

Radosław ŚLĘZAK, Liliana KRZYSTEK, Stanisław LEDAKOWICZ

e-mail: slezak@gmail.com

Katedra Inżynierii Bioprocusowej, Wydział Inżynierii Procesowej i Ochrony Środowiska, Politechnika Łódzka, Łódź

Wpływ napowietrzania na procesy zachodzące w odpadach

Wstęp

Najstarszą i najczęściej stosowaną metodą zagospodarowania odpadów komunalnych jest ich deponowanie na składowiskach. W konwencjonalnych składowiskach materia biodegradowalna zawarta w odpadach jest rozkładana do CO_2 i CH_4 . Przez pewien okres czasu powstający biogaz można wykorzystać do produkcji energii. Po tym okresie następuje powolna, niekorzystna dla środowiska (gazy cieplarniane) emisja biogazu, która może trwać przez okres kilkudziesięciu lat. Przyspieszenie rozkładu materii organicznej zawartej w odpadach można uzyskać poprzez zastosowanie warunków aerobowych. Głównym produktem rozkładu biodegradowalnej materii organicznej w warunkach aerobowych jest CO_2 .

Doświadczalną symulację składowiska aerobowego w bioreaktorach prowadzono w pracach [Bilgili i in., 2006; Cossu i in., 2003; Erses i in., 2008]. Badania te dotyczyły określenia wpływu napowietrzania odpadów na skład odcieków z bioreaktorów. W literaturze przedmiotu jedynie w pracy [Hantsch i in., 2003] opisano wpływ zmiany intensywności napowietrzania na procesy zachodzące w odpadach. Dodatkowo nieliczni autorzy [Prantl i in., 2006; Slezak i in., 2010] opisują zmiany zachodzące w odciekach i powstającym biogazie po zakończeniu napowietrzania.

Celem pracy było przeprowadzenie doświadczalnej symulacji aerobowego składowiska odpadów komunalnych w specjalnie zaprojektowanych lizymetrach. Badano wpływ stałej i zmiennej szybkości napowietrzania na degradację materii organicznej podczas procesu aerobowego oraz na przebieg procesów anaerobowych po zakończeniu napowietrzania. Przeprowadzono także doświadczalną symulację składowiska anaerobowego w celu porównania uzyskanych wyników.

Materiały i metody

Symulację doświadczalną aerobowego i anaerobowego składowiska odpadów przeprowadzono w lizymetrach o objętości roboczej 15 dm^3 . Lizymetry były wyposażone w układ do napowietrzania, recyrkulacji odcieków oraz do analizy powstającego gazu. W lizymetrach oznaczonych symbolami B1 i B2 symulowano składowisko aerobowe, a w lizymetrze AN składowisko anaerobowe. Odpady w lizymetrach B1 i B2 napowietrzano przez 122 doby, przy czym napowietrzanie rozpoczynano w 8 dobie po załadunku lizymetrów. Szybkość napowietrzania odpadów w lizymetrze B1 była stała i wynosiła $14,1 \text{ dm}^3 \cdot \text{kgSM}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, natomiast w lizymetrze B2 zastosowano zmienną szybkość napowietrzania, która od startu do 19 doby procesu wynosiła $14,1 \text{ dm}^3 \cdot \text{kgSM}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, od 19 do 39 doby – $10,6 \text{ dm}^3 \cdot \text{kgSM}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, od 39 do 56 doby – $7,06 \text{ dm}^3 \cdot \text{kgSM}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ oraz od 56 do 122 doby – $3,53 \text{ dm}^3 \cdot \text{kgSM}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Po zakończeniu napowietrzania analizowano także skład odcieków oraz ilość i skład powstającego gazu przez kolejne 43 doby. Równoległe do procesów aerobowych prowadzono proces anaerobowy w celu porównania uzyskanych wyników. Szybkość recyrkulacji odcieków we wszystkich lizymetrach była jednakowa i wynosiła $0,040 \text{ dm}^3 \cdot \text{kgSM}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$.

