

---

**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\*

## Ocena efektywności procesu mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów z nawilżaniem i bez nawilżania

**Słowa kluczowe:** odpady komunalne, mechaniczno-biologiczne przetwarzanie, wilgotność, proces tlenowego rozkładu, efektywność przetwarzania.

W artykule przedstawiono wyniki badań procesu stabilizacji frakcji 0–80 mm zmieszanych odpadów komunalnych, wydzielonych w trakcie mechanicznego przetwarzania odpadów. Na ich podstawie przeprowadzono analizę efektywności biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych w dwóch popularnych na polskim rynku instalacjach, które reprezentują: technologię bioreaktorową/boksową zamkniętą z aktywnym napowietrzaniem i nawilżaniem oraz technologię bioreaktorową/boksową zamkniętą z aktywnym napowietrzaniem bez nawilżania. Zwrócono szczególną uwagę na następujące parametry procesu rozkładu tlenowego: wilgotność, temperaturę, stosunek węgla organicznego do azotu (C/N). Dyskusję nad efektami przeprowadzonych badań i analiz podjęto zarówno w aspekcie biotechnologicznych podstaw rozkładu tlenowego substancji organicznych, jak również obowiązującego w Polsce prawodawstwa w zakresie mechaniczno-biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych oraz proponowanych jego zmian. Wykazano także, że uzyskanie niskich wartości parametru  $AT_4$  dla odpadów stabilizowanych tlenowo, w których zawartość wilgoci wynosi poniżej 26% może prowadzić do błędnych interpretacji i nie powinno być podstawą do formułowania wniosków o właściwym ich biologicznym ustabilizowaniu.

### 1. Wprowadzenie

Obecnie mamy w Polsce do czynienia z boomem inwestycyjnym związanym z budową instalacji przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych – głównie instalacji mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów, które za sprawą naszego narodowego prawodawcy staną się dominującym sposobem „przeróbki” zmieszanych odpadów komunalnych przed ich składowaniem. W ten sposób Polska dołącza do takich państw jak Niemcy i Austria, które charakteryzują się

---

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

najwyższym w Unii Europejskiej współczynnikiem stosowania metod mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów [1].

Koszty uruchomienia pojedynczej instalacji do mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów liczy się w milionach złotych, a jej żywotność ocenia się co najmniej na 15–20 lat. Zatem dzisiejsze decyzje inwestycyjne będą skutkować przez kilkanaście, a być może nawet kilkadziesiąt lat. Warto się więc nad nimi dobrze zastanowić – w szczególności mając na uwadze obecnie trwające prace nad ujednolicaniem przepisów Unii Europejskiej w zakresie przetwarzania odpadów.

Z uwagi na brak w krajach członkowskich Unii Europejskiej jednolitego podejścia do egzekwowania wymagań najlepszych dostępnych technik (Best Available Techniques – BAT), Komisja Europejska stwierdziła, że niezbędne jest stworzenie instrumentu, który zagwarantuje jednakowe warunki prowadzenia działalności w obszarze emisji przemysłowych. Znowelizowana Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE z 24 listopada 2010 r. w sprawie emisji przemysłowych (tzw. Dyrektywa IED) stanowi, że oprócz dokumentów referencyjnych BAT, które nie mają rangi aktów prawnych, opracowywane będą tzw. konkluzje BAT. Po zatwierdzeniu staną się one podstawą do ustalania warunków pozwoleń zintegrowanych na funkcjonowanie instalacji. W odróżnieniu od dokumentów referencyjnych BAT, konkluzje będą dokumentem obligatoryjnym, a określone w nich parametry emisyjne staną się obligatoryjnymi dla instalacji. Zgodnie z aneksem nr 1 do Dyrektywy IED, mechaniczno-biologiczne przetwarzanie odpadów o zdolności przetwarzania ponad 75 Mg/24 h będzie wymagało pozwolenia zintegrowanego [2].

Na podstawie doniesień z prac zespołu opracowującego konkluzje BAT dla mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów dyskutuje się, aby w zakresie biologicznego przetwarzania ściśle regulowane były takie aspekty, jak [3]:

- realizacja fazy intensywnej biologicznego przetwarzania odpadów w warunkach izolowanych (nieoczyszczone powietrze nie może być odprowadzane do atmosfery);
- optymalizacja wstępnego przetwarzania odpadów;
- redukcja emisji cząstek stałych;
- redukcja emisji związków azotu, poprzez optymalizację wskaźnika C:N;
- unikanie warunków beztlenowych w instalacji biologicznego przetwarzania tlenowego oraz optymalizacja zawartości wody i regulacja dopływu powietrza z zastosowaniem stabilnego napowietrzania;
- określenie wartości progowych dla poziomu właściwego ustabilizowania ( $AT_4$ ,  $GS_{21}$ ,  $GB_{21}$ ), emisji odorów, lotnych związków organicznych, itp.

W tym miejscu warto zwrócić szczególną uwagę na dwa zagadnienia, uzgadniane w trakcie prac zespołu opracowującego konkluzje BAT dla mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów:

- redukcja emisji związków azotu, poprzez optymalizację wskaźnika C:N,
- optymalizacja zawartości wody.

Redukcji emisji związków azotu, poprzez optymalizację wskaźnika C:N, dokonuje się mieszając w odpowiednich proporcjach odpady trafiające do biologicznego przetwarzania w warunkach tlenowych z selektywnie zebranymi odpadami zielonymi (np. zrębkami drzewnymi, korą, trocinami, odpadami z przycinki drzew i krzewów, liśćmi, słomą) o wysokiej zawartości węgla organicznego lub z osadami ściekowymi, gnojówką, obornikiem czy selektywnie zebranymi bioodpadami (np. odpadami warzywnymi, resztkami owoców) o wysokiej zawartości azotu [4–5]. W kontekście możliwości optymalizacji wskaźnika C:N niepokojący jest zatem zapis paragrafu 4 ustęp 2 projektu rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 13 lutego 2014 r. w sprawie mechaniczno-biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych, który mówi m.in., że: „odpady frakcji podsitowej nie mogą być mieszane z innymi rodzajami odpadów, w tym w szczególności z odpadami zbieranymi w sposób selektywny oraz z odpadami wytworzonymi w innej instalacji” [6]. Należy przypuszczać, że tak sformułowana treść rozporządzenia ma na celu ograniczenie występujących nadużyć związanych z kierowaniem całej masy selektywnie zebranych odpadów biodegradowalnych do stabilizacji tlenowej, łącznie z odpadami zmieszanymi. Jednak z punktu widzenia technologa procesu stabilizacji tlenowej, zapis ten jest szkodliwy, gdyż całkowicie ograniczy możliwość regulowania stosunku C:N w przetwarzanej masie odpadów, co znacznie utrudni optymalizację procesu i będzie skutkowało m.in. nadmierną emisją związków azotu oraz dużą uciążliwością odorową stabilizowanych odpadów [4–5, 7].

Optymalizacji zawartości wody podczas procesu stabilizacji tlenowej dokonuje się poprzez odpowiednie nawilżanie biologicznie przetwarzanego materiału. Bardzo ważne jest, aby w czasie trwania całego procesu intensywnej stabilizacji tlenowej utrzymana była na odpowiednim poziomie 45–65% wilgotność przetwarzanego materiału [7]. Jest to związane z faktem, że mikroorganizmy rozkładające frakcję organiczną potrzebują do życia zarówno wody, jak i tlenu. Zbyt niska wilgotność początkowa i/lub brak nawilżania wsadu podczas procesu rozkładu tlenowego, przy jednoczesnym intensywnym napowietrzaniu, może doprowadzić do wysuszania obrabianego materiału, czyli tzw. suchej stabilizacji [4]. W prawodawstwie polskim aspekt wilgotności i nawilżania wsadu w trakcie biologicznej stabilizacji tlenowej został zupełnie pominięty – zarówno w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 11 września 2012 r. w sprawie mechaniczno-biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych, jak i w obecnie skierowanym do konsultacji społecznych projekcie Rozporządzenia Ministra Środowiska z 13 lutego 2014 r. w sprawie mechaniczno-biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych [6, 8].

Harmonogram przygotowania konkluzji BAT dla przemysłu przetwarzania odpadów – w tym instalacji mechaniczno-biologicznego ich przetwarzania, fermentacji, produkcji paliwa z odpadów – przewiduje, że konkluzje wejdą w życie w 2016 r. [3].

Pomocą przy odpowiednim doborze i optymalizacji technologii mechaniczno-biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych służy Instytut Ceramiki i Materiałów Budowlanych, Oddział Inżynierii Procesowej Materiałów Budowlanych Opolu, który w latach 2012–2014 poddał analizie szereg, różnych technologicznie, instalacji mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów. Instalacje te można podzielić na reprezentujące:

- technologię pryzmową otwartą z napowietrzaniem przez przerzucanie,



Fot. Grzegorz Siemiątkowski.

