
PRACE

**Instytutu Ceramiki
i Materiałów Budowlanych**

Scientific Works
of Institute of Ceramics
and Building Materials

Nr 16
(styczeń–marzec)

Prace są indeksowane w BazTech i Index Copernicus

ISSN 1899-3230

Rok VII

Warszawa–Opole 2014

GRZEGORZ SIEMIĄTKOWSKI*

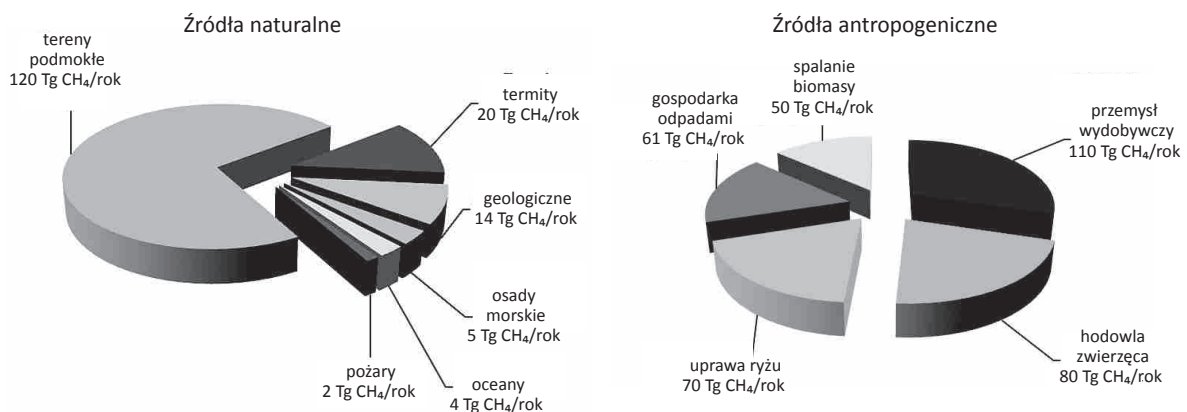
Emisja metanu ze składowanych odpadów oraz metody jego oznaczania

Słowa kluczowe: gazy cieplarniane, emisja metanu, odpady komunalne, oznaczanie jednostkowego potencjału biogazu, parametry GS_{21} i GB_{21} .

W artykule scharakteryzowano poziomy emisji metanu. Bardziej szczegółowemu omówieniu poddano źródła emisji metanu – głównie ze składowania odpadów. Przedstawiono także stosowaną, mało dokładną, wskaźnikową metodę oznaczania emisji metanu ze składowania odpadów oraz bardziej dokładne bezpośrednie metody oznaczania potencjału metanu, które są oparte o test fermentacyjny – oznaczanie parametru GB_{21} oraz o test inkubacyjny – oznaczanie parametru GS_{21} .

1. Wprowadzenie

Ze względu na ponad 17% udział w rocznej globalnej emisji antropogenicznych gazów cieplarnianych oraz efektywność pochłaniania promieniowania długofalowego, metan (CH_4) postrzegany jest jako drugi po dwutlenku węgla gaz, mający największy wpływ na wzrost temperatury powierzchni ziemi. Na globalną emisję metanu mają wpływ zarówno źródła naturalne, jak i antropogeniczne. Udział poszczególnych komponentów w globalnej emisji metanu z podziałem na źródła naturalne i antropogeniczne przedstawiono na rycinie 1.



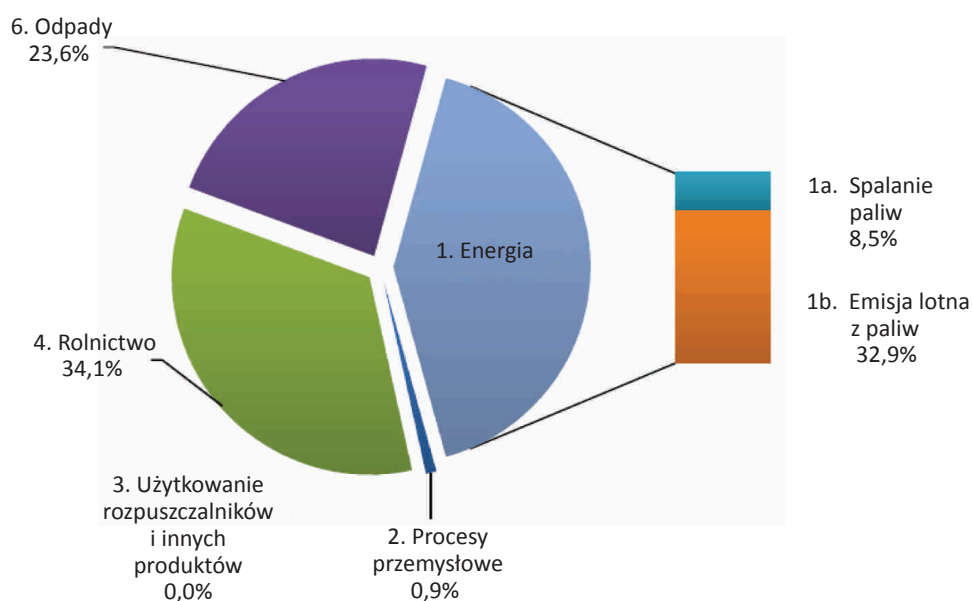
Ryc. 1. Źródła globalnej emisji metanu [1]

