

SYLWIA MYSZOGRAJ*, **KATARZYNA KOZŁOWSKA****,
PIOTR GRAMZA**

WPLYW KOMPOSTOWANIA NA OGRANICZENIE EMISJI METANU ZE SKŁADOWANYCH ODPADÓW KOMUNALNYCH

Streszczenie

Akty prawne dotyczące składowania odpadów wskazują na możliwość osiągnięcia celów związanych z ograniczeniem emisji gazów cieplarnianych, poprzez ujmowanie metanu z bryły składowiska i wyłączenie odpadów ulegających biodegradacji ze strumienia kierowanego do składowania. Biologiczne przetwarzanie tych odpadów na drodze stabilizacji tlenowej powoduje mineralizację biodegradowalnego węgla organicznego do ditlenku węgla, którego potencjał cieplarniany jest 25 razy mniejszy niż metanu. W artykule dokonano symulacji obliczeniowych w zakresie możliwości ograniczenia emisji metanu przez stosowanie kompostowania biodegradowalnych odpadów komunalnych.

Słowa kluczowe: gazy cieplarniane, metan, odpady komunalne, kompostowanie

WPROWADZENIE

Składowisko jest bioreaktorem, w którym pod wpływem czynników atmosferycznych i przy udziale mikroorganizmów zachodzą przemiany biochemiczne. Początkowy rozkład odpadów jest procesem tlenowym. Intensyfikacja procesów biodegradacji powoduje, że tlen w bryle składowiska zostaje wyczerpany i rozpoczynają się procesy beztlenowego rozkładu, co jest związane z emisją gazów cieplarnianych. Obowiązek obniżenia emisji gazów cieplarnianych w zakresie gospodarki odpadami ujęto przede wszystkim przez ograniczenie składowania odpadów komunalnych ulegających biodegradacji [Lepsza gospodarka 2008, Metodyka 2015]. Działanie takie wymusza ich przetwarzanie metodami biologicznymi lub termicznymi. Jedną z preferowanych i powszechnie stosowanych metod stabilizacji odpadów biodegradowalnych jest ich kompostowanie.

Emisje gazów cieplarnianych z procesu kompostowania to emisja metanu (z bryły składowiska) i emisja ditlenku węgla z procesów biodegradacji oraz pochodzenia antropogenicznego wynikającego ze zbiórki i transportu odpadów do

kompostowni oraz z mechanicznego obracania stabilizatu w pryzmach. Kompost, jako produkt procesu rozkładu w warunkach tlenowych wykorzystany w celach nawozowych trafia ponownie do środowiska i ten węgiel organiczny jest źródłem biogenicznego CO₂, który nie jest zaliczany do emisji gazów cieplarnianych [Carbon Trust 2012, CSR 2009].

W artykule przedstawiono wyniki badań i symulacji obliczeniowych, których celem było ustalenie w jakim stopniu stabilizacja tlenowa odpadów komunalnych wpływa na ograniczenie emisji gazów cieplarnianych (metanu) w porównaniu ze składowaniem biodegradowalnych odpadów nieprzetworzonych. Oceniono również wpływ częstotliwości przerzucania pryzm na stopień biodegradacji odpadów organicznych.

METODOLOGIA OBLICZEŃ

Określenie wpływu kompostowania na ograniczenie emisji gazów cieplarnianych wymaga wyznaczenia emisji metanu z odpadów nieprzetworzonych.

W przedstawionej analizie, obliczeń i szacunków dokonano w oparciu o model IPCC Waste Model (IPCCWM). Metodę obliczeń opracowano na podstawie wytycznych: *Metodyka oceny poziomu emisji gazów cieplarnianych w wybranych powiatach dla lat 2005, 2010 i 2013 z podziałem na sektory, 2015* oraz ISO/TS 14067:2013 [Metodyka 2015, ISO/TS 14067:2013].

