogen peroxide, hydrogen peroxide and biological post-treatment for ozonated water*, "Ozone: Science & Engineering Journal" 2002 nr 24, s. 369-378.

⁵ A. Amokrane, C. Comel, J. Veron, *Landfill Leachates Pre-treatment by Coagulation-Flocculation*, "Water Research" 1997 nr 31(11), s. 2775-2782; S.K. Marttinen, R.H. Kettunen, K.M. Sorjonen, *Screening of physical-chemical Methods for Removal of Organic Material, Nitrogen and Toxicity from Low Strength Landfill Leachates*, "Chemosphere" 2002 nr 46, s. 851-858.

⁶ A.K. Biń, *Zastosowanie ozonowania oraz procesów pogłębionego utleniania do uzdatniania wody pitnej i oczyszczania ścieków w Polsce*, „Rocznik Ochrona Środowiska” 1995 nr 2, s. 7-25.

ny jest również proces Fentona⁷. Skuteczność reakcji Fentona zależy między innymi od pH, dawki reagentów i czasu reakcji. Metodą Fentona zanieczyszczenia usuwane są zarówno w procesie koagulacji jak i utleniania zgodnie z reakcją przedstawioną przez Rusha i Koppenola⁸: Powstający Fe^{3+} jest ponownie przekształcany do Fe^{2+} z wytworzeniem rodnika $\cdot HO_2$



Proces Fentona może być skutecznie stosowany do bezpośredniego usuwania wielu zanieczyszczeń. W wyniku utleniania część związków organicznych ulega przekształcaniu do form łatwiej ulegających biodegradacji, co umożliwia ich dalsze unieszkodliwianie metodami biologicznymi⁹. Według Yoon i in.¹⁰, podstawową rolę w usuwaniu zanieczyszczeń organicznych z odcieków metodą Fentona odgrywa koagulacja. Kang i Hwang¹¹ stwierdzili, że najbardziej istotny wpływ na usuwanie ChZT w procesie Fentona ma pH i dawka siarczanu żelaza(II) oraz odczyn, przy jakim prowadzona jest koagulacja. Dość powszechnie do oczyszczania odcieków pochodzących zwłaszcza ze składowisk ustabilizowanych wykorzystywany jest proces ozonowania. Ozon jest silnym utleniaczem, reagującym w temperaturze otoczenia z większością związków organicznych bezpośrednio albo pośrednio poprzez wytworzenie rodników¹².

Celem badań było określenie skuteczności podczyszczania odcieków składowiskowych z wykorzystaniem koagulacji, ozonowania i reakcji Fentona.

Metodyka badań

Do badań zastosowano odcieki pochodzące ze składowiska odpadów stałych zlokalizowanego w pobliżu Bielska Podlaskiego. Składowisko zostało wybudowane w latach 2004-2005. Przewidywany okres użytkowania został określony na około 10 lat.

⁷ A. Lopez, M. Pagano, A. Volpe, A. Di Pinto, *Fenton's pretreatment of mature landfill leachate*, "Chemosphere" 2004 nr 54, s. 1000-1005.

⁸ J.D. Rush, W.H. Koppenol, *Reactions of iron(II) nitrilotriacetate and iron(II) ethylenediamine-N,N'-diacetate complexes with hydrogen peroxide*, "Journal of the American Chemical Society" 1988 nr 110, s. 4957-4963.

⁹ J.A. Peres, J. Beltran de Heredia, J.R. Dominguez, *Integrated Fenton's reagent - Coagulation Flocculation process for the Treatment of Cork processing Wastewater*, "Journal of Hazardous Materials" 2004 nr 107(3), s. 115-121.

¹⁰ J. Yoon, S. Cho, Y. Cho, S. Kim, *The characteristics of coagulation of Fenton reaction in the removal of landfill leachate organics*, "Water Science and Technology" 1988 nr 38, s. 209-214.

¹¹ Y. W. Kang, K.Y. Hwang, *Effects of reaction conditions on the oxidation efficiency in the Fenton process*, "Water Research" 2000 nr 34, s. 2786-2790.

