

Jacek Leszczyński

PODCZYSZCZANIE ODCIEKÓW ZE SKŁADOWISKA ODPADÓW STAŁYCH METODĄ KOAGULACJI, FILTRACJI I OZONOWANIA

Jacek Leszczyński, dr inż. – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

Katedra Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska

ul. Wiejska 45 B, 15-351 Białystok

e-mail: jleszczynski@pb.edu.pl

PRETREATMENT OF LEACHATE FROM LANDFILLS USING COAGULATION, FILTRATION AND OZONATION

SUMMARY: The main aim of this work was to examine the application of coagulation and ozonation for the pretreatment of raw leachates. The average characteristics of samples were: pH 8,1, color 5840 gPt/m³, COD 2745 gO₂/m³, BOD 250 gO₂/m³. The content of substances of total dry residue was 6225 g/m³, electrolytic conductivity 10,6 mS/cm. After coagulation of poly-aluminum chloride COD was 1801 gO₂/m³, color 2832 gPt/m³, BOD 112 gO₂/m³. After ozonation effect removal of COD was 3,3% at the dose of ozone 0,1 gO₃/dm³ and 13% (0,7 gO₃/dm³). However, the effect of color removal ranged from 6.4% to 24.3%, respectively, at the lowest and highest doses of ozone. The use of ozone after coagulation process allows us to increase the effect of the removal of color and COD at the highest dose of ozone 1 gO₃/m³ respectively to 86 and 56%.

KEY WORDS: landfill leachate, coagulation-flocculation, poly-aluminum chloride, ozonation

Wstęp

Powstające w wyniku składowania odpadów komunalnych odcieki zawierają liczne zanieczyszczenia, wśród których zidentyfikowano łącznie ponad 200 związków organicznych, zawierających głównie jednopierścieniowe i dwupierścieniowe węglowodory aromatyczne, w stężeniach dochodzących nawet do kilkuset $\mu\text{g}/\text{dm}^3$.¹ W trakcie składowania odpady podlegają fizykochemicznym i biologicznym przemianom. Zanieczyszczenia powstają głównie w wyniku degradacji części organicznej odpadów, które migrują wraz z wodami opadowymi i roztopowymi, tworząc tak zwane odcieki charakteryzujące się zazwyczaj wysokim stężeniem ChZT, barwy oraz wysoką ogólną zawartością rozpuszczonych soli, głównie chlorków².

Skład i stężenie zanieczyszczeń w odciekach w głównej mierze kształtuje czas składowania, tak zwany wiek składowiska. Ponadto o stopniu zanieczyszczenia odcieków decyduje wiele innych czynników. Najważniejsze spośród nich to: wielkość i zmienność opadów atmosferycznych oraz rodzaj zgromadzonych odpadów³.

Odcieki z młodych składowisk, gdzie czas składowania wynosi zwykle poniżej 5 lat, znajdujące się w fazie kwasogennej charakteryzują się przede wszystkim wysokimi wartościami BZT₅ (3 do 13 gO_2/dm^3), ChZT (30-60 gO_2/dm^3), jonu amonowego (0,5-2,0 gN/dm^3) oraz stosunkiem BZT₅/ChZT równym 0,4-0,7⁴. Wraz z upływem czasu funkcjonowania składowiska, głównie w wyniku przemian biochemicznych, następuje rozkład biodegradowalnych frakcji materii organicznej, co prowadzi do stabilizacji składu odcieków, znacznego obniżenia w odciekach zawartości biodegradowalnych substancji organicznych wyrażonych wskaźnikiem BZT₅ oraz w mniejszym stopniu stężenia ChZT poniżej 3 gO_2/dm^3 . Tym samym odcieki ze składowiska ustabilizowanego charakteryzują się stosunkiem BZT₅/ChZT poniżej 0,1, jednocześnie zwiększa się stężenie azotu amonowego. W tego typu składowiskach przeważają również związki organiczne o większej masie cząsteczkowej.⁵ Pomimo znacznej uciążliwości składowiska

¹ N. Paxeus, *Organic compounds in municipal landfill leachate*, "Water Science and Technology" 2000 nr 42, s. 323-333.

² T. Kurniawan i in., *Physico-chemical treatment for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate*, „Journal of Hazardous Materials” 2006 nr 129, s. 80-100; S.R. Qasim, W. Chiang, *Sanitary landfill leachate, Generation, Control and Treatment*, „Technomic Publishing”, Lancaster, PA, 1994.