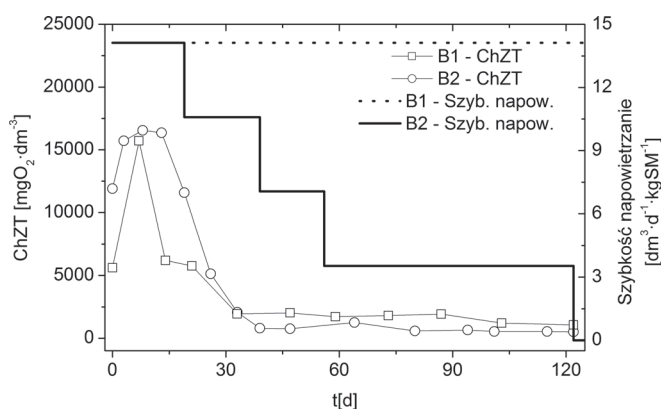
Odpady umieszczone w lizymetrach odwzorowywały skład odpadów dla miasta Łodzi, które zawierały: materię organiczną (28%), papier (19%), tworzywa sztuczne (12%), tekstylia (4%), kompost (27%), inne nieorganiczne (10%). Sucha masa odpadów załadowanych do lizymetrów wynosiła 3,4 kilograma.

Podczas doświadczalnej symulacji składowiska odpadów w odciekach z lizymetrów analizowano poziom chemicznego zapotrzebowania na tlen (ChZT) metodą dwuchromianową [APHA Standard Methods, 1992]. W gazie wylotowym mierzono stężenie CO_2 , CH_4 i O_2 (LMS Gas Data) oraz ilość powstającego gazu [Ritter, type TG01/05].

Wyniki

Podczas napowietrzania

Zmiany zawartości materii organicznej w odciekach z lizymetrów określano za pomocą wskaźnika chemicznego zapotrzebowania na tlen (ChZT). Na rys. 1 przedstawiono zmiany ChZT podczas napowietrzania lizymetrów B1 i B2. Podczas pierwszych 7 dobie napowietrzania zaobserwowano wzrost wskaźnika ChZT do wartości 15700 i 16500 $\text{mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ odpowiednio w lizymetrze B1 i B2. W kolejnych dobach procesu następowało zmniejszanie się wartości tego wskaźnika w obu lizymetrach.

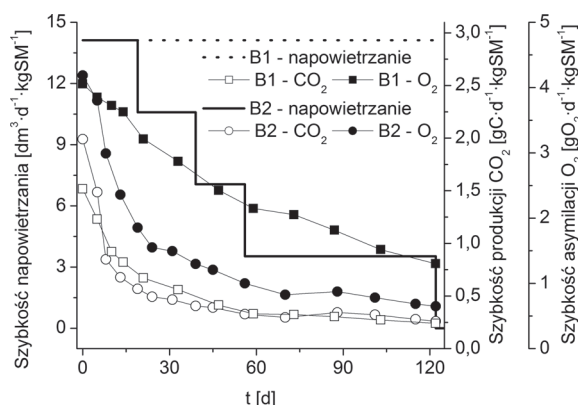


Rys. 1. Zmiany wskaźnika ChZT w odciekach z lizymetrów B1 i B2

Zastosowanie malejącej szybkości napowietrzania powodowało, że wartości wskaźnika ChZT w odciekach z lizymetru B2 były nieznacznie niższe niż z lizymetru B1, który był napowietrzany ze stałą szybkością. Po 122 dobach napowietrzania wartość wskaźnika ChZT w odciekach z lizymetrów B1 i B2 wynosiła odpowiednio 1060 i 510 $\text{mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$. Mniejsze wartości ChZT w odciekach z lizymetru B2 mogły być spowodowane mniejszą szybkością hydrolizy w wyniku ograniczonej ilości O_2 doprowadzanego do odpadów.

Porównywalną wartość wskaźnika ChZT uzyskano w pracy [Cossu i in., 2003] po 120 dobach napowietrzania odpadów ze stałą szybkością.

Podczas aerobowej degradacji odpadów mierzono także ilość i skład gazu wylotowego z lizymetrów. Na rys. 2 przedstawiono zmiany szybkości produkcji CO_2 i asymilacji O_2 podczas napowietrzania lizyme-

Rys. 2. Wpływ napowietrzania na szybkość produkcji CO_2 i asymilacji O_2 w lizymetrach B1 i B2

trów B1 i B2. Zmniejszanie szybkości napowietrzania w lizymetrze B2 nie wpływało na produkcję CO₂ w porównaniu do lizymetru B1, który był napowietrzany ze stałą szybkością. Podczas pierwszych 15 dób napowietrzania zaobserwowano szybkie obniżanie produkcji CO₂ (w lizymetrach B1 i B2), co było spowodowane intensywnie zachodzącymi procesami. W kolejnych dobach nastąpiło powolne zmniejszenie szybkości produkcji CO₂. Po 122 dobach napowietrzania szybkość produkcji CO₂ z lizymetru B1 i B2 wynosiła odpowiednio 0,240 i 0,259 gC·kgSM⁻¹·d⁻¹.

