

MONIKA SUCHOWSKA-KISIELEWICZ*

**ROLA TLENOWEGO ROZKŁADU ODPADÓW
PRZED ICH SKŁADOWANIEM W PRZEBIEGU PROCESÓW
ZACHODZĄCYCH NA SKŁADOWISKACH**

Streszczenie

Obecnie najpopularniejszą metodą zagospodarowania odpadów jest ich deponowanie na składowiskach. Tradycyjne składowiska charakteryzują się wysokim potencjałem do emisji zanieczyszczeń powodując długotrwałe zagrożenia dla środowiska naturalnego i zdrowia człowieka. Zagrożenia te można ograniczać stosując odpowiednie techniki przetwarzania odpadów przed ich składowaniem. W artykule przedstawiono, wpływ wstępnego tlenowego przetwarzania odpadów przed ich składowaniem na wielkość emisji zanieczyszczeń usuwanych w odciekach i w metanie. Badania wykazały, że całkowity ładunek ChZT, OWO, BZT₅ i LKT wymyty w całym okresie badań z odpadów przetworzonych tlenowo był niższy niż z odpadów nieprzetworzonych o: 21, 18, 6, 23%, odpowiednio, a produkcja metanu o 20%.

Słowa kluczowe: odpady, rozkład tlenowy, odcieki, mechaniczno-biologiczne przetwarzanie odpadów, składowiska

WPROWADZENIE

Najważniejszym zadaniem stawianym obecnie współczesnym systemom zarządzania gospodarką odpadami jest stosowanie efektywnych i ekonomicznie uzasadnionych technologii przetwarzania i składowania odpadów [Read i Hudgins 2001].

Obecnie w Polsce najpopularniejszą metodą zagospodarowania odpadów jest ich deponowanie na składowiskach. Składowiska te jeszcze wiele lat po ich zamknięciu wymagają długotrwałego i kosztownego monitoringu [Erses i in. 2008]. Procesy w nich zachodzące przebiegają wolno, a emisje zanieczyszczeń usuwanych wraz z odciekami i biogazem powodują długotrwałe zagrożenie dla

* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska

środowiska naturalnego i zdrowia człowieka sięgające nawet kilku dekad [Krummelbeck i Ehring 1999]. Związane są one przede wszystkim z produkcją odcieków o wysokich stężeniach zanieczyszczeń organicznych, metali ciężkich oraz patogenów stanowiących poważne zagrożenia dla wód gruntowych oraz z długotrwałą emisją metanu, odorów i lotnych komponentów organicznych [Read i Hudgins 2001]. Zagrożenia te można ograniczać stosując odpowiednie techniki przetwarzania odpadów przed ich składowaniem oraz prowadząc zabiegi eksploatacyjne intensyfikujące procesy rozkładu odpadów przebiegające w odpadach zdeponowanych na składowisku.

Na wielkość emisji zanieczyszczeń ze składowisk decydujący wpływ ma udział substancji organicznych w składowanych odpadach. Dyrektywa Rady Unii Europejskiej nr 1999/31/WE nałożyła na Polskę i inne kraje europejskie obowiązek ograniczenia ilości odpadów łatwo ulegających degradacji odprowadzanych na składowiska. W Polsce przyjęto harmonogram zmniejszenia ilości składowanych odpadów biodegradowalnych o: 25% do 2010, 50% do 2013 i 65% do 2020r. w odniesieniu do masy odpadów wytworzonych w 1995r. Technologią ukierunkowaną na osiągnięcie tych celów jest mechaniczno-biologiczne przetwarzanie odpadów przed ich składowaniem (MBP). Metoda ta została wskazana w KPGO 2014 jako zalecana dla regionów o liczbie od 150 do 300 tysięcy mieszkańców. Mechaniczno-biologiczne przetwarzanie odpadów obejmuje procesy: rozdrabniania, przesiewania, sortowania, klasyfikacji i separacji, oraz biologicznej stabilizacji odpadów, realizowane w różnorodnych konfiguracjach. Celem mechanicznego przetwarzania jest rozdzielenie strumienia odpadów na frakcje dające się w całości lub w części wykorzystywać materiałowo lub/i energetycznie oraz na frakcje odpadów przeznaczonych do biostabilizacji w warunkach tlenowych lub beztlenowych. Głównym zadaniem MBP, obok odzysku materiałowego i recyklingu, jest zmniejszenie emisji metanu, wielkości ładunku zanieczyszczeń emitowanych ze składowisk oraz zmniejszenie ich objętości i masy [Lornage 2007, Leikam i Stegmann 1995, Rieger i Bidingmaier 1995, Soyez i Plickert 2002].