³ A.C. Silva, M. Dezotti, G.L. Jr Sant'Anna, *Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate*, „Chemosphere” 2004 nr 55, s. 207-214.

⁴ H. Alvarez-Vazquez i in., *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. Borzacconi i in., *Anaerobic aerobic treatment of municipal solid waste leachate*, „Environmental Technology” 1999 nr 20, s. 211-217; B. Inanc, B. Calli, A. Saatci, *Characterization and anaerobic treatment of sanitary landfill leachate in Istanbul*, „Water Science and Technology” 2000 nr 41, s. 223-230.

⁵ A.I. Zouboulis, M.X. Loukidou and K. Christodoulou, *Enzymatic treatment of sanitary landfill leachate*, „Chemosphere” 2001 nr 44, s. 1103-1108; J.L. Morais, P.P. Zamora, *Use of advanced oxidation process to improve the biodegradability of mature landfill leachate*, „Journal of Haz-

wciąż pozostają podstawową formą składowania i przechowywania odpadów stałych⁶. Istotnym zagadnieniem związanym z oddziaływaniem składowiska na środowisko jest ochrona wód gruntowych przed odciekami. W celu zapewnienia odpowiedniego postępowania z odciekami oraz zminimalizowania ich szkodliwego wpływu na środowisko konieczne jest poznanie mechanizmów ich formowania oraz fizycznych i chemicznych właściwości.

W zależności od charakteru i składu odcieków do ich oczyszczania lub częściowego podczyszczania stosowane są głównie procesy fizyczno-chemiczne i biologiczne. Spośród metod fizykochemicznych do oczyszczania odcieków wykorzystuje się koagulację, sorpcję, chemiczne utlenianie oraz metody membranowe. Zastosowanie procesów fizyczno-chemicznych pozwala nie tylko na częściowe usunięcie zanieczyszczeń, lecz równocześnie może prowadzić do zwiększenia udziału biodegradowalnej frakcji materii organicznej, co umożliwi ich dalsze oczyszczanie na drodze biochemicznej. Procesy biologiczne przeznaczone są głównie do podczyszczania odcieków charakteryzujących się wyższym stosunkiem BZT₅/ChZT⁷.

Zarówno koagulacja, jak i procesy chemicznego utleniania są skuteczną metodą oczyszczania odcieków, zwłaszcza pochodzących z ustabilizowanych składowisk.⁸ Często stosowane są jako forma podczyszczania odcieków przed procesami biologicznymi lub metodami membranowymi. Najczęściej jako koagulanty stosowane są sole glinu i żelaza, głównie w postaci siarczanu glinu, polichlorku glinu, siarczanu żelaza(III), chlorku żelaza, lub ich wzajemne połączenia⁹. Do chemicznych utleniaczy stosowanych do oczyszczania odcieków stosowany jest ozon oraz zawansowane metody utleniania¹⁰.

ardous Materials" 2005 nr 123, s. 181-186; M. Weis, G. Abbt-Barun, F.H. Frimmel, *Humic-like substances from landfill leachate characterization and comparison with terrestrial and aquatic humic substances*, „Science of the Total Environment” 1989 nr 81-82, s. 343-352.

⁶ M. El-Fadel, A.N. Findikakis, J.O. Leckie, *Environmental impacts of solid waste landfilling*, „Journal of Environmental Management” 1997 nr 50, s. 1-25.

⁷ D.J.L. Forgie, *Selection of the most appropriate leachate treatment methods, Part 2: A review of recirculation, irrigation and potential physicalchemical treatment methods*, „Water Pollution Research Journal” 1988 nr 23, s. 329-340; C.C. Wu, H.W. Ma, C.C. Chang, *Treatment of landfill leachate by ozone based advanced oxidation processes*, „Chemosphere” 2004 nr 54, s. 997-1003; A. Chianese, R. Rolando, N. Verdone, *Treatment of landfill leachate by reverse osmosis*, „Water Research” 1999 nr 33(3), s. 647-652.

⁸ H. Alvarez-Vazquez i in., *Membrane bioreactors...*, op. cit.

⁹ A. Amokrane, C. Comel, J. Veron, *Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation*, „Water Research” 1997 nr 31, s. 2775-2782; A. Zouboulis, X. Chai, I. Katsoyiannis, *The application of bioflocculant for the removal of humic acids from stabilized landfill leachates*, „Journal of Environmental Management” 2004 nr 70, s. 35-41.

