
PRACE

**Instytutu Ceramiki
i Materiałów Budowlanych**

Scientific Works
of Institute of Ceramics
and Building Materials

Nr 18
(lipiec–wrzesień)

Prace są indeksowane w BazTech i Index Copernicus
ISSN 1899-3230

Rok VII

Warszawa–Opole 2014

GRZEGORZ SIEMIĄTKOWSKI*
ALFRED NOLEPA**
PRZEMYSŁAW ŁACH***
KATARZYNA KIPRIAN****

Potencjał biogazu z odpadów komunalnych i wpływ mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów na jego ograniczenie

Słowa kluczowe: odpady komunalne, potencjał biogazu, metan, mechaniczno-biologiczne przetwarzanie odpadów, ograniczenie emisji metanu z odpadów.

W artykule przedstawiono roczne emisje gazów cieplarnianych, wśród których szczególną uwagę zwrócono na problem wzrostu emisji metanu ze składowania odpadów. Metan – oprócz tego, że jego niekontrolowana emisja negatywnie wpływa na zmiany klimatu – jest gazem bardzo wartościowym energetycznie. Scharakteryzowano właściwości energetyczne metanu oraz jego zawartość w biogazie z odpadów. Oszacowano potencjał biogazu z nieprzetworzonych odpadów komunalnych oraz na podstawie przeprowadzonych badań określono wpływ procesów mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów na jego ograniczenie. Zwrócono również uwagę na efektywność energetyczną biologicznego przetwarzania odpadów w procesie tlenowym i beztlenowym.

1. Wprowadzenie

Przyjmuje się, że główną przyczyną ocieplenia klimatu jest działalność człowieka i związana z nią emisja tzw. gazów cieplarnianych (gazów antropogenicznych), do których zaliczono:

* Dr inż., Instytut Ceramiki i Materiałów Budowlanych w Warszawie, Oddział Inżynierii Procesowej Materiałów Budowlanych w Opolu, g.siemiatkowski@icimb.pl

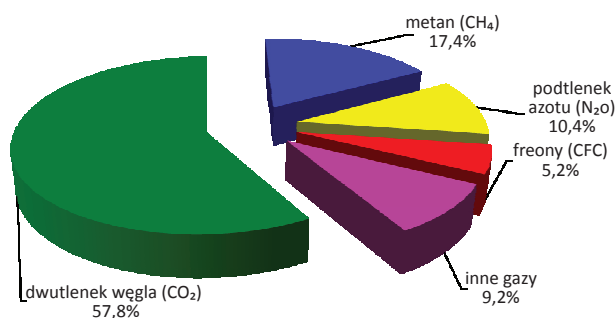
** Inż., Instytut Ceramiki i Materiałów Budowlanych w Warszawie, Oddział Inżynierii Procesowej Materiałów Budowlanych w Opolu, a.nolepa@icimb.pl

*** Mgr inż., Instytut Ceramiki i Materiałów Budowlanych w Warszawie, Oddział Inżynierii Procesowej Materiałów Budowlanych w Opolu, p.lach@icimb.pl

**** Mgr inż., Instytut Ceramiki i Materiałów Budowlanych w Warszawie, Oddział Inżynierii Procesowej Materiałów Budowlanych w Opolu, k.kiprian@icimb.pl

- dwutlenek węgla (CO_2),
- metan (CH_4),
- podtlenek azotu (N_2O),
- freony (CFC),
- inne gazy.

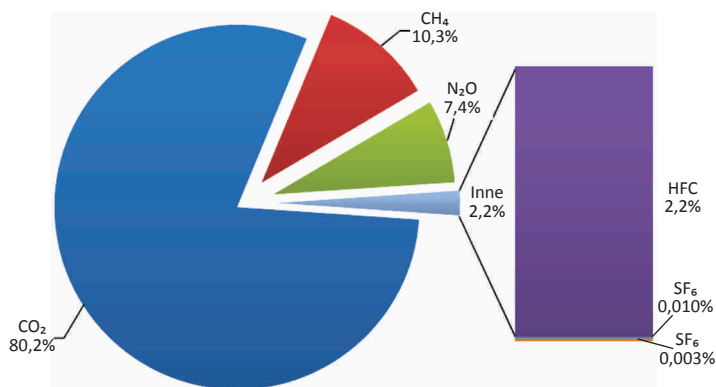
Globalne roczne emisje poszczególnych antropogenicznych gazów cieplarnianych przedstawiono na rycinie 1.



Ryc. 1. Globalne roczne emisje antropogenicznych gazów cieplarnianych [1]

Ze względu na ponad 17% udział w rocznej globalnej emisji antropogenicznych gazów cieplarnianych oraz 21-krotnie wyższą od dwutlenku węgla efektywność pochłaniania promieniowania długofalowego, metan jest postrzegany jako drugi po dwutlenku węgla gaz mający największy wpływ na ocieplenie klimatu Ziemi.

W Polsce antropogeniczna emisja metanu w 2012 r. wyniosła 1960,27 Gg, co stanowi 10,3% całkowitej emisji gazów cieplarnianych spowodowanych działalnością człowieka (ryc. 2) [2].