W krajach rozwijających się zalecaną metodą biologicznej stabilizacji odpadów przed ich składowaniem jest rozkład tlenowy, który w porównaniu do procesów beztlenowych wymaga niższych nakładów inwestycyjnych i eksploatacyjnych [Fricke in. 2001]. Stosowanie tlenowej technologii stabilizacji odpadów w porównaniu do technologii beztlenowej przyczynia się do szybszego wpracowania stabilnych warunków metanowych w składowanych odpadach [Lornage 2007], szybszej redukcji ładunków zanieczyszczeń organicznych w odpadach i w konsekwencji szybszego zmniejszenia potencjału składowiska do emisji zanieczyszczeń [Rich 2008].

Według Spendlina [1991], w optymalnych warunkach tlenowej stabilizacji 90% poziom rozkładu substancji organicznych w odpadach można już uzyskać po 20 dniach napowietrzania. Höring i inni [1999] wyznaczyli wskaźniki emisji

węgla organicznego w gazie składowiskowym i odciekach oraz ładunki azotu ogólnego i chlorków usunięte w odciekach z odpadów nieprzetworzonych i przetworzonych tlenowo w reaktorach laboratoryjnych [Höring i in. 1999]. Autorzy stwierdzili, że emisje zanieczyszczeń z odpadów wstępnie tlenowo przetworzonych były kilkakrotnie niższe niż z odpadów nieprzetworzonych, co było wynikiem braku łatwo rozkładalnych substancji organicznych w tych odpadach. Niska zawartość substancji organicznych łatwo ulegających rozkładowi w odpadach po tlenowym ich przetworzeniu prowadzi do bardzo niskiej produkcji gazu i powolnego uwalniania substancji organicznej i azotu do odcieków.

Według badań Stegmann'a [1991], intensywne kompostowanie odpadów pozwala na zmniejszenie emisji gazu składowiskowego oraz azotu w odciekach, przy dobrze prowadzonym procesie kompostowania (16-30 tygodni), nawet o 80-90% w stosunku do jego emisji z odpadów nieprzetworzonych.

Koresponduje to ze spadkiem produkcji ilości wytworzonego biogazu nawet do 15-20 m³/Mg odpadów przetworzonych tlenowo, podczas gdy typowa produkcja biogazu z odpadów nieprzetworzonych wynosi 165 m³/Mg [Robinson i in. 2005].

Biologiczne procesy zachodzące na składowisku przebiegają fazowo. Każda z faz ma własne wymagania środowiskowe i substratowe oraz kończy się określonymi produktami końcowymi. Do opisu przebiegu rozkładu odpadów na składowiskach najczęściej wykorzystuje się podział czterofazowy, w którym wyodrębnia się: fazę hydrolizy, kwaśną, metanową niestabilną i metanową stabilną. Zmiany poszczególnych faz rozkładu można wyznaczyć na podstawie składu chemicznego odcieków oraz produkcji metanu. Czasowe rozróżnienie fazy hydrolizy i kwaśnej jest trudne ze względu na podobną charakterystykę zmian składu chemicznego odcieków. Faza hydrolizy i kwaśna charakteryzują się wysokimi stężeniami zanieczyszczeń w odciekach oraz produkcją metanu na minimalnym poziomie. Faza metanowa niestabilna reprezentuje okres gwałtownego spadku stężeń zanieczyszczeń w odciekach, sukcesywnego wzrostu pH i intensywnej produkcji metanu. Faza metanowa stabilna charakteryzuje się niskimi wartościami zanieczyszczeń w odciekach oraz niską produkcją metanu o stężeniach utrzymujących się na stałych poziomach z przedziału 60-70%.

