

dr Anna DMOCHOWSKA
dr Dariusz DMOCHOWSKI
prof. dr hab. inż. Stanisław BIEDUGNIS
dr inż. Mariusz SMOLARKIEWICZ
Wydział Inżynierii Bezpieczeństwa Cywilnego SCSP

Oczyszczanie odcieków ze składowisk odpadów komunalnych. Porównanie wyników badań nad elektrotulenianiem anodowym z rezultatami uzyskanymi przez innych autorów

Omówienie
LEAD

Powstające na składowiskach odpadów komunalnych odcieki, ze względu na olbrzymi ładunek zanieczyszczeń w nich zawarty, nie mogą być odprowadzane bezpośrednio do kanalizacji miejskiej a tym bardziej do wód czy gruntu. Opracowano wiele metod ich podczyszczania/oczyszczania, na czele z procesami biologicznymi. Trwają badania nad procesami, które pozwolą na szybsze i efektywniejsze oczyszczanie odcieków. Do metod takich należy elektrotulenianie anodowe. W pracy przedstawiono wyniki badań nad efektywnością wybranych anod, które porównano z wynikami analogicznych badań innych autorów.

Słowa kluczowe: odcieki ze składowisk komunalnych, metody oczyszczania odcieków, pośrednie elektrotulenianie anodowe.

Wstęp

Jednym z najtrudniejszych problemów eksploatacyjnych składowisk odpadów jest gospodarka powstającymi na ich terenie odciekami. Wiąże się to z zastrzeżeniami wymogów, dotyczących jakości ścieków oczyszczanych, wprowadzanych zarówno do wód powierzchniowych, do ziemi, jak i do kanalizacji miejskiej. Dotyczy to dopuszczalnych wartości wskaźników zanieczyszczeń, określonych w załącznikach 1 i 2 do rozporządzenia Ministra Budownictwa z 14 lipca 2006 r. w sprawie sposobu realizacji obowiązków dostawców ścieków przemysłowych oraz warunków wprowadzania ścieków do urządzeń kanalizacyjnych (DzU 06.136.0964).

Biorąc to pod uwagę, projekt składowiska nowopowstającego musi przewidywać sposoby i możliwości oczyszczania odcieków. W związku z dużym ładun-

kiem zanieczyszczeń, które się w nich znajdują, nieporównywalnym do ścieków komunalnych, metody biologicznego oczyszczania nie zawsze są dostatecznie efektywne.

1. Sposoby postępowania z odciekami

O naturalnych procesach oczyszczania odcieków, które przedostały się do gleby i wód gruntowych ze starych, wyeksploatowanych i nieuszczelnionych kwater składowiskowych, stanowiących potencjalne źródło zanieczyszczenia piszą Szymański i Nowak [10].

Na składowiskach zabezpieczonych geomembraną i zaopatrzonych w drenaż odcieków, po zebraniu, zostają one przewiezione do oczyszczalni miejskiej. Tam mieszane są ze ściekami komunalnymi i razem oczyszczane. Na większych składowiskach coraz częściej odcieki kierowane są do lokalnej oczyszczalni, w której poddawane są oczyszczaniu: mechanicznemu, chemicznemu i biologicznemu. Do najczęściej stosowanych metod mechanicznych należą: sedimentacja, flotacja i filtracja [12, 3]. Często metody te łączy się w procesie oczyszczania z metodami membranowymi, takimi jak odwrócona osmoza [6]. Metoda ta pozwala usunąć z odcieków zarówno zanieczyszczenia organiczne, nieorganiczne, jak również wirusy i bakterie.

W przypadku odcieków ze stosunkowo młodych składowisk skuteczne są biologiczne metody oczyszczania zarówno tlenowe, jak i beztlenowe [6]. Przy stosowaniu metod biologicznych ważne jest zachowanie zależności wartości stosunku BZT₅ do N do P, który powinien wynosić: 100 : 5 : 1. W przypadku niedoboru fosforu, przeprowadza się korektę jego stężenia.