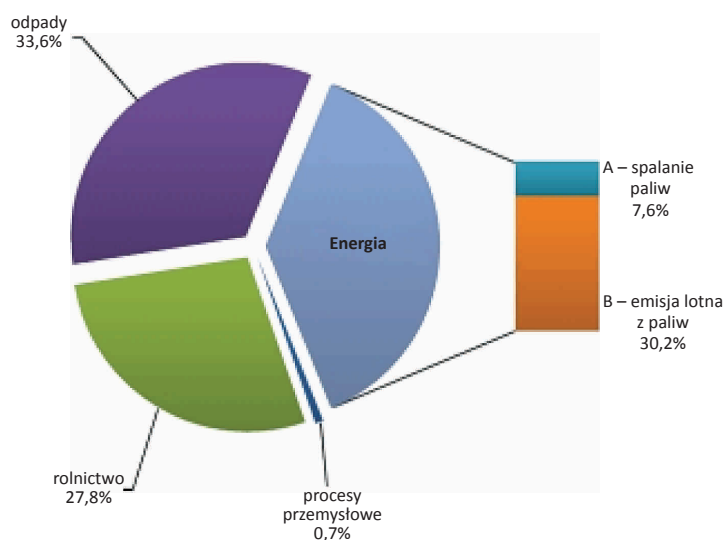


Ryc. 2. Emisja antropogenicznych gazów cieplarnianych w Polsce w 2012 r. [2]

Głównymi źródłami emisji metanu są następujące kategorie:

- rolnictwo,
- emisja lotna z paliw,
- odpady.

Udział poszczególnych komponentów antropogenicznej emisji metanu w Polsce w 2012 r. przedstawiono na rycinie 3.



Ryc. 3. Udział komponentów w antropogenicznej emisji metanu w Polsce w 2012 r. [2]

Przez emisję metanu (CH_4) z kategorii „odpady” rozumie się emisję z gospodarki ściekami, która w 2012 r. wyniosła 12,8% krajowej emisji metanu, oraz emisję ze składowisk odpadów, stanowiącą w tym samym roku ok. 20,8% krajowej emisji metanu. O ile w 2012 r. całkowita antropogeniczna emisja metanu w Polsce była niższa o 23,3% w porównaniu do 1988 r. (tzw. roku bazowego), to w kategorii odpady w tym samym czasie emisja wzrosła o 19,41% [2].

Państwa Unii Europejskiej, zgodnie ze stosownymi dyrektywami Parlamentu Europejskiego i Rady [3–5], są zobowiązane do ograniczania emisji metanu, w tym również emisji metanu ze składowania odpadów. Metan – oprócz tego, że jego niekontrolowana emisja negatywnie wpływa na zmiany klimatu – jest gazem bardzo wartościowym energetycznie. Podejmując wysiłki związane z ograniczaniem emisji metanu ze składowania odpadów, warto zatem połączyć je z możliwością wykorzystania jego potencjału energetycznego.

2. Metan – główny składnik biogazu

W wyniku procesu beztlenowego rozkładu (fermentacji metanowej) biomasy lub biodegradowalnej frakcji odpadów przez mikroorganizmy powstaje biogaz. W prawodawstwie Unii Europejskiej definicja biogazu została określona w Dyrektywie Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/28/WE [6] z dnia 23 kwietnia 2009 r. w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych, zmieniająca i w następstwie uchylająca Dyrektywy 2001/77/WE [7] oraz 2003/30/WE [8]. Stanowi ona, że biogaz jest gazem pochodzącym ze składowisk odpadów, oczyszczalni ścieków i ze źródeł biologicznych, który produkowany jest z biomasy i/lub z części odpadów ulegającej biodegradacji, może być oczyszczony do poziomu odpowiadającego jakości gazu ziemnego do zastosowania jako biopaliwo lub gaz opałowy.

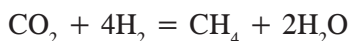
Biogaz stanowi mieszaninę metanu (CH_4) i dwutlenku węgla (CO_2) oraz niewielkich ilości siarkowodoru, amoniaku, azotu, tlenu, wodoru i innych substancji. Najczęściej występujący skład biogazu przedstawiono w tabeli 1 [9].

Tabela 1

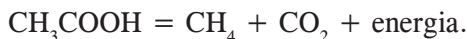
Typowy skład biogazu [9]

Substancja/związek	Przedział zawartości	Średnia zawartość
Metan (CH_4)	40–80%	65%
Dwutlenek węgla (CO_2)	25–50%	35%
Siarkowódor (H_2S)	20–20000 ppm	
Amoniak (NH_3)	5–10000 ppm	
Para wodna (H_2O)	2–7%	
Azot (N_2)	< 2%	
Tlen (O_2)	< 2%	
Wodór (H_2)	< 1%	

Głównym składnikiem biogazu jest metan. Powstaje on głównie w procesie redukcji dwutlenku węgla wodorem:



oraz z metabolicznego rozkładu kwasu octowego:



Metan jest gazem palnym. Podczas jego spalania tworzy się dwutlenek węgla i woda. W wyniku tej reakcji z 1 m³ metanu otrzymuje się ok. 1,6 kg wody w postaci pary. Do spalania 1 m³ metanu potrzebne jest ok. 10 m³ powietrza [10]. Metan zmieszany z powietrzem tworzy groźną mieszaninę wybuchową. Dolna granica wybuchowości wynosi 5:100, a górna 15:100. Ciepło spalania metanu wynosi 55,53 MJ/kg, a jego wartość opałowa – 50,05 MJ/kg. W przypadku biogazu, jego wartość opałowa mieści się w granicach 18–24 MJ/m³ [11].

Zgodnie z normą PN-87/C-96001 biogaz jest kwalifikowany do 30 podgrupy gazów ziemnych [12], jeżeli występuje średnio 65% zawartość metanu w biogazie.

Zawartość metanu oraz dwutlenku węgla w biogazie zależy od składu biodegradowalnych substratów podlegających procesowi fermentacji. Zakładając całkowity rozkład substancji organicznej w procesie fermentacji, można określić, że [13]:

- z 1 kg węglowodanów uzyska się $456 \text{ dm}^3 \text{ CO}_2 + 453 \text{ dm}^3 \text{ CH}_4$,
- z 1 kg białek uzyska się $516 \text{ dm}^3 \text{ CO}_2 + 547 \text{ dm}^3 \text{ CH}_4$,
- z 1 kg tłuszczów - $449 \text{ dm}^3 \text{ CO}_2 + 1095 \text{ dm}^3 \text{ CH}_4$.