W artykule przedstawiono, na podstawie badań własnych przeprowadzonych w reaktorach laboratoryjnych, wpływ wstępnego tlenowego przetwarzania odpadów na wielkość emisji zanieczyszczeń usuwanych w odciekach i metanie w ujęciu fazowości procesów występujących na składowiskach.

METODYKA BADAŃ. MATERIAŁ BADAWCZY

W badaniach użyto nieprzetworzone zmieszane odpady komunalne (ZOK) pochodzące z Zielonej Góry z zabudowy wysokiej z centralnym ogrzewaniem oraz odpady przetworzone tlenowe pochodzące z tego samego obszaru zbierania. Właściwości i skład morfologiczny odpadów przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Właściwości i skład morfologiczny ZOK i BPOK

Table 1. The chemical properties and composition of MSW and BPSW

| Wyszczególnienie | Rodzaj odpadów | |
|---|----------------|------|
| | ZOK | BPOK |
| Właściwości odpadów | | |
| Wilgotność, % | 40.2 | 34.5 |
| Straty prażenia, % s.m. | 58.5 | 52.2 |
| Ogólny węgiel organiczny, kg/kg s.m. | 0.38 | 0.27 |
| Skład morfologiczny | | |
| Odpady kuchenne i ogrodowe + frakcja 10-20 mm | 42.5 | 32.6 |
| Papier i tektura | 17.5 | 14.9 |
| Szkło | 9.8 | 12.5 |
| Tworzywa sztuczne | 13.5 | 17.7 |
| Tekstyli | 2.5 | 2.9 |
| Opakowania wielomateriałowe | 2.5 | 3.6 |
| Drewno | 0.1 | 0.1 |
| Metale | 1.6 | 1.9 |
| Odpady mineralne w tym frakcja < 10 mm | 10.0 | 13.8 |
| Razem | 100 | 100 |

Tlenowe przetwarzanie odpadów prowadzono w obiektach Kompostowni Odpadów Komunalnych w Zielonej Górze. Ciąg technologiczny instalacji w Kompostowni składa się z czterech tlenowych, otwartych komór żelbetowych, między którymi odpady co 7-10 dni są przerzucane. Łączny czas stabilizacji odpadów wynosi około 5 tygodni. W kompostowni odpady napowietrza się poprzez odsysanie gazów z dna żelbetowych komór.

Próbki do określenia składu badanych zmieszanych odpadów komunalnych (ZOK) pobierano z losowo wybranych samochodów dostarczających odpady do zasobni kompostowni. Próbki tlenowo przetworzonych odpadów komunalnych (BPOK) pobierano losowo z wybranych partii przekompostowanych odpadów.

Właściwości badanych odpadów określono analizując po 10 próbek ZOK i BPOK. Oznaczenie składu morfologicznego polegało na przesianiu odpadów przez sito o wymiarach oczek: 10 mm i zważeniu otrzymanych frakcji: 0-10 mm i > 10 mm. Skład grupowy odpadów oznaczono we frakcji: > 10 mm. Analizie chemicznej poddano próbki odpadów pozbawione składników wielkogabarytowych i metali.

Stanowisko badawcze

Badania laboratoryjne prowadzono w dwóch reaktorach wykonanych z rur PVC o średnicy 0,15 m i wysokości 1,30 m. W dnie każdego reaktora zamontowano króciec (rura z zaworem) do odprowadzania odcieków, a w pokrywie górnej króciec do odprowadzenia biogazu, oraz króciec do dawkowania wody symulującej opady atmosferyczne. Ujmowane odcieki magazynowano w zbiorniku o pojemności 20 dm³. Króciec gazowy, w pokrywie górnej reaktora, połączono rurociągami elastycznymi, o średnicy 10 mm z biuretami gazowymi (cylindry o średnicy wewnętrznej 85 mm z podziałką).

Przed wypełnieniem reaktorów odpadami, na ich dnie ułożono 0,15 m warstwę żwiru oraz zamocowano termopary. Do każdego reaktora wprowadzono po 10 kg odpadów rozdrobnionych do wymiarów ziarna < 40 mm i dokładnie wymieszanych. Jeden reaktor wypełniono odpadami nieprzetworzonymi (S) drugi odpadami po tlenowym przetworzeniu (P). Odpady układano warstwami o grubości 0,15-0,20 m i ubijano ręcznie do gęstości 565 kg/m³. Powierzchnię odpadów pokryto 0,05 m warstwą żwiru o średnicy ziarna od 10 do 20 mm.