¹² M.S. Lucas, J.A. Peres, G. Li Puma, *Treatment of winery wastewater by ozonebased advanced oxidation processes (O_3 , O_3/UV and $O_3/UV/H_2O_2$) in a pilot-scale bubble column reactor and process economics*, "Separation and Purification Technology" 2010 nr 72, 235-241.

Badania doświadczalne prowadzono w następujących układach technologicznych obejmujących: koagulację, proces Fentona, ozonowanie oraz koagulację wstępną i ozonowanie,

Do badań technologicznych zastosowano siarczan żelaza(III) o zawartości żelaza 12,6%, nadtlenek wodoru o stężeniu 30%, do neutralizacji stosowano H_2SO_4 oraz NaOH. W trakcie badań oznaczono ChZT, barwę, azot amonowy według procedury Hach handbook¹³. Pozostałe analizy fizykochemiczne przeprowadzono zgodnie z procedurą APHA¹⁴. Do oznaczenia pH i przewodności wykorzystano pH-metr Hach session 4, BZT₅ oznaczono zestawem Oxitop, mętność nefelometrem Hach, absorbancję UV spektrofotometrem UV-Vis – Pharo 300 w kuwecie 1 cm przy długości fali 254 nm. Absorbancja UV przy długości fali 254 nm wskazuje między innymi na obecność w ściekach związków nienasyconych. Obniżenie absorbancji UV może odzwierciedlać obniżenie stężenia trudno rozkładalnych związków organicznych¹⁵. Koncentrację ozonu w mieszaninie powietrzno-ozonowej oznaczono metodą jodometryczną.

W procesie koagulacji zastosowano 7 dawek siarczanu żelaza(III) w zakresie od 50 do 350, mgFe/dm³. Koagulację prowadzono w reaktorach cylindrycznych o objętości czynnej 2 dm³ w układzie objętościowym obejmującym etap szybkiego i wolnego mieszania, sedymentację, dekantację i filtrację. W pierwszej fazie procesu odcieki wraz z reagentem mieszano intensywnie przez 30 sekund z prędkością 110 obr./min, następnie wolno przez 30 minut z intensywnością około 30 obr./min. Czas sedymentacji wynosił 90 min.

Badania z wykorzystaniem siarczanu żelaza(III) i nadtlenu wodoru przeprowadzono przy stałej dawce żelaza, czyli 150mgFe/dm³ i zmiennej dawce nadtlenu wodoru, czyli 300; 600; 900; 1200; 1500; 1800 i 2100 mgH₂O₂/dm³, co zapewniło stosunek wagowy H₂O₂/Fe w zakresie od 2 do 14 g/g. Proces prowadzono w próbkach o objętości 1 dm³, w pierwszej fazie procesu odcieki doprowadzono do pH=3, następnie dawkowano siarczan żelaza(III) i nadtlenek wodoru, próbkę wraz z reagentami mieszano intensywnie przez 40 sekund z prędkością 110 obr./min, następnie wolno przez 120 minut z intensywnością około 30 obr./min. Po procesie wolnego mieszania próbki neutralizowano do pH około 7,8 roztworem NaOH, ponownie mieszano przez 40 minut i pozostawiono do sedymentacji przez 90 minut.

Instalacja do ozonowania składała się z komory kontaktowej o średnicy 0,05 m i wysokości 0,7 m. Źródło ozonu stanowił ozonator firmy Triligaz o wydajności około 8 g O₃/h. Do rozprowadzenia mieszaniny powietrza i ozonu zastosowano dyfuzor ceramiczny o średnicy 35 mm. Badania prowadzono w układzie statycznym w próbkach odcieków o objętości 1 dm³. W trakcie badań przepływ ozonu wynosił 1,8 dm³/min, koncentracja ozonu w mieszaninie powietrzno-ozo-

¹³ Hach handbook, Hach Company, Loveland, CO, USA.

¹⁴ APHA, *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 20th edition, Washington DC 1999.

¹⁵ M.F. Sevimli, *Post-treatment of pulp and paper industry wastewater by advanced oxidation processes*, "Ozone: Science & Engineering Journal" 2005 nr 27, s. 37-43.

nowej wynosiła 2,8 mgO₃/dm³. Dawkę utleniacza ustalono czasem ozonowania, który wynosił od 10 do 150 min zapewniając dawkę ozonu 50 do 750 mgO₃/dm³.