Ryc. 1. Zdjęcie reprezentujące technologię pryzmową otwartą z napowietrzaniem przez przerzucanie

- technologię rękawową z napowietrzaniem bez przerzucania i nawilżania,



Ź r ó d ł o: <http://bagpolska.pl/produkt/prasy-silosujace/maszyny-kompostujace-budissa-bagger/budissa-push-bagger-pm-800/> (20.09.2014).

Ryc. 2. Zdjęcie reprezentujące technologię rękawową bez przerzucania i nawilżania

- technologię kontenerową zamkniętą z aktywnym napowietrzaniem bez nawilżania,



Fot. Grzegorz Siemiątkowski.

Ryc. 3. Zdjęcie reprezentujące technologię kontenerową zamkniętą z aktywnym napowietrzaniem bez nawilżania

- technologię bioreaktorową/boksovą zamkniętą z aktywnym napowietrzaniem i nawilżaniem,



Fot. Grzegorz Siemiątkowski.

Ryc. 4. Zdjęcie reprezentujące technologię bioreaktorową/boksovą zamkniętą z aktywnym napowietrzaniem i nawilżaniem

- technologię bioreaktorową/boksovą zamkniętą z aktywnym napowietrzaniem bez nawilżania.



Fot. Grzegorz Siemiątkowski.

Ryc. 5. Zdjęcie wnętrza bioreaktora/boksu reprezentującego technologię zamkniętą z aktywnym napowietrzaniem bez nawilżania



## 2. Ocena efektywności procesu mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów

Na podstawie przeprowadzonych w Laboratorium Opolskiego Oddziału Instytutu Ceramiki i Materiałów Budowlanych (nr akredytacji PCA AB799) szczegółowych badań stabilizatów, podano analizie wyniki efektywności przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych w dwóch popularnych na polskim rynku instalacjach, które reprezentują:

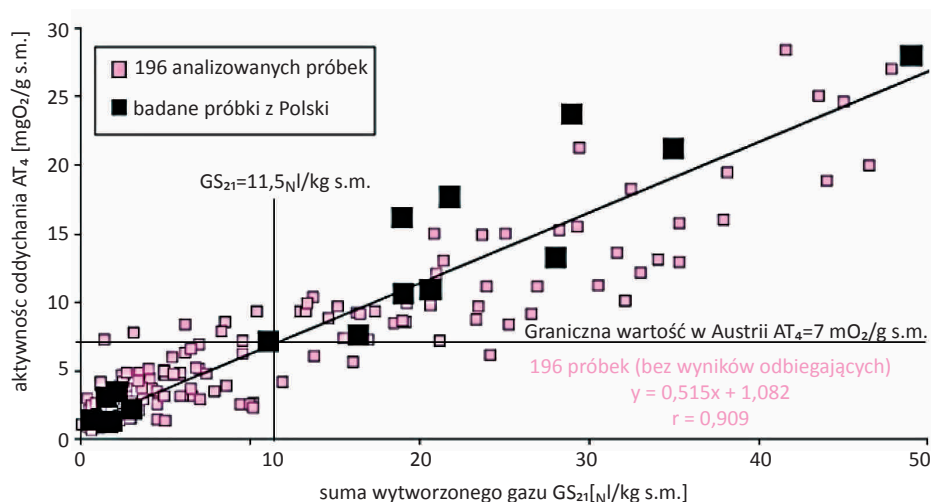
- technologię bioreaktorową/boksovą zamkniętą z aktywnym napowietrzaniem i nawilżaniem,
- technologię bioreaktorową/boksovą zamkniętą z aktywnym napowietrzaniem bez nawilżania.

Badania prowadzone były pod kątem oceny stopnia stabilizacji odpadów, w aspekcie wymagań zapisanych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z 11 września 2012 r. w sprawie mechaniczno-biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych oraz wymagań prawodawstwa austriackiego i niemieckiego w zakresie dopuszczalnego poziomu jednostkowego potencjału biogazu [8–11]. Zatem badaniom podlegały:

- aktywność oddychania (parametr  $AT_4$ ),
- strata prażenia (LOI),
- zawartość węgla organicznego (TOC).

Dodatkowo oznaczano parametr  $GS_{21}$  określający jednostkowy potencjał biogazu, który weryfikowany był z wartościami granicznymi dla potencjału gazu składowiskowego wymienionymi w prawodawstwie Niemiec i Austrii [9–10]. Analizie poddano również stosunek węgla organicznego do azotu (C:N) dla materiału wejściowego kierowanego do procesu biologicznego przetwarzania.

W Austrii i Niemczech uznano aktywność oddychania ( $AT_4$ ) oraz potencjał tworzenia się biogazu (określany parametrami  $GS_{21}$  lub  $GB_{21}$ ) za parametry dobrze odzwierciedlające reaktywność biologiczną odpadów. Dla stabilizatu po procesie biologicznego przetwarzania odpadów, dopuszczalna wartość wskaźnika potencjału wytwarzania biogazu w okresie 21 dni została w obydwu państwach jednolicie ograniczona do  $20 \text{ N/l/kg s.m.}$ . Aktywność oddychania została w Austrii ograniczona do  $AT_4 < 7 \text{ mgO}_2/\text{g s.m.}$ , a w Niemczech do  $AT_4 < 5 \text{ mgO}_2/\text{g s.m.}$  [9–10]. Obie wartości graniczne  $AT_4$  nie korelują z wartością graniczną tworzenia się biogazu ( $GS_{21}$  lub  $GB_{21}$ ) wynoszącą  $20 \text{ N/l/kg s.m.}$  Na podstawie austriackich badań, statystycznie wartości  $AT_4 = 7 \text{ mgO}_2/\text{g s.m.}$  odpowiada wartość  $GS_{21} = 11,5 \text{ N/l/kg s.m.}$  (ryc. 6) [11–12].



Ryc. 6 Zależność pomiędzy ilością wytworzonego gazu ( $GS_{21}$ ) a wartością aktywności oddychania ( $AT_4$ ), na podstawie doświadczeń z badań w laboratoriach austriackim – ABF-BOKU [11–12]

Zasadnicza różnica pomiędzy Austrią i Niemcami w zakresie określenia aktywności biologicznej odpadów tkwi w tym, iż w Austrii aktywność oddychania ( $AT_4$ ) oraz tworzenie się gazu ( $GS_{21}$  lub  $GB_{21}$ ) muszą być badane równolegle, a w Niemczech dopuszczona jest analiza tylko jednego z tych parametrów [9–10].

## 2.1. Analiza procesu przetwarzania frakcji podsitowej zmieszanych odpadów komunalnych w instalacji reprezentującej technologię biologicznego przetwarzania w bioreaktorach/boksach zamkniętych z aktywnym napowietrzaniem i nawilżaniem

Materiał poddany przetwarzaniu był frakcją 0–80 mm zmieszanych odpadów komunalnych, wydzieloną w trakcie procesu mechanicznej separacji i sortowania. Początkowy stosunek węgla organicznego do azotu (C:N) w materiale wsadowym do bioreaktora wyniósł 28:1. Wartość ta znajduje się zatem w przedziale optymalnym dla procesu stabilizacji tlenowej odpadów, który zawiera się od 25:1 do 35:1. Przetwarzanie odpadów odbywało się zgodnie z standartowymi procedurami przyjętymi w zakładzie eksploatującym instalację. Po każdym tygodniu stabilizacji z nawilżaniem i napowietrzaniem, odpady były dodatkowo przetrzucane pomiędzy dwoma bioreaktorami/boksami. Aby określić efektywność procesu intensywnego przetwarzania w bioreaktorach, na potrzeby eksperymentu, proces stabilizacji tlenowej w zamkniętym reaktorze wydłużono do 5



tygodni. Próby materiału do badań pobierano w odstępach tygodniowych – począwszy od załadunku bioreaktorów „świeżymi” odpadami. Podczas trwania procesu tlenowego rozkładu w bioreaktorach rejestrowano temperaturę wsadu bioreaktora oraz ilość wody zużytej do nawadniania wsadu w ciągu doby. Na rycinie 7 przedstawiono wnętrze zamykanego bioreaktora z aktywnym napowietrzaniem i nawilżaniem, w którym prowadzony był proces biologicznego przetwarzania odpadów i z którego pobrano próby do badań.



Fot. Grzegorz Siemiątkowski.