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

W Polsce antropogeniczna emisja metanu w 2011 r. wyniosła 1692,28 Gg, co stanowiło 8,9% całkowitej emisji gazów cieplarnianych spowodowanych działalnością człowieka [2]. Głównymi źródłami antropogenicznej emisji metanu są trzy kategorie:

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

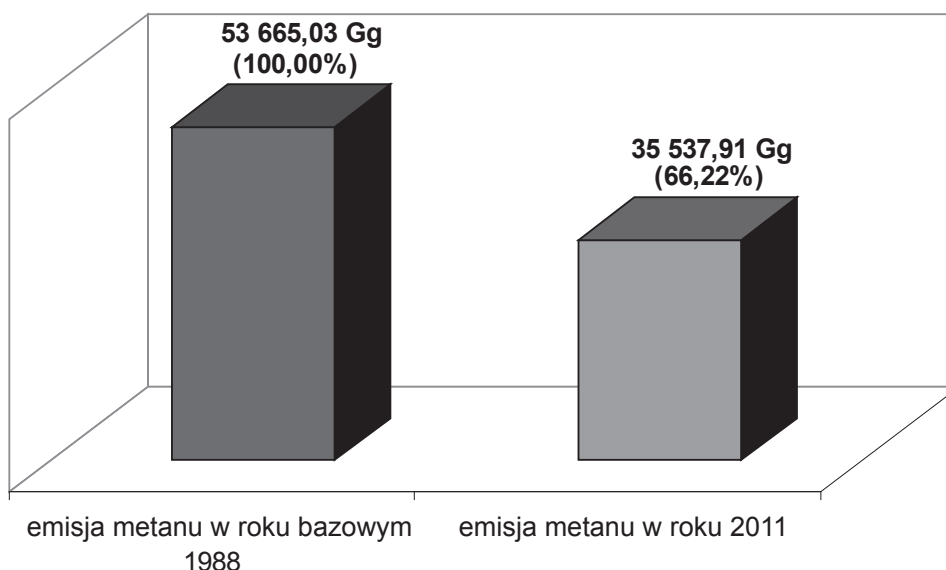
Udział tych źródeł w krajowej emisji metanu spowodowanej działalnością człowieka w 2011 r. przedstawiono na rycinie 2.



Ryc. 2. Udział poszczególnych komponentów antropogenicznej emisji metanu w Polsce w 2011 r. [2]

W przypadku rolnictwa największym źródłem emisji metanu jest fermentacja jelitowa (w 2011 r. z tego źródła pochodziło ok. 26,1% całkowitej emisji metanu). Na emisję lotną z paliw składa się emisja z kopalń podziemnych (ok. 20,2% całkowitej emisji CH_4) oraz z systemu gazowniczego i ropy naftowej (łącznie ok. 12,7% całkowitej emisji CH_4). W kategorii „odpady” głównym źródłem emisji metanu są składowiska odpadów, z których w 2011 r. pochodziło 20,5% krajowej emisji tego gazu. Reszta w tej kategorii wywodziła się z gospodarki wodno-ściekowej (3,1%) [2].

W porównaniu do roku bazowego (1988 r.) antropogeniczna emisja metanu w 2011 r. była mniejsza o 33,78% [2]. Wielkość tej emisji w roku bazowym i 2011 r. przedstawiono graficznie na rycinie 3.