¹⁰ J. Jerry i in., *Treatment of landfill leachate by ozone-based advanced oxidation processes*, „Chemosphere” 2004 nr 54, s. 997-1003; J. Lopes de Moraes, P. Peralta Zamora, *Use of advanced oxidation processes to improve the biodegradability of mature landfill leachates*, „Journal of Hazardous Materials” 2005 nr 123, s. 181-186; T. Poznyak i in., *Decomposition of toxic pollutants in landfill leachate by ozone after coagulation treatment*, „Journal of Hazardous Materials” 2008 nr 152, s. 1108-1114; S.Cortez i in., *Evaluation of Fenton and ozone-based advanced oxidation*

W artykule zaprezentowano badania technologiczne, których celem było określenie możliwości i skuteczności podczyszczania odcieków pochodzących ze składowiska odpadów komunalnych metodą koagulacji i ozonowania.

Metodyka badań

Do badań pobrano łącznie około 30 dm³ odcieków z różnych punktów zbiornika retencyjnego, w którym są gromadzone. Następnie odcieki zmieszano, uzyskując w ten sposób ujednoczoną próbkę przeznaczoną do badań analitycznych i technologicznych. Odcieki przeznaczone do badań charakteryzowały się wysokim stężeniem substancji rozpuszczonych – głównie ze względu na zawartość chlorków. Ponadto zawierały wysokie wartości ChZT, OWO, barwy oraz związków azotowych, głównie w postaci jonu amonowego. Jednocześnie stosunkowo niska wartość BZT₅ oraz stosunek BZT₅/ChZT = 0,09 świadczą o ustabilizowanym charakterze składowiska według Kang¹¹. Ponadto w odciekach nie wykryto nadmiernego stężenia metali ciężkich. Wartości wskaźników fizyczno-chemicznych odcieków przeznaczonych do badań technologicznych zestawiono w tabeli 1.

Wskaźniki zanieczyszczeń ChZT, barwę, azot amonowy, azot ogólny Kiejdahla oraz fosfor ogólny oznaczono według procedury *Hach handbook*¹². Pozostałe analizy fizyczno-chemiczne przeprowadzono zgodnie z procedurą APHA¹³. Do oznaczenia pH i przewodności wykorzystano pH-metr Hach session 4, BZT₅ oznaczono zestawem Oxitop, mętność nefelometrem Hach, metale ciężkie spektrometrem ASA. Ozon w mieszaninie powietrzno-ozonowej na wejściu i wyjściu z układu oznaczono metodą jodometryczną¹⁴.

Koagulacja

Proces koagulacji przeprowadzono polichlorkiem glinu z zastosowaniem dawki 200 gAl³⁺/m³. Zarówno dawkę, jak i rodzaj koagulantu wybrano w oparciu o badania prowadzone z wykorzystaniem polichlorku glinu, chlorku żelaza oraz wapna¹⁵.

Koagulację prowadzono w reaktorach cylindrycznych o objętości czynnej 2 dm³ w układzie objętościowym, obejmującym etap szybkiego i wolnego mie-

processes as mature landfill leachate pre-treatments, „Journal of Environmental Management” 2011 nr 92, s. 749-755.

¹¹ 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.

¹² HACH Handbook, Hach Company, Loveland, CO, USA.

¹³ APHA, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21st edition, American Public Health Association, Washington D.C. 2005.

¹⁴ L.S. Clesceri, A.E. Greenberg, A.D. Eaton, *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 20th ed., Water Environment Federation, Washington DC 1998.

¹⁵ J. Leszczyński, *Podczyszczanie odcieków ze składowiska odpadów stałych metodą koagulacji*, „Inżynieria Ekologiczna” 2011 nr 25, s. 242-250.