Ryc. 7. Wnętrze bioreaktora reprezentującego technologię zamkniętą z aktywnym napowietrzaniem i nawilżaniem

W trakcie doświadczenia pobrano 9 prób do badań. Pierwsze 6 stanowiły:

- próba 1.1 – pobrana z odpadów bezpośrednio przed skierowaniem do przetwarzania,
- próba 1.2 – pobrana ze stabilizowanej w instalacji masy po 1 tygodniu przetwarzania,
- próba 1.3 – pobrana ze stabilizowanej w instalacji masy po 2 tygodniach przetwarzania,
- próba 1.4 – pobrana ze stabilizowanej w instalacji masy po 3 tygodniach przetwarzania,
- próba 1.5 – pobrana ze stabilizowanej w instalacji masy po 4 tygodniach przetwarzania,
- próba 1.6 – pobrana ze stabilizowanej w instalacji masy po 5 tygodniach przetwarzania – na zakończenie procesu tlenowej stabilizacji w bioreaktorze.

Kolejne 3 próby do badań pobierane zostały z tego samego stabilizowanego wcześniej w bioreaktorze materiału, w trakcie dojrzewania na pryzmach kompostowych ulokowanych na otwartym placu:

- próba 1.7 – pobrana ze stabilizowanej na pryzmie masy po 1 tygodniu dojrzewania,
- próba 1.8 – pobrana ze stabilizowanej na pryzmie masy po 2 tygodniach dojrzewania,
- próba 1.9 – pobrana ze stabilizowanej na pryzmie masy po 3 tygodniach dojrzewania.

Dla prób 1.7–1.9 analiza wyników dotyczyła wyłącznie parametrów  $AT_4$  i wilgotności.

W tabeli 1 przedstawiono wyniki badań dla poszczególnych prób stabilizowanej masy, a na rycinie 8 przebiegi temperatur i ilość wody wykorzystanej do nawilżania.

T a b e l a 1

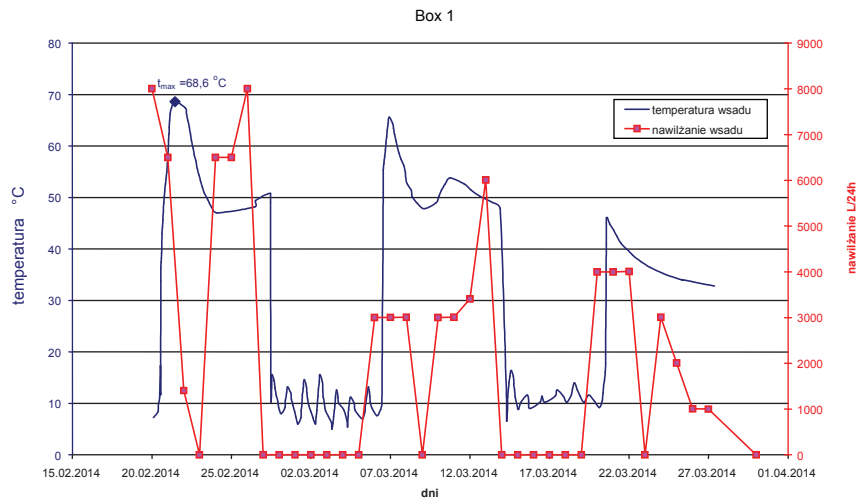
Wyniki badań pobranych prób stabilizowanej masy

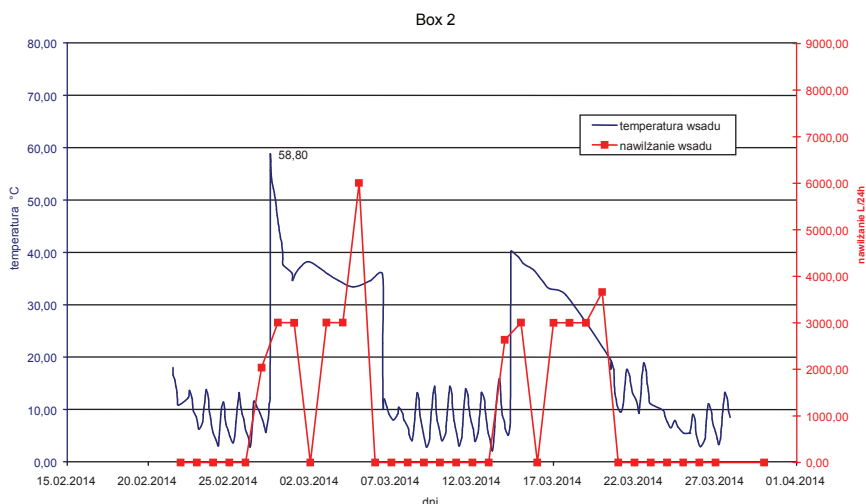
Nu- mer próby	Wilgot- ność	Wyniki $AT_4$			Wyniki $GS_{21}$			LOI	TOC
		analiza I	analiza II	wartość uśred- niona	analiza I	analiza II	wartość uśred- niona		
	%	mg $O_2$ /g s.m.			l/kg s.m.			% s.m.	% s.m.
1.1	35,0	23,55	23,84	23,55	31,6	33,5	32,55	29,29	17,65
1.2	41,3	16,38	18,68	17,53	19,1	19,2	19,15	28,96	15,70
1.3	32,7	17,33	17,40	17,37	18,9	19,0	18,95	28,85	15,60
1.4	38,7	11,86	13,44	12,65	–	–	–	23,93	15,40
1.5	36,8	6,14	4,62	5,38	10,5	11,9	11,20	–	14,30
1.6	37,9	5,45	5,14	5,29	–	–	–	–	–
1.7	41,2	10,42	–	10,42	–	–	–	–	–
1.8	28,4	6,42	–	6,42	–	–	–	–	–
1.9	34,0	6,01	–	6,01	–	–	–	–	–

Ź r ó d ł o: Opracowanie własne.

Początkowa wilgotność wsadu – materiału poddany przetwarzaniu (próba 1.1), wynosiła 35%, wartość parametru  $AT_4$  23,55 mg  $O_2$ /g s.m., a  $GS_{21}$  32,55 l/kg s.m. Już na wstępie, wartość TOC 17,65% s.m. była na poziomie spełniającym wymagania Rozporządzenia Ministra Środowiska z 11 września 2012 r. w sprawie mechaniczno-biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych (dalej zwanego „Rozporządzeniem o MBP”). Oznacza to zatem bardzo niską zawartość frakcji organicznej w przetwarzanym materiale.

W trakcie pierwszych dwóch dni przetwarzania w bioreaktorze, w korzystnych warunkach dla rozwoju mikroorganizmów (poprzez napowietrzanie i wzrost wilgotności), temperatura przetwarzanego materiału wzrosła do wartości maksymalnej w trakcie całego procesu wynoszącej 68,6°C. Taki wzrost temperatury w pierwszej fazie intensywnej stabilizacji tlenowej (intensywnego rozkładu) jest rzeczą normalną, wynikającą z biologicznej aktywności drobnoustrojów rozkładających substancję organiczną [5, 7]. W okresie tym najpierw rozwijają się mikroorganizmy mezofilne, które, rozkładając frakcje organiczną, powodują samoogrzanie przetwarzanej masy odpadów do temperatury ok. 40°C. W temperaturze tej zaczynają intensywniej rozwijać się, a następnie dominować mikroorganizmy termofilne, które wytwarzają więcej ciepła niż mezofile. Okres dominacji mikroorganizmów termofilnych powoduje wzrost temperatury w masie odpadów do wartości powyżej 55°C. W takiej temperaturze następuje termiczna higienizacja przetwarzanych odpadów, w wyniku której zabijana jest większość organizmów patogennych dla ludzi i zwierząt [5, 7]. Jednak powyżej 60°C następuje wyraźny spadek różnorodności mikroorganizmów, które zaczynają obumierać i tworzyć formy przetrwalnikowe o dużej odporności na ciepło, brak wilgoci i pożywienia [7]. Po osiągnięciu tak wysokiej temperatury niezbędne jest jak najszybsze jej obniżenie do poziomu poniżej 55°C [5]. Taka sytuacja ma miejsce również w trakcie analizowanego procesu. W dalszym czasie przetwarzania w wyniku odpowiedniego sterowania procesem nawilżania i napowietrzania, ograniczono temperaturę przetwarzanych odpadów do ok. 50°C na zakończenie pierwszego tygodnia tlenowej stabilizacji w bioreaktorze.





Źródło: Opracowanie własne na podstawie systemu monitorującego danych.

Ryc. 8. Przebiegi temperatur i ilość zużytej do nawilżania wody w trakcie przetwarzania odpadów z cotygodniowym przrzucaniem pomiędzy boksem 1 i 2

Po pierwszym tygodniu przetwarzania w bioreaktorze z aktywnym napowietrzaniem i nawilżaniem (próba 1.2), wilgotność stabilizowanego materiału wzrosła do poziomu 41,3%, wartość parametru  $AT_4$  spadła do poziomu 17,53 mg  $O_2/g$  s.m., a straty prażenia (LOI) i zawartość węgla organicznego (TOC) oznaczono odpowiednio na poziomie 29,29% s.m. i 15,7% s.m. Dla próby tej jednostkowy potencjał biogazu dla okresu 21 dni (parametr  $GS_{21}$ ) wyniósł 19,15  $N/kg$  s.m. i już teraz spełniał wymagania prawodawstwa niemieckiego i austriackiego – choć na podstawie doświadczeń austriackich jego wartość wydaje się zaniżona. Z uzyskanych wyników badań można zauważyć, że straty prażenia oraz TOC są na poziomie wymaganym zapisami Rozporządzenia w sprawie MBP. Uzyskana wartość parametru  $AT_4$  jest na poziomie umożliwiającym zakończenie procesu intensywnego przetwarzania odpadów i kontynuowania przetwarzania na pryzmie.