Proces beztlenowego oczyszczania biologicznego prowadzony jest w komorach fermentacyjnych lub na beztlenowym złożu filtracyjnym [1]. W praktyce wykorzystywane jest również oczyszczanie mieszane – tlenowo – beztlenowe. W pierwszej fazie, odcieki poddawane są procesowi oczyszczania tlenowego w komorze osadu czynnego, a następnie procesowi w beztlenowej komorze fermentacyjnej. Po 7 dniach przetrzymania odcieków w komorze ich ChZT zmniejsza się do 40% w stosunku do jego początkowych wartości [2]. Dobór metody oczyszczania biologicznego zależy od wieku składowiska i składu odcieków, wymaganego ubytku BZT₅, oraz od powierzchni terenu, przeznaczonego na zaplecze składowiska.

W praktyce wykorzystuje się połączenie metody oczyszczania biologicznego z ozonowaniem [7]. Kompleksowe rozwiązanie w zakresie oczyszczania odcieków, stosując obie te metody, proponuje korporacja firm: Mutag, Messer i Wedeco [16]. W pierwszym etapie odcieki poddawane są oczyszczaniu biologicznemu (BIO I). Po procesach nityfikacji i denityfikacji odpływ kierowany jest do komory, w której poddawany jest ozonowaniu. Podczas tego procesu rozpadowi ulegają trudno biodegradowalne, długołańcuchowe związki organiczne oraz po-

wstałe produkty, które nie zostały rozłożone w etapie BIO I. Odcieki z procesu ozonowania kierowane są do kolejnego zbiornika gdzie poddawane zostają drugiemu oczyszczaniu biologicznemu (BIO II). Po procesie, oczyszczone odcieki mogą zostać wprowadzone do wód powierzchniowych.

Biologiczne oczyszczanie odcieków oznacza głównie zmniejszenie zawartości stosunkowo łatwo biodegradowalnych zanieczyszczeń organicznych, natomiast nadal pozostają w nich zanieczyszczenia nieorganiczne oraz trudnorozkładalne związki chlorowcopochodne. Dlatego większość nowoczesnych technologii oparta jest na metodach kombinowanych.

Zastosowanie adsorpcji na węglu aktywnym powoduje średnio w 80% usunięcie z odcieków związków chloroorganicznych [4].

Z przeglądu literatury [1, 2, 3, 4, 7, 13] wynika, że metody oczyszczania, składające się z wielu procesów są dość skomplikowane technologicznie i często niemożliwe do zastosowania w praktyce ze względu na wysokie koszty. Dlatego dobór metod powinien odbywać się na podstawie wcześniej przeprowadzanych badań technologicznych-laboratoryjnych.

Podczas procesu elektrolizy roztworów mogą zachodzić procesy bezpośredniego elektrotleniania na anodzie, a także procesy elektrotleniania pośredniego w roztworze za pomocą utleniacza, wytwarzanego w wyniku procesu elektrodowego. [8, 9].

W przypadku gdy w oczyszczanych ściekach, a takimi są odcieki składowiskowe, występują duże stężenia jonów chlorkowych, najczęściej wykorzystywaną reakcją jest utlenianie zanieczyszczeń za pomocą chloru wydzielonego na anodzie [3]:



W elektrotlenianiu pośrednim wykorzystywane są również procesy katodowe. Stosuje się specjalnie przygotowane katody grafitowe, wykazujące wysoki nadpotencjał wydzielania wodoru. Napowietrzając przestrzeń katodową, można otrzymywać nadtlenek wodoru [8]. Wytwarzanie tego utleniacza jest zwykle wstępnym etapem elektrochemicznie indukowanej reakcji Fentona [14], w której konieczna jest obecność jonów Fe(II) oraz utrzymanie pH w zakresie 3 ÷ 5 [11].



Można przyspieszyć ten proces przez dodatkowe naświetlanie promieniowaniem UV (jest to wówczas proces elektro-foto-Fentona [15]).

Natomiast w procesie elektrokoagulacji [2] anoda żelazna lub glinowa ulega rozpuszczeniu, a powstające jony metalu, reagują z wytworzonymi w procesie katodowym jonami OH⁻ lub z tlenem, dając osad w postaci odpowiedniego wodoru-

tlenku. Wydzielający się wodór powoduje natomiast flotację powstającego osadu z zaadsorbowanymi na jego powierzchni zanieczyszczeniami. Proces wydzielania żelaza można przedstawić równaniem sumarycznym:



Kinetyka procesów elektrotleniania w dużym stopniu zależy od stężeń reagentów, szybkości ich transportu z wnętrza roztworu do powierzchni elektrody i w kierunku przeciwnym, a także od zastosowanej gęstości prądu. Niezwykle istotnym czynnikiem w procesie elektrotleniania jest materiał elektrodowy z którego zbudowane są elektrody. Wszystkie tworzywa elektrodowe powinny spełniać następujące wymagania : wysoka aktywność katalityczna, selektywność w stosunku do pożądanej reakcji elektrodowej, stabilność charakterystyki, duża wytrzymałość mechaniczna, możliwość nadawania wymaganych kształtów, niska cena oraz dostępność.