W układzie z koagulacją i ozonowaniem odcieki surowe poddano w pierwszym etapie wstępnej koagulacji stosując dawkę siarczanu żelaza(III) 150 mgFe/dm³, następnie ozonowano stosując 8 dawek ozonu w zakresie od 50 do 750 mgO₃/dm³.

Wyniki badań i dyskusja

Charakterystykę podstawowych wskaźników fizycznych i chemicznych badanych odcieków zestawiono w tabeli 1. Według badań odcieki zawierały wysokie stężenia substancji organicznych wyrażonych wskaźnikiem ChZT 1125 mgO₂/dm³, wartość pH wynosiła 7,78; mętność 59 NTU; barwa 1205 mgPt/dm³, BZT₅ 143 mgO₂/dm³. Zgodnie z przyjętymi wskaźnikami opracowanymi przez Kang i współpracowników stosunek BZT₅/ChZT – 0,12 w odciekach surowych wskazuje na rodzaj składowiska ustabilizowanego¹⁶.

Tabela 1
Skład odcieków składowiskowych

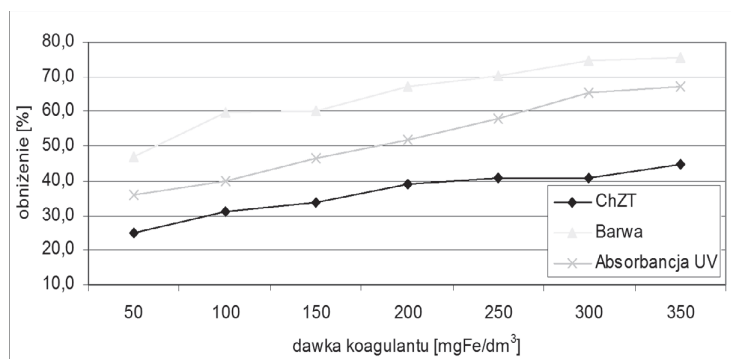
| Parametr | Jednostka | Wynik oznaczenia |
|---------------------------------|--------------------------------------|------------------|
| pH | - | 7,78 |
| Przewodność | [mS/cm] | 983 |
| ChZT | [mgO ₂ /dm ³] | 1125 |
| BZT ₅ | [mgO ₂ /dm ³] | 143 |
| Barwa | [mgPt/dm ³] | 1205 |
| Absorbancja UV _{254nm} | - | 0,326 |
| Mętność | [NTU] | 59 |
| Azot amonowy | [mgN/dm ³] | 658 |

Obniżenie barwy, ChZT i absorbancji UV po procesie koagulacji z wykorzystaniem siarczanu żelaza(III) przedstawiono na rysunku 1. W próbkach odcieków po koagulacji dawką 50 mgFe/dm³ wartość ChZT zmniejszyła się do 824,6 mgO₂/dm³ (28,6%), barwy do 639,9 mgPt/dm³ (48,8%), zaś absorbancji UV do 0,210 (36%). Największą skuteczność procesu uzyskano przy najwyższej dawce żelaza 350 mgFe/dm³, w tym przypadku wartość poszczególnych wskaźników wynosiła odpowiednio: ChZT 621,2 mgO₂/dm³ (48,8%), barwa 295,2 mgPt/dm³ (80,0%), absorbancja UV 0,11 (67%). Po procesie koagulacji wartość BZT₅ wynosiła 130mgO₂/dm³ (20,4%) i 61,3mgO₂/dm³ (57,1%) odpowiednio przy najniższej

¹⁶ K. Kang, K. Shin, H. Park, *Characterization of humic substances present in landfill leachates with landfill ages and its implications*, "Water Research" 2002 nr 36, s. 4023-4032.

