

Sylwia Stegenta, Barbara Kałdun, Karolina Sobieraj, Andrzej Białowiec

## Aktywność biologiczna ustabilizowanej drobnej frakcji odpadów komunalnych podczas ich długotrwałej ekspozycji na warunki atmosferyczne

Powstające w Polsce zmieszane odpady komunalne są w większości przetwarzane w instalacjach mechaniczno-biologicznych. Pod koniec 2014 r. w kraju funkcjonowało 127 takich instalacji (mających status regionalnej instalacji przetwarzania odpadów komunalnych (RIPOK)) o łącznej rocznej mocy przerobowej części mechanicznej około 9,4 mln ton i biologicznej – około 4,1 mln ton [1]. Mechaniczno-biologiczne przetwarzanie odpadów może być postrzegane jako integralna część nowoczesnej koncepcji gospodarki odpadami, przy czym w nowych zakładach tego typu kładzie się duży nacisk na zwiększenie skuteczności odzyskiwania energii z odpadów komunalnych [2]. Zgodnie z definicją, mechaniczno-biologiczne przetwarzanie oznacza „przetwarzanie pozostałych odpadów komunalnych, niesortowalnych odpadów komunalnych lub każdego innego bioodpadu nieodpowiedniego do kompostowania albo beztlenowego rozkładu w celu stabilizacji i zmniejszenia ich objętości” [3]. Jednym z zadań współczesnej gospodarki odpadami, a zarazem głównym celem instalacji do ich mechaniczno-biologicznego przetwarzania, jest zmniejszenie ilości biodegradowalnych odpadów komunalnych kierowanych na składowiska. Najczęściej stosowanym procesem biologicznym, pozwalającym na przygotowanie odpadów do bezpiecznego składowania, jest tlenowa biostabilizacja [4].

Jednym z akceptowanych rozwiązań technologicznych mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów jest podział wielkościowy ustabilizowanej frakcji podsitowej odpadu o kodzie 190599 poprzez jej przesianie w celu wydzielenia dwóch frakcji – o uziarnieniu 20÷80 mm o kodzie 190599 (stabilizat) oraz o uziarnieniu <20 mm o kodzie 190503 (kompost nieodpowiadający wymaganiom). Frakcja odpadów o uziarnieniu 20÷80 mm jest składowana, natomiast frakcja <20 mm może być odzyskiwana i wykorzystywana do rekultywacji składowisk. Warstwa rekultywacyjna składowisk komunalnych, jeśli jest to technicznie możliwe i ekonomicznie uzasadnione, powinna pochodzić z procesu odzyskiwania składników z odpadów przemysłowych lub innych materiałów, które pozwolą na zmniejszenie zużycia do tego celu surowców naturalnych [5].

Wykorzystanie gotowego stabilizatu, pomimo wielu zalet (zmniejszenie ilości odpadów na składowisku, a także

ilości materiałów potrzebnych do rekultywacji składowiska), powinno być stosowane bardzo ostrożnie. Badania frakcji organicznej mechanicznie wysortowanej z odpadów komunalnych w skali laboratoryjnej wykazały, że 21-dobowy czas prowadzenia procesu stabilizacji odpadów wystarcza, aby je odpowiednio przygotować do wykorzystania w rekultywacji składowiska [6]. Jednakże te same badania wykonane w skali technicznej wykazały znaczne zmniejszenie sprawności procesu, co z kolei prowadziło do niewystarczającej stabilizacji odpadów. Warto również wziąć pod uwagę procesy osiadania i przemieszczania się bryły składowiska, które mogą zachodzić przy zastosowaniu niewystarczającej techniki zagęszczania odpadów lub być spowodowane lokalnymi różnicami w ich składzie. Może to prowadzić do powstawania niecek, w których będzie gromadzić się woda, a w konsekwencji do występowania niekorzystnych warunków rozkładu związków organicznych. Niezależnie od tego, czy ustabilizowana frakcja organiczna (<20 mm) zostanie ponownie użyta czy składowana, oszacowanie aktywności mikroorganizmów w tej frakcji w dłuższej perspektywie jest niezwykle istotne [7, 8].

Stosowana do budowy warstw rekultywacyjnych składowiska ustabilizowana frakcja podsitowa o uziarnieniu <20 mm podlega długotrwałej ekspozycji na warunki atmosferyczne. Może to wpływać na stopniowy rozkład rozdrobnionych mechanicznie średnio rozkładalnych składników organicznych odpadów, takich jak papier, drewno czy liście, które w trakcie biostabilizacji w instalacji mechaniczno-biologicznej nie uległy rozkładowi. Procesy te mogą powodować większą aktywność oddechową mikroorganizmów w warstwach rekultywacyjnych oraz zwiększać emisję gazów cieplarnianych i substancji odorotwórczych do powietrza atmosferycznego. Ponieważ takie procesy, jak powstawanie odorów i wytwarzanie biogazu oraz samozagrzewanie odpadów są powiązane z aktywnością mikroorganizmów, dlatego jej pomiar jest ważny zarówno z naukowego, jak i technicznego punktu widzenia [9], co uzasadnia podjęcie badań w tym zakresie.