2. Sposób prowadzenia badań

Odcieki pochodziły ze starego składowiska odpadów komunalnych Łubna I.



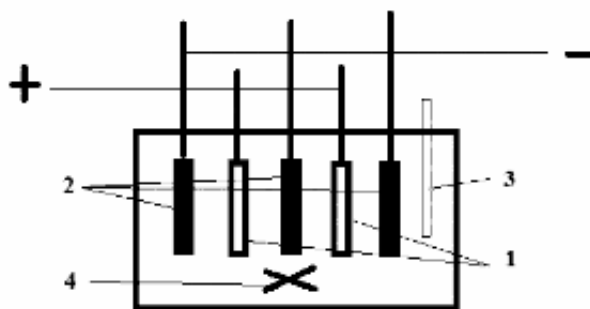
Fot. 1. Składowisko Łubna

Źródło: fot. Anna Dmochowska.



Fot. 2. Pobór próbek

Źródło: fot. Anna Dmochowska.



Rys. 1. Schemat stanowiska badawczego

1 – 2 anody, 2 – 3 katody, 3 – termometr, 4 – mieszadło

Źródło: opracowanie własne (Anna Dmochowska).

Proces prowadzono w elektrolizerze z pleksiglasu z użyciem 2 anod SPR, naprzemiennie z 3 stalowymi katodami. Każda elektroda miała wymiary: 10 cm × 10 cm. Odległość między elektrodami wynosiła 12 mm. Elektrody zawieszono były w pokrywie elektrolizera przy pomocy prętów ze stali nierdzewnej. W środku pokrywy znajdował się otwór o średnicy 10 mm, umożliwiający wylot gazów powstających w czasie procesu elektrolizy. Objętość badanego roztworu wynosiła

1000 cm³. Na dnie elektrolizera umieszczone było mieszadło magnetyczne, zapewniające ciągłe mieszanie roztworu.

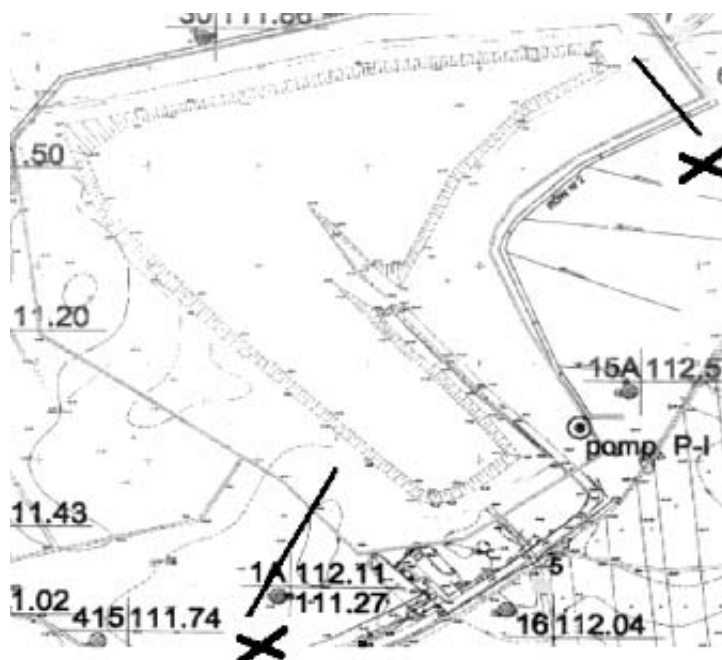
Po wyznaczonych czasach elektrolizy pobierano próbki w celu oznaczenia stężenia: jonów amonowych i chlorkowych. Każdorazowo mierzono wartości: ChZT, pH i temperatury. Przy danej gęstości prądu odczytywano także wartości napięcia. We wcześniejszych badaniach własnych [5] stosowano anodowe gęstości prądowe od 1 do 5 A/dm². Najczęściej, najwyższą wydajność prądową uzyskiwano przy gęstości prądowej wynoszącej 3 A/dm². W czasie prowadzenia elektrolizy dobierano parametry procesu tak, aby układ był najbardziej zoptymalizowany energetycznie. Pod uwagę brano materiał anody, gęstość prądową, stężenie chlorków oraz początkowe stężenie jonów amonowych, a także zanieczyszczenia organiczne wyrażane jako ChZT. Do kontynuacji badań własnych użyto czterech anod: płytki tytanowa pokryta tlenkami: cyny, ołowiu i rutenu zwana SPR i analogicznie przygotowane: Pt/Ir, Ru/Sn, Ir/Ru. Najbardziej efektywną w usuwaniu zanieczyszczeń była anoda SPR. Można jednak uznać, że efektywność pozostałych anod była zbliżona. W konkluzji badań, można wnioskować, że wszystkie anody mogą być stosowane w procesie elektrochemicznego oczyszczania odcieków.