Prowadzenie badań

Po wypełnieniu reaktorów odpadami i szczelnym ich zamknięciu, w celu doprowadzenia odpadów do stanu nasycenia wodą, rozpoczęto dawkowanie do każdego z nich wody wodociągowej w ilości 1 dm³/d. Po pojawieniu się pierwszych ilości odcieków (po 7 dniach nawadniania), przystąpiono do codziennego dawkowania wody wodociągowej w ilości symulującej rzeczywiste objętości opadów atmosferycznych, których objętość ustalono na podstawie miesięcznych raportów opadów pochodzących z Instytutu Meteorologii w Zielonej Górze. W ciągu 51 tygodni trwania badań do reaktorów wprowadzono wodę w ilości odpowiadającej objętości opadów atmosferycznych zarejestrowanych na terenie Zielonej Góry z okresu 2,5 lat prowadzenia monitoringu (od czerwca 2003 do grudnia 2005 roku). Po dokonaniu przeskalowania procesu na warunki rzeczywiste, wynikającego ze stosunku dawkowanej wody do masy złoża odpadów (L/S 2,5), ustalono, że 1 tydzień badań odpowiadał 18,2 tygodniom prowadzenia procesu w warunkach rzeczywistych.

Kontrola procesu obejmowała ilość i jakość powstających w reaktorach odcieków i biogazu. Skład chemiczny odcieków (pH, ChZT, OWO, LKT, BZT₅, TKN i NH₄) i biogazu (CH₄, CO₂, O₂) badano raz w tygodniu. Wszystkie oznaczenia wykonano zgodnie z procedurami Standard Methods (APHA, 1995) oraz Normami Polskimi.

WYNIKI BADAŃ I DISKUSJA

Rzeczywiste zagrożenia związane z eksploatacją składowisk obrazują ładunki zanieczyszczeń emitowane z odpadów w odciekach i gazie składowiskowym. Ich wielkość zależy przede wszystkim od szybkości procesów przebiegających w złożu odpadów i w niewielkim stopniu od ilości powstających odcieków.

W tabeli 2 przedstawiono szybkość wymywania zanieczyszczeń z odpadów w reaktorach wstępnie przetworzonych i nie przetworzonych tlenowo w fazach: I – hydrolizy i kwaśnej, II – metanowej niestabilnej i III - metanowej stabilnej oraz w całym okresie badań.