i najwyższej dawce żelaza. W wyniku czego stosunek BZT₅/ChZT zmniejszył się z 0,14 do 0,1. Według badań przeprowadzonych przez Amokrane i współpracowników¹⁷, przy początkowym stężeniu ChZT 4100 mgO₂/dm³ oraz dawce koagulantu (0,035 mola Fe/dm³) efekt usunięcia ChZT wynosił 55%. Podobne rezultaty po zastosowaniu koagulacji do oczyszczania odcieków o stężeniu ChZT 5690 mgO₂/dm³ i pH 4,8 opisał Diamadopoulos, gdzie skuteczność usuwania ChZT z odcieków bez korekty pH z zastosowaniem FeCl₃ w dawce 0,8 g/dm³ wynosiła 56%¹⁸. Z uwagi na przyjęte dawki siarczanu żelaza(III) oraz początkową wartość ChZT w odciekach surowych stosunek Fe/ChZT kształtował się z zakresie 0,04 – 0,31. Według Primo i współautorów¹⁹, wartość Fe/ChZT powyżej 0,33 nie przynosi już tak istotnego wzrostu efektywności procesu.

Rysunek 1
Obniżenie ChZT, barwy i absorpcji UV w zależności od dawki siarczanu żelaza(III)



Wyniki badań uzyskane w procesie Fentona przy dawce żelaza 150 mgFe/dm³ oraz dawce nadtlenu wodoru w zakresie od 300 do 2100 mgH₂O₂/dm³ przedstawiono na rysunku 2. W odciekach po procesie przy najniższej dawce H₂O₂ efekt obniżenia poszczególnych wskaźników wynosił: w przypadku barwy 409,7 mgPt/dm³ (66%), ChZT 693,0 mgO₂/dm³ (38,4%) i absorpcji UV 0,174 (47%). Natomiast przy maksymalnej zastosowanej dawce, czyli 2100 mgH₂O₂/dm³ wartość barwy, ChZT i absorpcji UV wynosiła odpowiednio 227,7 mgPt/dm³ (81,1%); 394,9 mgO₂/dm³ (64,9%); i 0,102 (68,7%). W przypadku barwy praktycznie już od najmniejszej dawki H₂O₂ obserwowano sukcesywny wzrost efektu obniżenia tego wskaźnika, przy czym od dawki 1800 mgH₂O₂/dm³ nie obserwowano dalszego zwiększania efektywności. Natomiast w odniesieniu do ChZT największy wzrost efektu usunięcia odnotowano w zakresie dawki H₂O₂

¹⁷ A. Amokrane, C. Comel, J. Veron, *Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation*, "Water Research" 1997 nr 31, s. 2775-2782.

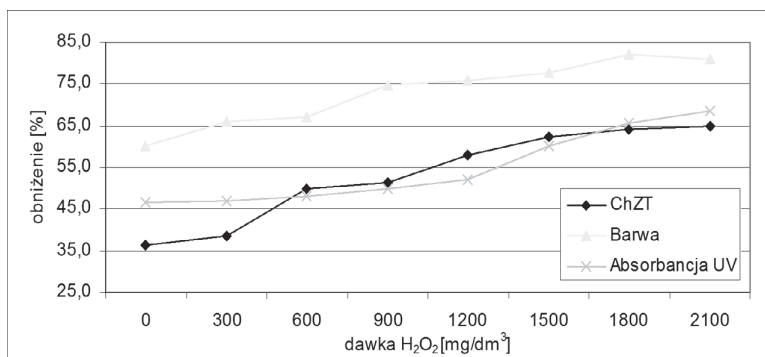
¹⁸ E. Dimadopoulos, *Characterization and treatment of recirculation stabilized leachate*, "Water Research" 1994 nr 28(12), s. 2439-2445.

¹⁹ O. Primo, M.J. Rivero, I. Ortiz, *Photo-Fenton process as an efficient alternative to the treatment of landfill leachates*, "Journal of Hazardous Materials" 2008 nr 153, s. 834-842.

600-1500 mgH₂O₂/dm³. Największy wpływ dawki nadtlenu wodoru na obniżenie absorbancji UV odnotowano od dawki 1200 mgH₂O₂/dm³. Według Deng i Englehardt²⁰ w procesie Fentona bardziej decydująca okazuje się dawka nadtlenu wodoru. Autorzy podają, że teoretyczny stosunek ChZT do H₂O₂ wynosi 470,6/1000.