W modelu IPCCWM podstawą obliczeń jest ustalenie ilości węgla organicznego ulegającego biodegradacji zawartego w składowanych odpadach (DDOC_m – *Decomposable Degradable Organic Carbon*), będącego substratem do produkcji metanu oraz ditlenku węgla. Emisja metanu ze składowiska jest największa w ciągu kilku lat po jego założeniu, następnie stopniowo spada, aż do wyczerpania węgla organicznego zawartego w odpadach. Metoda IPCCWM daje dobre rezultaty rocznego oszacowania emisji metanu dla składowisk zamkniętych oraz tych, na których morfologia składowanych odpadów zmieniała się nieznacznie w ciągu kilku lat.

Węgiel organiczny ulegający biodegradacji (dalej nazywany węglem organicznym) to węgiel zawarty w odpadach łatwo ulegających rozkładowi, m.in. w: odpadach spożywczych, roślinnych, włókienniczych, drewnie, papierze, natomiast nie odnosi się do węgla zawartego w tworzywach sztucznych.

W modelu IPCCWM złożone reakcje rozkładu węgla organicznego zawartego w odpadach opisano reakcją kinetyki pierwszego rzędu:

$$d(\text{DDOC}_m) = -k \cdot \text{DDOC}_m \cdot dt \quad (1)$$

gdzie:

DDOC_m węgiel organiczny zawarty w odpadach w chwili t;
k stała rozkładu.

Rozwiązaniem równania (1) w postaci różniczkowej jest równanie (2), będące podstawowym równaniem modelu FOD IPCC (FOD – *First Order Decay*):

$$\text{DDOC}_m = \text{DDOC}_{m0} \cdot e^{-kt} \quad (2)$$

gdzie:

DDOC_m	węgiel organiczny, który ulegnie rozkładowi w warunkach beztlenowych w czasie t ;
DDOC_{m0}	węgiel organiczny znajdujący się w odpadach w chwili $t=0$;
k	stała rozkładu;
t	czas [lata].

Po wstawieniu w równaniu (2) $t = 1$ otrzymujemy odpowiednio ilość węgla organicznego pozostającego w odpadach w czasie jednego roku po zdeponowaniu odpadów (równanie 3) oraz ilość węgla organicznego, która uległa rozkładowi (równanie 4):

$$\text{DDOC}_m = \text{DDOC}_{m0} \cdot e^{-k} \quad (3)$$

$$\text{DDOC}_{m\text{decomp}} = \text{DDOC}_{m0} \cdot (1 - e^{-k}) \quad (4)$$

Zgodnie z założeniami kinetyki reakcji pierwszego rzędu, ilość węgla organicznego zawarta w surowych odpadach zdeponowanych na składowiskach w kolejnym roku (t), jest dodawana do ilości węgla organicznego pozostałego w odpadach zdeponowanych na składowiskach w roku poprzednim ($t-1$) zgodnie z równaniem (5). Ta zakumulowana ilość węgla organicznego jest podstawą do oszacowania ilości węgla, który ulegnie rozkładowi oraz który pozostanie w odpadach w roku t (równanie 6). W uproszczeniu zakłada się, że obliczenie ilości węgla organicznego, który uległ biodegradacji nie zależy od wieku odpadów, a wyłącznie od ilości węgla organicznego znajdującego się aktualnie w złożu składowiska :

$$\text{DDOC}_{\text{mat}} = \text{DDOC}_{\text{mdt}} + (\text{DDOC}_{\text{ma}(t-1)} \cdot e^{-k}) \quad (5)$$

gdzie:

$\text{DDOC}_{\text{ma}(t)}$	węgiel organiczny zawarty w odpadach na koniec roku t ;
$\text{DDOC}_{\text{md}(t)}$	węgiel organiczny zawarty w odpadach zdeponowanych w roku t ;
$\text{DDOC}_{\text{ma}(t-1)}$	węgiel organiczny zawarty w odpadach na koniec roku ($t-1$).