W trakcie drugiego tygodnia przetwarzania, po przrzuceniu materiału do sąsiedniego boksu, temperatura przetwarzanego materiału w pierwszym dniu wzrosła do 58,8°C, po czym w wyniku odpowiedniego sterowania procesem nawilżania i napowietrzania obniżono ją do ok. 36°C. W drugim tygodniu przetwarzania ograniczono ilość wody do nawadniania wsadu, czego efektem był spadek jego wilgotności do poziomu 32,7% na zakończenie drugiego tygodnia przetwarzania. W pobranej po 2 tygodniach przetwarzania w bioreaktorze próbie stabilizowanych odpadów (próba 1.3) parametr  $AT_4$  osiągnął wartość 17,37 mg

$O_2/g$  s.m., straty prażenia obniżyły się do wartości 28,96% s.m., a zawartość węgla organicznego osiągnęła wartość 15,6% s.m. Po tym czasie przetwarzania potencjał biogazu badanej próby dla okresu 21 dni obniżył się do 18,95  $N/l/kg$  s.m. Zgodnie z zapisami Rozporządzenia w sprawie MBP spełnione zostały wymagania minimalnej długości prowadzenia procesu w zamkniętym reaktorze, a uzyskane wyniki strat prażenia i zawartości węgla organicznego umożliwiają zakończenie procesu biologicznego przetwarzania.

Trzeci tydzień przetwarzania rozpoczął się od przerzucenia stabilizowanego materiału z powrotem do pierwszego boks. Spowodowało to rozluźnienie struktury i napowietrzenie wsadu bioreaktora, czego efektem był wzrost temperatury w pierwszej dobie przetwarzania do poziomu 65,6°C. W kolejnych dobach omawianego tygodnia przetwarzania wartość temperatury oscylowała w granicach 53,8–47,8°C. W ostatniej dobie trzeciego tygodnia analizowanego procesu zwiększono poziom nawilżania wsadu, czego efektem był wzrost jego wilgotności do 38,7%. Dla próby tego stabilizatu (próba 1.4) wartość parametru  $AT_4$  oznaczono na poziomie 12,65 mg  $O_2/g$  s.m., straty prażenia na poziomie niewiele niższym 28,85% s.m., a zawartość węgla organicznego na poziomie 15,4% s.m. Oznacza to, że zgodnie z wymaganiami obowiązującego Rozporządzenia o MBP pod kątem długości przetwarzania oraz wartości TOC i strat prażenia, stabilizat ten nadaje się do składowania. Jednak według wymagań projektu Rozporządzenia z 13 lutego 2014 r. w sprawie MBP, mówiących o konieczności obligatoryjnego osiągnięcia parametru  $AT_4$  poniżej 10 mg  $O_2/g$  s.m., proces przetwarzania biologicznego nie może być jeszcze zakończony.

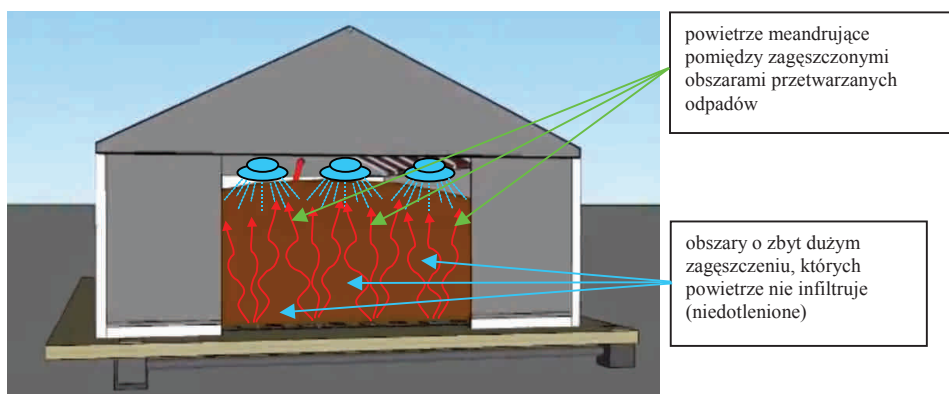
Po kolejnym tygodniu przetwarzania stabilizatu (4 tygodnie w bioreaktorze) z aktywnym napowietrzaniem i nawilżaniem (próba 1.5) osiągnięto wszystkie wymagane w Polsce parametry przetwarzania (zarówno te obowiązujące, jak i te proponowane), dopuszczające stabilizat do składowania: parametr  $AT_4$  na poziomie 5,38 mg  $O_2/g$  s.m., straty prażenia na poziomie 23,93% s.m., zawartość węgla organicznego na poziomie 14,3% s.m. Wyraźnie spełnione zostały również wymagania prawodawstwa niemieckiego i austriackiego w zakresie poziomu dopuszczalnej wartości potencjału tworzenia się biogazu – czyli parametru  $GS_{21}$ , którego wartość dla analizowanej próby oznaczono na poziomie 11,2  $N/l/kg$  s.m. W trakcie czwartego tygodnia przetwarzania temperatura procesu wzrosła początkowo do 40,4°C, po czym systematycznie spadała do poziomu 17,8°C. W okresie tym wilgotność przetwarzanego materiału obniżyła się do poziomu 36,8%.

W początkowym okresie piątego tygodnia procesu z intensywnym napowietrzaniem zwiększono nawilżanie wsadu, w wyniku czego temperatura przetwarzanego materiału wzrosła do poziomu 46,0°C, by następnie systematycznie się obniżać do 32,8°C na zakończenie tego okresu przetwarzania. Efekty 5 tygodnia

przetwarzania stabilizatu w bioreaktorze z aktywnym napowietrzaniem i nawilżaniem (próba 1.6) nie były znaczące. Nastąpił niewielki wzrost wilgotności do 37,9% oraz niewielki spadek wartości parametru  $AT_4$  do 5,29 mg  $O_2$ /g s.m.

W trakcie pięciodobowego okresu przetwarzania w bioreaktorze mierzona wartość tlenu w stabilizowanej przymie odpadów wahała się od 0 do 20,7%. Dopuszczenie do spadku zawartości tlenu w wewnętrznych porach stabilizowanej masy poniżej 5% należy uznać za nieprawidłowość skutkującą niedotlenieniem i obumieraniem mikroorganizmów odpowiedzialnych za rozkład frakcji biodegradowalnej przetwarzanych odpadów. Stężenie tlenu w powietrzu zawartym w porach wewnątrz stabilizowanej masy powinno wahać się w granicach 12–21% (zakres optymalny > 15%) [7]. W analizowanej instalacji średnie natlenienie odpadów w okresie 5 tygodni przetwarzania wyniosło 13,5%.

Po procesie pięciodobowej stabilizacji tlenowej w bioreaktorze, materiał ten został z niego „wyprowadzony” na plac dojrzewania (próba 1.7). Przerzucenie „na świeżym powietrzu” spowodowało jego rozluźnienie i dodatkowe napowietrzenie obszarów wcześniej mocno zagęszczonych, do których dostęp powietrza był utrudniony (ryc. 9). Umożliwiło to odbudowanie kolonii mikroorganizmów rozkładających frakcje organiczną, efektem czego był wyraźny wzrost zapotrzebowania na tlen przez drobnoustroje (mierzony parametrem  $AT_4$ ) z poziomu 5,29 mg  $O_2$ /g s.m. do poziomu 10,42 mg  $O_2$ /g s.m.



Źródło: Opracowanie własne.

Ryc. 9. Szkic przedstawiający przepływ powietrza przez warstwę przetwarzanych odpadów o niestabilnej strukturze, a tym samym o niewystarczającej porowatości dla odpowiedniej wymiany gazowej w materiale intensywnie stabilizowanym

Taki nagły wzrost parametru  $AT_4$  świadczy jednocześnie o tym, że przetwarzany materiał był nierównomiernie i zbyt mało natleniony. Przyczyną takiego stanu rzeczy jest często niewystarczająca ilość frakcji strukturalnej, której odpowiednia zawartość jest warunkiem uzyskania wymaganej porowatości dla właściwej



wymiany gazowej w materiale intensywnie stabilizowanym. W celu optymalizacji struktury przetwarzanych odpadów, należałoby zapewnić w niej odpowiedni udział materiału strukturalnego w postaci zrębków, rozdrobnionych gałęzi i/lub krzaków, które umożliwią uzyskanie wymaganej porowatości.