Celem badań było określenie wpływu warunków klimatycznych (temperatura i nawodnienie) na aktywność oddechową drobnoustrojów w warstwie rekultywacyjnej składowiska odpadów, a także ocena zmian aktywności oddechowej mikroorganizmów i podatności ustabilizowanej frakcji odpadów o uziarnieniu <20 mm na biologiczny rozkład w trakcie ich długotrwałej ekspozycji w różnych warunkach klimatycznych w skali laboratoryjnej.

Badania podzielono na dwa etapy – w pierwszym wykonano analizy przesiewowe aktywności oddechowej drobnoustrojów w ustabilizowanej drobnej frakcji odpadów pobranej z warstwy rekultywacyjnej składowiska, natomiast w drugim przeprowadzono badania lizymetryczne, których celem była ocena wpływu wybranych czynników środowiskowych (temperatura otoczenia, wilgotność odpadów) na zmiany aktywności oddechowej mikroorganizmów oraz podatności związków organicznych na rozkład biologiczny w trakcie długotrwałej ekspozycji odpadów na warunki atmosferyczne.

## Materiały i metody

W pierwszym etapie określono właściwości próbek odpadów pobranych z wierzchołki zamkniętego składowiska odpadów (innych niż niebezpieczne i obojętne) na Dolnym Śląsku, a także wykonano badania aktywności oddechowej ( $AT_4$ ) i wilgotności. Następnie zaprojektowano doświadczenie lizymetryczne w skali laboratoryjnej, symulujące warunki panujące na składowisku. Eksperyment laboratoryjny wykonano w dwóch cyklach – od grudnia 2015 r. do marca 2016 r. oraz od lipca do października 2016 r. W pierwszym cyklu zastosowano frakcję odpadów o uziarnieniu <20 mm wydzieloną mechanicznie z materiału uzyskanego po 9-tygodniowej stabilizacji tlenowej, natomiast w drugim cyklu próbkę po 18 tygodniach biostabilizacji. Materiał do badań lizymetrycznych pochodził z regionalnej instalacji przetwarzania odpadów komunalnych na Dolnym Śląsku. Frakcja odpadów o uziarnieniu <20 mm została wydzielona na sicie mobilnym, po czym z przesianego materiału za pomocą ładowarki pobrano próbki odpadów, których masę zmniejszono metodą ćwiartowania do około 300 kg.

Wybór miejsc pobrania próbek ze składowiska odpadów został dokonany podczas wizji lokalnej. W czasie rozpoczęcia badań warstwa rekultywacyjna składowiska miała wiek czterech miesięcy. Próbki pobrano z czterech miejsc – dwie ze środkowej części składowiska (miejsca najwyższej położone, gdzie nie gromadziła się woda) oraz dwie z części brzegowej, gdzie znajdowały się zastoiska wody. Próbki pobrano wykonując otwór o wymiarach około 50×50 cm na całej głębokości profilu (ok. 15 cm), następnie metodą ćwiartowania zmniejszono je do objętości 10 dm<sup>3</sup> i przeniesiono do pojemnika z tworzywa sztucznego. Po pobraniu próbek otwór zasypano i wyrównano. W ten sam sposób pobrano próbki po dwóch tygodniach, pozyskując materiał badawczy z tych samych miejsc, najpierw w dniu słonecznym, a następnie po opadach deszczu.

Doświadczenie lizymetryczne (dwa cykle) założono w 20 plastikowych lizymetrach o pojemności 10 dm<sup>3</sup>, które zostały wypełnione ustabilizowaną frakcją podsitową odpadów (<20 mm) do poziomu 30 cm. Materiał dokładnie ubito z siłą nacisku około 590 N, aby wprowadzić warunki podobne do panujących na składowisku. Z każdego lizymetru pobrano małą próbkę odpadów (ok. 500 g), które po zmieszaniu stanowiły próbkę porównawczą (zerową), poddaną analizom w laboratorium. Wszystkie pojemniki opisano numerami od 1 do 20, przy czym pojemniki oznaczone numerami parzystymi wypełniono wodą do wysokości 1 cm poniżej krawędzi pojemnika (symulacja występowania zastoisk wody – lizymetry nawadniane). Wariant z numerami nieparzystymi stanowiły lizymetry nienawadniane. Dodatkowo w każdym powtórzeniu umieszczono jeden lizymetr wypełniony wodą, na podstawie którego określono

parowanie z wolnej powierzchni wody oraz jeden lizymetr wypełniony piaskiem o wilgotności około 25%, który pozwolił na określenie ewaporacji z powierzchni gruntu. Pojemniki umieszczono w zadaszonym miejscu w pobliżu składowiska. W czasie trwania eksperymentu dokonywano codziennych pomiarów temperatury odpadów w lizymetrach oraz temperatury powietrza, a także cotygodniowych pomiarów masy lizymetrów. Dodatkowo raz w tygodniu pobierano próbki z dwóch kolejnych lizymetrów (jeden z materiału nawadnianego i drugi z materiału nienawadnianego). Pobrany materiał przewożono do laboratorium Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu celem pomiaru aktywności oddechowej ( $AT_4$ ), wilgotności oraz określenia strat przy prażeniu. Codzienne pomiary temperatury wewnątrz pojemników prowadzono za pomocą termopary firmy Digital Instruments model TM-902C, umieszczonej w 30-centymetrowej szczelnej rurce miedzianej wprowadzonej w centralnym miejscu pojemnika. Temperaturę odczytywano z dokładnością do 0,1°C. Wynik zapisywano, gdy temperatura na wyświetlaczu miernika nie zmieniała się przez 30 s. Jeżeli temperatura zewnętrzna była ujemna (pierwszy cykl badawczy), wówczas pomiaru nie wykonywano (zamarznięcie próbki uniemożliwiało odpowiednie umieszczenie termometru w lizymetrze). Pomiarów masy odpadów w lizymetrach dokonywano za pomocą wagi laboratoryjnej firmy RadWag model WPT/R 15 C2 z dokładnością do 5 g. Po zważeniu, jeśli zachodziła taka potrzeba, próbki parzyste uzupełniano wodą do wysokości 1 cm poniżej krawędzi i ponownie je ważono.