Rysunek 2

Obniżenie ChZT, barwy i absorbancji UV w zależności od dawki H₂O₂

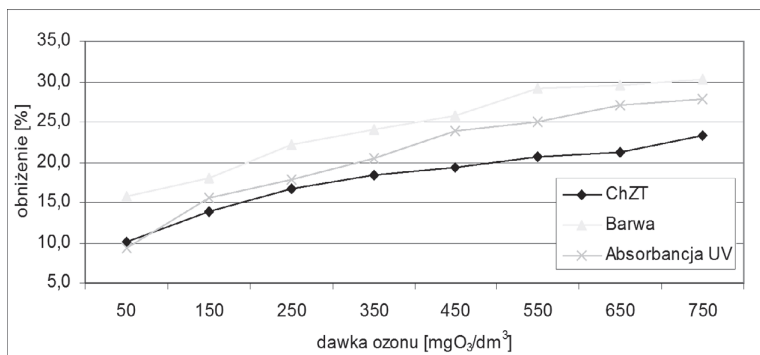


Efekt usunięcia barwy, ChZT i absorbancji UV w odciekach poddanych procesowi ozonowania w zależności od dawki O₃ przedstawiono na rysunku 3. W zakresie zastosowanych dawek ozonu, czyli 50 – 750 mgO₃/dm³ wartość badanych wskaźników wynosiła odpowiednio przy najmniejszej dawce ozonu: barwa 1015,8 mgPt/dm³ (15,7%), ChZT 1011,4 mgO₂/dm³ (10,1%) i absorbancja UV 0,296 (9,2%). Największy efekt usunięcia przy najwyższej dawce 750 mgO₃/dm³ wynosił odpowiednio w przypadku barwy 841,1 mgPt/dm³ (30,2%), ChZT 862,7 mgO₂/dm³ (23,3%) i absorbancji UV 0,235 (27,8%). Po procesie ozonowania wartość BZT₅ w zależności od dawki O₃ kształtowała się w zakresie od 128,6 mgO₂/dm³ (dawka 250 mgO₃/dm³) do 134,8 mgO₂/dm³ (dawka 750 mgO₃/dm³). Tym samym stosunek BZT₅/ChZT wzrósł z 0,11 w odciekach surowych do 0,16 przy największej dawce ozonu. Bila i współpracownicy²¹ podczas ozonowania odcieków o stężeniu ChZT 3100 mgO₂/dm³, BZT₅ 130 mgO₂/dm³ dawkami ozonu 0,5; 1,5 i 3,0 gO₃/dm³ uzyskali obniżenie ChZT odpowiednio o 8%, 15% i około 50%, tym samym stosunek BZT₅/ChZT wzrósł do 0,14 przy dawce 0,5 gO₃/dm³, do 0,25 przy dawce 1,5 gO₃/dm³ oraz do 0,3 przy największej dawce ozonu, czyli 3,0 gO₃/dm³.

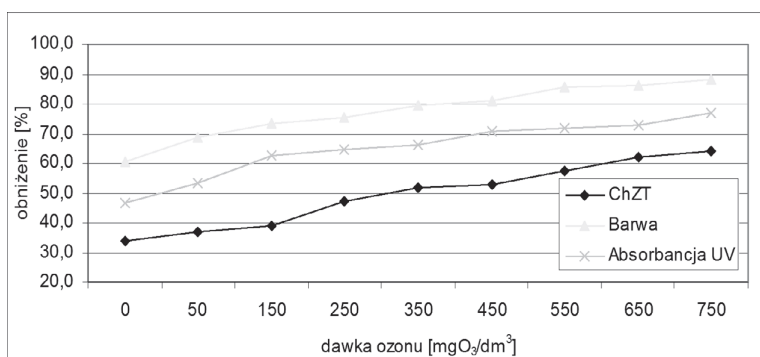
²⁰ Y. Deng, J.D. Englehardt, *Treatment of landfill leachate by Fenton process*, "Water Research" 2006 nr 40, s. 3683-3694.

²¹ D.M. Bila, A.F. Montalvao, A.C. Silva, M. Dezotti, *Ozonation of landfill leachate: evaluation of toxicity removal and biodegradability improvement*, "Journal of Hazardous Materials" 2005 nr 117, s. 235-242.