Efektywność badanych anod oraz wpływ wybranych czynników na przebieg procesu pośredniego elektrotleniania anodowego oceniano na podstawie następujących norm:

- pH – metodą potencjometryczną, wg PN- 90/C-04540.01;
- chemicznego zapotrzebowania tlenu (ChZT), metodą dwuchromianową wg PN-ISO 15705;
- biochemicznego zapotrzebowania tlenu (BZT₅) – przy użyciu aparatu Sapromat BSB digi firmy Selutec, oraz metodą rozcieńczeń wg PN-EN 1899-1:2000. Przed pomiarem usuwano z próbki pozostały chlor za pomocą stechiometrycznej ilości siarczanu (IV) sodu;
- azotu amonowego – metodą bezpośredniej nessleryzacji, wg PN-ISO 7150: 2002. Przed oznaczeniem usuwano chlor za pomocą roztworu tiosiarczanu sodu;
- chlorków – metodą Mohra, wg PN-ISO 9297:1994, od otrzymanego wyniku odjęto połowę wartości chloru wolnego, przyjmując, że dysproporcjonuje on na chlorki i chlorany(I), przy pH 7;
- chloru wolnego i całkowitego – za pomocą aparatu DR 2000 HACH – metoda spektrofotometryczną z DPD – PN-ISO 7393-2:1997/Apl.2000.

3. Wyniki badań przykładowych próbek odcieków surowych

Na rys. 2 przedstawiono mapę dokumentacyjną składowiska z zaznaczonymi miejscami poboru próbek odcieków.



Rys. 2. Mapa dokumentacyjna składowiska Łubna
Miejsca poboru próbek odcieków [15]

Odcieki pobierane były z różnych studzienek rozmieszczonych wokół składowiska. Wyniki badań fizyko-chemicznych wybranych próbek odcieków surowych zamieszczono w tabeli 1. Wyniki badań porównano z badaniami innych autorów.

Tabela 1. Wyniki badań fizyko-chemicznych dla odcieków surowych, które posłużyły do badań porównawczych

Odcieki	pH	ChZT	BZT5	Stężenie jonów chlorkowych	Stężenie jonów amonowych
		[mg/dm ³ O ₂]	[mg/dm ³ O ₂]	[mg/dm ³]	[mg/dm ³]
A	7,9	4825	1177	5842	397
B	9,1	2510	584	2904	302
C	8,1	2894	689	4625	426

4. Porównanie wyników procesu elektrochemicznego oczyszczania odcieków z łubnej z badaniami odcieków ze składowisk odpadów komunalnych innych autorów

Badaczy, stosujących pośrednie elektrotlenianie anodowe do oczyszczania odcieków pochodzących ze składowisk odpadów komunalnych, było niewiele. Podjęto jednak próbę porównania ich wyników badań z wynikami uzyskanymi w pracach własnych [5].

Chiang i inni [3] jako jedyni podjęli próbę zbadania efektywności kilku anod w zastosowaniu do elektrochemicznego oczyszczania odcieków. W badaniach stosowano 4 anody, których efektywność malała w szeregu: SPR > Ti/Ru > Ti/Pb > grafit. Jest to jedyna praca, w której zastosowano więcej niż dwie anody.