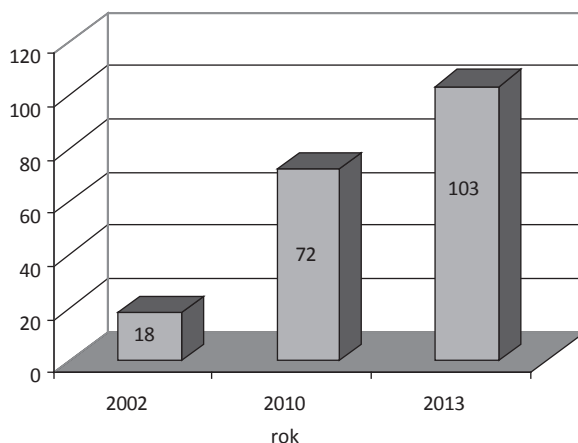
3. Potencjał metanu ze składowanych odpadów komunalnych w Polsce

Każdego roku w Polsce produkowanych jest średnio ok. 10 Tg niesegregowanych odpadów komunalnych, przy czym w grupie odpadów zmieszanych dominuje frakcja biodegradowalna (ponad 50%). Do niedawna gospodarka tymi odpadami w przeważającej większości polegała na ich unieszkodliwianiu poprzez deponowanie na składowiskach, gdzie następowała ich biodegradacja - a więc rozkład substancji organicznej w warunkach beztlenowych, czego efektem jest m.in. produkcja biogazu. W procesie utylizacji odpadów komunalnych tą metodą wyróżnić można pięć podstawowych faz biodegradacji: tlenową, acetogenezy, metanogenezy niestabilnej, metanogenezy stabilnej oraz fazę metanogenezy zanikającej [14]. Biogaz generowany jest w fazie beztlenowej procesu biodegradacji. Oszacowano, że w optymalnych warunkach z jednego Mg suchej masy nieprzetworzonych odpadów komunalnych może powstać ok. 400-500 m³ biogazu składowiskowego [15, 17]. Jednak ze względu na to, że przebieg fermentacji jest procesem złożonym i zależy od szeregu czynników (np. wilgotność, odczyn pH, zawartość substancji hamujących generację biogazu, czynniki atmosferyczne i klimatyczne), nie wszystkie odpady organiczne ulegają pełnemu rozkładowi. Bardzo wiele zależy również od sposobu prowadzenia samego procesu deponowania odpadów na składowisku. Gdy odpady składowane są płaskimi warstwami na stosunkowo dużej powierzchni, ze słabym zagęszczeniem i oszczędnym stosowaniem przekładki dziennej, następuje przedłużenie fazy tlenowego rozkładu biofrakcji odpadów, w trakcie której metan nie jest wytwarzany. W fazie tlenowego rozkładu generowany jest dwutlenek węgla. Postępujący rozkład frakcji organicznej w przedłużającej się fazie tlenowej stabilizacji odpadów powoduje ograniczenie późniejszego wytwarzania metanu w fazie beztlenowej. Przyjmuje się zatem, że rzeczywisty potencjał wydzielania się gazów z nieprzetworzonych zmieszanych odpadów komunalnych wynosi do 200 m³/Mg suchej masy, odpadów [15, 17].

Zakładając maksymalną wydajność biogazu na poziomie $200 \text{ m}^3/\text{Mg}$ suchej masy obliczono, że produkcja biogazu z biodegradowalnych odpadów w Polsce mogłaby wynieść 1 mld m^3 , co przy skromnym założeniu jedynie 50% zawartości metanu w uzyskanym biogazie przekłada się na teoretyczną ilość metanu wynoszącą 500 mln m^3 . Wartość opałowa metanu wynosi $36 \text{ MJ}/\text{m}^3$, a więc całkowity odzysk biogazu z odpadów biodegradowalnych oznaczałby uzysk 18 tys. TJ energii w skali kraju [16].

Proces biodegradacji odpadów na składowiskach trwa wiele lat, o czym świadczą wyniki pomiarów składu gazu składowiskowego, które wykazują intensywną produkcję biogazu jeszcze 10–15 lat po zakończeniu eksploatacji składowiska. W praktyce, w przypadku składowania odpadów, nie jest możliwe odzyskanie 100% wytworzonego biogazu; szacuje się, że jest to ok. 30–45% jego rzeczywistego potencjału. Oznacza to, że zasoby metanu ze składowisk odpadów komunalnych możliwe do wykorzystania mieszczą się w przedziale 135–145 mln m^3 rocznie, co jest równoważne 5220 TJ energii [17–18].

Pomimo wciąż wzrastającej liczby instalacji wykorzystujących biogaz składowiskowy do produkcji energii elektrycznej i/lub ciepłej, potencjał tego źródła energii jest w nieznanym stopniu wykorzystywany. Z danych Urzędu Regulacji Energetyki wynika, że w Polsce w 2010 r. istniały 72 instalacje służące do wykorzystania biogazu pochodzącego ze składowisk odpadów o łącznej mocy 39,86 MW. W roku 2013 liczba tego typu instalacji wzrosła do 103, o łącznej mocy 59,24 MW (ryc. 4) [19].



Ryc. 4. Liczba instalacji w Polsce wykorzystujących energetycznie biogaz składowiskowy [19]

4. Ograniczenie emisji metanu w wyniku mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów

W związku z koniecznością wywiązania się Polski z zobowiązań wobec Unii Europejskiej, które dotyczą ograniczenia ilości składowanych odpadów komunalnych oraz ograniczenia emisji gazów cieplarnianych ze składowania odpadów, w tej chwili jesteśmy świadkami zmiany modelu gospodarowania odpadami – z opartego na ich powszechnym składowaniu, na oparty o intensywne przetwarzanie odpadów komunalnymi przed składowaniem. Polska, wzorem Austrii i Niemiec, jako główny trend w zagospodarowaniu zmieszanych odpadów komunalnych, wytyczyła ich mechaniczno-biologiczne przetwarzanie.

