

Radosław ŚLĘZAK, Liliana KRZYTEK, Stanisław LEDAKOWICZ

e-mail: slezakr@gmail.com

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

Kinetyka aerobowego rozkładu materii organicznej w odpadach komunalnych

Wstęp

Konwencjonalne anaerobowe składowiska odpadów produkują biogaz i odcieki przez długi okres czasu. Biogaz składa się głównie z metanu i ditlenku węgla, gazów, przyczyniających się do zwiększenia efektu cieplarnianego (GWP metanu jest 21 razy większy niż ditlenku węgla). Wytwarzany biogaz z odpadów może być wykorzystywany do produkcji energii przez około 20 lat. Po tym okresie następuje powolna produkcja biogazu, która może trwać nawet przez 100 lat. Przyspieszenie rozkładu materii organicznej oraz ograniczenie emisji resztkowego metanu do środowiska można uzyskać poprzez zmianę warunków w składowisku z anaerobowych na aerobowe, wprowadzając powietrze do masy odpadów. W warunkach aerobowych materia organiczna jest rozkładana do ditlenku węgla i wody. W ostatnich latach dużo uwagi poświęca się składowiskom aerobowym [1–3]. Badania dotyczą przede wszystkim określenia wpływu szybkości napowietrzania i recyrkulacji odcieków na procesy zachodzące w aerobowym składowisku. Istnieje niewiele prac dotyczących opisu matematycznego przebiegu procesu aerobowej degradacji materii organicznej zawartej w odpadach.

Celem pracy było porównanie przebiegu procesów zachodzących w aerobowym i anaerobowym składowisku odpadów oraz zaproponowanie modelu matematycznego opisującego produkcję ditlenku węgla oraz asymilację tlenu w warunkach aerobowych.

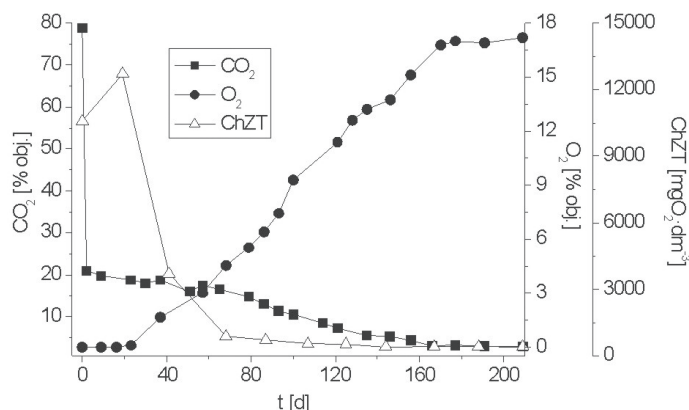
Materiały i metody

Badania doświadczalne przeprowadzono w dwóch lizymetrach o objętości roboczej 15 dm³. Lizymetr M1 napowietrzano przez 209 dni z szybkością 2 dm³·h⁻¹, przy czym napowietrzanie rozpoczynano po 8 dniach od załadunku. Dla porównania przebiegu procesów aerobowych z anaerobowymi, w lizymetrze M2 symulowano składowisko anaerobowe. W lizymetrach odcieki recyrkulowano raz dziennie, przy czym w lizymetrze M1 przez 5 minut z objętościowym natężeniem przepływu równym 0,91 cm³·s⁻¹, a w lizymetrze M2 przez 15 minut z objętościowym natężeniem przepływu równym 1 cm³·s⁻¹. Lizymetry załadowano modelowym składem odpadów, który był zbliżony do składu stałych odpadów komunalnych z miasta Łodzi [4]. Podczas symulacji przebiegu procesów degradacji odpadów w lizymetrach określano następujące wskaźniki obciążenia organicznego w odciekach: chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT) oraz ogólny węgiel organiczny (OWO). W gazie wylotowym z lizymetrów M1 i M2 mierzono stężenia: metanu (CH₄), ditlenku węgla (CO₂) oraz tlenu (O₂). W lizymetrze M2 mierzono dodatkowo ilość powstającego biogazu.