Ryc. 3. Zestawienie wielkości antropogenicznej emisji metanu w Polsce w roku bazowym 1988 i w 2011 – wartości emisji podane w ekwiwalencie CO₂ [2]

Zmniejszenie emisji metanu związanego z działalnością człowieka w Polsce wynika najczęściej ze:

- spadku o 40,9% emisji z fermentacji jelitowej (spowodowane głównie zmniejszeniem pogłowia zwierząt – owiec o 94% i bydła o 59%);
- spadku o 48,6% emisji lotnej (spowodowane głównie zmniejszeniem o 57% wydobycia węgla kamiennego i o 24% węgla brunatnego).

Jednak nie we wszystkich kategoriach zanotowano spadek emisji antropogenicznego metanu. W kategorii „odpady” emisja metanu w stosunku do roku bazowego wzrosła o 26,2%.

2. Metoda określania emisji metanu (CH₄) z odpadów komunalnych

Obecnie w Polsce emisję metanu ze składowania odpadów komunalnych szacuje się na podstawie metody pośredniej (za pomocą modelu IPCC Waste Model [3]), wykorzystującej wartości wskaźnikowe, takie jak:

- DOC – zawartość węgla organicznego w odpadach w roku depozycji – wskaźnik domyślny na podstawie składu morfologicznego odpadów. Wartości tego wskaźnika dla poszczególnych rodzajów odpadów podano w tabeli 1.

Tabela 1

Wartości domyślne wskaźnika DOC dla poszczególnych rodzajów odpadów na podstawie składu morfologicznego [2]

Odpady	Zakres	Wartość domyślna	Wartość przyjęta
Spożywcze	0,08–0,20	0,15	0,15
Ogrodnicze	0,18–0,22	0,20	0,20
Papier	0,36–0,45	0,40	0,40
Drewno i słoma	0,39–0,46	0,43	0,43
Włókiennicze	0,20–0,40	0,24	0,24
Osady ściekowe	0,04–0,05	0,05	0,05

– DOC_f – część węgla organicznego, która ulega degradacji – wskaźnik domyślny (0,5) [2].

– MCF – wskaźnik domyślny korekcyjny, który dotyczy rozkładu tlenowego w depozycji. Wartości tego wskaźnika dla poszczególnych rodzajów składowisk odpadów podano w tabeli 2.

Tabela 2

Wartości domyślne korekcyjne wskaźnika MCF dla poszczególnych rodzajów składowisk odpadów [2]

Składowiska niezorganizowane płytkie	Składowiska niezorganizowane głębokie	Składowiska zorganizowane	Składowiska zorganizowane częściowo przykryte	Składowiska nieskategoryzowane
0,4	0,8	1,0	0,5	0,6

– k – stała szybkości rozkładu – wskaźnik domyślny ustalany na podstawie składu morfologicznego odpadów. Wartości tego wskaźnika dla poszczególnych rodzajów odpadów podano w tabeli 3.

Tabela 3

Wartości domyślne stałej szybkości rozkładu „k” dla poszczególnych rodzajów odpadów na podstawie składu morfologicznego [2]

Odpady	Zakres	Wartość domyślna	Wartość przyjęta
Spożywcze	0,10–0,20	0,185	0,185
Ogrodnicze	0,06–0,10	0,100	0,100
Papier	0,05–0,07	0,060	0,060
Drewno i słoma	0,02–0,04	0,030	0,030
Włókiennicze	0,05–0,07	0,060	0,060
Osady ściekowe	0,10–0,20	0,185	0,185
Czas opóźnienia (miesiące)		6	6

– F – część metanu w jednostce gazu składowiskowego – wskaźnik domyślny (0,5) [2].

Skład morfologiczny odpadów w latach 1970–2000 określa się na podstawie dwóch opracowań: Bernarda Rzeczyńskiego [4] i Czesławy Rosik-Dulewskiej [5].

Skład morfologiczny odpadów po roku 2000 przyjmuje się na podstawie zapisów krajowych planów gospodarki odpadami [6–8].

Stosowanie pośredniej metody wskaźnikowej przy określaniu emisji metanu ze składowania odpadów skutkuje niepewnością emisji na poziomie 89,2%. Przy czym niepewność wskaźników emisji metanu dla składowania odpadów wynosi 100% [2]. Tak wysoka wielkość niepewności wskaźników emisji jest spowodowana m.in. niską precyzyjnością danych pomiarowych i analiz, na podstawie których zostały one wyznaczone lub wręcz słabą znajomością procesów, w wyniku których powstaje emisja.