Mechaniczno-biologiczne przetwarzanie odpadów polega w pierwszej fazie na mechanicznym przesiewaniu, sortowaniu, klasyfikacji i separacji mającej rozdzielić strumień zmieszanych odpadów komunalnych na frakcje, które da się wykorzystać materiałowo lub/i energetycznie oraz na frakcję ulegającą biodegradacji (ryc. 5).



Fot. Grzegorz Siemiątkowski.

Ryc. 5. Mechaniczne przetwarzanie odpadów: a – dostarczenie zebranych zmieszanych komunalnych odpadów do hali rozładunku, b – załadunek odpadów do leja zasypowego instalacji mechanicznego przetwarzania, c – mechaniczna separacja frakcji odpadów, d – sortowanie i klasyfikacja odpadów, e – odseparowana frakcja odpadów trafiająca do recyklingu, f – balast, czyli frakcja w większości ulegająca biodegradacji, trafiająca do biologicznego przetwarzania

Frakcja ulegająca biodegradacji poddawana jest drugiej fazie procesu, czyli przetwarzaniu biologicznemu. Polskie prawodawstwo w zakresie mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów dopuszcza prowadzenie procesów biologicznego przetwarzania zarówno w warunkach tlenowych, jak i beztlenowych [20]. Zgodnie z literą prawa polskiego, procesy biologicznego przetwarzania w warunkach tlenowych prowadzi się przez co najmniej 2 pierwsze tygodnie

w zamkniętym reaktorze lub hali z aktywnym napowietrzaniem, z zabezpieczeniem uniemożliwiającym przedostawanie się nieoczyszczonego powietrza procesowego do atmosfery, aż do czasu osiągnięcia parametru AT_4 poniżej $20 \text{ mgO}_2/\text{g s.m.}$ Dalszy etap tlenowego przetwarzania można prowadzić w regularnie przrzuconych pryzmach na otwartej przestrzeni, aż do czasu osiągnięcia wymagań dla stabilizatu określonych polskim prawodawstwem [20]. Na rycinie 6 przedstawiono przykłady instalacji (zamkniętych reaktorów, boksów i hali) do tlenowej stabilizacji odpadów.



Fot. Grzegorz Siemiątkowski.

Ryc. 6. Przykłady instalacji do tlenowej stabilizacji odpadów: a – stabilizacja tlenowa w kontenerach, b – stabilizacja tlenowa w reaktorach, c – stabilizacja tlenowa w boksach, d – stabilizacja tlenowa w hali

W przypadku biologicznego przetwarzania odpadów w warunkach beztlenowych wymagane jest, aby proces był dwustopniowy. Pierwszy stopień stanowi fermentacja mezofilowa prowadzona przez co najmniej 20 dni lub fermentacja termoforowa prowadzona przez co najmniej 12 dni. Drugi stopień to stabilizacja tlenowa przez okres co najmniej 2 tygodni w zamkniętym reaktorze lub w hali z aktywnym napowietrzaniem, z zabezpieczeniem uniemożliwiającym przedostawanie się nieoczyszczonego powietrza procesowego do atmosfery lub stabilizacja przez okres co najmniej 3 tygodni w pryzmach na otwartym terenie z regularnym przrzuconiem raz w tygodniu, aż do czasu osiągnięcia zapisanych w polskim prawodawstwie wymagań dla stabilizatu.

Zarówno w jednym, jak i w drugim przypadku – tlenowym i beztlenowym – celem procesu biologicznego przetwarzania odpadów jest ich możliwie szybka stabilizacja, w wyniku której rozkładowi ulegnie frakcja organiczna, która zostanie częściowo zmineralizowana, a częściowo przekształcona w nową bardziej trwałą frakcję organiczną (tzw. stabilizat) oraz ograniczona zostanie zdolność tej frakcji do dalszego rozkładu w procesie tlenowym i beztlenowym po zdeponowaniu na składowisku. Zatem efektem procesu mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów komunalnych jest redukcja masy i objętości odpadów dotychczas zdeponowanych na składowisku oraz ograniczenie emisji metanu (zaliczanego do gazów cieplarnianych), będącej wynikiem rozkładu frakcji organicznej odpadów. Zasadnicza różnica pomiędzy tymi procesami tkwi w możliwości czerpania zysku z biologicznego przetwarzania odpadów w postaci pozyskania z nich i energetycznego wykorzystania biogazu.

W procesie tlenowej stabilizacji odpadów produktem rozkładu frakcji organicznej jest głównie dwutlenek węgla. Patrząc zatem na ekonomikę procesu, należy zauważyć, że aby doprowadzić do rozkładu frakcji organicznej stabilizowanych tlenowo odpadów, które w efekcie końcowym zostaną w całości zdeponowane na składowisku, trzeba wykorzystać duże ilości energii związane z napowietrzaniem i nawilżaniem. W procesie tym z przetwarzanych odpadów nie czerpie się żadnych korzyści, a wręcz należy stwierdzić, że bezpowrotnie traci się potencjał energetyczny, jaki drzemie we frakcji biodegradowalnej odpadów komunalnych.