## Badania próbek odpadów

Aktywność oddechową mikroorganizmów ( $AT_4$ ) mierzono za pomocą systemu OxiTop<sup>®</sup> Control. W tym celu próbki odpadów o masie 50±55±0,1 g przeniesiono do naczyń reakcyjnych, które zostały szczelnie zamknięte i umieszczone w komorze klimatycznej w temperaturze 20±0,1°C na 7 d. Wszystkie testy zostały wykonane w dwóch powtórzeniach. Zużycie tlenu zostało obliczone ze wzoru:

$$[\text{OD}] = \Delta p \frac{M_{\text{O}_2}}{R \cdot T} \frac{V_c - V_a - V_s}{m} \quad (1)$$

w którym:

[OD] – zużycie tlenu, mgO<sub>2</sub>/g (w odniesieniu do suchej masy próbki)

$\Delta p$  – różnica ciśnień, hPa

$M_{\text{O}_2}$  – ciężar cząsteczkowy tlenu (31,988 g/mol)

$R$  – stała gazowa (83,14 hPa·dm<sup>3</sup>/(mol·K))

$T$  – temperatura pomiaru, K

$V_c$  – całkowita pojemność naczynia pomiarowego, dm<sup>3</sup>

$V_a$  – pojemność absorbera i wewnętrznego wyposażenia pomocniczego, dm<sup>3</sup>

$V_p$  – objętość próbki, dm<sup>3</sup>

$m$  – sucha masa próbki, g

Od każdego testu odjęto czas przygotowawczy (faza adaptacyjna – lag faza), którego wartość została wyznaczona zgodnie z rekomendacjami podanymi w pracy [10]. Faza adaptacyjna kończy się wówczas, gdy wartość średnia z 3-godzinowego przedziału pomiaru osiąga 25% wartości średniej z 3-godzinowego przedziału, w którym zapotrzebowanie na tlen było największe [11]. Zawartość suchej masy próbki odpadów określono metodą wagową (po suszeniu przez 24 h w temperaturze 105°C), natomiast stratę prażenia wyznaczono zgodnie z normą PN-EN 15169:2011.

## Kinetyka rozkładu związków organicznych

Na podstawie modelu I rzędu przeprowadzono modelowanie parametrów kinetycznych rozkładu związków organicznych w czasie, w zróżnicowanych warunkach nawodnienia i temperatury. Podstawowym parametrem była wartość stałej szybkości rozkładu ( $k_r$ ) wyznaczona z równania:

$$C = C_0 e^{-k_r t} \quad (2)$$

w którym:

$C$  – zawartość związków organicznych w suchej masie próbki w czasie  $t$ , %

$C_0$  – początkowa zawartość związków organicznych w suchej masie próbki, %

$k_r$  – stała szybkości rozkładu związków organicznych modelu I rzędu,  $d^{-1}$

$t$  – czas, d

Na podstawie wyznaczonych wartości stałej szybkości reakcji ( $k_r$ ) określono czas połowicznego rozkładu związków organicznych ( $t_{r0,5}$ , h) zgodnie z równaniem:

$$t_{r0,5} = \frac{\ln 2}{k_r} \quad (3)$$

Parametry modelu zweryfikowano statystycznie przez wyznaczenie wartości współczynnika determinacji  $R^2$ .

## Podatność frakcji podsitowej odpadów na rozkład biologiczny

Pod uwagę wzięto zaproponowany we wcześniejszych badaniach [12] model matematyczny wykorzystujący reakcję I rzędu:

$$[OD] = [OD]_0 (1 - e^{-k_0 t}) \quad (4)$$

w którym:

$[OD]$  – zużycie tlenu,  $mgO_2/g$

$[OD]_0$  – maksymalne zużycie tlenu,  $mgO_2/g$

$k_0$  – stała szybkości zużycia tlenu wg modelu I rzędu,  $h^{-1}$

$t$  – czas, h

Parametry tego modelu zweryfikowano statystycznie również przez wyznaczenie wartości współczynnika determinacji  $R^2$ .

Na podstawie wyznaczonych wartości stałej szybkości  $k_0$  określono czas połowicznego zużycia tlenu na rozkład związków organicznych ( $t_{0,5}$ , h) zgodnie z równaniem:

$$t_{0,5} = \frac{\ln 2}{k_0} \quad (5)$$

Parametr ten przyjęto jako wskaźnik chwilowej podatności związków organicznych zawartych w analizowanej frakcji podsitowej odpadów na rozkład biologiczny.