Rysunek 3
Obniżenie ChZT, barwy i absorpcji UV w zależności od dawki ozonu



Rysunek 4
Obniżenie ChZT, barwy i absorpcji UV w zależności od dawki ozonu



Wyniki badań obrazujące efekt usunięcia ChZT, barwy i absorpcji UV po procesie ozonowania odcieków poddanych wstępnej koagulacji dawką siarczanu żelaza(III) 150 mgFe/dm³ przedstawiono na rysunku 4. W wyniku zastosowanych procesów ChZT zmniejszyło się do 709,9 mgO₂/dm³ (36,9%), barwa do 378,4 mgPt/dm³ (68,6%), absorpcja UV do 0,152 (53,4,9%) przy dawce ozonu 50 mgO₃/dm³. Efekt obniżenia tych wskaźników przy największej dawce ozonu, czyli 750mgO₃/dm³ wynosił w przypadku ChZT 405 mgO₂/dm³ (64%), barwy 142,6 mgPt/dm³ (88,2%), absorpcji UV do 0,075 (77%). Tym samym w porównaniu do samodzielnej koagulacji skuteczność usuwania barwy, ChZT i absorpcji UV po dodatkowym ozonowaniu wzrosła. W procesie koagulacji i ozonowania podobnie jak przy samodzielnym ozonowaniu wzrósł nieznacznie stosunek BZT₅ do ChZT z 0,12 do 0,19 odpowiednio przy najmniejszej i największej dawce ozonu. Konieczność stosowania wysokich dawek ozonu do podczyszczania odcieków po koagulacji wykazali w swoim opracowaniu Silva i współpracow-

nicy²². W wyniku koagulacji odcieków pochodzących z ustabilizowanego składowiska odpadów komunalnych o stężeniu ChZT 3460 mg/dm³, oraz stosunku BZT₅/ChZT 0,04 efekt usuwania barwy wynosił 70%, a ChZT jedynie 27%. Jednocześnie po ozonowaniu uzyskano dalszą 50% redukcję związków organicznych, co wymagało zastosowania znacznej dawki ozonu, czyli 3 gO₃/dm³.

Podsumowanie i wnioski

Uzyskane wyniki badań wskazują na możliwość skutecznego podczyszczania odcieków pochodzących z ustabilizowanego składowiska odpadów stałych metodą koagulacji z zastosowaniem siarczanu żelaza(III), przy czym oprócz obniżenia ChZT, barwy i absorbancji UV po procesie zmniejszył się stosunek BZT₅/ChZT, co może utrudniać, ewentualne dalsze oczyszczanie odcieków metodami biologicznymi. W porównaniu do koagulacji w procesie Fentona uzyskano wzrost efektywności usuwania badanych wskaźników. Wartość obniżki barwy, ChZT i absorbancji UV zależała bezpośrednio od dawki nadtlenu wodoru, jednakże dawki H₂O₂ powyżej 1500-1800 mg/dm³ nie wpływały już tak istotnie na wzrost efektywności. Obniżka zanieczyszczeń w procesie ozonowania w zakresie zastosowanych dawek utleniacza była stosunkowo niska i nie przekraczała w przypadku barwy 30,2%. Tym samym w procesie ozonowania ze wstępną koagulacją decydujące znaczenie w obniżce barwy, ChZT i absorbancji UV miał proces koagulacji. Ze względu na wymagane wysokie dawki ozonu podczyszczanie odcieków tą metodą jest stosunkowo kosztowne. Istotną zaletą procesu ozonowania jak również ozonowania w połączeniu z koagulacją jest wzrost stosunku BZT₅/ChZT, co zwiększa podatność odcieków na biodegradację. Uzyskane efekty obniżki ChZT, barwy i absorbancji UV w procesie ozonowania oraz w metodzie Fentona są zbliżone. Przy czym, proces Fentona nie wymaga tak zawansowanej aparatury oraz wysokich nakładów finansowych jak ozonowanie.