W przypadku procesu beztlenowej stabilizacji odpadów produktem rozkładu frakcji organicznej jest biogaz, którego głównym składnikiem jest metan. Podobnie jak w przypadku procesu tlenowego, proces beztlenowy również wymaga doprowadzenia energii, jednak w tym przypadku uzysk energii (cieplnej i elektrycznej), jaki powstaje ze spalania wytworzonego biogazu w jednostce kogeneracyjnej, zdecydowanie przekracza zapotrzebowanie energetyczne instalacji do beztlenowej stabilizacji (fermentacji) odpadów. Dzięki temu nadwyżka energii jest wykorzystywana na potrzeby innych węzłów technologicznych, w tym wymaganego drugiego etapu biologicznej obróbki, czyli stabilizacji tlenowej. Zatem, mając na uwadze ekonomikę procesu beztlenowego przetwarzania odpadów, należy stwierdzić, że jest on dużo bardziej efektywny, gdyż pozwala w pełni wykorzystać potencjał energetyczny drzemiący we frakcji biodegradowalnej odpadów komunalnych. Największą „wadą” procesu beztlenowej stabilizacji (wymagany proces dwustopniowy: I stopień – beztlenowy, II stopień – tlenowy) w porównaniu do stabilizacji tlenowej są wyższe koszty na poziomie inwestycyjnym.

Austriackie doświadczenia potwierdzone badaniami wykazują, że przy 8–12-tygodniowym biologicznym przetwarzaniu odpadów komunalnych produkcja gazów zmniejsza się o co najmniej 90–95% w stosunku do typowego składowania odpadów nieprzetworzonych [21].

Podobnie jak w laboratoriach austriackich, w opolskim Oddziale Instytutu Ceramiki i Materiałów Budowlanych także prowadzone są badania stabilizatorów określające poziom ich ustabilizowania zarówno w warunkach tlenowych (poprzez oznaczenie parametru AT_4), jak i beztlenowych (poprzez określenie jednostkowego potencjału biogazu w okresie 21 dni – oznaczenie parametru GS_{21}). Takiej łącznej analizie poddano tlenowo stabilizowane zmieszane odpady komunalne pochodzące z 9 instalacji mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów. Do badań wybrane zostały instalacje reprezentujące różne technologie mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów:

- pryzmowa otwarta na utwardzonym placu,
- pryzmowa otwarta na płytach napowietrzających,
- komorowa otwarta z napowietrzaniem,
- Kneer-Horstman,
- MUT-Dano,
- MUT-Herhof,
- MUT-Kyberferm,
- Hantsch,
- Compost-System (zamknięte boksy).

Analizie poddano stabilizowane tlenowo odpady pochodzące z wymienionych instalacji w różnych okresach przetwarzania. Próby do badań pobrane zostały zgodnie z normami: polską (PN-Z-15011-1:1998 – Kompost z odpadów komunalnych. Pobieranie próbek) [24] oraz austriackimi (ÖNORM-Serie S 2027 – Beurteilung von Abfällen aus der mechanisch-biologischen Behandlung 2004-03 i ÖNORM-Serie 2123 – Probenahmepläne für Abfälle 2003-11) [25–26] (ryc. 7).



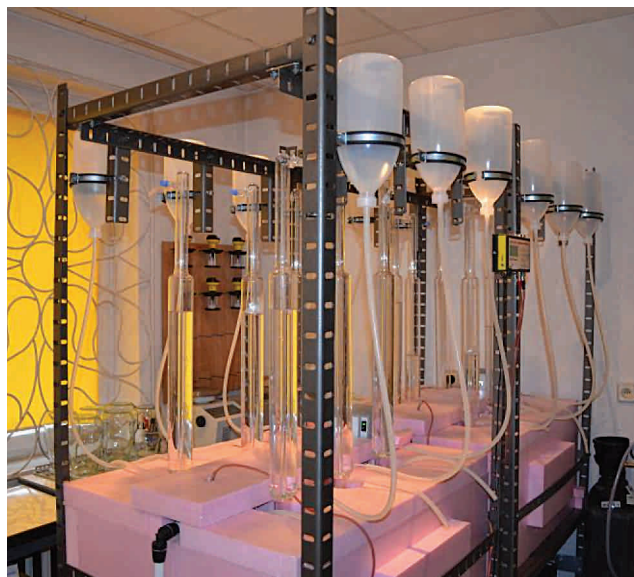
Fot. Grzegorz Siemiątkowski.

Ryc. 7. Pobieranie prób stabilizowanych odpadów



Fot. Grzegorz Siemiątkowski.

Ryc. 8. Urządzenia OxiTop oraz czytnik służące do analizy parametru AT_4



Fot. Grzegorz Siemiątkowski.

Ryc. 9. Stanowisko laboratoryjne do wykonywania testu oznaczania potencjału biogazu w procesie inkubacji (GS_{21})

Oznaczenia parametru AT_4 wykonywane były zgodnie z akredytowaną przez PCA w Warszawie procedurą badawczą PB-ZP-4 (wydanie 1 z dnia 25.01.2013 r.) opracowaną na podstawie normatywu austriackiego ÖNORM-Serie S 2027 Beurteilung von Abfällen aus der mechanisch-biologischen Behandlung [25], przy użyciu aparatów OxiTop (ryc. 8).

Badania parametru GS_{21} realizowane były zgodnie z normatywami austriackimi ÖNORM-Serie S 2027 Beurteilung von Abfällen aus der mechanisch-biologischen Behandlung 2004-03 [25], przy użyciu stanowiska pomiarowego złożonego między innymi z zestawu indywidualnie wykonanych naczyń zaprojektowanych specjalnie do realizacji testu inkubacyjnego. Na rycinie 9 przedstawiono stanowisko laboratoryjne do wykonywania testu oznaczania potencjału biogazu w procesie inkubacji (GS_{21}).

Otrzymane wyniki zrealizowanych badań przedstawiono w tabeli 2.