## Dyskusja wyników

### Właściwości warstwy rekultywacyjnej

Badania właściwości warstwy rekultywacyjnej w obu cyklach badań wykazały, że próbki pochodzące z miejsc mokrych i suchych różniły się aktywnością oddechową oraz wilgotnością (tab. 1). W pierwszym cyklu wilgotność próbek z miejsc, gdzie gromadziła się woda była większa o około 9% od wilgotności próbek z miejsc suchych. W drugim cyklu – w dzień słoneczny oraz po opadach deszczu – próbki z miejsc mokrych miały wilgotność większą odpowiednio o około 9% i 5%. Wyniki obliczeń kinetyki zużycia tlenu potwierdziły, że suche miejsca składowiska charakteryzowały się mniejszą stałą szybkości reakcji, przy czym różnice te były wyraźniejsze w czasie pierwszego cyklu badań. Wskazuje to na mniejszą podatność na rozkład biologiczny odpadów znajdujących się w strefach okrywy rekultywacyjnej o mniejszej wilgotności.

Wyniki badań potwierdziły, że materiały pobrane z miejsc składowiska z zastoiskami wody charakteryzowały się większą aktywnością oddechową  $AT_4$  (w pierwszym cyklu o około  $16 mgO_2/g$ , przy drugim – odpowiednio o około  $6 mgO_2/g$  i  $3 mgO_2/g$ ). Zaobserwowano także mniejszą zmienność wyników uzyskanych w przypadku próbek pobranych po wystąpieniu opadów atmosferycznych. Jednocześnie odnotowano przekroczenie granicznej wartości aktywności oddechowej  $10 mgO_2/g$ , poniżej której odpad uznaje się za ustabilizowany (szczególnie w przypadku próbek z miejsc nawodnionych) (tab. 1). W drugim cyklu badań, przy utrzymaniu podobnej wilgotności odpadów jak w pierwszym cyklu, wystąpiły mniejsze różnice w uzyskanych wartościach aktywności oddechowej próbek suchych i mokrych niż w pierwszym cyklu.

Tabela 1. Charakterystyka ustabilizowanej drobnej frakcji odpadów pobranych z okrywy rekultywacyjnej składowiska (wartości średnie)

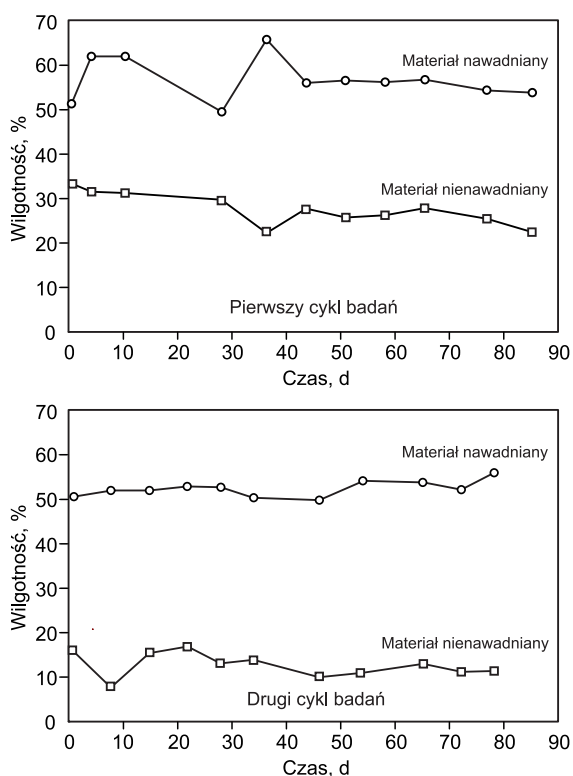
Table 1. Properties of stabilized fine fraction from the landfill cover layer (mean values)

Stanowisko	$AT_4$ , $mgO_2/g$	Wilgotność, %	Sucha masa, %	$k_0$ , $h^{-1}$	$t_{0,5}$ , h	$R^2$
pierwsze powtórzenie						
Miejsca suche	2,6	29,1	70,9	0,006	126	0,990
Miejsca mokre	19,1	38,4	61,6	0,011	62	0,994
drugie powtórzenie						
Miejsca suche, pogoda słoneczna	12,0	30,4	69,6	0,013	54	0,957
Miejsca suche, pogoda deszczowa	10,8	30,4	69,6	0,008	91	0,996
Miejsca mokre, pogoda słoneczna	18,0	39,1	60,9	0,011	64	0,982
Miejsca mokre, pogoda deszczowa	13,9	35,4	64,6	0,022	32	0,943

Analizując podatność odpadów na rozkład biologiczny za pomocą czasu zużycia połowy tlenu, w pierwszym cyklu badań wykazano małą podatność na rozkład związków organicznych zawartych w drobnej frakcji odpadów pobranych ze stanowisk suchych. Była ona około dwukrotnie mniejsza niż w przypadku stanowisk z zastoiskami wody. W drugim cyklu stwierdzono, że w przypadku obu stanowisk w dniu słonecznym podatność związków organicznych na rozkład biologiczny była podobna. Po wystąpieniu opadu atmosferycznego podatność na rozkład biologiczny związków organicznych w miejscach o dobrym nawodnieniu była trzykrotnie większa niż na stanowisku suchym (tab. 1). Uzyskane wyniki wskazują, że również w strefach składowiska bez zastoisk wody aktywność mikroorganizmów może ulec chwilowemu zwiększeniu, przy czym czynnikiem indukującym może być wzrost temperatury w wyniku ekspozycji na promieniowanie słoneczne oraz większa dostępność wody po opadzie atmosferycznym. W celu wyjaśnienia przyczyn obserwowanej zmienności przeprowadzono badania lizymetryczne w kontrolowanych warunkach laboratoryjnych.