Literatura

- Alvarez-Vazquez H., Jefferson B., Judd S., *Membrane bioreactors vs conventional biological treatment of landfill leachate: a brief review*, "Journal of Chemical Technology and Biotechnology" 2004 nr 79
- Amokrane A., Comel C., Veron J., *Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation*, "Water Research" 1997 nr 31
- Amokrane A., Comel C., Veron J., *Landfill Leachates Pre-treatment by Coagulation-Flocculation*, "Water Research" 1997 nr 31(11)
- APHA, *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 20th edition, Washington DC 1999
- Baig S., Coulomb I., Courant P., Liechti P., *Treatment of landfill leachates: Lapeyrouse and Satrod case studies*, "Ozone: Science & Engineering Journal" 1999 nr 21

²² Ibidem, s. 235-242.

- Bila D.M., Montalvao A.F., Silva A.C., Dezotti M., *Ozonation of landfill leachate: evaluation of toxicity removal and biodegradability improvement*, "Journal of Hazardous Materials" 2005 nr 117
- Biń A.K., *Zastosowanie ozonowania oraz procesów pogłębionego utleniania do uzdatniania wody pitnej i oczyszczania ścieków w Polsce*, „Rocznik Ochrona Środowiska” 1995 nr 2
- Borzacconi L.I., Lopez M., Ohanian Vianas M., *Anaerobic aerobic treatment of municipal solid waste leachate*, "Environmental Technology" 1999 nr 20
- Deng Y., Englehardt J.D., *Treatment of landfill leachate by Fenton process*, "Water Research" 2006 nr 40
- Dimadopoulos E., *Characterization and treatment of recirculation stabilized leachate*, "Water Research" 1994 nr 28(12)
- Ehrig H., *Treatment of sanitary landfill leachate: Biological treatment*, "Waste Management & Research" 1984 nr 2
- Haapea P., Korhonen S., Tuhkanen T., *Treatment of industrial landfill leachates by chemical and biological methods: ozonation, ozonation + hydrogen peroxide, hydrogen peroxide and biological post-treatment for ozonated water*, "Ozone: Science & Engineering Journal" 2002 nr 24
- Hach handbook, Hach Company, Loveland, CO, USA
- Kang K., Shin K., Park H., *Characterization of humic substances present in landfill leachates with landfill ages and its implications*, "Water Research" 2002 nr 36
- Kang Y.W., Hwang K.Y., *Effects of reaction conditions on the oxidation efficiency in the Fenton process*, "Water Research" 2000 nr 34
- Lopez A., Pagano M., Volpe A., Di Pinto A., *Fenton's pretreatment of mature landfill leachate*, "Chemosphere" 2004 nr 54
- Lucas M.S., Peres J.A., Li Puma G., *Treatment of winery wastewater by ozonebased advanced oxidation processes ($O_3/O_3/UV$ and $O_3/UV/H_2O_2$) in a pilot-scale bubble column reactor and process economics*, "Separation and Purification Technology" 2010 nr 72
- Marttinen S.K., Kettunen R.H., Sormunen K.M., *Screening of physical-chemical Methods for Removal of Organic Material, Nitrogen and Toxicity from Low Strength Landfill Leachates*, "Chemosphere" 2002 nr 46
- Morais J.L., Zamora P.P., *Use of advanced oxidation process to improve the biodegradability of mature landfill leachate*, "Journal of Hazardous Materials" 2005 nr 123
- Peres J.A., Beltran de Heredia J., Dominguez J.R., *Integrated Fenton's reagent - Coagulation Flocculation process for the Treatment of Cork processing Wastewater*, "Journal of Hazardous Materials" 2004 nr 107(3)
- Primo O., Rivero M.J., Ortiz I., *Photo-Fenton process as an efficient alternative to the treatment of landfill leachates*, "Journal of Hazardous Materials" 2008 nr 153
- Rush J.D., Koppenol W.H., *Reactions of iron(II) nitritotriacetate and iron(II) ethylenediamine-*N,N*-diacetate complexes with hydrogen peroxide*, "Journal of the American Chemical Society" 1988 nr 110
- Sevimli M.F., *Post-treatment of pulp and paper industry wastewater by advanced oxidation processes*, "Ozone: Science & Engineering Journal" 2005 nr 27
- Yoon J., Cho S., Cho Y., Kim S., *The characteristics of coagulation of Fenton reaction in the removal of landfill leachate organics*, "Water Science and Technology" 1988 nr 38