Przy gęstości prądu -15 A/dm^2 i w czasie 240 min uzyskali pełne usunięcie z odcieków jonów amonowych oraz zmniejszenie wartości ChZT o 92%. Dodając do odcieków przed elektrolizą roztwór chlorku sodu (7500 mg/dm^3), w czasie 240 min autorzy całkowicie usunęli jony amonowe, a spadek wartości ChZT wyniósł 92%. Autorzy nie podali jednak czasu, po którym uzyskano pełne usunięcie jonów amonowych. Proces elektrolizy prowadzono tak długo, aby procent usunięcia ChZT był najwyższy. Zużycie energii wyniosło 99 kWh/m^3 .

Odcieki, które badali Chiang i inni miały podobne wartości wskaźników zanieczyszczenia co odcieki A z Łubnej, (ChZT – $4824 \text{ mg/dm}^3 \text{ O}_2$, $N_{\text{NH}_4^+}$ – 397 mg/dm^3 , Cl^- – 5842 mg/dm^3), jednak stężenie jonów amonowych było znacznie mniejsze. W badaniach własnych również najbardziej efektywną wśród wytypowanych elektrod, była anoda SPR. Przy gęstości prądu równej 3 A/dm^2 (5 razy niższej niż zastosowana u Chianga), uzyskano pełne usunięcie jonów amonowych w czasie 52 min. Spadek wartości ChZT po tym czasie wyniósł 58,9%. Wydajność prądowa usuwania ChZT wyniosła 91,5% (bardzo zbliżona do uzyskanej przez Chianga). Zużycie energii było o połowę niższe ($57,2 \text{ kWh/m}^3$). Tak duża różnica w spadku wartości ChZT i wydajności prądowej jej usuwania jest związana, najprawdopodobniej z tym, że w badaniach Chianga przedłużono czas eksperymentu ponad czas pełnego usunięcia jonów amonowych.

Anody SPR nie stosowali w badaniach Cossu i inni [4]. Proces elektrotleniania zanieczyszczeń z odcieków prowadzono z zastosowaniem anody Ti/PbO_2 oraz Ti/SnO_2 . Stosując gęstość prądu $2,15 \text{ A/dm}^2$, uzyskali 50-proc. spadek ChZT z początkowej wartości równej $1200 \text{ mg/dm}^3 \text{ O}_2$, przy całkowitym usunięciu jonów amonowych. Czas trwania procesu wyniósł 95 min. Początkowo wydajność prądowa tego procesu wynosiła 30%, pod koniec procesu spadła do 10%. Zużycie energii wyniosło 60 kWh/kg ChZT . Znacznie lepsze wyniki uzyskano, prowadząc proces elektrotleniania zanieczyszczeń z odcieków C z „Łubnej o charakterystyce: ChZT – $2894 \text{ mg/dm}^3 \text{ O}_2$, BZT_5 – $689 \text{ mg/dm}^3 \text{ O}_2$, $N_{\text{NH}_4^+}$ – 426 mg/dm^3 , Cl^- – 4625 mg/dm^3 , w pracach własnych [5], z użyciem anody SPR. Odcieki te charakteryzowały się znacznie wyższymi wartościami wskaźników zanieczyszczenia niż odcieki oczyszczane przez wspomnianych autorów. Pełne usunięcie jonów amonowych przy gęstości prądu 3 A/dm^2 uzyskano po znacznie krótszym czasie (35 min) procesu elektrolizy. Odnotowany spadek wartości ChZT w tym czasie wyniósł 62,2% (o 12% wyższy). Uzyskano o ponad 40% wyższą wydajność usuwania ChZT (70,7 %). Zużycie energii było znacznie niższe ($29,1 \text{ kWh/kg ChZT}$). Mimo że w badaniach odcieków z Łubnej nie testowano anod: Ti/PbO_2 oraz Ti/SnO_2 , można stwierdzić, że anoda SPR jest od nich bardziej efektywna. W badaniach z jej zastosowaniem uzyskano krótszy czas

usuwania jonów amonowych z jednoczesnym większym spadkiem wartości ChZT. Uzyskano wyższą wydajność usuwania ChZT, a zużycie energii było niższe.