3. Propozycje zmian w oznaczaniu wielkości emisji metanu z nowo składowanych odpadów

Autorzy Krajowego Raportu Inwentaryzacyjnego 2013 „Inwentaryzacja gazów cieplarnianych w Polsce dla lat 1988–2011” [2] zwracają uwagę na palącą konieczność udoskonalenia systemu raportowania na potrzeby Krajowego Ośrodka Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBiZE) poprzez przeprowadzenie badań eksperckich dla oszacowania właściwych wskaźników krajowych przy obliczaniu emisji powstającej podczas składowania odpadów komunalnych na składowiskach.

Od 2012 r. nastąpił w Polsce odpowiedni moment na wprowadzenie zmian w systemie określania i raportowania wielkości emisji metanu ze składowanych odpadów. Polska, wzorem Austrii i Niemiec, jako główny trend w zagospodarowaniu zmieszanych odpadów komunalnych, wytyczyła mechaniczno-biologiczne przetwarzanie.

We wrześniu 2012 r. Minister Środowiska wydał rozporządzenie w sprawie mechaniczno-biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych [9], w myśl którego odpady po tym procesie mogą być deponowane, jeśli spełniają następujące wymagania:

- 1) straty prażenia stabilizatu są mniejsze niż 35% suchej masy, a zawartość węgla organicznego jest mniejsza niż 20% suchej masy, lub
- 2) ubytek masy organicznej w stabilizacie w stosunku do masy organicznej w odpadach, mierzony stratą prażenia lub zawartością węgla organicznego, jest większy niż 40%, lub
- 3) wartość AT_4 jest mniejsza niż 10 mg $O_2/g_{s.m.}$ [9].

Spełnienie jednego z dwóch wymienionych w rozporządzeniu wymagań dotyczących:

- strat prażenia stabilizatu oraz zawartości węgla organicznego,
- ubytku masy organicznej w stabilizacie w stosunku do masy organicznej w odpadach, który jest mierzony stratą prażenia lub zawartością węgla organicznego,

faktycznie sprowadza się jedynie do wyznaczenia całkowitego ubytku substancji organicznej w wyniku mineralizacji, stanowiąc informację wskaźnikową do oszacowania emisji metanu ze składowanych odpadów – zgodnie z obecnie stosowaną niedokładną pośrednią metodą wskaźnikową.

Jednocześnie już dziś wiadomo, że Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie mechaniczno-biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych [9] ma charakter przejściowy, ponieważ zgodnie z zapisem artykułu 250 ustęp 2 nowej Ustawy o odpadach z 14 grudnia 2012 r. [10], przestanie ono obowiązywać po 24 miesiącach od wejścia w życie tej ustawy.

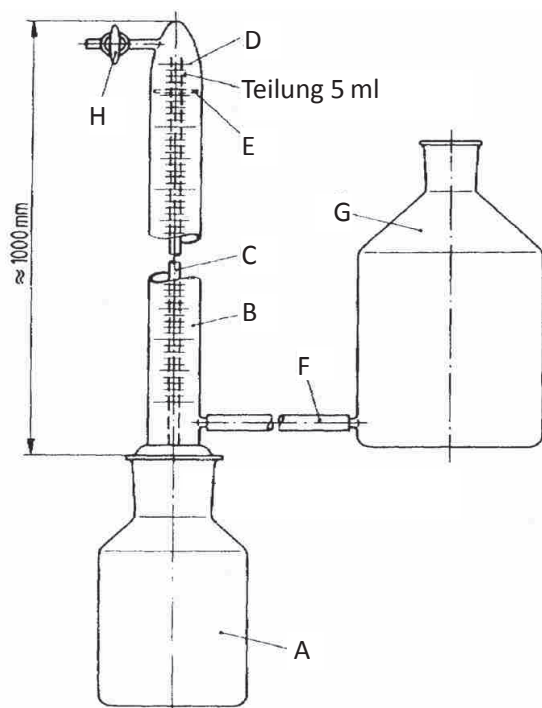
Wzorem Austrii i Niemiec, w badaniach tych proponuje się zastosowanie jednej z dwóch równoważnych metod bezpośredniego oznaczania potencjału tworzenia się metanu (biogazu) z odpadów:

- metodę fermentacyjną (oznaczenie tzw. parametru GB_{21}),
- metodę inkubacyjną (oznaczenie tzw. parametru GS_{21}).

W obu wymienionych uprzednio państwach, tj. w Austrii i Niemczech, jako wartość graniczną dla potencjału tworzenia się biogazu, dopuszczającą odpady do składowania, przyjęto $20 \text{ l}_{\text{n biogazu}} / \text{kg}_{\text{s.m.}}$.