### Eksperyment lizymetryczny

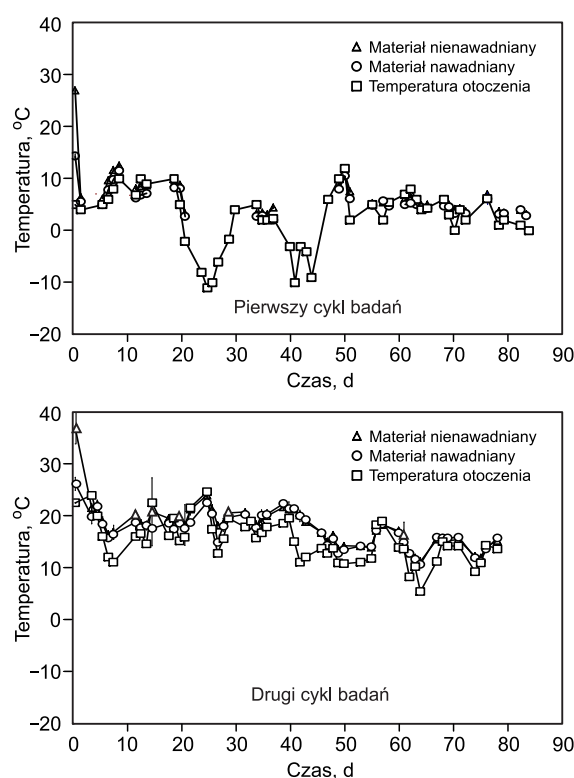
Ustabilizowana frakcja podsitowa stabilizatu 9-tygodniowego (pierwszy cykl badań) charakteryzowała się wilgotnością około 33%, natomiast stabilizatu 18-tygodniowego (drugi cykl) – około 17% (rys. 1). Tak mała zawartość wody w odpadach uzyskana w krótkim czasie świadczyła o skuteczności systemu przetwarzania odpadów, jednakże w drugim cyklu badań stabilizacja prowadzona była w porze letniej, co dodatkowo wpłynęło na skuteczność usuwania wody. Badania opisane w pracy [13] wykazały, że wilgotność odpadów po procesie stabilizacji wynoszącą 27,6% uzyskano dopiero po 239 dobach procesu.



Rys. 1. Zmiana wilgotności materiału w lizymetrach podczas eksperymentu (wartości średnie  $\pm$  błąd standardowy)  
Fig. 1. Variation in waste moisture in lizymeters during the experiment (mean values  $\pm$  standard error)

W czasie prowadzenia eksperymentu obserwowano stałe zmniejszanie się wilgotności materiału w lizymetrach nienawadnianych – w pierwszym cyklu badań z 33% do 22%, a w drugim z 17% do 10% (rys. 1). Było to spowodowane odkryciem powierzchniowej warstwy lizymetrów – pojemniki nie były zamykane, co ułatwiło odparowanie wody z odpadów. Dodatkowe nawodnienie próbek w lizymetrach symulujących warunki nadmiernego nawodnienia spowodowało wzrost wilgotności materiału do ponad 50%, co było wartością o ponad 10% większą od zaobserwowanych na składowisku odpadów (tab. 1). W czasie pierwszego cyklu badań w porze zimowej odnotowano zmiany zawartości wody w zakresie od 50% do 65%, przy czym większą wilgotność obserwowano w czasie występowania temperatur ujemnych. W drugim cyklu badawczym, w porze letniej, wilgotność odpadów utrzymywała się natomiast na stałym poziomie w zakresie 50-55% (rys. 1).

Temperatura badanych materiałów w pierwszym cyklu (pora zimowa) nieznacznie różniła się od temperatury otoczenia. W pierwszym cyklu dwukrotnie wystąpiły ujemne temperatury, co spowodowało zamrożenie lizymetrów. W drugim cyklu zaobserwowano, że przez większość czasu temperatura otoczenia była niższa niż temperatura w lizymetrach, co mogło być związane z ogrzewaniem się lizymetrów w wyniku rozkładu związków organicznych (rys. 2). Intensywność nagrzewania się lizymetrów była jednak niewielka, gdyż nie stwierdzono wzrostu temperatury w czasie oraz akumulacji ciepła. Przyczyną braku wzrostu temperatury w lizymetrach mogła być ich mała pojemność (10 dm<sup>3</sup>) i duża wartość stosunku powierzchni do pojemności – 17,1. Autorzy pracy [14] zwrócili uwagę, że reaktory o stosunku powierzchni do pojemności powyżej 10 są charakterystyczne w przypadku warunków laboratoryjnych, a straty ciepła przez powierzchnię stanowią ponad