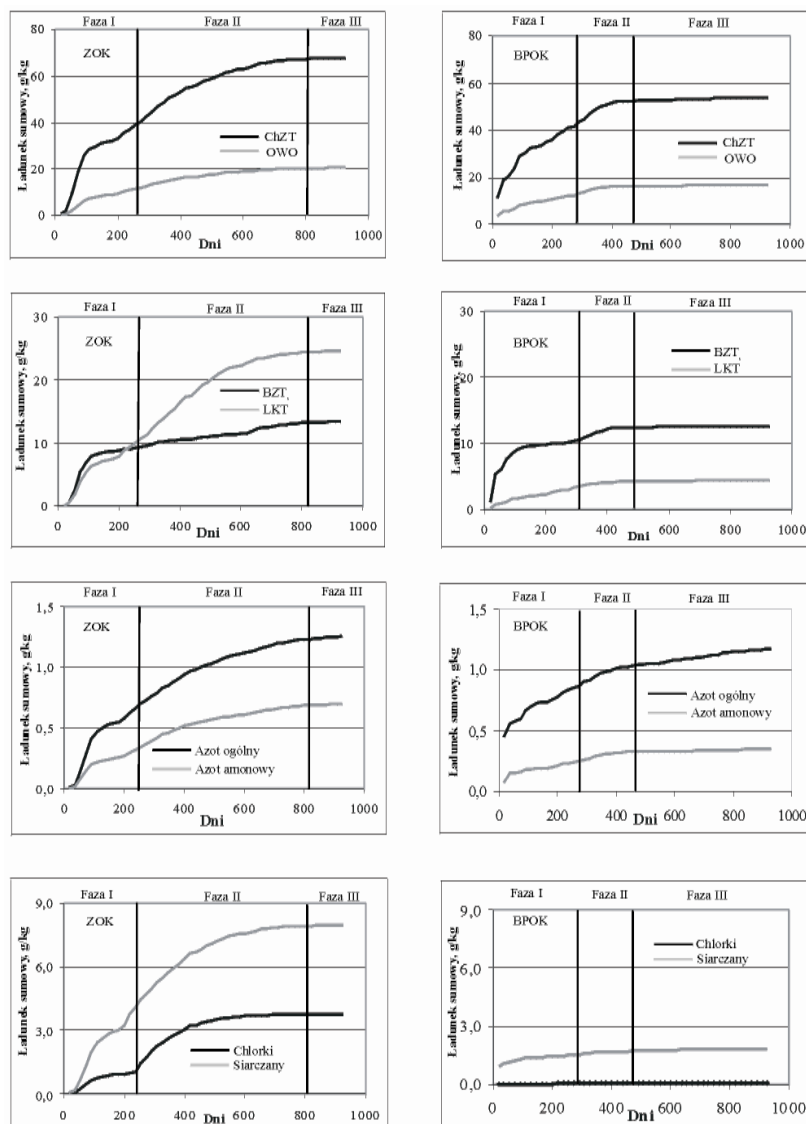
Na podstawie uzyskanych wyników stwierdzono wyższe szybkości wymywania zanieczyszczeń z BPOK niż ze ZOK (tabela 2). Korzystny wpływ wstępnej tlenowej stabilizacji odpadów przed składowaniem na wymywanie i „upłynnienie” (hydrolizę), w warunkach beztlenowych, pozostałych składników organicznych obecnych w odpadach potwierdził w swoich badaniach Capela i in. [1999].

Tabela 2. Szybkość wymywania zanieczyszczeń z odpadów w reaktorach S i P w wyróżnionych fazach przemian oraz w całym okresie badań

Table 2 The rate of leaching of pollutants from the waste stabilized in reactors S and P in the distinguished phases and in the entire study period

| Reaktor | Fazy rozkładu | Szybkość wymywania zanieczyszczeń, mg/(kg d) | | | | | |
|---------|---------------|--|------|------------------|------|-------------|--------------|
| | | ChZT | OWO | BZT ₅ | LKT | Azot ogólny | Azot amonowy |
| S | I | 146 | 43.6 | 31.6 | 41.0 | 2.56 | 1.39 |
| | II | 43.1 | 13.2 | 6.39 | 23.5 | 0.86 | 0.51 |
| | III | 4.24 | 2.32 | 2.32 | 2.38 | 0.26 | 0.12 |
| | I+II+III | 75.9 | 22.9 | 15.0 | 27.5 | 1.41 | 0.78 |
| P | I | 166 | 48.5 | 42.0 | 52.8 | 3.50 | 0.97 |
| | II | 63.0 | 23.2 | 12.1 | 29.3 | 0.99 | 0.46 |
| | III | 3.37 | 1.12 | 0.46 | 0.59 | 0.30 | 0.05 |
| | I+II+III | 60.3 | 18.8 | 14.2 | 21.1 | 1.31 | 0.39 |

Na rys. 1 przedstawiono krzywe sumowe emisji zanieczyszczeń z BPOK i ze ZOK obrazujące wpływ tlenowego przetwarzania odpadów na szybkość wyczerpywania potencjału substancji podatnych na wymywanie obecnych w złożu odpadów.

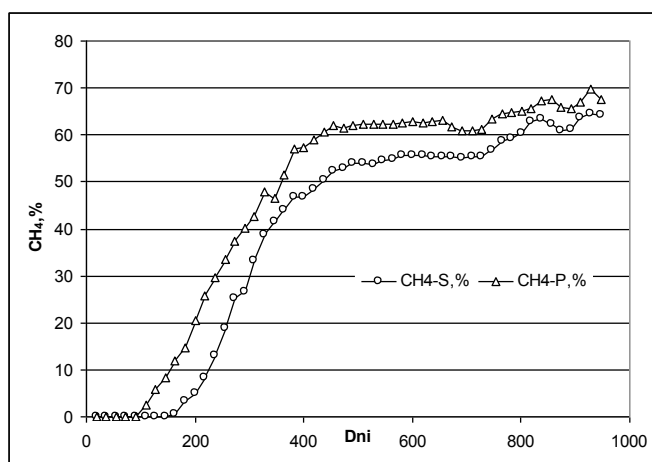


Rys. 1. Krzywe sumowe ładunków zanieczyszczeń usuniętych w odciekach z odpadów ZOK i BPOK