$$\text{DDOC}_{m\text{decomp}(t)} = \text{DDOC}_{\text{ma}(t-1)} \cdot (1 - e^{-k}) \quad (6)$$

gdzie:

$\text{DDOC}_{m\text{decomp}(t)}$	węgiel organiczny, który ulegnie rozkładowi w roku t .
-----------------------------------	--

W modelu IPCC założono, że rozkład materii organicznej rozpoczyna się po upływie jednego roku od momentu zdeponowania odpadów. W równaniu (1) oraz

w pozostałych równaniach na nim opartych (od 2 do 6) podstawowymi parametrami są: masa węgla organicznego znajdującego się odpadach ($DDOC_m$) oraz stała rozkładu (k).

Wyznaczenie ilości węgla organicznego ($DDOC_m$) w składowanej masie odpadów, wymaga wykorzystania wskaźników jednostkowych zawartości węgla w poszczególnych grupach morfologicznych odpadów (DOC_i). Wskaźnik zawartości węgla organicznego w całej masie składowanych odpadów (DOC) obliczany jest jako średnia ważona poszczególnych wskaźników jednostkowych (DOC_i). Wagą jest udział poszczególnych frakcji odpadów w całości składowanej masy odpadów:

$$DOC = \sum (DOC_i \cdot W_i) \quad (7)$$

gdzie:

DOC	udział węgla organicznego w składowanej masie odpadów, Gg C/Gg odpadów;
DOC_i	udział węgla organicznego w poszczególnych frakcjach morfologicznych odpadów (wskaźniki jednostkowe);
W_i	udział danej frakcji morfologicznej odpadów w całości odpadów zdeponowanych w złożu.

Na podstawie zawartości węgla organicznego w odpadach oraz masy odpadów zdeponowanych w danym roku wyznaczana jest masa węgla organicznego ($DDOC_{mT}$), zgodnie z równaniem:

$$DDOC_{mT} = W_T \cdot DOC \cdot DO_{Cf} \cdot MCF \quad (8)$$

gdzie:

$DDOC_{m(t)}$	węgiel organiczny zdeponowany na składowisku w roku t, Gg;
W_T	masa odpadów zdeponowanych na składowisku w roku t;
DOC	udział węgla organicznego w odpadach, Gg C/Gg odpadów (wg równania (7));
DO_{Cf}	udział węgla organicznego, który ulegnie biodegradacji;
MCF	współczynnik korekcyjny dla metanu.

W równaniu 8 uwzględniono dwa współczynniki korekcyjne:

- DO_{Cf} - współczynnik wynikający z faktu, że nie cała oszacowana masa węgla organicznego, znajdująca się w odpadach, ulegać będzie rozkładowi: część węgla organicznego rozłoży się z wytworzeniem wyłącznie CO_2 , ponadto część węgla organicznego znajduje się w trudno rozkładalnych związkach (takich jak np. ligniny), a ich rozkład może trwać nawet kilkaset lat (IPCC zaleca przyjęcie tego wskaźnika na poziomie 0,5);
- MCF - współczynnik związany z istnieniem składowisk o różnej budowie, stopniu uporządkowania i sposobie eksploatacji, w związku z czym na składowiskach nieuporządkowanych z takiej samej ilości odpadów powstawać będą mniejsze ilości metanu, niż na składowiskach uporządkowanych.

W modelu IPCCWM składowiska podzielono pod względem uporządkowania na 5 kategorii. Wartości wskaźnika MCF należy przyjmować wg wytycznych IPCC:

- dla składowisk zorganizowanych, beztlenowych (posiadających uszczelnienie, system przesypek, odpady zagęszczane kompaktorem) – 1,0,
- dla składowisk zorganizowanych średnio natlenionych (posiadających elementy umożliwiające natlenianie odpadów, tj. przepuszczalne warstwy przykrycia, system odprowadzenia odcieków, także z recyrkulacją, systemy wentylacji) – 0,5,
- dla składowisk niezorganizowanych, głębokich (więcej niż 5 m głębokości) – 0,8,
- dla składowisk niezorganizowanych płytkich (mniej niż 5 m głębokości) – 0,4.