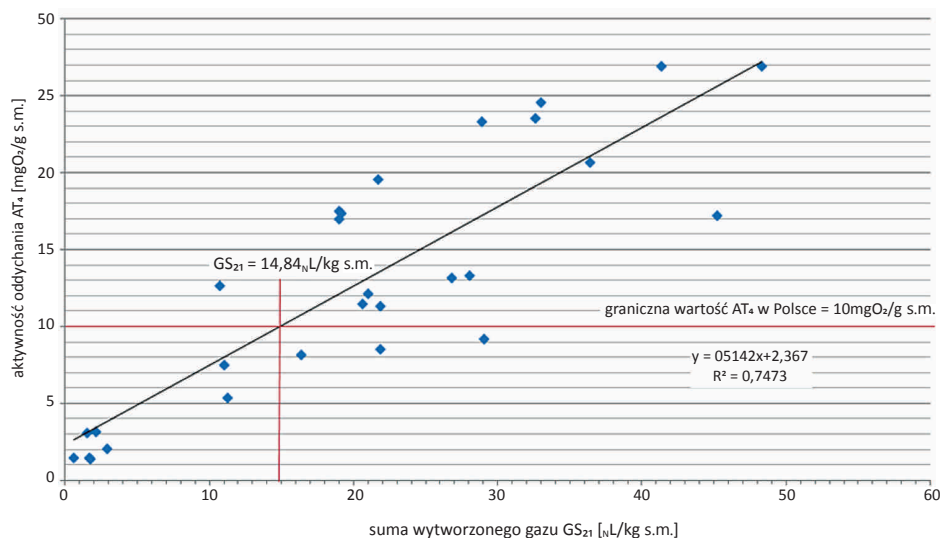
T a b e l a 2

Zestawienie otrzymanych wyników badań parametrów AT_4 i GS_{21}

Numer instalacji	Numer próbki	Wyniki AT_4			Wyniki GS_{21}		
		analiza I	analiza II	wartość uśredniona	analiza I	analiza II	wartość uśredniona
		mg O_2 /g s.m.			N /kg s.m.		
1	1	1,36	1,51	1,43	1,62	1,75	1,69
2	2.1	1,54	1,52	1,53	0,57	0,55	0,56
	2.2	48,33	49,08	48,70	48,10	–	48,10
3	3.1	28,15	25,78	26,97	49,00	47,50	48,30
	3.2	8,11	6,98	7,54	11,00	–	11,00
	3.3	20,14	21,27	20,70	35,00	37,80	36,40
4	4.1	19,75	19,51	19,63	21,70	–	21,70
	4.2	3,05	3,17	3,11	1,49	–	1,49
	4.3	3,16	3,23	3,20	2,10	–	2,10
5	5.1	13,49	13,23	13,36	28,00	–	28,00
	5.2	24,11	22,57	23,34	28,90	–	28,90
	5.3	16,50	17,62	17,06	19,00	–	19,00
6	6.1	8,17	8,27	8,21	16,30	–	16,30
	6.2	2,10	2,09	2,10	2,89	–	2,89
7	7.1	11,98	11,00	11,49	20,60	–	20,60
	7.2	1,44	1,57	1,51	1,60	–	1,60
8	8.1	23,55	23,84	23,55	31,60	33,50	32,55
	8.2	16,38	18,68	17,53	19,10	19,20	19,15
	8.3	17,33	17,40	17,37	18,90	19,00	18,95
	8.4	6,14	4,62	5,38	10,50	11,90	11,20
9	9.1	16,71	17,73	17,22	44,30	46,10	45,20
	9.2	11,33	–	11,33	21,60	22,00	21,80
	9.3	8,28	8,84	8,56	22,30	21,40	21,85
	9.4	12,46	11,99	12,2	22,50	19,50	21,00

Źródło: Opracowanie własne.

Na podstawie statystyki otrzymanych wyników z przeprowadzonych badań (ryc. 10), można wysnuć wniosek, że w warunkach polskich, prawidłowe biologiczne przetwarzanie odpadów, w wyniku którego uzyska się dla stabilizatu wartość parametru AT_4 na przyjętym w naszym kraju poziomie granicznym, wynoszącym 10 mg O_2 /g s.m., spowoduje osiągnięcie średniej wartości parametru GS_{21} na odpowiadającą wartości granicznej AT_4 poziomie ok. 15 N /kg s.m. (współczynnik korelacji równy 0,7473). Oznacza to zatem, że w wyniku prawidłowo prowadzonego procesu biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych, nastąpi zmniejszenie potencjału wydzielania się gazów do poziomu ok. 30 m^3 /Mg s.m. stabilizatu.



Źródło: Badania własne.

Ryc. 10. Korelacja wyników analiz polskich stabilizatów w zakresie ilości wytworzonego gazu (GS_{21}) i aktywności oddechowej (AT_4)

Wyniki dotychczasowych doświadczeń prowadzonych w opolskim Oddziale Instytutu Ceramiki i Materiałów Budowlanych są zbieżne z doświadczeniami austriackimi, obejmującymi dużo więcej przebadanych próbek odpadów. Opierając się zatem na statystyce austriackich wyników badań, gdzie wartości AT_4 na poziomie $10 \text{ mg O}_2/\text{g s.m.}$ odpowiada wartość parametru GS_{21} wynoszącą średnio ok. $16,5 \text{ L/kg s.m.}$ (współczynnik korelacji równy $0,909$), można stwierdzić, że prawidłowo prowadzony proces biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych spowoduje ograniczenie potencjału biogazu średnio do poziomu ok. $33 \text{ m}^3/\text{Mg s.m.}$ stabilizatu [22–23].

Zatem przy założeniu, że potencjał wydzielania się gazów z odpadów komunalnych nieprzetworzonych wynosi $200 \text{ m}^3/\text{Mg s.m.}$, to prawidłowe mechaniczno-biologiczne przetwarzanie zmieszanych odpadów komunalnych, w wyniku którego osiągnię są polskie wymagania graniczne dopuszczające stabilizat do składowania, powoduje redukcję potencjału wydzielania się gazów o co najmniej $83,5\%$.