Do podobnych wniosków można dojść porównując badania własne z badaniami Wang'a i innych [14]. Autorzy również badali anodę Ti/SnO₂ w celu zastosowania jej do pośredniego elektROUTLENIANIA anodowego zanieczyszczeń znajdujących się w odciekach składowiskowych. Uzyskali oni jednak gorsze wyniki. Po 10 h elektrolizy uzyskali 69-proc. spadek ChZT i 67-proc. spadek stężenia jonów amonowych. Zastosowano gęstość prądu o wartości 3,25 A/dm². Zużycie energii wyniosło 55 kWh/kg ChZT. Najprawdopodobniej wartości wskaźników zanieczyszczenia badanych odcieków były niskie (ChZT 1600 mg/dm³ O₂, BZT₅ – 91 mg/dm³ O₂). Niskie również było stężenie jonów chlorkowych, gdyż przed elektrolizą do odcieków dodawano roztwór chlorków (2010 mg/dm³). Autorzy uzyskali pełne usunięcie jonów amonowych oraz 87-proc. spadek wartości ChZT dopiero po drugim etapie oczyszczania w reaktorze biologicznym.

Odcieki, które poddali elektrochemicznemu oczyszczaniu Vlyssides i inni [11] znacznie różniły się od pobranych ze składowiska Łubna. Stężenia wybranych wskaźników zanieczyszczeń były bardzo wysokie (ChZT wynosiło 53 300 mg/dm³ O₂, BZT₅ – 30 300 mg/dm³ O₂, stężenie jonów amonowych wynosiło 1080 mg/dm³ a jonów chlorkowych 53 300 mg/dm³). Autorzy w badaniach zastosowali anodę Ti/Pt. Po 1 godzinie elektrolizy całkowicie usunęli z odcieków jony amonowe, a wartość ChZT zmniejszyła się o 84%. Zużycie energii wyniosło 12,6 kWh/kg ChZT. Wynik, jaki autorzy osiągnęli wiąże się najprawdopodobniej z wysokimi wartościami wskaźników zanieczyszczenia, które powodują uzyskanie większej efektywności procesu. Natomiast niskie zużycie energii związane jest z tym, że energia zużyta na usunięcie danego ładunku zanieczyszczeń jest tym mniejsza im więcej jest zanieczyszczeń, a te w badanych przez Vlyssidesa odciekach były bardzo wysokie. Wspomniani autorzy powtórzyli badania w 2002 r. [12]. Zastosowano tę samą anodę Ti/Pt, a odcieki charakteryzowały się znacznie mniejszym stężeniem zanieczyszczeń (ChZT – 1047 mg/dm³ O₂, BZT₅ – 385 mg/dm³ O₂ i stężeniu jonów amonowych – 150 mg/dm³, pH 6). Zastosowano gęstość prądu równą 0,75 A/cm². Po dodaniu 0,8% roztworu chlorków w czasie 2,5 h uzyskano tylko 30-proc. spadek stężenia jonów amonowych oraz 25,5-proc. spadek wartości ChZT. Dopiero podwyższenie wartości pH do 9 spowodowało, że czas pełnego usunięcia jonów amonowych został skrócony do 2 godzin. W tym czasie nastąpiło pełne usunięcie jonów amonowych, a spadek wartości ChZT wyniósł 78%. Zużycie energii wyniosło 22,4 kWh/kg ChZT. Taką samą wartość pH, ale wyższe wartości wskaźników zanieczyszczenia miały próbki odcieków B z Łubnej (pH – 9,1, ChZT – 2510 mg/dm³ O₂, BZT₅ – 584 mg/dm³ O₂, Cl – 2904 mg/dm³, stężenie jonów amonowych – 302 mg/dm³). Prowadząc elektrolizę przy gęstości prądu 1 A/dm² w czasie 44,5 min, osiągnięto pełne usunięcie jonów amonowych oraz 84,6% spadek wartości ChZT. Zużycie energii wyniosło

21,6 kWh/kg ChZT. Porównując przedstawione dane, można uznać, iż w pracy własnej uzyskano lepsze wyniki w oczyszczaniu odcieków, zużywając mniej energii na usunięcie danego ładunku ChZT. Odcieki z Łubnej, omawiane jako ostatnie, w porównaniu z pozostałymi próbkami odcieków z tego składowiska charakteryzowały się najmniejszym stężeniem jonów amonowych. Z tego względu dla tych odcieków odnotowano największe zużycie energii na kg N-N_{NH4+}, które wyniosło 147,4 kWh/kg N_{NH4+}. Mimo że Vlyssides w swoich badaniach nie podał tych danych, należy się spodziewać, że zużycie energii na kilogram usuniętego azotu amonowego było wyższe, gdyż stężenie jonów amonowych w odciekach przez niego badanych było o połowę niższe niż w odciekach z Łubnej I.