Stała rozkładu (k) w równaniu (1) oraz w równaniach kolejnych wynika z różnej podatności poszczególnych rodzajów odpadów na rozkład biologiczny. Związana jest z połowicznym czasem rozkładu odpadów następującą zależnością:

$$k = \ln_2 (t_{1/2}) \quad (9)$$

gdzie:

- k stała rozkładu;
 $t_{1/2}$ połowiczny czas rozkładu odpadów.

Wartość stałej rozkładu w modelu IPCCWM oblicza się jako średnią ważoną stałej rozkładu dla poszczególnych grup odpadów. Na podstawie zawartości węgla organicznego w zdeponowanych odpadach – równania (7) oraz (8), zgodnie z równaniami od (1) do (6) oraz (9), należy obliczyć jaka ilość węgla organicznego ulegnie rozkładowi w poszczególnych latach.

Kolejne założenie modelu IPCCWM polega na tym, że cała ilość węgla organicznego, która ulega rozkładowi, tworzy CH_4 oraz CO_2 .

Ilość wytworzonego metanu z węgla organicznego, który uległ rozkładowi oblicza się z równania:

$$\text{CH}_4 = \text{DDOC}_{\text{mdcomp}(t)} \cdot F \cdot (16/12) \quad (10)$$

gdzie:

- CH_4 ilość metanu wytworzonego w roku t ;
 F udział procentowy metanu w gazie składowiskowym;
 $16/12$ stosunek masowy CH_4 / C .

Wyznaczenie emisji metanu dla składowanych odpadów komunalnych

Charakterystyka ilościowa (wielkość strumienia odpadów komunalnych) i jakościowa (morfologia – skład grupowy, zawartość węgla organicznego) wytwarzanego w Polsce strumienia odpadów komunalnych pozwalają na oszacowanie emisji gazów cieplarnianych (CO_2 i CH_4) związanej ze składowaniem odpadów nieprzetworzonych.

Dane wejściowe wykorzystane do obliczenia emisji gazów cieplarnianych takie jak:

- a. sposób składowania odpadów,
 - b. udział poszczególnych frakcji morfologicznych w składowej masie,
 - c. zawartość węgla organicznego w poszczególnych frakcjach odpadów,
 - d. warunki klimatyczne,
- przyjęto dla obszaru Polski, odpowiednio (zgodnie z wytycznymi IPCC):
- a. Składowiska, na które trafiają odpady, podzielono na pięć kategorii pod względem budowy oraz jakości eksploatacji:
 - składowiska niezorganizowane, płytkie (miąższość składowanych odpadów do 5 m): 25%;
 - składowiska niezorganizowane, głębokie (miąższość składowanych odpadów powyżej 5 m): 30%;
 - składowiska zorganizowane, zbudowane oraz eksploatowane zgodnie z wymaganiami BAT: 25%;
 - składowiska zorganizowane, nie spełniające niektórych wymagań technologii BAT: 5%;
 - składowiska, których nie można z jakichś powodów zaklasyfikować do żadnej z powyższych kategorii: 15 %.
 - b. udział poszczególnych frakcji morfologicznych w składowanej masie odpadów komunalnych, potencjalnie biodegradowalnych:
 - odpady kuchenne i zielone: 0,4;
 - odpady papierowe: 0,2;
 - odpady drewniane oraz słoma: 0,1;
 - odpady tekstylne: 0,05.
 - c. udział węgla organicznego (masa węgla org./masa odpadów) w poszczególnych frakcjach morfologicznych odpadów:
 - odpady kuchenne: 0,15;
 - odpady zielone: 0,2;
 - odpady papierowe: 0,4;
 - odpady drewniane oraz słoma: 0,43;
 - odpady tekstylne: 0,24.
 - d. warunki klimatyczne: Europa wschodnia
 - e. okres obliczeniowy - 80 lat.