5. Podsumowanie

Metan postrzegany jest jako drugi po dwutlenku węgla gaz mający największy wpływ na wzrost temperatury powierzchni ziemi. Jednym ze źródeł emisji metanu są odpady komunalne, które są unieszkodliwiane poprzez deponowanie na składowiskach. W miejscach tych frakcja biodegradowalna odpadów komu-

nalnych ulega beztlenowemu rozkładowi, czego efektem jest m.in. niekontrolowane uwalnianie się gazu składowiskowego tzw. biogazu, którego głównym składnikiem jest metan (średnio 65%) [9].

W Polsce zbiera się co roku ok. 10 Tg zmieszanych odpadów komunalnych, w składzie których najczęściej dominuje frakcja biodegradowalna. Oszacowano, że z 1 Mg suchej masy nieprzetworzonych odpadów komunalnych wydziela się do 200 m³ biogazu, który w większości przypadków jest emitowany do powietrza [15]. Aby ograniczyć tę emisję, w chwili obecnej podejmuje się wysiłki, które mają doprowadzić do redukcji potencjału gazotwórczego odpadów deponowanych na składowiskach.

Jednym ze sposobów takiej redukcji jest mechaniczno-biologiczne przetwarzanie zmieszanych odpadów komunalnych przed ich zdeponowaniem na składowiskach. Polega ono na mechanicznym odseparowaniu z całego strumienia odpadów frakcji dających się wykorzystać materiałowo lub energetycznie oraz frakcji drobnej (najczęściej 0–80 mm), która poddawana jest biologicznemu przetwarzaniu w celu ograniczenia potencjału gazotwórczego składowanych odpadów. Biologiczne przetwarzanie odpadów komunalnych może być prowadzone w warunkach tlenowych lub beztlenowych. Różnica pomiędzy oboma procesami polega na tym, że w procesie tlenowej stabilizacji odpadów produktem rozkładu frakcji organicznej jest głównie dwutlenek węgla, a w procesie beztlenowym produktem rozkładu jest biogaz, którego głównym składnikiem jest metan.

Metan, oprócz tego, że jego niekontrolowana emisja do środowiska negatywnie wpływa na zmianę klimatu ziemskiego, jest gazem bardzo wartościowym energetycznie. Zatem kontrolowany odzysk metanu z przetwarzanych odpadów oraz jego energetyczne wykorzystanie może generować konkretne zyski, zarówno w aspekcie ekonomicznym – dodatkowe źródło energii cieplnej i elektrycznej, jak i środowiskowym – wpływ na oszczędność zasobów paliw kopalnych.

W przypadku tlenowej stabilizacji odpadów nie da się czerpać dodatkowych zysków z gazowego produktu procesu biologicznego rozkładu frakcji organicznej odpadów komunalnych – czyli z CO₂.

Można zatem stwierdzić, że beztlenowy proces biologicznego przetwarzania odpadów jest bardziej efektywny, ponieważ umożliwia energetyczne wykorzystanie potencjału biogazu jaki drzemie we frakcji biodegradowalnej odpadów komunalnych. Niestety, wadą procesu beztlenowej stabilizacji (wymagany prawnie proces dwustopniowy: I stopień – beztlenowy, II stopień – tlenowy) w porównaniu do stabilizacji tlenowej są wyższe koszty na poziomie inwestycyjnym.

Bez względu na rodzaj biologicznego przetwarzania odpadów (tlenowy lub beztlenowy) efektem tego procesu jest możliwie szybka stabilizacja, w wyniku której rozkładowi ulegnie frakcja organiczna przez co ograniczona zostanie emisja

metanu do środowiska. Wyniki dotychczasowych doświadczeń prowadzonych w austriackich jednostkach naukowych oraz w opolskim Oddziale Instytutu Ceramiki i Materiałów Budowlanych wykazują, że spełnienie polskich wymagań prawnych dla stabilizatów powstałych w efekcie biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych spowoduje ograniczenie potencjału wydzielania się gazów do poziomu ok. 33 m³/Mg s.m. stabilizatu [22–23]. Zakładając, że potencjał wydzielania się gazów ze zdeponowanych na składowisku nieprzetworzonych odpadów komunalnych wynosi 200 m³/Mg s.m., to prowadzone we właściwym reżimie technologicznym mechaniczno-biologiczne przetwarzanie zmieszanych odpadów komunalnych przed ich zdeponowaniem spowoduje redukcję tego potencjału o co najmniej 83,5%.

Literatura

- [1] L e w a n d o w s k i N., *Proekologiczne odnawialne źródła energii*, Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa 2006.
- [2] Krajowy raport inwentaryzacyjny 2014 „Inwentaryzacja gazów cieplarnianych w Polsce dla lat 1988–2012, Warszawa 2014, www.kobize.pl/materialy/Inwentaryzacje_krajowe/2014/NIR-2014-PL-v1.2.pdf (15.09.2014).
- [3] Dyrektywa 2003/87/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 13 października 2003 r. ustanawiająca system handlu przydziałami emisji gazów cieplarnianych we Wspólnocie i zmieniająca Dyrektywę Rady 96/61/WE, <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/PDF/?uri=CELEX:32003L0087&qid=1420620201703&from=PL> (12.09.2014).
- [4] Dyrektywa 2004/101/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 27 października 2004 r. zmieniająca Dyrektywę 2003/87/WE ustanawiającą system handlu przydziałami emisji gazów cieplarnianych we Wspólnocie, z uwzględnieniem mechanizmów projektowych Protokołu z Kioto (tzw. „dyrektywa łącząca”), <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2004:338:0018:0023:PL:PDF> (11.09.2014).
- [5] Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/29/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. zmieniająca dyrektywę 2003/87/WE w celu usprawnienia i rozszerzenia wspólnotowego systemu handlu uprawnieniami do emisji gazów cieplarnianych, file:///C:/Documents%20and%20Settings/Maria/Moje%20dokumenty/Downloads/Dyrektywa_2009_29_WE.pdf (14.09.2014).
- [6] Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/28/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych zmieniająca i w następstwie uchylająca dyrektywy 2001/77/WE oraz 2003/30/WE, www.ekoefekt.pl/dokumenty/dokumenty_9.pdf (8.09.2014).
- [7] Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2001/77/WE z dnia 27 września 2001 r. w sprawie wspierania produkcji na rynku wewnętrznym energii elektrycznej wytwarzanej ze źródeł odnawialnych, www.ure.gov.pl/pl/prawo/prawo-wspolnotowe/dyrektywy/1271,DzU-L-283-z-27102001.html (10.09.2014).
- [8] Dyrektywa 2003/30/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 8 maja 2003 r. w sprawie wspierania użycia w transporcie biopaliw lub innych paliw odnawialnych, <file:///C:/Documents%20and%20Settings/Maria/Moje%20Dokumenty/Downloads/Dyrektywa%202003-30-WE%20pol.pdf> (5.09.2014).