Tabela 1
Parametry fizyczno-chemiczne badanych odcieków

Parametr	Jednostka	Odcieki surowe
pH		8,10
Przewodność elektrolityczna	[mS/cm]	10,6
Barwa	[gPt/m ³]	5840
Mętność	[NTU]	60
BZT ₅	[gO ₂ /m ³]	250
ChZT	[gO ₂ /m ³]	2745
OWO	[g/m ³]	1143
Azot ogólny	[gN/m ³]	1072
Azot amonowy	[gN/m ³]	800
Fosfor ogólny	[gP/m ³]	11,6
Zawiesina	[g/m ³]	45
Sucha pozostałość ogólna	[g/m ³]	6225
Cu	[g/m ³]	0,056
Zn	[g/m ³]	0,4587
Pb	[g/m ³]	0,019
Cd	[g/m ³]	0,0105

Źródło: opracowanie własne.

szania, sedymentacji, dekantacji i filtracji. 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. Po procesie wolnego mieszania próbki pozostawiono przez 4 godziny celem sedymentacji wytworzonej zawiesiny. Koagulację odcieków przeprowadzono czterokrotnie, uzyskując około 8 dm³ uśrednionej próbki odcieków. Oddzieloną od osadów warstwę cieczy sklarowanej filtrowano następnie przez kolumnę filtracyjną wypełnioną piaskiem kwarcowym z prędkością 6 m/h. W próbkach po koagulacji oznaczono: pH, przewodność elektrolityczną, BZT₅, ChZT, azot ogólny Kiejdahla, fosfor ogólny, barwę oraz suchą pozostałość ogólną.

Ozonowanie

Układ technologiczny przeznaczony do ozonowania składał się z komory kontaktowej typu barbotażowego o średnicy 50 mm, wysokości czynnej 500 mm. Źródło ozonu stanowił ozonator firmy Triligaz o wydajności maksymalnej 8 g O₃/h. Do rozprowadzenia mieszaniny powietrza i ozonu zastosowano dyfuzor ceramiczny o wielkości porów 50 μm i średnicy 35 mm.

Badania prowadzono w układzie statycznym w próbkach o objętości 1 dm³. W trakcie badań przepływ ozonu wynosił 1,5 dm³/min, koncentracja ozonu w mieszaninie powietrzno-ozonowej 3 mgO₃/dm³. Dawkę utleniacza ustalono czasem ozonowania, który wynosił od 0,37 do 3,7 h, zapewniając od 0,1 do 1 gO₃/dm³ odcieków. Koncentrację ozonu w mieszaninie powietrzno-ozonowej wytwarzanej przez ozonator oznaczono metodą jodometryczną.

W pierwszej części badań technologicznych przeprowadzono wstępne ozonowanie odcieków surowych, stosując 7 kolejnych dawek ozonu, czyli 0,1; 0,7 gO₃/dm³ odcieków. W próbkach po ozonowaniu wykonano podstawowe oznaczenia analityczne obejmujące pH, barwę, ChZT, BZT₅ przewodność elektrolityczną.

W wybranych trzech próbkach po ozonowaniu dawką 0,2; 0,4; i 0,6 gO₃/dm³ wykonano koagulację, dozując tę samą ilość reagenta, jak podczas koagulacji wstępnej, czyli 200 gAl³⁺/m³ polichloroku glinu.

W drugiej części badań odcieki surowe poddano koagulacji wstępnej, stosując dawkę polichloroku glinu 200 gAl³⁺/m³ i uzyskując około 8 dm³ próbki, którą poddano następnie ozonowaniu, stosując 5 dawek ozonu, czyli 0,2; 0,4; 0,6; 0,8 i 1,0 gO₃/dm³.

Omówienie wyników badań

Odcieki przeznaczone do badań charakteryzowały się odczynem 8,24 pH, mętnością 60 NTU, barwą 5840 gPt/m³, stężeniem ChZT 2745 gO₂/m³, BZT₅ 250 gO₂/m³, OWO 1143 g/m³, azotu ogólnego 1072 gN/m³ oraz fosforu ogólnego 11,6 gP/m³. Zawartość substancji stanowiących suchą pozostałość ogólną wynosiła 6225 g/m³, a przewodność elektrolityczna 10,6 mS/cm.