Wnioski

1. Z dostępnych danych literaturowych oraz otrzymanych w badaniach własnych można wnioskować, iż najbardziej efektywną anodą z dotychczas badanych w procesie anodowego elektrotleniania zanieczyszczeń w odciekach jest anoda SPR.
2. Uzyskane w pracy własnej wyniki [5] badań pozwoliły na zbadanie efektywności większej ilości anod, z których większość do tej pory nie była stosowana w pośrednim elektrotlenianiu anodowym odcieków.
3. Badania własne potwierdziły wyniki Chianga i innych, iż SPR jest anodą najbardziej efektywną. Efektywność pozostałych anod, stosowanych w badaniach własnych, malejąca w szeregu: Ru/Sn > Ir/Ru > Pt/Ir, tylko nieznacznie różniła się od efektywności uzyskanej dla SPR w przeciwieństwie do anod stosowanych przez Chianga.
4. Można więc stwierdzić, iż wytypowane do badań własnych anody wykazały większą efektywność niż zastosowane przez wspomnianego autora (Ti/Ru, Ti/Pb, grafit).

Literatura

- [1] Amua O.S., Amoo I.A.: *J. of Hazard.Mat* 2007, 141 778-783.
- [2] Can O.T., Kobya M., Demirbas E.: Bayramoglu M., *Chemosphere* 2006, 62, 161-187.
- [3] Chiang L-Ch., Chang J-E., Tseng S-Ch.: *Water Science Technology* 1997, 36, 123-130.
- [4] Cossu R., Polcaro A.M., Mascia M., Palmas S., Renoldi F.: *Environmental Science Technology* 1998, 32, 3570-3573.
- [5] Dmochowska A.: Rozprawa doktorska, Wydawnictwa PW, 2010.
- [6] Kashif Mahmuda, Md. Delwar Hossain: *Waste Management* 2012, 32, 2096-2105.
- [7] Montusiewicz A., Lebiocka M.: *Bioresource Technology* 2011, 102, 2563-2571.
- [8] Renzun Zhao, Abhinav Gupta: *Journal of Hazardous Materials* 2013, 1-9, 258-259.
- [9] Shrawan K. Singh a, Walter Z.: *Tang Waste Management* 2013, 33, 2116-2122.
- [10] Szymański K., Nowak R.: *Rocznik Ochrony Środowiska* 2012, 14, 337-350.

- [11] Vlyssides A., Karlis P., Loizidou M., Zorpas A., Arapoglou D.: *Environmental Technology* 2001, 12, 1467–1476.
- [12] Vlyssides A.G., Karlis P.K., Rori N.: Zorpas., *Jurnal of Hazardous Materials* 2002, 95, 215–226.
- [13] Vlyssides A.G., Karlis P.K., Mahnken G.: *Journal of Applied Electrochemistry* 2003, 155–159.
- [14] Wang F., Smth D.W., El-Din M.G.: *Water Reseach* 2006, 40 463–474.
- [15] Raport WIOŚ, Monitoring składowiska Łubna 2003.
- [16] http://www.messergroup.com/pl/Bran__e_i_zastosowania/Ochrona__rodowiska/Ulotka_odcieki.pdf

Anna DMOCHOWSKA
Dariusz DMOCHOWSKI
Stanisław BIEDUGNIS
Mariusz SMOLARKIEWICZ

The Treatment of the Municipal Landfills Leachate. The Comparison of the Anodic Electrooxidation Research Results with the Other Authors' Results

The formation of the landfill leachate, due to the enormous load of pollutants contained in them, can not be discharged directly into the municipal sewers and even more to water or soil.

Many methods of pretreatment / cleaning at the forefront of biological processes, have been developed. The research on the processes, allowing the faster and more effective treatment of leachate, have been underway. Such a method should be the anodic electrooxidation. The paper presents the research results on the effectiveness of selected anodes. The results have been compared with the similar studies of other authors.

Keywords: municipal landfill leachate, leachate treatment methods, indirect anodic electrooxidation.

SUMMARY