Fig. 1. Sum curves of pollutants removed in the leachate from the waste MSW and BPSW

Na podstawie zaobserwowanych zmian można stwierdzić, że spadek szybkości wymywania zanieczyszczeń ze złoża odpadów wstępnie tlenowo przetworzonych („wyplaszczanie krzywych sumowych”) rozpoczął się znacznie wcześniej niż zaobserwowany w odpadach nieprzetworzonych.

Wysoki stopień rozpuszczenia substancji organicznych występujących w BPOK oraz duża podatność na metanizację produktów ich hydrolizy wpłynęły korzystnie na rozwój populacji mikroorganizmów metanogennych czego efektem było szybsze wpracowanie stabilnej fazy metanowej charakteryzującej się stężeniem metanu w biogazie na stałym, wysokim poziomie (60-70%) (rys. 2).



Rys.2. Udział metanu w biogazie wyemitowanym z reaktorów S i P
Fig.2. The concentration of methane produced in reactors S and P

Wstępna tlenowa stabilizacja odpadów przyczyniła się również do przyspieszenia uruchomienia, w złożu BPOK, fazy fermentacji metanowej niestabilnej. Było to wynikiem usunięcia podczas tlenowego przetwarzania odpadów, łatwo rozkładalnych substancji organicznych, prowadzące do znacznego skrócenia trwania fazy kwaśnej. Faza metanowa niestabilna w reaktorze P pojawiła się 72 dni wcześniej niż w reaktorze S (rys. 2). Eliminacja łatwo rozkładalnych substancji organicznych przyczyniła się również do zmniejszenia ilości produkowanego metanu w reaktorze odpadów przetworzonych. Całkowita produkcja metanu w tym reaktorze była niższa o około 20% (w odniesieniu do s.m.) (tabela 3). Podobne zjawiska w swoich badaniach zaobserwowali Robinson i in. [2005].

Kolejną obserwacją wynikającą z badań było stwierdzenie szybszego wyczerpywania się pojemności metanowej złoża BPOK. W ostatnim tygodniu

szybkość produkcji biogazu ze ZOK była 2 krotnie wyższa niż z BPOK (tabela 3).

W tabeli 4 przedstawiono sumaryczne ładunki zanieczyszczeń usunięte z reaktorów S i P w wyróżnionych fazach rozkładu i w całym okresie badań oraz ich ilorazy dla reaktorów S/P.

Sumaryczny ładunek zanieczyszczeń wymyty w całym okresie badań z odpadów przetworzonych był niższy niż z odpadów nieprzetworzonych, odpowiednio o (tabela 4):

- ChZT, OWO, BZT₅ i LKT – 21, 18, 6, 23%,
- azot ogólny i amonowy – 7, 50%,
- chlorki i siarczany – 51, 45%.

Jednostkowe ładunki zanieczyszczeń wymyte z odpadów wstępnie tlenowo przetworzonych, w pierwszych dwóch fazach były niższe niż z odpadów nieprzetworzonych (poza azotem ogólnym w pierwszej fazie) jednak w fazie trzeciej przeważnie wyższe (oprócz BZT₅ w reaktorze P). Zjawisko to należy tłumaczyć:

- dużą szybkością rozkładu składników odpadów wstępnie przetworzonych zarówno łatwo, jak i trudno ulegających biodegradacji, stabilizowanych w optymalnych warunkach środowiskowych panujących w reaktorach laboratoryjnych;
- korzystnym wpływem wstępnej tlenowej stabilizacji odpadów na hydrolizę w warunkach beztlenowych stałych substancji organicznych obecnych w odpadach;
- większą podatnością na metanizację produktów powstających podczas hydrolizy odpadów wstępnie przetworzonych.