3.1. Określenie wytwarzania gazów w procesie fermentacji – oznaczanie parametru GB_{21}

Metoda polegająca na oznaczaniu parametru GB_{21} służy laboratoryjnemu określeniu poziomu wytwarzania gazu w procesie fermentacji przez zaszczerpiony materiał – tzw. stabilizat po mechaniczno-biologicznym przetworzeniu, w ciągu 21 dni. Do określenia właściwości produkowanego gazu w procesie fermentacji stosuje się aparaturę, którą schematycznie przedstawiono na rycinie 4.



Ryc. 4. Schemat aparatury do oznaczania parametru GB_{21} w warunkach laboratoryjnych [11]:

- A – butelka, B – rurka eudiometryczna,
- C – rurka łącząca butelkę z rurką eudiometryczną, D – znacznik do określenia punktu zerowego, E – szklane precyki,
- F – cienka rurka do połączenia eudiometru z naczyniem zbiorczym, G – naczynie zbiorcze,
- H – kranik

Aparatura ta składa się z rurki eudiometrycznej (B) o objętości od 300 ml do 400 ml, stopniowanej od góry do dołu (podziałka 5 ml). Rurka eudiometryczna posadowiona jest na butelkę (A) o objętości 500 ml. W środkowej części eudiometru znajduje się cienka rurka (C), umożliwiająca wydostawanie się gazu z butelki (A) do wnętrza eudiometru. Płyn będący w eudiometrze jest z niego wypychany, aby zrównoważyć różnicę ciśnień na skutek zwiększania się objętości gazu w całym układzie pomiarowym, co pozwala na pomiar jego objętości. Rurka łącząca butelkę z rurką eudiometryczną utrzymywana jest w danej pozycji za pomocą szklanych pręcików (E). W dolnej części rurki eudiometrycznej znajduje się cienka rurka (F), prowadząca do naczynia zbiorczego (G) ze szkła lub tworzywa sztucznego o minimalnej objętości 750 ml. W górnej części rurki eudiometrycznej znajduje się kranik (H) służący do poboru próbek gazowych oraz znacznik do określenia punktu zerowego (D) [11].

Aparaturę pomiarową należy umieścić w pomieszczeniu albo w komorze o stałej temperaturze 35°C, utrzymywanej z dokładnością do $\pm 1^\circ\text{C}$. Alternatywnie naczynie (A) można umieścić w łaźni z wodą o stałej temperaturze 35°C, utrzymywanej z dokładnością do $\pm 1^\circ\text{C}$ [11].

W przypadku określania ilości i właściwości wytwarzanego gazu w procesie fermentacji materiał poddawany badaniu należy zaszczerpić, np. za pomocą odpowiednio przygotowanego przefermentowanego osadu z oczyszczalni ścieków. W tym celu przeznaczoną do analizy próbkę odpadu o masie ok. 50 g miesza się z przygotowaną substancją do szczepienia i zalewa się wodą do uzyskania 300 ml roztworu, którym należy napełnić butelkę (A). Następnie trzeba nałożyć na butelkę rurkę eudiometryczną (B), a za pomocą naczynia zbiorczego (G) zwiększyć ilość płynu, tak by osiągnął punkt zerowy (D), w tym celu odkręca się kranik (H). Przy każdorazowym odczycie objętości gazu zawartego w rurce eudiometrycznej (B), trzeba również określić temperaturę pomieszczenia i ciśnienie powietrza, tak by móc ustalić objętość gazu w stanie normalnym. Poziom ciecicy należy – w zależności od ilości wytwarzanego gazu – podwyższyć za pomocą otwartego kranika do poziomu zerowego [11].

Oprócz zaszczerpionej badanej próbki odpadu, niezbędne jest prowadzenie równoległych badań kontrolnych dla odpowiednio przygotowanej substancji, służącej do szczepienia, oraz dla wytworzonego tzw. osadu referencyjnego [11]. Osad referencyjny jest przydatny do kontroli aktywności substancji wykorzystanej do szczepienia. Uzyskuje się go przez rozprowadzenie 1 g mikrokrystalicznej celulozy w 50 ml substancji, a następnie dodanie wody, by uzyskać 300 ml gotowego roztworu. Tak przygotowany roztwór (osad referencyjny) poddaje się badaniom identycznie jak wyżej omówione próbki odpadów [11].