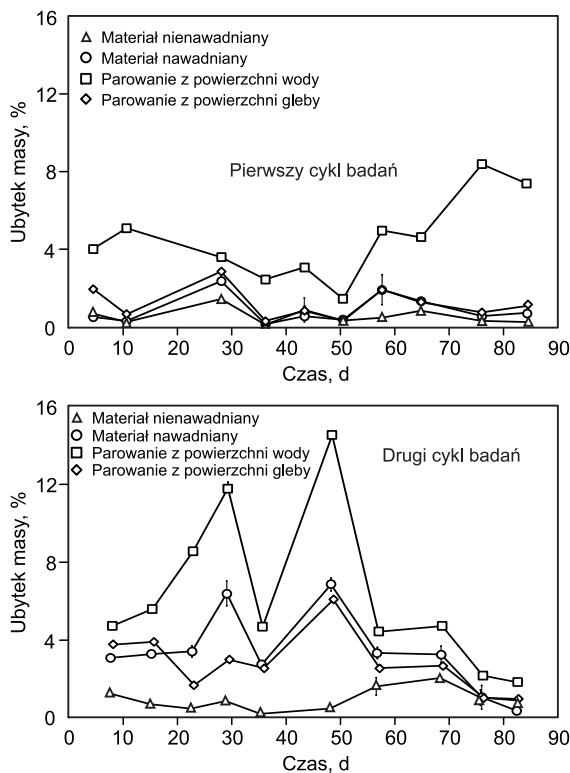


Rys. 2. Zmiana temperatury materiału w lizymetrach podczas eksperymentu (wartości średnie  $\pm$  błąd standardowy)  
Fig. 2. Variation in waste temperature in lizymeters during the experiment (mean values  $\pm$  standard error)

60% w całkowitym bilansie cieplnym reaktora. Badania opisane w pracy [15] wykazały, że nawet użycie grubej warstwy izolacyjnej w postaci pianki poliuretanowej do ocieplenia reaktora o pojemności 15 dm<sup>3</sup> nie pozwoliło na zagrzanie materiału.

Średnie wartości temperatury stabilizatu 18-tygodniowego materiału, zarówno nienawadnianego, jak i nawadnianego, uzyskanego w porze letniej, były wyższe od średnich temperatur stabilizatu 9-tygodniowego (rys. 2). Stwierdzono również, że próbki dodatkowo nawadniane charakteryzowały się niższą temperaturą od próbek nienawadnianych, co było związane z wychłodzeniem lizymetrów w wyniku parowania wody. Średnia temperatura w eksperymencie letnim w przypadku materiału nienawadnianego wynosiła 19,2°C, natomiast nawadnianego 18,1°C, natomiast średnie różnice temperatur w eksperymencie zimowym były większe i wynosiły odpowiednio 8,1°C i 6,4°C (rys. 2).

Parowanie wody z lizymetrów wyrażono w postaci ubytku masy próbki osadu. Jak można stwierdzić na wykresach zamieszczonych na rysunku 3, w obu powtórzeniach wystąpiła podobna tendencja – największy ubytek masy zanotowano w przypadku parowania z powierzchni wody, a następnie z gleby, natomiast później masa zmniejszała się w większym stopniu w przypadku materiału nawadnianego niż nienawadnianego. W cyklu badań wykonanym w porze letniej utrata masy wszystkich próbek była większa niż w powtórzeniu zimowym, a jej przebieg był bardziej zmienny. Jedynie utrata masy materiału nienawadnianego w obu powtórzeniach miała łagodny przebieg i utrzymywała się na stałym poziomie. Zaobserwowano, że utrata masy w lizymetrach nawadnianych miała zbliżony przebieg do parowania z lizymetrów symulujących parowanie z gruntu nasyconego wodą (rys. 3).

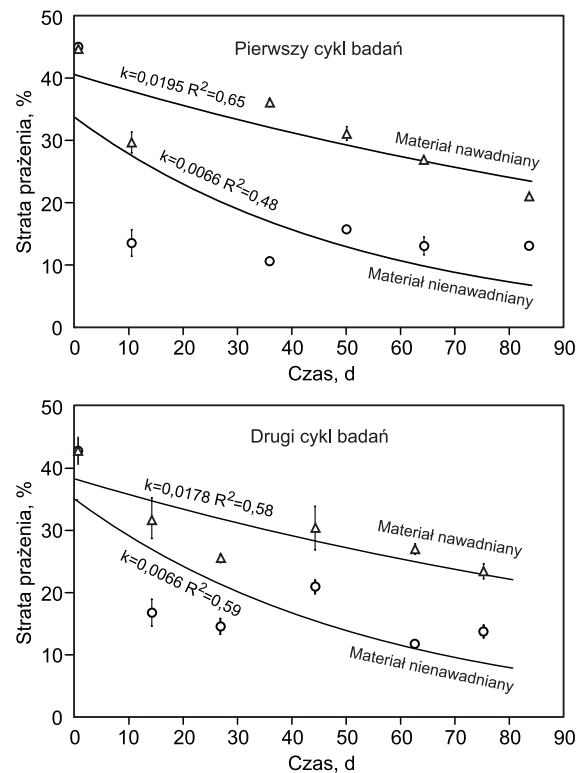


Rys. 3. Zmiana ubytku masy materiału w lizymetrach podczas eksperymentu (wartości średnie  $\pm$  błąd standardowy)