Tabela 3. Efektywność produkcji metanu z odpadów nieprzetworzonych i po biologicznym przetworzeniu

Table 3 Efficiency of methane production from waste raw and after biological treatment

| Parametry | Jednostki | Reaktor | |
|--------------------------------------|------------------------------|---------|------|
| | | S | P |
| Łączna produkcja metanu | dm ³ | 230 | 202 |
| Produkcja jednostkowa metanu | dm ³ /kg | 23 | 20.2 |
| | dm ³ /kg s.m. | 38.5 | 30.8 |
| Maksymalna szybkość produkcji metanu | dm ³ /kg s.m. | 0.17 | 0.19 |
| Szybkość produkcji metanu | dm ³ /(kg s.m.·d) | 0.11 | 0.06 |

Tabela 4. Ładunki zanieczyszczeń usunięte w odciekach z reaktorów S i P w wyróżnionych fazach przemian i całym okresie badań oraz ich ilorazy dla reaktorów S/P

Table 4 Loads of pollutants removed in leachate from the waste stabilized in reactors P and S in the distinguished phases and in the entire study period, and their ratios for reactors with S/P

| Reaktor | Fazy rozkładu | Sumaryczne ładunki zanieczyszczeń, g/kg | | | | | |
|---------|---------------|---|------|------------------|------|-------------|--------------|
| | | ChZT | OWO | BZT ₅ | LKT | Azot ogólny | Azot amonowy |
| S | I | 46.9 | 14.1 | 10.2 | 13.2 | 0.83 | 0.45 |
| | II | 20.4 | 6.23 | 3.02 | 11.1 | 0.40 | 0.24 |
| | III | 0.41 | 0.17 | 0.22 | 0.23 | 0.02 | 0.01 |
| | I+II+III | 67.7 | 20.5 | 13.4 | 24.5 | 1.25 | 0.70 |
| P | I | 39.2 | 11.5 | 9.96 | 12.5 | 0.83 | 0.23 |
| | II | 13.0 | 4.78 | 2.49 | 6.03 | 0.20 | 0.09 |
| | III | 1.51 | 0.50 | 0.21 | 0.27 | 0.13 | 0.02 |
| | I+II+III | 53.7 | 16.8 | 12.6 | 18.8 | 1.16 | 0.34 |
| Ilorazy | | | | | | | |
| S/P | I | 1.19 | 1.22 | 1.02 | 1.06 | 0.99 | 1.94 |
| | II | 1.57 | 1.30 | 1.21 | 1.84 | 1.99 | 2.53 |
| | III | 0.27 | 0.34 | 1.08 | 0.87 | 0.19 | 0.46 |
| | I+II+III | 1.26 | 1.22 | 1.06 | 1.31 | 1.07 | 2.00 |

WNIOSKI

Przeprowadzone badania potwierdziły korzystny wpływ tlenowego przetwarzania odpadów przed ich składowaniem na zmniejszenie potencjału składowisk do emisji zanieczyszczeń. Uzyskane wyniki badań pozwoliły na sformułowanie następujących wniosków:

- Ładunki zanieczyszczeń organicznych emitowane w odciekach z BPOK składowanych w reaktorach laboratoryjnych były wyższe niż usuwane w odciekach ze ZOK w fazie fermentacji kwaśnej i metanowej niestabilnej, a w fazie fermentacji metanowej stabilnej, zdecydowanie niższe. Jednak całkowite ładunki zanieczyszczeń organicznych usunięte w czasie badań w odciekach z reaktora ZOK były wyższe niż z BPOK.
- Produkcja metanu z BPOK była o 20% niższa niż ze ZOK.
- Tlenowa stabilizacja odpadów komunalnych przed składowaniem w związku z wyeliminowaniem łatwo rozkładalnych substancji organicznych przyspiesza uruchomienie w złożu fazy fermentacji metanowej niestabilnej i stabilnej.
- Badania potwierdziły korzystny wpływ wstępnej tlenowej stabilizacji odpadów przed składowaniem na „upłynnienie” (hydrolizę) i wymywanie, w warunkach beztlenowych, pozostałych składników organicznych obecnych w odpadach.