Gdy w ciągu 21 dni wytworzony gaz nie osiągnie wartości 400 ml (w stanie normalnym) na 1 g celulozy mikrokrystalicznej, należy uznać, że wykorzystywana

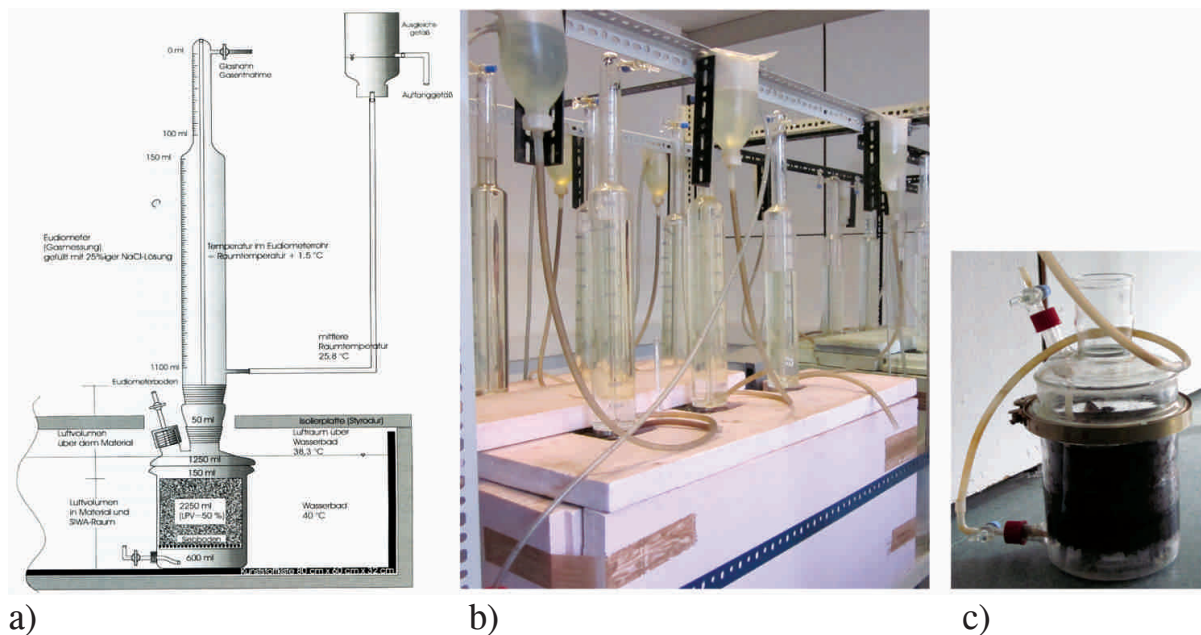
do szczepienia substancja nie nadaje się do przeprowadzenia testu fermentacyjnego [11].

Oprócz badań tzw. osadu referencyjnego, należy przeprowadzić również równoległe analizy samej substancji wykorzystywanej do szczepienia, której celem jest określenie ilości wytwarzanego gazu pochodzącego tylko z tej substancji. Badanie to realizuje się identycznie jak dla wcześniej omówionej próbki odpadów [11].

Pomimo iż omawiana metoda badawcza służy do laboratoryjnego określania poziomu produkcji gazu w procesie fermentacji w ciągu 21 dni, to cały proces badawczy jest dłuższy. Całkowity czas badania składa się bowiem z tzw. *lag-Phase* (fazy opóźnienia) i 21-dniowego czasu oceny. Objętość gazu wytworzonego w *lag-Phase* trzeba odjąć od objętości gazu wytworzonego w czasie całego badania (faza opóźnienia + 21 dni). Wynik badania należy podać w $l_n/kg_{s.m.}$ (litr w stanie normalnym na kilogram suchej masy) [11].

3.2. Określenie wytwarzania gazów w procesie inkubacji – oznaczanie parametru GS_{21}

Metodę oznaczania parametru GS_{21} wykorzystuje się w warunkach laboratoryjnych do oceny reaktywności biologicznej odpadów w warunkach beztlenowych przez określenie sumarycznej ilości gazu powstałego w czasie 21 dni. W trakcie przeprowadzania badań odzwierciedlane są procesy, jakie zachodzą na składowisku odpadów. Określenia sumarycznej ilości gazu dokonuje się w oparciu o pomiar wytworzonej ilości gazu i podaje się w $l_n/kg_{s.m.}$ (tak samo jak w przypadku testu fermentacyjnego – GB_{21}). Do określenia właściwości produkowanego gazu w procesie inkubacji stosuje się aparaturę, którą przedstawiono na rycinie 5.