Fig. 3. Variation in material mass balance in lizymeters during the experiment (mean values  $\pm$  standard error)

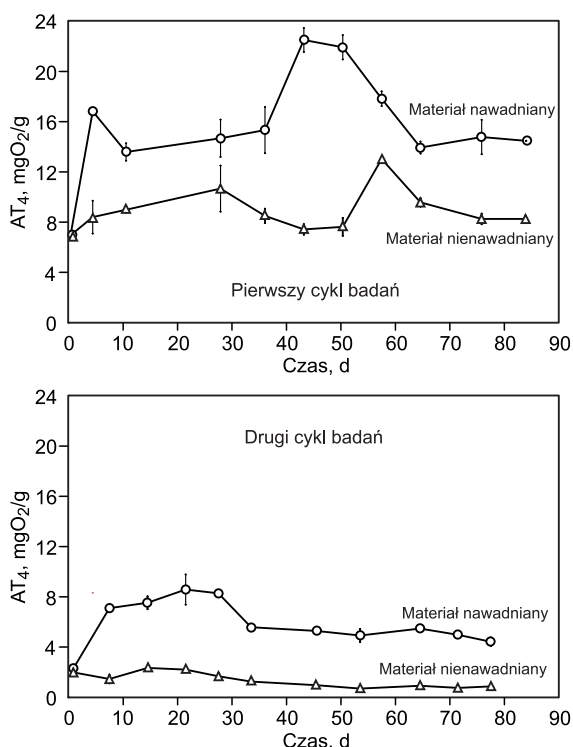
## Zawartość związków organicznych

Zawartość związków organicznych w suchej masie próbek, której miarą była oznaczona strata prażenia, po procesie stabilizacji tlenowej wynosiła około 45% (rys. 4), co było wynikiem zbliżonym do uzyskanego w pracy [15] – 40% po 45-dobowym procesie stabilizacji odpadów komunalnych. Uzyskane wyniki były również zbliżone z rezultatami badań uzyskanymi w pracy [17] w zakładzie wykorzystującym technologie foliowych rękawów do stabilizacji frakcji podsitowej odpadów komunalnych, a także z wynikami opisanymi w pracy [18]. Pomimo dużej zawartości związków organicznych zaobserwowano początkowo małą aktywność mikroorganizmów wyrażoną przez parametr  $AT_4$  (rys. 5). Podobną zależność zauważyli w swoich badaniach autorzy pracy [19], co sugeruje, że pomimo dobrej stabilizacji produktu, może on nadal zawierać substancje średnio i trudno biodegradowalne. Większa początkowa zawartość związków organicznych w pierwszym powtórzeniu może wynikać z pory roku, w której przeprowadzono badania. Odpady w porze jesiennej charakteryzowały się zwiększoną zawartością trudniej rozkładalnych frakcji organicznych (np. liście, drewno) [20]. Po 9 tygodniach stabilizacji substancje te nadal mogły występować w drobnej frakcji odpadów. Autorzy pracy [21] zauważyli, że ciepło tracone do środowiska przez przenikanie w porze zimowej zmniejsza skuteczność rozkładu związków organicznych, z czego wynika mniejszy stopień stabilizacji frakcji podsitowej. W obu powtórzeniach zauważono, że nawodnienie materiału spowodowało znaczne przyspieszenie rozkładu związków organicznych (rys. 4). Tendencję spadku zawartości pozostałości organicznej poniżej 20% obserwowano już po dwóch tygodniach trwania eksperymentu. Po tym czasie szybkość rozkładu związków organicznych zmalała, co było zgodne z modelem reakcji I rzędu. Z tego



Rys. 4. Zmiana wartości straty prażenia materiału w lizymetrach (wartości średnie  $\pm$  błąd standardowy)

Fig. 4. Variation in loss on ignition in lizymeters during the experiment (mean values  $\pm$  standard error)



Rys. 5. Zmiana aktywności oddechowej mikroorganizmów w lizymetrach podczas eksperymentu (wartości średnie  $\pm$  błąd standardowy)

Fig. 5. Variation in microbial respiration activity in lizymetres during the experiment (mean values  $\pm$  standard error)

względu, zgodnie z równaniem (2), wyznaczono wartości stałej szybkości rozkładu związków organicznych ( $k_r$ ). W pierwszym cyklu badań stała szybkości rozkładu substancji organicznych w lizymetrach nawadnianych wyniosła  $0,0185 \text{ d}^{-1}$  i była około 3-krotnie większa niż w lizymetrach nienawadnianych (rys. 4). Zbliżoną prawidłowość stwierdzono w drugim cyklu (w porze letniej), przy czym wartość stałej  $k_r$  w wariancie z lizymetrami suchymi była podobna jak w porze zimowej. Wyniki rozkładu związków organicznych uzyskano w warunkach odbiegających od optymalnych w procesie rozkładu tlenowego. Optymalna temperatura procesu kompostowania wynosi  $57 \div 59^\circ\text{C}$  [22], zaś optymalna wilgotność mieści się w zakresie  $50 \div 60\%$ . W przypadku temperatury żaden z wariantów nie pokrył się z zakresem optymalnym, natomiast wariant z lizymetrami nawadnianymi wypełnił kryterium optymalnej wilgotności odpadów. Wartość stałej szybkości reakcji procesu kompostowania mieści się w zakresie od  $0,002 \text{ d}^{-1}$  do  $0,15 \text{ d}^{-1}$  [23]. Zazwyczaj wartości stałych szybkości procesu kompostowania są modyfikowane w zależności od temperatury, wilgotności oraz nasycenia tlenem za pomocą współczynników i/lub funkcji korekcyjnych [24].