Kolejny tydzień leżakowania materiału na pryzmie (2 tydzień na otwartym terenie) z napowietrzaniem przez przerzucanie (raz w tygodniu), spowodował spadek wilgotności stabilizatu do poziomu 28,4% (próba 1.8). W tym samym czasie wartość parametru  $AT_4$  obniżyła się do poziomu 6,42 mg  $O_2/g$  s.m.

Po dalszych 7 dniach leżakowania materiału na placu (3 tygodnie) pobrano ostatnią partię stabilizatu do badań. Ich wyniki wskazują, że trzytygodniowe leżakowanie materiału na otwartym terenie, będącego pod wpływem oddziaływania warunków atmosferycznych, spowodowało wzrost wilgotności stabilizatu (próba 1.9) do poziomu 34%, natomiast poziom parametru  $AT_4$  zanotował kolejny spadek do wartości 6,01 mg  $O_2/g$  s.m. Tak przetworzony materiał można uznać za właściwie ustabilizowany, czego potwierdzeniem jest również wartość stosunku węgla organicznego do azotu (C:N), która na zakończenie procesu przetwarzania wyniosła 14:1. Przyjmuje się, że dla właściwie ustabilizowanych odpadów komunalnych, stosunek C:N powinien być niższy od 20:1 [5].

## **2.2. Analiza procesu przetwarzania frakcji podsitowej zmieszanych odpadów komunalnych w instalacji reprezentującej technologię biologicznego przetwarzania w bioreaktorach/boksach zamkniętych z aktywnym napowietrzaniem bez nawilżania**

Materiał poddany przetwarzaniu w omawianej instalacji był frakcją 0–80 mm zmieszanych odpadów komunalnych, wydzieloną w trakcie procesu mechanicznej separacji i sortowania, bez dodatku żadnego materiału strukturalnego. Początkowy stosunek węgla organicznego do azotu (C:N) wyniósł 19,16:1. Jest to proporcja znacznie poniżej wartości optymalnej wynoszącej od 25:1 do 35:1, co oznacza, że w przetwarzanej masie odpadów jest zbyt dużo azotu w stosunku do węgla organicznego. Przy stosunku C:N poniżej 20:1 do atmosfery może się w formie gazowej ulatniać amoniak, powodując zanieczyszczenie (emisja odorów) [4–5].

Podobnie jak w poprzednio omawianym procesie, przetwarzanie odpadów odbywało się zgodnie z standardowymi procedurami przyjętymi w zakładzie eksploatującym instalację. W analizowanej instalacji stosowane procedury nie przewidywały przerzucania odpadów w trakcie intensywnej stabilizacji w zamkniętym bioreaktorze. Aby określić i porównać efektywność procesu intensywnego przetwarzania w bioreaktorach z intensywnym napowietrzaniem oraz z nawilżaniem

i bez nawilżania, identycznie jak w przypadku opisanym w poprzednim podrozdziale, na potrzeby eksperymentu, proces stabilizacji tlenowej w zamkniętym reaktorze z aktywnym napowietrzaniem bez nawilżania wydłużono do 5 tygodni. Podczas trwania procesu tlenowego rozkładu w bioreaktorze rejestrowano temperaturę przetwarzanej masy odpadów. Próby materiału do badań pobierano w odstępach tygodniowych – począwszy od załadunku bioreaktorów „świeżymi” odpadami. Podobnie jak w poprzednim przypadku, badane próby stabilizatu analizowano pod kątem wartości parametrów  $AT_4$  i  $GS_{21}$  oraz zawartości węgla organicznego i strat prażenia. Analizowano także wilgotność prób i temperaturę wsadu bioreaktora w trakcie całego procesu. Na rycinie 10 przedstawiono wnętrze zamykanego bioreaktora z aktywnym napowietrzaniem bez nawilżania, w którym prowadzony był proces biologicznego przetwarzania odpadów i z którego pobrano próby do badań.



Fot. Grzegorz Siemiątkowski.

Ryc. 10. Wnętrze bioreaktora reprezentującego technologię zamkniętą z aktywnym napowietrzaniem bez nawilżania, w trakcie pobierania próbek do badań

W trakcie doświadczenia pobrano w sumie 9 prób do badań. Pierwsze 5 stanowiły:

- próba 2.1 – pobrana z odpadów bezpośrednio przed skierowaniem do przetwarzania,
- próba 2.2 – pobrana ze stabilizowanej w instalacji masy po 1 tygodniu przetwarzania,
- próba 2.3 – pobrana ze stabilizowanej w instalacji masy po 3 tygodniach przetwarzania,
- próba 2.4 – pobrana ze stabilizowanej w instalacji masy po 4 tygodniach przetwarzania,

– próba 2.5 – pobrana ze stabilizowanej w instalacji masy po 5 tygodniach przetwarzania – zakończenie procesu intensywnego przetwarzania.

Kolejne 4 próby do badań pobierane zostały z tego samego stabilizowanego wcześniej w bioreaktorze materiału, w trakcie dojrzewania na pryzmach ulokowanych na otwartym placu:

– próba 2.6 – pobrana ze stabilizowanej na pryzmie masy po 1 tygodniu dojrzewania,

– próba 2.7 – pobrana ze stabilizowanej na pryzmie masy po 2 tygodniach dojrzewania,

– próba 2.8 – pobrana ze stabilizowanej na pryzmie masy po 3 tygodniach dojrzewania,

– próba 2.9 – pobrana ze stabilizowanej na pryzmie masy po 4 tygodniach dojrzewania.

Dla prób 2.6–2.9, tak jak w poprzednim przypadku, badania ograniczono jedynie do określania parametru  $AT_4$  i wilgotności.

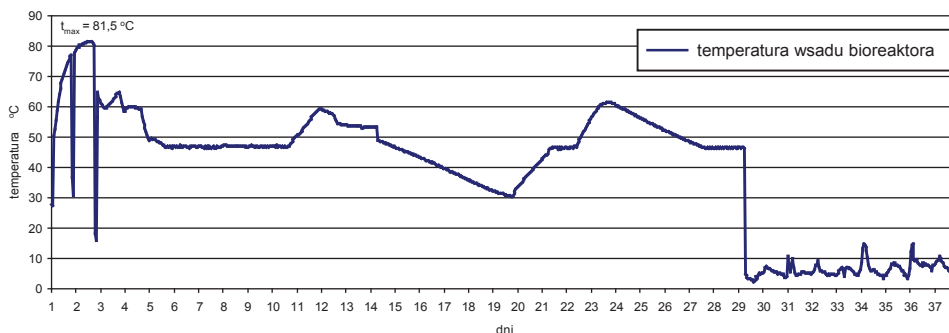
W tabeli 2 przedstawiono wyniki pomiarów parametrów dla poszczególnych prób stabilizowanej masy, jakie zostały przebadane w trakcie doświadczenia, a na rycinie 11 – przebieg temperatury w trakcie przetwarzania odpadów w bioreaktorze.

T a b e l a 2

*Wyniki pomiarów parametrów dla poszczególnych prób stabilizatów z instalacji MBP reprezentującej technologię bioreaktorową/boksową zamkniętą z aktywnym napowietrzaniem bez nawilżania*

Numer próby	Wilgotność	Wyniki $AT_4$			Wyniki $GS_{21}$			LOI	TOC
		analiza I	analiza II	wartość uśredniona	analiza I	analiza II	wartość uśredniona		
		mg $O_2$ /g s.m.			$N^l$ /kg s.m.				
2.1	42,3	25,61	28,52	27,07	–	–	–	–	–
2.2	39,8	16,71	17,73	17,22	44,3	46,1	45,20	29,8	24,2
2.3	17,8	11,33	–	11,33	21,6	22,0	21,80	29,2	18,3
2.4	17,6	8,28	8,84	8,56	22,3	21,4	21,85	28,4	17,5
2.5	14,4	12,46	11,99	12,20	22,5	19,5	21,00	26,9	16,4
2.6	18,9	10,05	9,77	9,91	–	–	–	–	–
2.7	20,5	7,53	8,90	7,92	–	–	–	–	–
2.8	22,2	11,43	–	11,43	–	–	–	–	–
2.9	27,1	14,31	–	14,31	–	–	–	–	–

Ź r ó ł o: Opracowanie własne.



Ź r ó d ł o: Opracowanie własne na podstawie systemu monitorującego danych.

Ryc. 11. Przebieg temperatury masy wsadowej w trakcie przetwarzania odpadów w bioreaktorze

Początkowa wilgotność wsadu – materiału poddanego przetwarzaniu (próba 2.1) wynosiła 42,3%, a wartość parametru  $AT_4$  27,07 mg  $O_2$ /g s.m. W trakcie pierwszych 48 godzin przetwarzania w bioreaktorze, w wyniku intensywnego napowietrzania, nastąpiło samoogrzanie przetwarzanego materiału do temperatury maksymalnej w trakcie całego procesu wynoszącej 81,5°C.