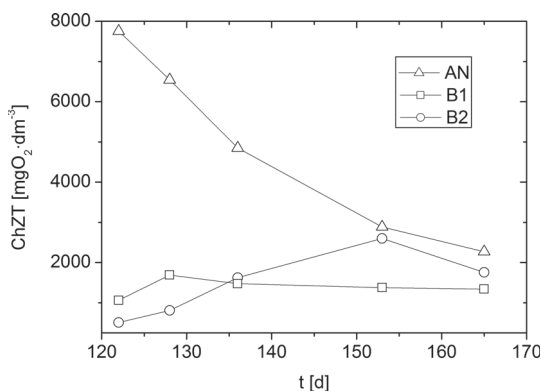
Natomiast sposób napowietrzania miał wpływ na ilość asymilowanego O₂ w lizymetrach B1 i B2 (Rys. 2). Początkowa szybkość asymilacji O₂ w lizymetrach B1 i B2 wynosiła odpowiednio 4,08 i 4,18 gO₂·kgSM⁻¹·d⁻¹. W lizymetrze B1 przez okres 122 dób napowietrzania obserwowano stopniowe zmniejszanie się szybkości asymilacji O₂. Natomiast w lizymetrze B2, szybkość asymilacji O₂ podczas pierwszych 15 dób procesu napowietrzania malała bardzo intensywnie. Szybkość asymilacji O₂ po 122 dobach napowietrzania lizymetrów B1 i B2 wynosiła odpowiednio 0,67 i 1,30 gO₂·kgSM⁻¹·d⁻¹. Mniejsza szybkość asymilacji O₂ w lizymetrze B2 była prawdopodobnie wynikiem niższego stężenia O₂ w przestrzeni między odpadami niż w lizymetrze B1.

Obliczając ilość wyprodukowanego CO₂ i zasymilowanego O₂ podczas 122 dób procesu zaobserwowano, że z lizymetru B2 uwolniło się o 3,17% więcej CO₂ niż z lizymetru B1. Natomiast ilość zasymilowanego O₂ w lizymetrze B1 była 1,8 razy większa niż w lizymetrze B2.

Ilości wyprodukowanego CO₂ uzyskane w tej pracy (B1 – 54,9 i B2 – 56,6 gC·kgSM⁻¹) były zbliżone do wartości, które otrzymał [Cossu R. i in., 2003]. Po 120 dobach procesu aerobowego ilość wyprodukowanego CO₂ wynosiła 61 gC·kgSM⁻¹.

Po zakończeniu napowietrzania

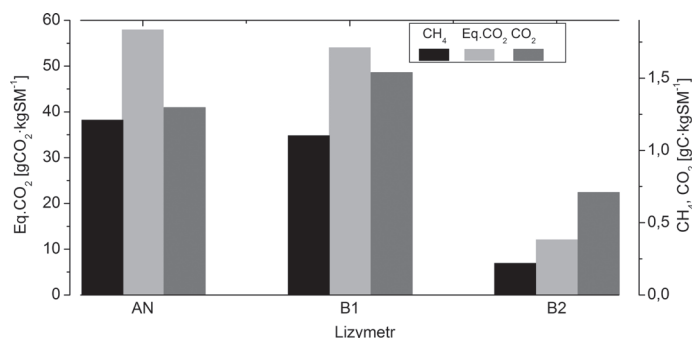
Po zakończeniu napowietrzania w lizymetrach analizowano zmiany składu odcieków oraz zmiany ilości i składu produkowanego gazu przez kolejne 43 doby. Na rys. 3 przedstawiono zmiany wskaźnika ChZT po zakończeniu napowietrzania lizymetrów B1 i B2 oraz z lizymetru anaerobowego AN. W lizymetrze B2 wartość wskaźnika ChZT w 43 dobie po zakończeniu napowietrzania była o 243% wyższa niż w momencie zakończenia napowietrzania. Natomiast w lizymetrze B1 wartość wskaźnika ChZT była większa o 26,3%. Wtłaczanie mniejszej ilości powietrza do lizymetru B2 spowodowało, że po zakończeniu napowietrzania wystąpił większy przyrost ChZT niż w lizymetrze B1, do którego wtłaczono większe ilości powietrza.



Rys. 3. Zmiany wskaźnika ChZT w odciekach z lizymetrów B1 i B2 po zakończeniu napowietrzania i lizymetru anaerobowego AN

Wskaźnik ChZT w odciekach z lizymetru anaerobowego AN systematycznie malał, ale jego wartości były wyższe niż te z lizymetrów B1 i B2.