- [9] Institut für Energetik und Umwelt GmbH: „Biogaz, produkcja, wykorzystanie”, Lipsk 2007, http://www.ieo.pl/dokumenty/obszary_badan/Biogaz%20-%20Produkcja%20Wykorzystywanie.pdf (4.09.2014).
- [10] M a t u z i k M., *Biogazownie w zachodniopomorskim – patent na paliwo i lepszy zapach*, „Energia Gigawat” 2005, nr 8/9, <http://gigawat.info/archiwum/index.php/article/articleview> (23.09.2014).
- [11] R o s i k - D u l e w s k a C., *Podstawy gospodarki odpadami*, wyd. 4, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2007.
- [12] C z u r e j n o M., *Biogaz środowiskowy jako źródło alternatywnej energii*, „Energetyka i Ekologia” 2006, nr 10, s. 777–781.
- [13] S k o r e k J., K a l i n a J., *Gazowe układy kogeneracyjne*, Wydawnictwo Naukowo-Techniczne, Warszawa 2005.
- [14] K e m p a E.S., *Gospodarka odpadami na wysypiskach*, Arka Konsorcjum s.c., Poznań 1993.
- [15] *Odnawialne źródła energii jako element rozwoju lokalnego. Przewodnik*, Europejskie Centrum Energii Odnawialnej, Instytut Budownictwa, Mechanizacji i Elektryfikacji Rolnictwa, Warszawa 2003.
- [16] Pozyskiwanie biogazu z odpadów komunalnych, <http://agroenergetyka.pl/?a=article&idd=149> (12.09.2014).
- [17] G i s W., *Europejski projekt Baltic Biogas Bus jako przykład aktywności Centrum Ochrony Środowiska Instytutu Transportu Samochodowego w obszarze alternatywnych paliw i napędów*, „Transport Samochodowy” 2012, nr 3, s. 79–100.
- [18] Ekonomiczne i prawne aspekty wykorzystania odnawialnych źródeł energii w Polsce, Europejskie Centrum Energii Odnawialnej, Instytut Budownictwa, Mechanizacji i Elektryfikacji Rolnictwa, Warszawa 2000, www.pga.org.pl/prawo/ekonomiczne_i_prawne_aspekty.pdf (14.09.2014).
- [19] <http://www.ure.gov.pl/uremapoze/mapa.html> (7.09.2014).
- [20] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11 września 2012 r. w sprawie mechaniczno-biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych, Dz.U. z 2012 r. poz. 1052.
- [21] B i n n e r E., Z a c h A., L e c h n e r P., *Stabilitätskriterien zur Charakterisierung der Endprodukte aus MBA-Anlagen*. Forschungsprojekt am ABF BOKU im Auftrag des BMLFUW, 1999.
- [22] ABF-Boku Untersuchung der Reaktivität von 16 MBA-Proben, Wien 2012.
- [23] *Mechaniczno-biologiczne przetwarzanie frakcji biodegradowalnej odpadów komunalnych. Przewodnik po wybranych technologiach oraz metodach badań i oceny odpadów powstałych w tych procesach*, red. nauk. G. Siemiątkowski, Wydawnictwo Instytut Śląski Sp. z o.o., Opole 2012.
- [24] PN-Z-15011-1:1998 – Kompost z odpadów komunalnych. Pobieranie próbek.
- [25] ÖNORM-Serie S 2027 – Beurteilung von Abfällen aus der mechanisch-biologischen Behandlung 2004-03.
- [26] ÖNORM-Serie 2123 – Probenahmepläne für Abfälle 2003-11.

*GRZEGORZ SIEMIĄTKOWSKI
ALFRED NOLEPA
PRZEMYSŁAW ŁACH
KATARZYNA KIPRIAN*

THE POTENTIAL OF BIOGAS FROM MUNICIPAL WASTE
AND THE IMPACT OF THEIR MECHANICAL AND BIOLOGICAL
TREATMENT OF WASTE ON ITS LIMITING

Keywords: municipal waste, the potential of biogas, methane, mechanical and biological treatment, reduction of methane emissions from waste.

This paper presents the annual greenhouse gas emissions among which particular attention was paid to the problem of increasing methane emissions from waste landfilling. Methane – except that the uncontrolled emission has a negative impact on climate change – is a gas very valuable energetically. Energy properties and contents of methane in the biogas from waste were characterized. Potential of biogas from untreated municipal waste and, on the basis of the research, the influence of processes of mechanical and biological treatment of waste at its limitation were estimated. Attention was also drawn to the energy efficiency of the biological treatment of waste in the aerobic and anaerobic process.