Wyniki i dyskusja

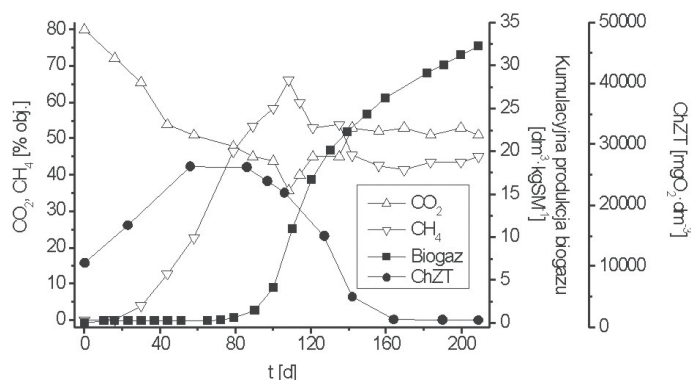
Porównanie procesów aerobowych i anaerobowych

Na rys. 1 przedstawiono zmiany stężenia ditlenku węgla oraz tlenu w gazie wylotowym oraz wskaźnika ChZT odcieków podczas prowadzonego procesu w lizymetrze aerobowym M1. Początkowo, gdy stężenie tlenu w gazie wylotowym wynosiło zero, wartość wskaźnika ChZT wzrosła. Po 20 dniach napowietrzania odpadów w lizymetrze odnotowano zwiększającą się obecność tlenu w gazie wylotowym i jednocześnie obniżenie wartości wskaźnika ChZT. W 68. dniu napowietrzania wartość ChZT zmniejszyła się do wartości 900 mgO₂·dm⁻³. W gazie wylotowym nie stwierdzono obecności metanu. Stopień degradacji ChZT podczas napowietrzania odpadów wyniósł 96%.



Rys. 1. Zmiany składu gazu wylotowego oraz ChZT w lizymetrze M1

Podczas symulacji składowiska anaerobowego zaobserwowano występowanie fazy kwaśnej i metanowej. Na rys. 2 przedstawiono zmiany składu gazu wylotowego oraz wskaźnika ChZT odcieków w lizymetrze anaerobowym M2. W fazie kwaśnej nie występowała produkcja biogazu, a wskaźnik ChZT wzrósł do wartości 26000 mgO₂·dm⁻³. Przejście z fazy kwaśnej do fazy metanowej zaobserwowano w 80. dniu prowadzenia symulacji anaerobowego składowiska. Rozpoczęcie fazy metanowej wywołało produkcję biogazu oraz zmniejszanie się wartości wskaźnika obciążenia organicznego ChZT. Po 209 dniach prowadzenia symulacji składowiska anaerobowego wartości wskaźnika ChZT zmalała do 1150 mgO₂·dm⁻³, a stopień redukcji ChZT wyniósł 89,2%. Średnie stężenie metanu i ditlenku węgla w fazie metanowej wynosiło około 50% obj.



Rys. 2. Zmiany składu gazu wylotowego oraz ChZT w lizymetrze M2

Model składowiska aerobowego

Zaproponowany model opisujący przebieg procesu degradacji materii organicznej w składowisku aerobowym składa się z układu pięciu równań różniczkowych. Równanie różniczkowe (1) opisuje szybkość zmian stężenia biodegradowalnego węgla organicznego w odpadach.

$$\frac{dS}{dt} = -k_1 S \quad (1)$$

gdzie:

k_1 – stała szybkości rozkładu biodegradowalnego węgla organicznego zawartego w odpadach [d⁻¹],

S – stężenie biodegradowalnego węgla organicznego w odpadach [gC·kgSM⁻¹].

Równanie różniczkowe (2) opisuje szybkość zmian stężenia węgla organicznego w odciekach. Pierwszy człon równania opisuje zmiany zawartości węgla organicznego w odciekach na skutek hydrolizy biodegradowalnego węgla organicznego zawartego w odpadach. Drugi człon równania opisuje zużywanie węgla organicznego w odciekach przez mikroorganizmy.

$$\frac{dT}{dt} = k_1 S - \frac{\mu_{\max}}{Y_{XT}} \frac{T}{K_S + T} X \quad (2)$$

gdzie:

T – stężenie węgla organicznego w odciekach [$\text{gC} \cdot \text{kgSM}^{-1}$],

μ_{\max} – maksymalna właściwa szybkość wzrostu mikroorganizmów [d^{-1}],

Y_{XT} – współczynnik wydajności tworzenia biomasy z węgla organicznego zawartego w odciekach [$\text{gC} \cdot \text{gC}^{-1}$],

K_S – stała saturacji [$\text{gC} \cdot \text{kgSM}^{-1}$],

X – stężenie mikroorganizmów w odpadach [$\text{gC} \cdot \text{kgSM}^{-1}$].