Pozostałe podstawowe założenia:

- udział metanu w produkowanym gazie składowiskowym 50%;
- wskaźnik odpadów komunalnych 245 kg/M³·rok (wg GUS 2014).

Zgodnie z opisaną metodyką modelu IPCCWM, obliczona szacunkowa emisja metanu związana ze składowaniem całej masy wytworzonych w Polsce nieprzetworzonych odpadów komunalnych ulegających biodegradacji wynosiłaby 499 tys. ton CH₄.

METODYKA BADAŃ – KOMPOSTOWANIE

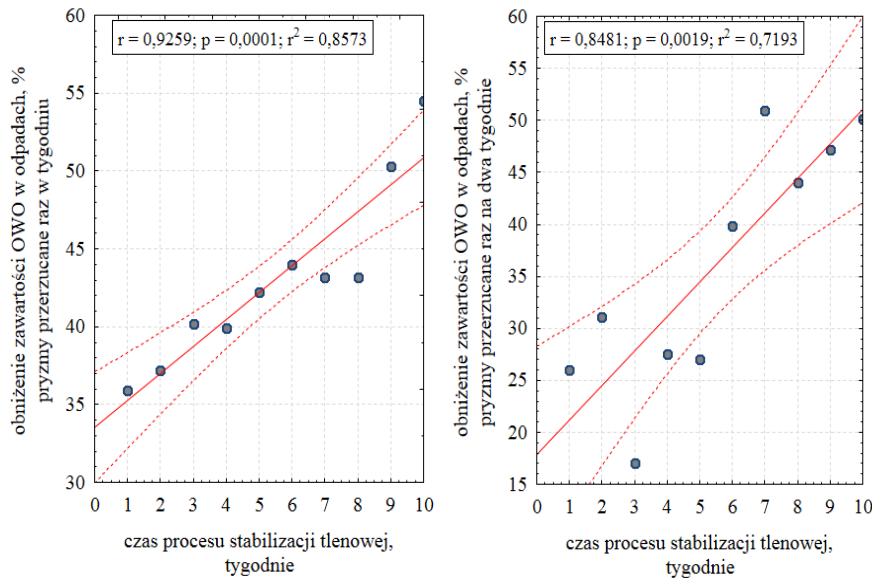
Badania w skali technicznej wykonano w instalacji do mechaniczno-biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych (MBP) oraz przetwarzania selektywnie zebranych odpadów zielonych i bioodpadów (kompostowania). Stosowane procesy technologiczne i użytkowane obiekty pozwalają na wydzielenie z całego strumienia zebranych odpadów komunalnych szeregu frakcji w zależności od ich charakterystyki i morfologii, następnie skierowanie ich do właściwego procesu przetwarzania. Technologia przetwarzania odpadów komunalnych obejmuje rozdział strumienia odpadów komunalnych na odpady organiczne, surowcowe, odpady o właściwościach energetycznych oraz wydzielenie frakcji odpadów niebezpiecznych i balastu. Pierwszą wydzielaną na instalacji frakcją jest tzw. frakcja podsitowa o średnicy do 20 mm, która wykorzystywana jest jako materiał przesypowy na składowisku. Pozostała część odpadów dzielona jest na frakcję organiczną, zwaną też biofrakcją, i frakcję nadsitową (>80 mm). Biofrakcja doczyszczana jest z drobnych elementów takich, jak: tworzywa sztuczne, szkło i baterie, a następnie wraz z zanieczyszczoną makulaturą kartonową kierowana jest na halę kompostowni. Uzyskana masa organiczna poddana była kompostowaniu metodą pryzm napowietrzanych przez okres 10 tygodni. Jedną z pryzm napowietrzano przez przerzucanie raz na dwa tygodnie, drugą przez przerzucanie jeden raz na tydzień.