Ryc. 5. Aparatura do oznaczania parametru GS_{21} w warunkach laboratoryjnych: a) schemat aparatury, b) przykładowe stanowisko laboratoryjne, c) naczynie reakcyjne [12–13]

Oznaczanie potencjału biogazu w procesie inkubacji jest dokonywane w szczelnym szklanym naczyniu reakcyjnym. Jest ono w stanie pomieścić 2,5 l badanego materiału. W celu zbierania i określania ilości wytworzonego gazu w procesie inkubacji, w wieku naczynia reakcyjnego montuje się rurkę eudiometryczną. Rurka ta napełniana jest cieczą zaporową. Wytworzony w naczyniu reakcyjnym gaz wypiera poprzez rurkę pionową cieczą zaporową do zamontowanego na stałe zbiornika wyrównawczego. Rurka eudiometryczna posiada dwie średnice, które umożliwiają precyzyjniejszą dokładność odczytu. Przez zawór szklany, zamontowany w wierzchołku rurki eudiometrycznej, można pobierać próby gazu do oznaczania jego składu. Naczynie reakcyjne zanurza się w kąpeli wodnej [12].

Przy każdym odczycie ilości i składu gazu notuje się temperaturę pomieszczenia i ciśnienie powietrza, co umożliwi podawanie wyników pomiarów w przeliczeniu na warunki normalne [12].

Próbkę, która jest podstawą badania, utrzymuje się w stanie wilgotnym i umieszcza się w 2,5 l naczyniu reakcyjnym. Naczynie reakcyjne zamyka się szczelnie wieczkiem, a następnie nakłada się rurkę eudiometryczną i zanurza w kąpeli wodnej. Rurkę eudiometryczną łączy się ze zbiornikiem wyrównawczym i napełnia cieczą zaporową [12].

Podobnie jak w przypadku wcześniej omówionego testu fermentacyjnego, pomimo iż opisywana metoda badawcza służy laboratoryjnemu określeniu poziomu produkcji gazu w procesie inkubacji przez 21 dni, to cały proces badawczy jest dłuższy. Całkowity czas badania składa się bowiem z ewentualnej tzw. *lag-Phase* i 21-dniowego okresu oceny. Objętości gazu, wytworzonego w tzw. *lag-Phase*, nie należy uwzględniać przy obliczaniu GS_{21} . Korzystając z odczytanych wartości pomiarowych, ilość gazu trzeba przeliczyć na litry w stanie normalnym. Wynik badania podaje się w $l_n/kg_{s.m.}$ (litr w stanie normalnym na kilogram suchej masy) [12].

3.3. Równoważność oznaczeń parametru GS_{21} i GB_{21}

W wyniku przeprowadzonych na zlecenie Austriackiego Ministerstwa ds. Rolnictwa i Leśnictwa, Środowiska i Gospodarki Wodnej badań biegłości dla określenia parametrów GS_{21} i GB_{21} , średnie wyniki uzyskane dla tej samej próbki stabilizatu w teście inkubacyjnym (GS_{21}) i teście fermentacyjnym (GB_{21}) były do siebie zbliżone na tyle, że w prawodawstwie austriackim uznano obie metody badawcze za równoważne [11–12].

Pomimo równoważności obu testów, w Austrii bardziej preferowanym jest test oparty o proces inkubacji (GS_{21}) [11–13]. Powodem tych preferencji jest niezbędna do przeprowadzenia badań masa próbki. Przy procesie oceny odpadów po mechaniczno-biologicznym przetworzeniu do przeprowadzenia testu inkubacyjnego potrzebna jest próbka stabilizatu o masie ok. 0,8–1,5 kg, podczas gdy do przeprowadzenia testu fermentacyjnego badaniom poddaje się próbkę o masie 50 g.

Ze względu na różnicę w masach próbek poddawanych analizie test inkubacyjny uznaje się na mniej podatny na wpływy związane z niereprezentatywnością próbki [12–13].

4. Podsumowanie

Metan jest postrzegany jako drugi po dwutlenku węgla gaz, mający największy wpływ na wzrost temperatury powierzchni ziemi. Jednym z głównych źródeł emisji antropogenicznego metanu, której poziom wzrósł od 1988 r., jest składowanie odpadów komunalnych.