LITERATURA

1. READ, A., D., HUDGINS, M., PHILIPS, P. *Perpetual landfilling through aeration of waste lessons test cells in Georgia (USA)*, Waste Management 2001, 617-629
2. ERSES, A. ONAY T., YENIGUN O. *Comparison of aerobic and anaerobic degradation of municipal solid waste in bioreactor landfill*, Bioresource Technology 2008, 5418-5426
3. KRUEMPELBECK, I., EHRING, H.J. *Long term behavior of municipal solid waste in Germany*, Proceedings Sardinia 99, the senenth International Waste management and landfill Symposium, Cagliari 1999.
4. LORNAGE R., REDON E., LAGIER T., HEBE I., CARRE J. *Performance of low cost MBT prior to landfilling: Study of the biological treatment of size reduced MSW without mechanical sorting*, Waste Management 2007, 1755-1764
5. LEIKAM, K., STEGMANN, R. *The emission behavior of mechanically-biologically pretreated residual waste*, Waste Reports Emissionsverhalten von Restmull, ABF-BOKU, Vienna, Austria 1995

6. RIEGER, A., BIDLINGMAIER, W. *The reactivity of mechanically-biologically pretreated residual waste*. Waste Reports Emissionsverhalten von Restmüll, ABF-BOKU, Vienna, Austria 1995
7. SOYEZ, K., PLICKERT, S. *Mechanical-Biological Pretreatment of Waste-State of the Art and Potentials of Biotechnology*. Acta Biotechnologica 2002, 271-284
8. FRICKE K., SANTEN H., BIDLINGMAIER W. *Biotechnological process for solving waste management problems in less economical developed countries*. [W:] The Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia 2001, 181-194
9. RICH, CH, GRONOW, J., VOULVOULIS, N. *The potential for aeration of MSW landfills to accelerate completion*. Waste Management 2008, 1039-1048
10. SPENDLIN H.H. *Untersuchungen zur frühzeitigen Initiierung der Methanbildung bei festen Abfallstoffen (Investigations regarding the early initiation of methane production of MSW)*. [W:] Hamburger Berichte, Bd 4, Abfallwirtschaft, Technische Universität Hamburg-Harburg; Stegmann, R., (Red.), Eigenverlag 1991
11. HÖRING K., KRUEMPELBECK I., EHRIG H.J. *Long term emission behavior of mechanical-biological pre-treated municipal solid waste*. [W:] Christensen T.H., Cossu R., Stegmann R. (Eds): Proc. Sardinia'99, 7, Int. Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari 1999, 409-418
12. STEGMANN R. *Vorteile der Restmüll – Aufbereitung zur Senkung der Gasemissionen von Deponien*. [W:] Aufbereitung fester Siedlungsabfälle vor der Deponierung, Zentrum für Abfallforschung, Technical University of Braunschweig 1991, 341-359
13. CAPELA I.F., AZEITEIRO C., ARROJA L., DUARTE A.C. *Effects of pre-treatment (composting) on the anaerobic digestion of primary sludges from a bleached kraft pulp mill*. [W:] Mata-Alvarez J., Tilche A., Cecchi F., (Red.), Proceedings of the International symposium on anaerobic digestion of solid waste, Barcelona 1999, 113-120
14. ROBINSON H.D., KNOX K., BONE B.D., PICKEN A. *Leachate quality from landfilled MBT waste*, Waste Management 2005, 383-391

THE INFLUENCE OF AEROBIC TREATMENT OF WASTE PRIOR ITS STORAGE ON THE PROCESSES OCCURRING IN LANDFILL

S u m m a r y

Currently, the most popular method of waste disposal is their deposition in landfills. Traditional landfills are characterized the high potential of pollutant emission causing long term risk to the environment and human health. These risks can be limited using the appropriate techniques of waste treatment prior it is landfilled. These risks can be limited using the appropriate techniques of waste treatment prior it is landfilled. In the article the impact of aerobic degradation of waste before its storage on decreased load of pollutant and biogas production are presented. The studies showed that the total loads of COD, TOC, BOD₅ and VFA eluted in the whole study period from waste after aerobic treatment were lower than from untreated waste on: 21, 18, 6, 23%, respectively, and methane production on 20%.

Key words: waste, aerobic degradation, leachate, mechanical-biological treatment, landfill