W odpadach pobieranych z pryzm, z częstotliwością raz w tygodniu, oznaczano zawartość węgla organicznego (OWO), *parametr wyrażający zapotrzebowanie tlenu przez próbkę odpadów w ciągu 4 dni (AT4)* oraz wilgotność.

WYNIKI BADAŃ

Na podstawie wyników badań przeprowadzonych w skali technicznej obliczono możliwy do uzyskania stopień biodegradacji odpadów w kolejnych tygodniach procesu.

Obniżenie zawartości ogólnego węgla organicznego w odpadach po kolejnych tygodniach tlenowej stabilizacji (kompostowania) przedstawiono na rys. 1.

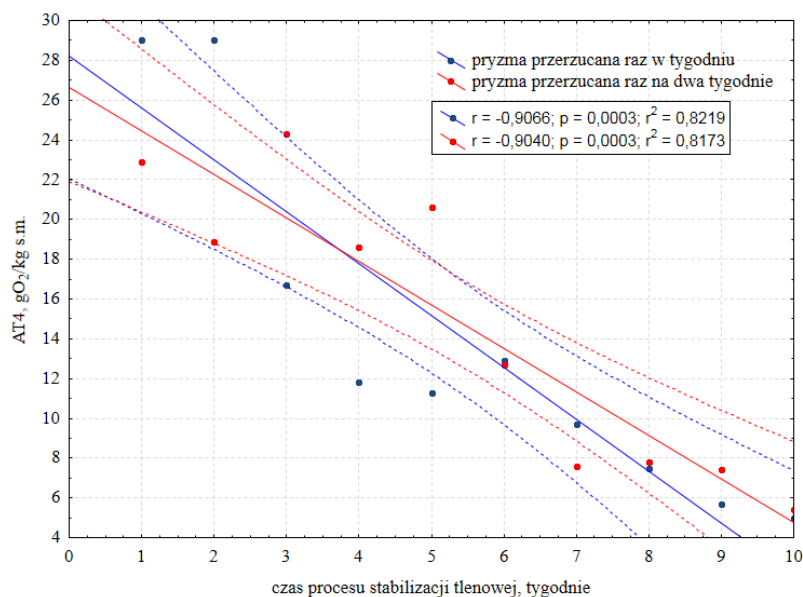


Rys. 1 Obniżenie zawartości węgla organicznego w odpadach pobieranych z pryzm
 Fig. 1 Reduction of organic carbon content in the waste from heaps

Ustalono, że bez względu na częstotliwość napowietrzania po 10 tygodniach procesu stabilizacji uzyskano obniżenie zawartości węgla organicznego w odpadach o 50%, jednak intensywność procesu biodegradacji była większa w przypadku pryzm przerzucanych jeden raz na tydzień. W tym przypadku po pierwszym tygodniu procesu uzyskano efektywność obniżenia ilości OWO o 35%, natomiast dla odpadów napowietrzanych przez przerzucanie raz na dwa tygodnie o 25%.

Równolegle prowadzony monitoring aktywności oddechowej odpadów (test respiracji AT4) wykazał brak wyraźnego wpływu częstotliwości napowietrzania na ilość pozostałych odpadów biodegradowalnych (rys. 2). Wartość parametru AT4 poniżej 20 gO₂/kg s.m. uzyskano odpowiednio po 3 i 4 tygodniach stabilizacji tlenowej dla pryzmy przerzucanej raz w tygodniu i raz na dwa tygodnie. Natomiast po 10 tygodniach procesu w każdym przypadku wartość parametru AT4 wynosiła 5 gO₂/kg s.m.

Na podstawie zmian AT4 po kolejnych tygodniach kompostowania ustalono udział pozostałego biodegradowalnego węgla organicznego w odpadach, który w przypadku składowania tych odpadów mógłby być źródłem emisji metanu.