Obecnie w Polsce emisję metanu ze składowania odpadów komunalnych określa się na podstawie metody pośredniej, wykorzystującej wartości wskaźnikowe. Niepewność tej metody szacuje się na poziomie 89,2%. Przy czym niepewność wskaźników emisji metanu dla składowania odpadów wynosi 100%.

Proponuje się zastąpienie pośredniej metody wskaźnikowej przy określaniu emisji metanu, jedną z dwóch równoważnych metod bezpośrednich, stosowanych m.in. w Austrii i Niemczech, określenie potencjału tworzenia się biogazu w procesie inkubacji (GS_{21}) lub fermentacji (GB_{21}).

Pomimo równoważności obu testów, w wielu przypadkach bardziej preferowany jest test oparty o proces inkubacji (GS_{21}). Powodem tych preferencji jest od 16 do ponad 50 razy większa masa próbki poddawanej analizie, co powoduje, że test inkubacyjny uznaje się na mniej podatny na wpływy związane z niereprezentatywnością materiału poddawanego badaniom.

W opolskim Oddziale Instytutu Ceramiki i Materiałów Budowlanych uruchomiono stanowisko badawcze do przeprowadzania testów inkubacyjnych (oznaczanie parametru GS_{21}). Dzięki temu dysponujemy obecnie możliwością kompleksowego określania parametrów odpadów trafiających do składowania, w tym m.in.:

- oznaczania parametru AT_4 ,
- oznaczania parametru GS_{21} ,
- zawartości TOC,
- strat prażenia,
- analizy elementarnej,
- zawartości metali ciężkich,
- morfologii odpadów.

Literatura

[1] IPCC 2007, Zmiana klimatu 2007. Raport syntetyczny, <http://www.ipcc.ch/pdf/reports-non-UN-translations/polish/Report%20final%20version.pdf> (12.10.2013).

[2] Krajowy Raport Inwentaryzacyjny 2013 „Inwentaryzacja gazów cieplarnianych w Polsce dla lat 1988–2011, Warszawa 2013, http://www.kobize.pl/materialy/Inwentaryzacje_krajowe/2013/NIR-2013-PL-v2.2.pdf (15.01.2014).

- [3] IPCC 2006, Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 5 – Waste, <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol5.html> (15.01.2014).
- [4] R z e c z y ń s k i B., *Towarowe znamiona odpadów komunalnych stałych*, „Eko-Problemy” 1996, nr 1.
- [5] R o s i k - D u l e w s k a C., *Podstawy gospodarki odpadami*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2000.
- [6] Uchwała nr 219 Rady Ministrów z dnia 29 października 2002 r. w sprawie „Krajowego planu gospodarki odpadami”, M.P. z 2003 r. nr 11, poz. 159.
- [7] Uchwała nr 233 Rady Ministrów z dnia 29 grudnia 2006 r. w sprawie „Krajowego planu gospodarki odpadami 2010”, M.P. z 2006 r. nr 90, poz. 946.
- [8] Uchwała nr 217 Rady Ministrów z dnia 24 grudnia 2010 r. w sprawie „Krajowego planu gospodarki odpadami 2014”, M.P. z 2010 r. nr 101, poz. 1183.
- [9] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11 września 2012 r. w sprawie mechaniczno-biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych, Dz.U. z 2012 r. poz. 1052.
- [10] Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach, Dz.U. z 2013 r. poz. 21.
- [11] Vornorm Önorm S 2027-3 Ausgabe 01.09.2004 – Stabilitätsparameter zur Beurteilung von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen – Teil 3: Gasbildung im Gärtest (GB21).
- [12] Vornorm Önorm S 2027-2 Ausgabe 01.09.2004 – Stabilitätsparameter zur Beurteilung von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen – Teil 2: Gasspendensumme im Inkubationstest (GS21).
- [13] *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.

GRZEGORZ SIEMIĄTKOWSKI

EMISSIONS OF METHANE FROM THE LANDFILL AND THE METHOD
OF ITS DETERMINATION

Keywords: greenhouse gases, methane emissions, municipal waste, determination of unit biogas potential, GS_{21} and GB_{21} parameters.

The article characterizes the emission levels of methane. A more detailed discussion subjected to the source of methane emissions – mainly from the landfill. The paper presents also applied, less accurate indicative method for determining methane emissions from waste disposal as well as more accurate direct method for determination of the potential of methane, based on fermentation test – determination of parameter GB_{21} and incubation test – determination of parameter GS_{21} .