Począwszy od trzeciej doby temperatura wsadu systematycznie spadała, by od piątej do dziesiątej ustabilizować się na poziomie ok. 47,3°C.

Po pierwszym tygodniu przetwarzania w bioreaktorze z aktywnym napowietrzaniem i bez nawilżania (próba 2.2), wilgotność stabilizowanego materiału obniżyła się do poziomu 39,8%, wartość parametru  $AT_4$  spadła do poziomu 17,22 mg  $O_2$ /g s.m., a straty prażenia (LOI) i zawartość węgla organicznego (TOC) oznaczono odpowiednio na poziomie 29,8% s.m. i 24,2% s.m. Dla próby tej jednostkowy potencjał biogazu (parametr  $GS_{21}$ ) wyniósł 45,2  $N$ /kg s.m.

Z uzyskanych wyników badań widać, że zarówno straty prażenia, jak i zawartość węgla organicznego są na poziomie, który kwalifikowałby ten konkretny stabilizat, zgodnie z wymaganiami Rozporządzenia w sprawie MBP [8], do zakończenia procesu przetwarzania. Natomiast uzyskana wartość parametru  $AT_4$  jest na poziomie umożliwiającym zakończenie procesu intensywnego przetwarzania stabilizatu i kontynuowania przetwarzania na przyście.

W trakcie drugiego tygodnia przetwarzania, począwszy od 11 doby, temperatura przetwarzanego materiału zaczęła wzrastać do 59°C, po czym ponownie obniżała się, by na zakończenie drugiego tygodnia przetwarzania ustabilizować się na poziomie ok. 53°C.

Po kolejnych dwóch tygodniach przetwarzania (3 tygodnie w bioreaktorze) wilgotność stabilizatu (próba 2.3) spadła do poziomu 17,8%, parametr  $AT_4$  osiągnął wartość 11,33 mg  $O_2$ /g s.m., straty prażenia obniżyły się niewiele – do

wartości 29,2% s.m., a zawartość węgla organicznego osiągnęła 18,3% s.m. Po tym samym czasie przetwarzania potencjał biogazu badanej próby stabilizatu obniżył się do 21,8  $\text{N}_l/\text{kg}$  s.m.

Zgodnie z zapisami obowiązującego Rozporządzenia w sprawie MBP [8] spełnione zostały wymagania minimalnej długości prowadzenia procesu w zamkniętym reaktorze (przez co najmniej pierwsze 2 tygodnie), a uzyskane wyniki strat prażenia (poniżej 35%) i zawartości węgla organicznego (poniżej 20%) umożliwiają zakończenie procesu biologicznego przetwarzania. Jednak po tym czasie przetwarzania wyznaczona w Rozporządzeniu w sprawie MBP [8] wartość parametru  $\text{AT}_4$  (poniżej 10 mg  $\text{O}_2/\text{g}$  s.m.) nie została osiągnięta, co oznacza, że stabilizat ten nie jest jeszcze wystarczająco biologicznie ustabilizowany.

W trzecim tygodniu procesu temperatura wsadu bioreaktora systematycznie się obniżała, by w 19 dobie przetwarzania osiągnąć 30°C. Jednak w dalszych czterech dobach procesu zaobserwowano postępujący wzrost temperatury przetwarzanego materiału do wartości niewiele ponad 61°C.

Kolejny tydzień stabilizacji odpadów z aktywnym napowietrzaniem bez nawilżania (cztery tygodnie w bioreaktorze) spowodował nieznaczne obniżenie ich wilgotności do 17,6%. W trakcie czwartego tygodnia przetwarzania temperatura stabilizowanego materiału ponownie zaczęła się obniżać do poziomu ok. 46°C. Dla pobranej próby stabilizatu (próba 2.4), po czterech tygodniach intensywnej stabilizacji, wartość parametru  $\text{AT}_4$  oznaczono na poziomie 8,56 mg  $\text{O}_2/\text{g}$  s.m., straty prażenia na poziomie 28,4% s.m., a zawartość węgla organicznego na poziomie 17,5% s.m. Oznacza to, że na tym etapie przetwarzania stabilizat osiągnął już wymagania Rozporządzenia w sprawie MBP [8] w zakresie parametru  $\text{AT}_4$  (wartość poniżej 10 mg  $\text{O}_2/\text{g}$  s.m.), a także wymagania projektu Rozporządzenia 13 lutego 2014 r. w sprawie MBP [6] w zakresie łącznego spełnienia wymagań dotyczących parametru  $\text{AT}_4$  oraz strat prażenia i zawartości węgla organicznego.

Nasuwa się jednak pytanie: Czy w procesie biologicznego przetwarzania odpadów z napowietrzaniem i bez nawilżania, osiągnięty efekt ustabilizowania odpadów, czyli utraty zdolności do ich dalszego biologicznego rozkładu i ograniczenia potencjału gazotwórczego, jest naprawdę zadowalający?

W trakcie procesu biologicznego przetwarzania odpadów w badanej instalacji reprezentującej technologię bioreaktorową/boksovą zamkniętą z aktywnym napowietrzaniem bez nawilżania, następuje systematyczne osuszanie przetwarzanego materiału (od 42% do 14,4% wilgotności). Dodatkowo w okresie pierwszych dwóch dobie przetwarzania, w wyniku intensywnego napowietrzania, następuje samoogrzanie wsadu bioreaktora do temperatury ponad 81°C (ryc. 11). W tym miejscu należy zwrócić uwagę, że wprawdzie w początkowej fazie prawidłowo przebiegającego procesu tlenowej stabilizacji odpadów, samoogrzanie do tem-

peratury powyżej 55°C jest zjawiskiem normalnym (wynikającym z biologicznej aktywności drobnoustrojów rozkładających substancję organiczną) i pożądanym, gdyż gwarantuje odpowiednią higienizację przetwarzanych odpadów. Jednak dalszy niekontrolowany wzrost temperatury, a w szczególności do poziomu przekraczającego 70°C, jest już zdecydowanie niepożądany, ponieważ dochodzi wówczas do wyraźnego spowolnienia rozkładu frakcji organicznej. Z kolei przy temperaturze przekraczającej 75°C, następuje denaturyzacja białka, co w praktyce powoduje zamieranie procesu biologicznego rozkładu podczas tlenowej stabilizacji odpadów [4–5].

W efekcie procesu przetwarzania w opisanych warunkach można zaobserwować, że po osiągnięciu poziomu wilgotności poniżej 20%, wciąż następuje redukcja wartości parametru  $AT_4$ , natomiast wartość jednostkowego potencjału biogazu mierzonego parametrem  $GS_{21}$  stabilizuje się na stałym poziomie ok. 21,8  $N/kg$  s.m. Może to świadczyć o tym, iż na skutek nadmiernego wysuszenia stabilizatu, proces biologicznego rozkładu został wyhamowany, a dalszy spadek wartości parametru  $AT_4$  jest efektem zamierania populacji mikroorganizmów tlenowych ze względu na zbyt małą wilgotność.

Po procesie pięciodobowego przetwarzania stabilizatu w bioreaktorze, materiał został z niego „wyprowadzony” na plac dojrzewania (próba 2.5). Przerzucenie wysuszonego do poziomu 14,4% wilgotności materiału spowodowało jego rozluźnienie i dodatkowe napowietrzenie obszarów wcześniej mocno zagęszczonych, do których powietrze w trakcie przetwarzania miało utrudniony dostęp. Dostęp tlenu do tych obszarów zapewne umożliwił częściowe odbudowanie kolonii mikroorganizmów rozkładających frakcje organiczną, czego efektem był chwilowy wzrost wartości parametru  $AT_4$  z poziomu 8,56  $mg O_2/g$  s.m. (wartość po 4 tygodniach przetwarzania w bioreaktorze) do poziomu 12,2  $mg O_2/g$  s.m.

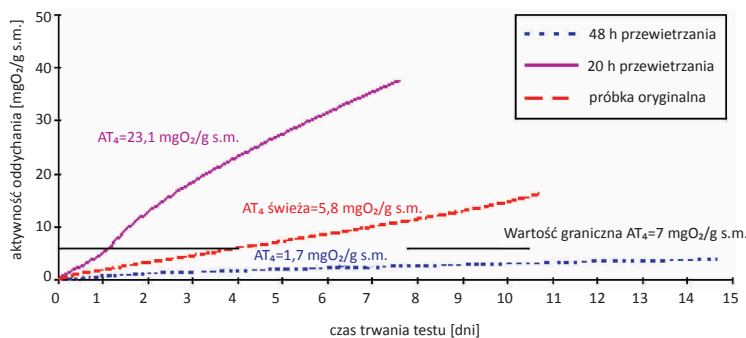
Po pierwszym tygodniu dojrzewania materiału na pryzmie (na otwartym powietrzu), wpływ warunków atmosferycznych spowodował wzrost wilgotności stabilizatu do poziomu 18,9% (próba 2.6). W tym samym czasie wartość parametru  $AT_4$  obniżyła się do 9,91  $mg O_2/g$  s.m. Kolejny tydzień leżakowania materiału, będącego pod wpływem oddziaływania warunków atmosferycznych, spowodował dalszy wzrost wilgotności stabilizatu (próba 2.7) do poziomu 20,2%, a wartość parametru  $AT_4$  zanotowała kolejny spadek do 7,91  $mg O_2/g$  s.m.