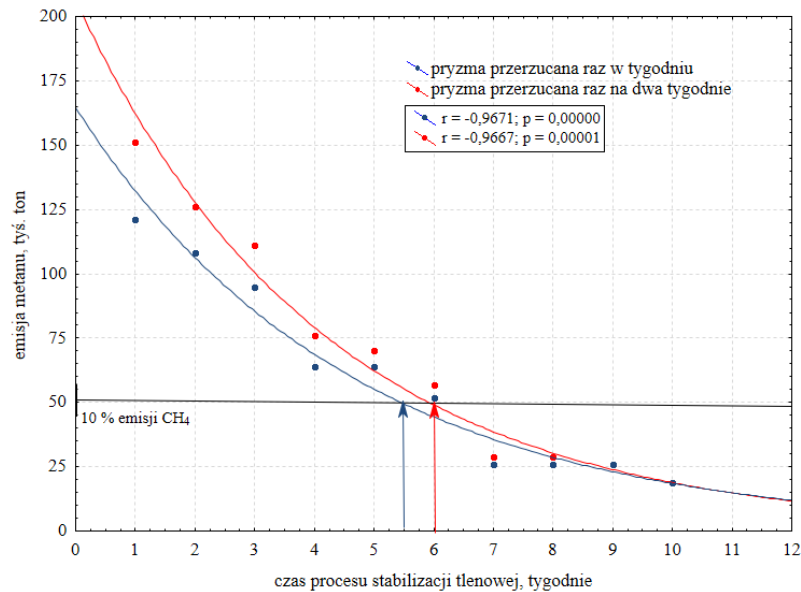
Rys. 2 Zmiany parametru AT4 w procesie stabilizacji tlenowej
 Fig. 2 Changes of AT4 parameter in the aerobic stabilization process

W oparciu o model IPCC Waste Model (IPCCWM) oraz wyniki uzyskane w badaniach wyznaczono potencjalną emisję metanu z odpadów wytworzonych w Polsce (dla 2014 roku), które byłyby składowane po kolejnych tygodniach stabilizacji tlenowej.

Potencjalną emisję metanu ze składowanych odpadów stabilizowanych tlenowo przedstawiono na rys. 3.

Wyznaczona szacunkowa emisja metanu związana ze składowaniem całej wytworzonej w Polsce masy nieprzetworzonych odpadów komunalnych ulegających biodegradacji wynosi 499 tys. ton CH₄, stąd ograniczenie emisji o 90% związane jest z dopuszczalną szacunkową emisją na poziomie 50 tys. ton CH₄, co uzyskuje się odpowiednio po:

- co najmniej 6 tygodniach stabilizacji tlenowej dla pryzm przerzucanych raz na dwa tygodnie;
- co najmniej 5 tygodniach stabilizacji tlenowej dla pryzm przerzucanych raz na tydzień.



Rys. 3 Szacunkowa emisja metanu ze składowanych odpadów stabilizowanych tlenowo
 Fig. 3 The estimated methane emissions from landfilled aerobically stabilized waste

PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Strategicznym celem polityki klimatycznej jest włączenie się Polski do działań międzynarodowych na rzecz ochrony klimatu poprzez wdrażanie zasad zrównoważonego rozwoju, zwłaszcza w zakresie poprawy wykorzystania energii, zwiększania zasobów leśnych i glebowych kraju, racjonalizacji wykorzystania surowców i produktów przemysłu oraz zagospodarowania odpadów. Według danych GUS [2014], głównymi źródłami emisji gazów cieplarnianych w Polsce są: spalanie paliw, procesy przemysłowe, użytkowanie rozpuszczalników, rolnictwo oraz gospodarka odpadami. W Polsce emisja metanu z procesów związanych z zagospodarowaniem odpadów komunalnych stanowiła 23% całkowitej emisji gazów cieplarnianych (w skali świata 18,1% całkowitej emisji GC). Metan jest gazem cieplarnianym, którego potencjał cieplarniany jest 72-krotnie większy niż dwutlenku węgla w skali 20 lat, 25-krotnie większy w skali 100 lat oraz 7,6 w skali 500 lat [Forster i in. 2007]. Stąd niezmiernym ważnym elementem działania na rzecz ochrony klimatu jest ograniczenie emisji tego gazu.