Równanie różniczkowe (3) opisuje szybkość produkcji ditlenku węgla podczas napowietrzania odpadów

$$\frac{dD}{dt} = Y_{D/T} \frac{\mu_{\max}}{Y_{XT}} \frac{T}{K_S + T} X \quad (3)$$

gdzie:

D – ilość powstającego ditlenku węgla [$\text{gC} \cdot \text{kgSM}^{-1}$],

$Y_{D/T}$ – współczynnik wydajności określający ilość produkowanego ditlenku węgla przez mikroorganizmy [$\text{gC} \cdot \text{gC}^{-1}$].

Równanie różniczkowe (4) opisuje szybkość asymilacji tlenu podczas napowietrzania.

$$\frac{dO}{dt} = \frac{\mu_{\max}}{Y_{X/O}} \frac{T}{K_S + T} X \quad (4)$$

gdzie:

O – ilość zasymilowanego tlenu w odpadach [$\text{gO}_2 \cdot \text{kgDM}^{-1}$],

$Y_{X/O}$ – współczynnik wydajności tworzenia biomasy drobnoustrojów w odniesieniu do ilości asymilowanego tlenu [$\text{gC} \cdot \text{gO}_2^{-1}$].

Równanie różniczkowe (5) opisuje szybkość zmian stężenia mikroorganizmów w odpadach podczas napowietrzania.

$$\frac{dX}{dt} = (1 - Y_{D/T}) \frac{\mu_{\max}}{Y_{XT}} \frac{T}{K_S + T} X - k_d X \quad (5)$$

gdzie: k_d – stała szybkości zamierania mikroorganizmów [d^{-1}].

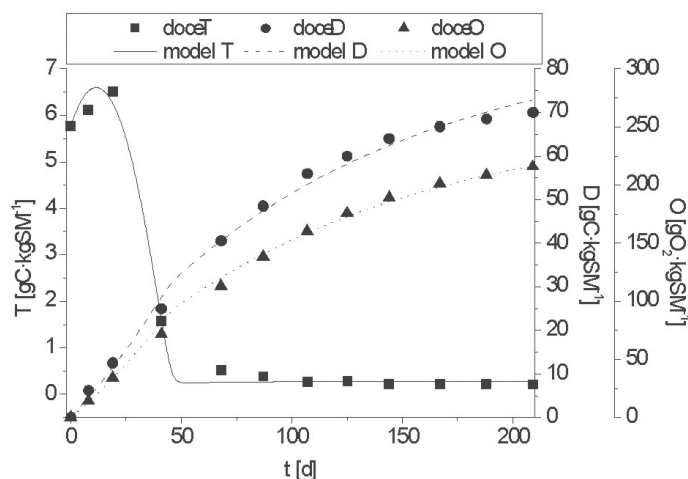
Dopasowanie modelu kinetycznego do danych doświadczalnych oraz estymację parametrów kinetycznych przeprowadzono w programie *Easyfit* (Shitkowski, Niemcy). W tab. 1 przedstawiono wartości stałych kinetycznych uzyskanych w wyniku dopasowania modelu do danych doświadczalnych.