Efekt usunięcia barwy i ChZT w odciekach surowych w zależności od dawki ozonu przedstawiono na rysunku 1. Pomimo zastosowania stosunkowo wysokich dawek ozonu wartość ChZT zmniejszyła się zaledwie o 3,3% przy dawce 0,1 gO₃/dm³ oraz o 13% przy dawce maksymalnej 0,7 gO₃/dm³. Nieznacznie wyższą skuteczność odnotowano w przypadku barwy, gdzie efekt usunięcia oscylował od 6,4% do 24,3% przy najmniejszej i największej dawce ozonu. Jednocześnie odnotowano nieznaczny wzrost wartości BZT₅ wraz z ze wzrostem dawki ozonu w zakresie od 265,4 gO₂/m³ do 477,6 gO₂/m³. Tym samym stosunek BZT₅/ChZT wzrósł od 0,1 przy najmniejszej dawce ozonu do 0,2 przy dawce największej. W czasie ozonowania nie zaobserwowano natomiast istotnych zmian stężenia jonu amonowego, a także ogólnej zawartości substancji rozpuszczonych wyrażonych jako przewodność elektrolityczna. Podobne rezultaty zaprezentowali Bila i in.¹⁶ Podczas ozonowania odcieków o stężeniu ChZT 3100 mgO₂/dm³, BZT₅ 130 mgO₂/dm³ dawkami ozonu 0,5; 1,5 i 3,0 gO₃/dm³ maksymalny efekt usuwania ChZT wynosił odpowiednio 8%, 15% i ok. 50%, a stosunek BZT₅/ChZT

¹⁶ D.M. Bila i in., *Ozonation of landfill leachate: evaluation of toxicity removal and biodegradability improvement*, „Journal of Hazardous Materials” 2005 nr 117, s. 235-242.

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. Z uwagi na wysoką koncentrację zanieczyszczeń w odciekach surowych proces ozonowania przebiegał praktycznie przy całkowitym zużyciu ozonu. Efekt wykorzystania ozonu, określony na podstawie koncentracji ozonu związanego w roztworze jodku potasu za kolumną kontaktową, wynosił 95% do 98%.

W odciekach po koagulacji polichlorkiem glinu dawką 200 gAl³⁺/m³ ChZT wynosiło 1801 gO₂/m³, OWO 781 g/m³, barwa 2832 gPt/m³, azot ogólny 942 gN/m³, fosfor ogólny 3 gP/m³ oraz BZT₅ 112 gO₂/m³. W porównaniu z ChZT i OWO efekt usunięcia BZT₅ po koagulacji był stosunkowo wysoki i wynosił 55,1%. Koagulacja polichlorkiem glinu prowadzi do znacznego usunięcia fosforu, przy stosunkowo niewielkim usunięciu azotu ogólnego, gdyż w procesie tym usuwane są głównie frakcje związków azotowych, jak proteiny występujące w postaci koloidalnej, natomiast azot w odciekach występuje głównie w postaci jonu amonowego. Może to w konsekwencji utrudnić oczyszczanie odcieków po koagulacji metodami biologicznymi. Aby procesy biologiczne przebiegały prawidłowo, krytyczny stosunek BZT₅:N:P powinien oscylować w granicach 100:5:1.¹⁷

Wyniki badań obrazujące efekt usunięcia barwy i ChZT po procesie ozonowania odcieków poddanych wstępnej koagulacji polichlorkiem glinu przedstawiono na rysunku 2. W wyniku ozonowania wartość ChZT zmniejszyła się o 39,7% przy dawce 0,2 gO₃/dm³ oraz o 56% przy największej dawce ozonu, czyli 1 gO₃/dm³. W przypadku barwy efekt usunięcia wynosił 56,3% i 86% odpowiednio przy najmniejszej i największej dawce ozonu. Tym samym w porównaniu do samodzielnej koagulacji skuteczność usuwania barwy i ChZT po dodatkowym ozonowaniu nieznacznie wzrosła. Na rysunku 3 przedstawiono zmiany proporcji BZT₅ do ChZT. Również i w tym przypadku wartość stosunku BZT₅/ChZT zwiększa się wraz ze wzrostem dawki ozonu w zakresie od 0,1 przy dawce ozonu 0,2 gO₃/dm³ do 0,17 przy dawce 1 gO₃/dm³. Konieczność stosowania wysokich dawek ozonu do podczyszczania odcieków po koagulacji wykazali w swoim opracowaniu Silva i in.¹⁸ W wyniku koagulacji odcieków pochodzących z ustabilizowanego składowiska odpadów komunalnych o stężeniu ChZT 3460 g/m³ 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 g O₃/dm³.