Na podstawie analizy ilości i składu gazu obliczono ilość CH₄ i CO₂ jaka powstaje w ciągu 43 dób po zakończeniu napowietrzania z lizymetrów B1 i B2 oraz dla porównania z lizymetru AN (Rys. 4). Obliczono, że z lizymetru B2 uwolniło się o 53,8 i 80,3% mniej CO₂ i CH₄ niż z lizymetru B1, który był napowietrzany ze stałą szybkością. Mniejsza ilość powstałego CO₂ i CH₄ w lizymetrze B2 w porównaniu do lizymetru B1 mogła być wynikiem lepszej stabilizacji odpadów podczas napowietrzania.



Rys. 4. Zestawienie ilości wyprodukowanego CO₂ i CH₄ po zakończeniu napowietrzania lizymetrów B1 i B2 oraz lizymetru anaerobowego AN

Porównując ilości powstałego CO₂ i CH₄ z lizymetrów aerobowych i anaerobowych zaobserwowano, że z lizymetru anaerobowego AN wydzieliło się o 8,94% więcej CH₄ i o 18,7% mniej CO₂ niż z lizymetru B1. Natomiast znaczące ograniczenie emisji CO₂ i CH₄ (o 45,2% CO₂ i 82,1% CH₄) w porównaniu do lizymetru anaerobowego AN stwierdzono w lizymetrze B2.

Wnioski

Przeprowadzone badania doświadczalnej symulacji składowiska aerobowego i anaerobowego w lizymetrach wskazują, że zastosowanie stałej i zmiennej szybkości napowietrzania nie miało znaczącego wpływu na uzyskiwane wartości wskaźnika ChZT w odciekach.

Analizując powstający gaz stwierdzono, że z lizymetru napowietrzanego ze stałą szybkością uwolniło się o 3,17% mniej CO₂ niż z lizymetru ze zmniejszającą się szybkością napowietrzania. Natomiast ilość zasymilowanego O₂ w lizymetrze napowietrzonym ze stałą szybkością była 1,8 razy większa niż w lizymetrze napowietrzonym ze zmniejszającą się szybkością.

Wartości wskaźnika ChZT w odciekach z lizymetru anaerobowego były większe niż z lizymetrów po zakończeniu napowietrzania. W lizymetrze, który był napowietrzany ze stałą szybkością zaobserwowano, że wzrost wartości wskaźnika ChZT był mniejszy niż w lizymetrze, który był napowietrzany ze zmniejszającą się szybkością.

Zmniejszanie szybkości napowietrzania powodowało ograniczenie emisji metanu po zakończeniu napowietrzania w porównaniu do lizymetru napowietrzanego ze stałą szybkością.

LITERATURA

- APHA-AWWA-WPCF, 1992. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 18th ed. American Public Health Association, Washington, D.C. USA.
- Bilgili M., Demir A., Ozkaya B., 2006. Quality and quantity of leachate in aerobic pilot-scale landfills. *Environ. Management*, **38**, nr 2, 189-196. DOI: 10.1007/s00267-005-0179-1
- Cossu R., Raga R., Rossetti D., 2003. The PAF model: an integrated approach for landfill sustainability. *Waste Management*, **23**, nr 1, 37-44. DOI: 10.1016/S0956-053X(02)00147-2
- Erses A.S., Onay T.T., Yenigun O., 2008. Comparison of aerobic and anaerobic degradation of municipal solid waste in bioreactor landfills. *Bioresour. Technol.*, **99**, nr 13, 5418-5426. DOI: 10.1016/j.biortech.2007.11.008
- Hantsch, S., Michalzik, B., Bilitewski, B., 2003. Different intensities of aeration and their effect on contaminant emission via leachate pathway from old landfill waste – a laboratory scale study. *Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*. Margherita di Pula, Italy; 6-10 October 2003, CD ROM Proceedings.
- Prantl R., Tesar M., Huber-Humer M., Lechner P., 2006. Changes in carbon and nitrogen pool during in-situ aeration of old landfills under varying conditions. *Waste Management*, **26**, nr 4, 373-380. DOI: 10.1016/j.wasman.2005.11.010
- Slezak R., Krzysiek L., Ledakowicz S., 2010. The influence of aeration rate on production of leachate and biogas in aerobic landfills. *Environ. Eng. III*, Ed. by Pawłowski A., CRC Press, London, 331-338.

Pracę wykonano w ramach grantu promotorskiego 7645/B/H03/2011/40, finansowanego przez Narodowe Centrum Nauki w Krakowie.