Wyraźne zmiany zaczęto obserwować dopiero po trzech tygodniach leżakowania na pryzmie (próby 2.8 i 2.9). W wyniku wzrostu wilgotności stabilizatu powyżej 22% (do poziomu 22,2% po trzech tygodniach i 27,1% po czterech tygodniach leżakowania na pryzmie), najprawdopodobniej odbudowała się populacja mikroorganizmów tlenowych, dzięki której, zahamowany wcześniej – w wyniku przesuszenia, proces biologicznego rozkładu „intensywnie odżył” na nowo.



Świadczą o tym wyniki badań parametru  $AT_4$ , które trwale zaczęły wzrastać: do poziomu 11,43 mg  $O_2/g$  s.m. po 3 tygodniach dojrzwania i do 14,31 mg  $O_2/g$  s.m. po 4 tygodniach dojrzwania w przyzbie na placu.

Podobne wyniki doświadczenia, ale prowadzonego w warunkach laboratoryjnych, uzyskał i opisał M. Widerin [11, 13], który udowodnił, że suszenie, odbywające się w trakcie przygotowań próby, prowadzi do znacznie zaniżonych wyników. W trakcie tego doświadczenia badaniu poddano odpady stabilizowane tlenowo przez okres 20 tygodni. Ze względu na to, że dostarczony do laboratorium materiał podlegał długiemu okresowi przetwarzania, przypuszczano, że doszło już do prawidłowego ustabilizowania odpadów. Na rycinie 12 krzywa kreskowa pokazuje przebieg aktywności oddechowej oryginalnej próby ( $AT_4 = 5,8$  mg  $O_2/g$  s.m.). W jedenastodniowym okresie badania parametru  $AT_4$ , próba ta nie wykazała obecności fazy opóźnienia (tzw. *lag-phase*, czyli przedziału czasu pomiędzy startem pomiaru a początkiem wykładniczo wzrastającej aktywności mikroorganizmów [14]). Jednak dostarczony do laboratorium materiał był dość suchy (wilgotność – 26%). Aby polepszyć warunki życia tlenowych mikroorganizmów, materiał został właściwie nawilgocony, umieszczony w aluminiowym pojemniku i „wstępnie napowietrzony” poprzez pozostawienie go w warunkach pokojowych na 20 godzin (w razie potrzeby materiał był dodatkowo nawilgacany). W ten sposób wstępnie napowietrzona i nawilżona próbka (ciągła krzywa na ryc. 12) wykazała, w odniesieniu do próby oryginalnej, wyraźnie podwyższoną aktywność oddychania ( $AT_4 = 23,1$  mg  $O_2/g$  s.m.). Ponowne osuszenie przy 48-godzinym napowietrzaniu wstępnym (krzywa punktowa) dało (mimo ponownego nawilżenia przed rozpoczęciem badania) oczekiwany wynik, na poziomie jeszcze niższej aktywności oddychania ( $AT_4 = 1,7$  mg  $O_2/g$  s.m.) niż przy oryginalnej próbce [11, 15].



Ryc. 12. Wpływ napowietrzania i nawadniania próby na wyniki pomiarów aktywności oddychania materiału zakłóconego efektem hamowania pochodzącego z mechaniczno-biologicznego przetwarzania (czas przetwarzania – 20 tygodni) [11, 15]

Mając na uwadze wyniki badań przedstawione w niniejszym artykule, należy stwierdzić, że opierając ocenę poziomu stabilizacji odpadów jedynie o wyniki oznaczania parametru  $AT_4$  nie da się wykluczyć błędnych interpretacji.

Zgodnie z doświadczeniami badaczy austriackich, gdzie standardowo ocenia się poziom biologicznego ustabilizowania odpadów, wykonując łącznie testy reaktywności odpadów w warunkach tlenowych (oznaczanie parametru  $AT_4$ ) i beztlenowych (oznaczenie parametru  $GS_{21}$  lub  $GB_{21}$ ), istnieje bardzo wyraźna korelacja pomiędzy wartością parametru  $AT_4$  a wartością parametru  $GS_{21}$ . Statystycznie rzecz ujmując, dla 196 analizowanych w ten sposób prób wartość współczynnika korelacji pomiędzy  $AT_4$  i  $GS_{21}$  wynosi 0,909 (ryc. 6). Na tej podstawie stwierdzono (o czym była mowa wcześniej), że wartości  $AT_4$  równej  $7 \text{ mg O}_2/\text{g s.m.}$  (granicznej wartości  $AT_4$  w Austrii dopuszczająca stabilizat do składowania) odpowiada wartość  $GS_{21}$  równa  $11,5 \text{ Nl/kg s.m.}$  [11–12, 15]. Zatem dopiero łączna analiza tych dwóch parametrów i uzyskanie korelujących wyników umożliwi precyzyjne określenie rzeczywistego poziomu reaktywności biologicznej stabilizowanej masy odpadów.

### 3. Podsumowanie

W artykule przedstawiono wyniki szczegółowych badań stabilizowanych tlenowo mas odpadów komunalnych frakcji 0–80 mm, na podstawie których przeprowadzono analizę efektywności przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych w dwóch popularnych na polskim rynku instalacjach, które reprezentują:

- technologię bioreaktorową/boksową zamkniętą z aktywnym napowietrzaniem i nawilżaniem,
- technologię bioreaktorową/boksową zamkniętą z aktywnym napowietrzaniem bez nawilżania.

Wyniki przeprowadzonej analizy dowodzą, że zbyt niska wilgotność początkowa i/lub brak nawilżania wsadu podczas procesu intensywnej stabilizacji tlenowej, przy jednoczesnym intensywnym napowietrzaniu, najczęściej doprowadza do wysuszenia obrabianego materiału, czyli tzw. suchej stabilizacji. W takim przypadku, pomimo pozytywnych wyników oceny „stabilizatorów” po zakończonym procesie intensywnej stabilizacji tlenowej (niska wartość parametru  $AT_4$ ), materiał ten wcale nie będzie ustabilizowany i po jego nawilżeniu lub już w warunkach beztlenowych po zdeponowaniu na składowisku odpadów, ponownie rozpocznie się proces biologicznego rozkładu z typowymi dla niego konsekwencjami, tj. emisją gazów cieplarnianych i odorów. Z analizy przedstawionych wyników badań oraz na podstawie doświadczeń innych badaczy można stwierdzić, że uzyskanie niskich wartości parametru  $AT_4$  dla stabilizowanej masy odpadów o wilgotności poniżej 26%, które były poddane procesowi intensywnego biologicznego przetwarzania z napowietrzaniem bez nawilżania, nie może być pod-

stawą do formułowania wniosków o właściwym biologicznym ustabilizowaniu przetwarzanej masy.

Niestety w prawodawstwie polskim aspekt wilgotności i nawilżania wsadu w trakcie biologicznej stabilizacji tlenowej został zupełnie pominięty – zarówno w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z 11 września 2012 r. w sprawie mechaniczno-biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych, jak i w obecnie skierowanym do konsultacji społecznych projekcie nowelizacji tego rozporządzenia [6, 8]. Skutkuje to budową, cieszącą się popularnością na polskim rynku, tańszych inwestycyjnie instalacji biologicznego przetwarzania odpadów spełniających wszystkie wymagania polskiego prawodawstwa, w których nie nawilża się odpadów i oczywiście „uzyskuje się” wymagane parametry stabilizatów zapisane w polskim prawodawstwie. Tymczasem na podstawie doniesień z prac zespołu opracowującego konkluzje BAT dla mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów wynika, że aspekty wilgotności w procesie intensywnego przetwarzania będą bardzo wyraźnie zaakcentowane i ściśle regulowane, co będzie skutkowało koniecznością wprowadzania kosztownych zmian technologicznych w nowo wybudowanych instalacjach tlenowej stabilizacji odpadów, w których nie przewidziano nawilżania wsadu. W pracach zespołu opracowującego konkluzje BAT wiele uwagi poświęca się również aspektom związanym z redukcją emisji związków azotu poprzez optymalizację wskaźnika C:N [3].