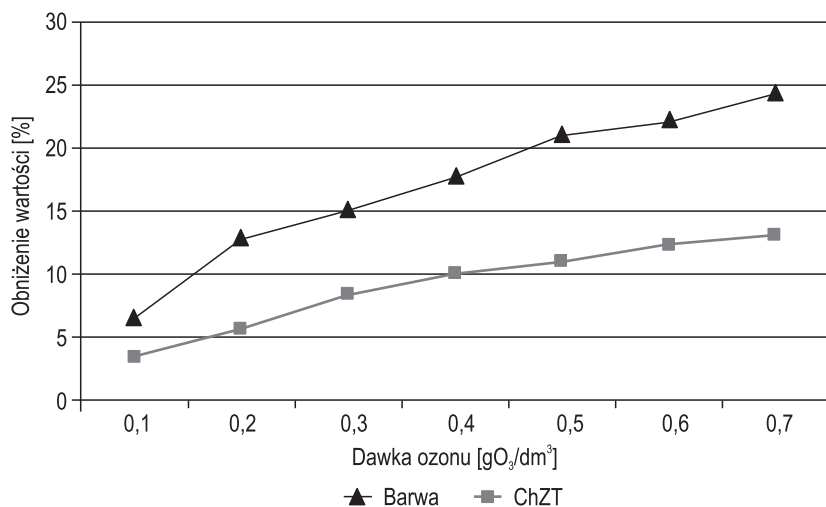
Na rysunku 4 przedstawiono zmiany barwy i ChZT w próbkach odcieków po wstępnym ozonowaniu dawką 0,2; 0,6 i 1,0 gO₃/dm³ i koagulacji każdej próbki dawką 200 gAl³⁺/m³ polichloru glinu. Efekt usunięcia barwy w tym przypadku wynosił odpowiednio 48%, 70% i 82%, natomiast ChZT 30,8%, 42,9%, oraz 50% odpowiednio przy kolejnych zastosowanych dawkach ozonu. W tym przypadku

¹⁷ M.I. Aguilar, *Nutrient removal and sludge production in the coagulation-flocculation* 2002, „Water Research” 2002 nr 36, s. 2910-2919.

¹⁸ A.C. Silva, M. Dezotti, G.L. Jr Sant’Anna, *Treatment and detoxification...*, op. cit.

Rysunek 1

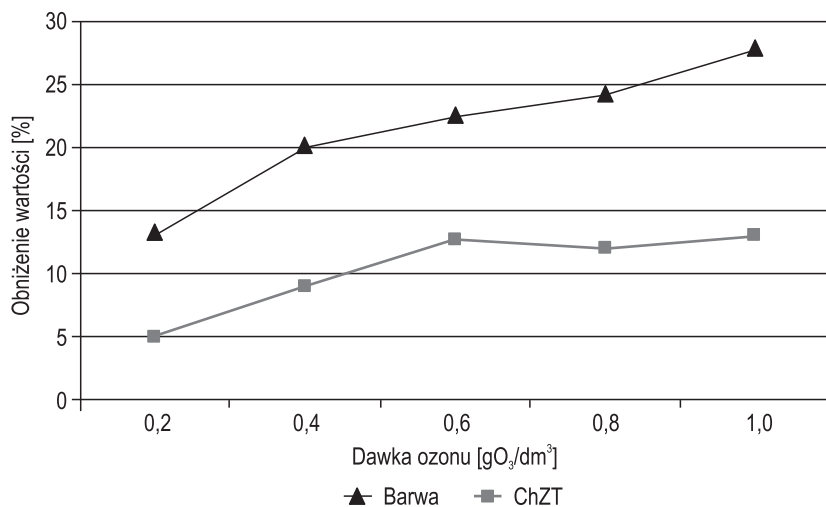
Efekt zmniejszenia wartości ChZT i barwy w odciekach surowych w zależności od dawki ozonu



Źródło: opracowanie własne.

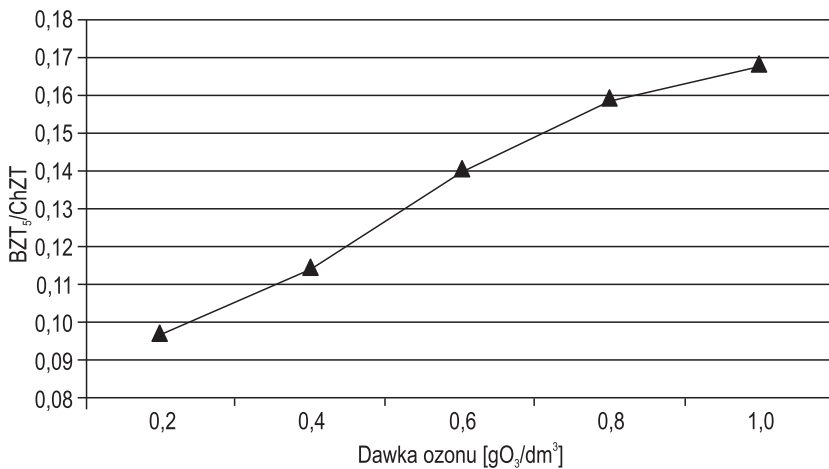
Rysunek 2

Efekt zmniejszenia wartości ChZT i barwy w odciekach po koagulacji w zależności od dawki ozonu



Źródło: opracowanie własne.