Tab. 1. Wartości stałych kinetycznych

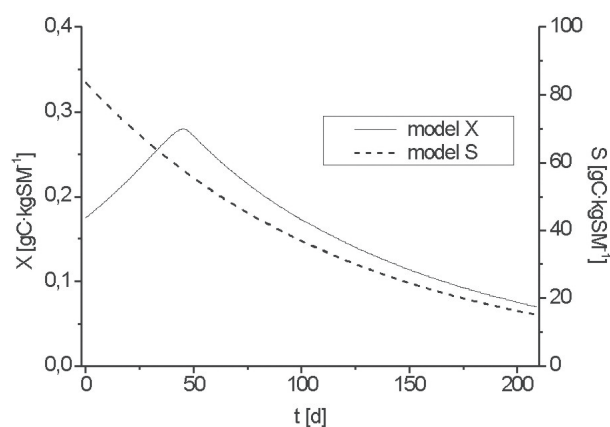
k_1	d^{-1}	$8,188 \cdot 10^{-3}$
μ_{\max}	d^{-1}	2,666
K_S	$\text{gC} \cdot \text{kgSM}^{-1}$	0,2249
Y_{XT}	$\text{gC} \cdot \text{gC}^{-1}$	0,83018
$Y_{D/T}$	$\text{gC} \cdot \text{gC}^{-1}$	0,9852
$Y_{X/O}$	$\text{gC} \cdot \text{gO}_2^{-1}$	0,2838
k_d	d^{-1}	$3,441 \cdot 10^{-2}$
X_0	$\text{gC} \cdot \text{kgSM}^{-1}$	0,1754
S_0	$\text{gC} \cdot \text{kgSM}^{-1}$	83,57
Odchylenia	–	$8,01 \cdot 10^{-4}$

Na rys. 3 przedstawiono dopasowanie modelu do danych doświadczalnych. Zaproponowany model dobrze opisuje dane doświadczalne. Minimalne odchylenie było liczone jako suma kwadratów danych doświadczalnych od dopasowanej funkcji, dzielona przez sumę kwadratów wartości doświadczalnych wyniosło $8,01 \cdot 10^{-4}$.

Na rys. 4 przedstawiono modelowy przebieg zmian stężenia mikroorganizmów w odpadach oraz biodegradowalnego węgla organicznego w odpadach. Podczas pierwszych 50 dni napowietrzania nastąpił wzrost stężenia mikroorganizmów, a w dalszej części procesu spadek ich stężenia, związany z wyczerpywaniem się dostępnych składników pokarmowych.



Rys. 3. Dopasowanie modelu do danych doświadczalnych z lizymetru M1



Rys. 4. Zmiany stężenia mikroorganizmów i węgla organicznego w odpadach dla lizymetru M1

Wnioski

Podczas symulacji składowiska aerobowego stwierdzono początkowo wzrost, a następnie zmniejszenie wartości wskaźnika ChZT do wartości $900 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$. Stopień redukcji tego wskaźnika wyniósł 96%.

Podczas symulacji składowiska anaerobowego obserwowano występowanie fazy kwaśnej i metanowej. W fazie kwaśnej stwierdzono wzrost wskaźnika ChZT do wartości $26000 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ przy braku produkcji biogazu. Po przejściu z fazy kwaśnej do metanowej, obniżeniu wartości wskaźnika ChZT towarzyszyła produkcja biogazu.

Zaproponowany model matematyczny aerobowej degradacji materii organicznej w składowisku aerobowym, składający się z układu pięciu równań różniczkowych, dobrze opisuje zmiany zawartości węgla organicznego w odciekach oraz zmiany ilości produkowanego ditlenku węgla i asymilowanego tlenu. Symulacja zmian stężenia mikroorganizmów wskazuje początkowy przyrost stężenia mikroorganizmów, a następnie ich spadek.

LITERATURA

- [1] M. Bilgili, A. Demir, B. Ozkaya: J. Hazard. Mater. **143**, 177 (2007).
- [2] S.E. Borglin, T.C. Hazen, C.M. Oldenburg, P.T. Zawislanski: J. Air Waste Management Assoc. **54**, 815 (2004).
- [3] A.S. Erses, T.T. Onay, O. Yenigun: Bioresour. Technol. **99**, 5418 (2008).
- [4] S. Ledakowicz, K. Kaczorek: Waste Manage. Res. **22**, 149 (2004).

Autorzy składają podziękowania Ministerstwu Nauki i Szkolnictwa Wyższego za wsparcie finansowe badań w ramach projektu badawczego nr PBZ MEiN 3/2/2006 oraz Marcinowi Bizukoję za możliwość wykonania obliczeń w programie Easy-fit.