Optymalny stosunek węgla organicznego do azotu (C:N) w materiale trafiającym do procesu intensywnego stabilizacji tlenowej, powinien mieścić się w granicach od 25:1 do 35:1 [4–5, 7, 11]. W zależności od potrzeb optymalizację wskaźnika C:N dokonuje się mieszając w odpowiednich proporcjach odpady trafiające do biologicznego przetwarzania w warunkach tlenowych z selektywnie zebranymi odpadami zielonymi (np. zrębkami, korą, trocinami, odpadami z przycinki drzew i krzewów, liśćmi, słomą) o wysokiej zawartości węgla organicznego lub z osadami ściekowymi, gnojówką, obornikiem czy selektywnie zebranymi bioodpadami (np. resztkami jedzenia, odpadami warzywnymi, resztkami owoców) o wysokiej zawartości azotu [4–5, 7, 11]. W kontekście możliwości optymalizacji wskaźnika C:N niepokojący jest zatem zapis paragraf 4 ustęp 2 projektu Rozporządzenia Ministra Środowiska z 13 lutego 2014 r. w sprawie mechaniczno-biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych, który zabrania mieszania odpadów frakcji podsitowej trafiających do tlenowej stabilizacji z innymi rodzajami odpadów, w tym w szczególności z odpadami zbieranymi w sposób selektywny oraz z odpadami wytworzonymi w innej instalacji [6].

Uzasadnione technologicznie mieszanie frakcji podsitowej odpadów komunalnych ze zrębkami, korą, odpadami z przycinki drzew i krzewów, stanowiącymi tzw. materiał strukturalny, wpływa również na odpowiednią stabilizację strukturalnie biologicznie przetwarzanego materiału, umożliwiając uzyskanie wymaganej

porowatości dla odpowiedniej wymiany gazowej w materiale intensywnie stabilizowanym [4–5, 11].

Z analizy przedstawionych rezultatów badań odpadów, które poddano intensywnej stabilizacji tlenowej bez domieszki materiału strukturalnego, wynika, że przetwarzane odpady były miejscami zbyt mocno zagęszczone, co powodowało ich nierównomierne i zbyt małe napowietrzenie. Zaobserwowanym efektem takiego przetwarzania był każdorazowo wzrost wartości parametru  $AT_4$  dla stabilizowanej masy wyciągniętej z instalacji intensywnego przetwarzania i przerzuconej na placu dojrzwania na otwartej przestrzeni. Można zatem wnioskować, że przerzucenie „na świeżym powietrzu” stabilizowanej masy wyciągniętej z bioreaktora spowodowało jej rozluźnienie i dodatkowe napowietrzenie obszarów wcześniej mocno zagęszczonych, do których powietrze w trakcie przetwarzania miało utrudniony dostęp. Dostęp tlenu do tych obszarów zapewne umożliwił częściowe odbudowanie kolonii mikroorganizmów rozkładających frakcje organiczną, czego efektem był wzrost wartości parametru  $AT_4$ .

Przedstawione wyniki badań przetwarzanych odpadów potwierdziły także, że uzyskanie „niskich” wartości straty prażenia i zawartości węgla organicznego nie odzwierciedla utraty zdolności stabilizowanej masy do dalszego biologicznego rozkładu. Właściwym parametrem do takiej oceny jest badanie  $AT_4$  i/lub oznaczenie potencjału gazu składowiskowego poprzez badanie parametru  $GS_{21}/GB_{21}$ . Jednak w tym miejscu należy wyraźnie zaznaczyć, że ze względu na niedoskonałości technologiczne stosowanych instalacji i popełniane błędy przy prowadzeniu procesu stabilizacji tlenowej, oceniając tylko jeden z tych parametrów ( $AT_4$  lub  $GS_{21}/GB_{21}$ ), nie da się wykluczyć błędnych interpretacji na temat utraty zdolności stabilizowanej masy do dalszego biologicznego rozkładu, czego wyraźnie dowodzą przedstawione wyniki badań oraz cytowane doświadczenia innych badaczy. Pewność można mieć dopiero po uzyskaniu zadowalających (tj. korelujących ze sobą) wyników łącznej analizy poziomu biologicznego ustabilizowania odpadów – prowadzonej w warunkach tlenowych (oznaczanie parametru  $AT_4$ ) oraz w warunkach beztlenowych (oznaczenie parametru  $GS_{21}$  lub  $GB_{21}$ ).

## Literatura

[1] *Europe's environment – The fourth assessment. State of the environment report No 1/2007*, European Environment Agency, Office for Official Publications of the European Communities, B.m. 2007.

[2] Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE z 24 listopada 2010 r. w sprawie emisji przemysłowych, <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2010:334:0017:0119:pl:PDF> (18.08.2014 r.).

[3] Ł a s z l ó A., BREFs in biological waste management, [w:] VII Konferencja Mechaniczno-Biologiczne Przetwarzanie Odpadów, Katowice, 27–29 maja 2014 r., <http://www.abrys.pl/uplo>

ads/media/Laszlo.A.Aktualna\_sytuacja\_odnosnie\_dokumentu\_BREF\_dotyczacego\_biologicznego\_przetwarzania\_odpadow.pdf (18.06.2014 r.).

[4] BMLFUW, 2005 – Stand der Technik Kompostierung – Grundlagenstudie.

[5] Głan z R., *Teoretyczne podstawy kompostowania/Theoretische Grundlagen der Kompostierung*, „Prace Instytutu Ceramiki i Materiałów Budowlanych” 2012, nr 10, s. 80–97.

[6] Projekt Rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie mechaniczno-biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych z 13 lutego 2014 r., [http://www.mos.gov.pl/g2/bi/g/2014\\_03/bc15ac04e89fcec901b40206eff7337f.pdf](http://www.mos.gov.pl/g2/bi/g/2014_03/bc15ac04e89fcec901b40206eff7337f.pdf) (18.04.2014).

[7] Jędrzak A., *Biologiczne przetwarzanie odpadów*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2008.

[8] Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie mechaniczno-biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych z 11 września 2012 r., Dz.U. z 2012 r. poz. 1052.

[9] Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien – DVO 2008 (StF: BGBl. II Nr. 39/2008).

[10] AbfAbIV – bfallablagerungsverordnung (Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen) aus 20.02.2001 (BGBl. I S. 305).

[11] *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.

[12] ABF-Boku „Untersuchung der Reaktivität von 16 MBA-Proben”, Wien 2012, raport z badań w posiadaniu autora.

[13] W i d e r i n M., *Ergebnisse von Atmungsaktivitätsmessungen mittels Sapromat*, [w:] *Methoden zur Charakterisierung der biochemischen Stabilität von organischer Substanz*, Hrsg. P. Lechner, Waste Reports 1996, No. 4, s. 34–43.

[14] VORNORM ÖNORM S 2027-4 Ausgabe 1.03.2011 – Beurteilung von Abfällen aus der mechanisch-biologischen Behandlung, Teil 4 – Stabilitätsparameter – Atmungsaktivität ( $AT_4$ ).

[15] B i n n e r E., *Oznaczenia aktywności oddychania oraz potencjału wytwarzania gazu – najnowsze ustalenia dotyczące błędnych interpretacji/Bestimmung von Atmungsaktivität und Gasbildungspotential – Neueste Erkenntnisse betreffend Fehlinterpretationen*, „Prace Instytutu Ceramiki i Materiałów Budowlanych” 2012, nr 10, s. 265–295.

GRZEGORZ SIEMIĄTKOWSKI

#### EVALUATION OF THE EFFECTIVENESS OF THE PROCESS OF MECHANICAL-BIOLOGICAL TREATMENT OF WASTE WITH AND WITHOUT HUMIDIFICATION

**Keywords:** municipal waste, mechanical and biological treatment, the humidity, the process of oxygen decomposition, conversion efficiency.

The article presents results of research of the stabilization process 0–80 mm fraction of mixed municipal waste, obtained during the mechanical treatment of waste. On the basis of an analysis of the effectiveness of biological treat-

ment of mixed municipal waste in two popular systems on the Polish market, which represent: bioreactor/boxes close technology with active aeration and humidification and bioreactor/boxes close technology with active aeration without humidification. Special attention was drawn to the following oxygen decomposition process parameters: humidity, temperature, the ratio of organic carbon to nitrogen (C/N). The discussion on the effects of the research and analysis have been taken both in terms of the basics of biotechnology of oxygen decomposition of organic substances as well as existing in Poland legislation on mechanical-biological treatment of mixed municipal waste and the proposed amendments. The discussion on the effects of the research and analysis have been taken both in terms of the basics of biotechnology of oxygen decomposition of organic substances as well as existing in Poland legislation mechanical-biological treatment of mixed municipal waste and the proposed amendments thereto. It was also shown that obtaining low  $AT_4$  parameter values for oxygen stabilized waste, waste in which the moisture content is less than 26% can lead to misinterpretation and should not be the basis for conclusions about the proper biological stabilization.