Na podstawie:

- obliczonej emisji metanu z całej masy biodegradowalnych odpadów komunalnych potencjalnie składowanych (dla 2014 r.);

- prowadzonych badań technologicznych kompostowania odpadów komunalnych i ustalenia ilości węgla biodegradowalnego pozostałego po stabilizacji tlenowej w określonym czasie

wyznaczono minimalny czas prowadzenia procesu stabilizacji tlenowej odpadów komunalnych metodą pryzm przerculanych, gwarantujący ograniczenie emisji metanu o 90% w stosunku do emisji z odpadów nieprzetworzonych, odpowiednio:

- dla pryzm przerculanych raz na dwa tygodnie: co najmniej 6 tygodni,
- dla pryzm przerculanych raz na tydzień: co najmniej 5 tygodni.

W związku z tym zasadne jest stosowanie procesów mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów nie tylko w zakresie zmniejszenia ich ilości, ale również w dużej mierze w kierunku ograniczenia emisji metanu.

Badania technologiczne zrealizowano w ramach projektu pn. *"Lubuskie Eko-doniczki, pilotażowa linia badawczo-póltechniczna"*, numer umowy: RPLB.02.04.00-08-040/14-00, współfinansowanego z Lubuskiego Regionalnego Programu Operacyjnego na lata 2007-2013, II Priorytet Stymulowanie wzrostu inwestycji w przedsiębiorstwach i wzmocnienie potencjału innowacyjnego Działanie 2.4 Transfer badań, nowoczesnych technologii i innowacji ze świata nauki do przedsiębiorstw.

Niektóre badania analityczne i symulacje obliczeniowe zrealizowano w Instytucie Inżynierii Środowiska Uniwersytetu Zielonogórskiego.



LITERATURA

1. CARBON TRUST, 2012. Carbon footprinting – the next step to reducing your emission, Wielka Brytania.
2. CSR info, Ministerstwo Gospodarki, 2009. Metodyka wyliczania carbon footprint w: Podsumowanie Seminarium Ministerstwa Gospodarki i CSRinfo, Warszawa.
3. FORSTER, P., V. RAMASWAMY, P. ARTAXO, T. BERNTSEN, R. BETTS, D.W. FAHEY, J. HAYWOOD, J. LEAN, D.C. LOWE, G. MYHRE, J. NGANGA, R. PRINN, G. RAGA, M. SCHULZ AND R. VAN DORLAND, 2007. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M.

- Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M.Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
4. GUS, 2014. Rocznik Statystyczny Rzeczypospolitej Polskiej.
 5. ISO/TS 14067:2013 Greenhouse gases – Carbon footprint of products – Requirements and guidelines for quantification and communication.
 6. LEPSZA GOSPODARKA odpadami komunalnymi zmniejszy emisje gazów cieplarnianych, EEA Briefing, ISSN 1830-236X, 2008.
 7. METODYKA oceny poziomu emisji gazów cieplarnianych w wybranych powiatach dla lat 2005, 2010 i 2013 z podziałem na sektory, 2015.
 8. PORADNIK metodyczny w zakresie PRTR dla składowisk odpadów komunalnych, Warszawa 2010.

IMPACT OF COMPOSTING TO THE LIMITATION OF METHANE EMISSIONS FROM MUNICIPAL WASTE LANDFILLS

S u m m a r y

The legal acts relating to waste disposal indicate the possibility of achieving the objectives of reducing greenhouse gases, by the recognition of methane from landfills and exclusion of biodegradable waste from the stream directed to the storage. Biological treatment of waste by aerobic stabilization causes the mineralization of the biodegradable organic carbon to carbon dioxide, whose warming potential is 25 times smaller than methane. The article presents a computationally intensive simulations in terms of opportunities to reduce methane emissions by the use composting of biodegradable municipal waste.

Key words: greenhouse gases, methane, municipal waste, composting