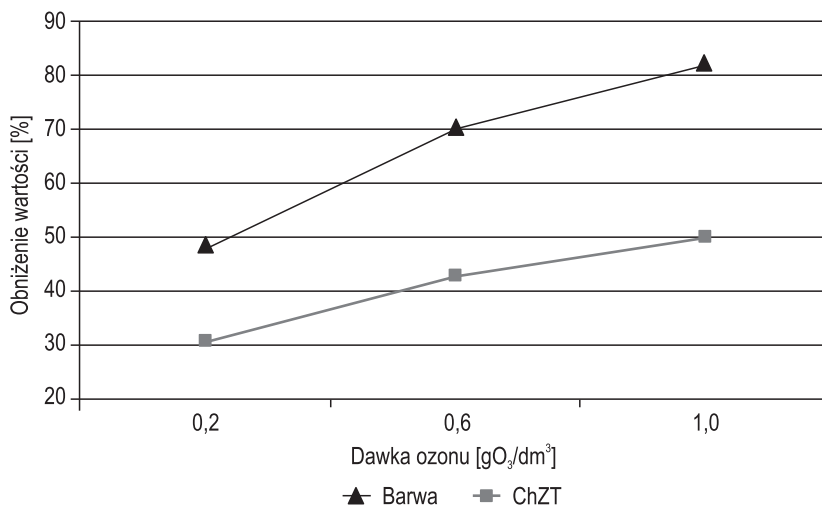
Rysunek 3

Zmiany stosunku $BZT_5/ChZT$ w odciekach po koagulacji polichlorkiem glinu w zależności od dawki ozonu

Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 4

Efekt zmniejszenia wartości ChZT i barwy w odciekach po wstępnym ozonowaniu i koagulacji polichlorkiem glinu



Źródło: opracowanie własne.

w porównaniu z procesem ze wstępną koagulacją i ozonowaniem efekt usunięcia barwy i mętności jest nieznacznie mniejszy.

Podsumowanie

Uzyskane wyniki badań wskazują na możliwość skutecznego podczyszczania odcieków pochodzących z ustabilizowanego składowiska odpadów stałych metodą koagulacji i ozonowania, przy czym zdecydowanie większą skutecznością w odniesieniu do redukcji ChZT i barwy charakteryzował się proces koagulacji. W procesie ozonowania wstępnego efekt usunięcia barwy i ChZT przy największej dawce ozonu $0,7 \text{ gO}_3/\text{dm}^3$ wynosił odpowiednio 24,3% i 13%. Natomiast po wstępnej koagulacji odcieków polichlorkiem glinu, a następnie po ozonowaniu dawką ozonu $0,6 \text{ gO}_3/\text{dm}^3$ skuteczność usuwania barwy wzrosła do 75,1%, a ChZT do 55,5%. Ponadto podczyszczanie odcieków w układzie ze wstępną koagulacją i ozonowaniem okazało się bardziej skuteczne od procesu ze wstępnym ozonowaniem i koagulacją. W drugim przypadku przy dawce ozonu $0,6 \text{ gO}_3/\text{dm}^3$, a następnie po koagulacji $200 \text{ gAl}^{3+}/\text{m}^3$ polichlorku glinu efekt usunięcia barwy ChZT nieznacznie zmniejszył się i wynosił odpowiednio 70% i 42,9%. Jakkolwiek łączne stosowanie koagulacji i ozonowania do podczyszczenia odcieków jest procesem skutecznym, to ze względu na konieczność stosowania wysokich dawek ozonu jest stosunkowo kosztowne. Jednakże istotną zaletą procesu ozonowania jest wzrost stosunku BZT_5/ChZT , co istotnie zwiększa podatność odcieków na biodegradację w przypadku stosowania w kolejnym etapie oczyszczania odcieków procesów biologicznych.