Współczynniki korekcyjne stałej szybkości reakcji I rzędu rozkładu związków organicznych ze względu na

temperaturę ( $f_c(T)$ ) i wilgotność ( $f_c(\text{Mb})$ ) badane były przez autorów prac [25,26]. W badaniach nad współczynnikiem  $f_c(T)$  [25] stwierdzono, że model CTMI (cardinal temperature model with inflexion) [27] nie tylko daje dużą zgodność, ale także zawiera łatwo mierzalne parametry biologiczne. Model ten jest opisany równaniem:

$$f_c(T) = \frac{(T-T_{\text{ma}})(T-T_{\text{mi}})^2}{(T_o-T_{\text{mi}})[(T_o-T_{\text{mi}})(T-T_o)-(T_o-T_{\text{ma}})(T_o+T_{\text{mi}}-2T)]} \quad (6)$$

w którym  $T_o$  oznacza wartość temperatury, w której wzrost mikroorganizmów jest optymalny, natomiast  $T_{\text{mi}}$  oraz  $T_{\text{ma}}$  oznaczają graniczne minimalne i maksymalne wartości temperatury, określające zakres aktywności mikroorganizmów. Jeżeli zachodzi równość  $T=T_o$ , wówczas równanie (6) daje wartość współczynnika korekcyjnego  $f_c(T)$  równą 1. Wartości temperatur  $T_{\text{mi}}$ ,  $T_o$  oraz  $T_{\text{ma}}$  można przyjąć odpowiednio jako równe  $5^\circ\text{C}$ ,  $59^\circ\text{C}$  oraz  $79^\circ\text{C}$  [28].

Na potrzeby modelowania, z dostępnych w literaturze równań opisujących zależność współczynnika korekcyjnego  $f_c(\text{Mb})$  od wilgotności odpadów ( $\text{Mb}$ ), najczęściej stosowane jest następujące równanie empiryczne [29]:

$$f_c(\text{Mb}) = e^{10,973[(1-\text{Mb}-0,3)^2]} \quad (7)$$

Przyjmując średnie wartości temperatury w lizymetrach oraz wilgotności odpadów na podstawie równań (6) i (7) wyliczono wartości współczynników korekcyjnych stałej szybkości reakcji  $k_r$  (tab. 2). Następnie, celem określenia wpływu zmiennych niezależnych (temperatura i wilgotność odpadów) na szybkość rozkładu związków organicznych, przeprowadzono analizę regresji wielokrotnej. Oszacowano wartości współczynnika regresji poszczególnych zmiennych niezależnych z obliczonym poziomem prawdopodobieństwa ( $p$ ) oraz w celu analizy stopnia dopasowania danych do równania regresji wyznaczono wartości współczynnika determinacji ( $R^2$ ). Analiza regresji wielokrotnej wykazała, że statystycznie istotny ( $p < 0,05$ ) wpływ na szybkość rozkładu związków organicznych miała wilgotność odpadów, w przeciwieństwie do temperatury, której wpływ był nieistotny. Potwierdziła to przeprowadzona analiza regresji wielokrotnej krokowej wstecznej (tab. 3).

Tabela 2. Wartości współczynników korekcyjnych oszacowane na podstawie średniej temperatury i wilgotności odpadów  
Table 2. Values of correction coefficients estimated based on mean waste temperature and moisture values

Material	Temperatura, $^\circ\text{C}$	Wilgotność, %	$f_c(T)^*$	$f_c(\text{Mb})^{**}$
Nienawadniany	8,1	27,5	0,0070	0,1378
Nawadniany	6,4	56,6	0,0015	0,8212
Nienawadniany	19,1	12,5	0,1346	0,0266
Nawadniany	18,1	52,2	0,1171	0,7063

\*temperaturowy i \*\*wilgotnościowy współczynnik korekcyjny

Tabela 3. Parametry regresji wielokrotnej między współczynnikami korekcyjnymi a stałą szybkości rozkładu związków organicznych  
Table 3. Parameters of multiple regression between correction coefficients and the rate constant of organic matter decomposition

Parametr	Regresja wielokrotna		Regresja wielokrotna krokowa wsteczna	
	współczynnik regresji (b)	prawdopodobieństwo (p)	współczynnik regresji (b)	prawdopodobieństwo (p)
$b[f_c(T)]$	0,0110	0,3858	–	–
$b[f_c(\text{Mb})]$	0,0177	0,0487	0,0171	0,0255
Wyraz wolny	0,0045	0,1336	0,0054	0,0088
$R^2$	0,9838		0,9736	

Należy zaznaczyć, że zakres wartości wilgotności odpadów zmieniał się od skrajnie niekorzystnych, do bliskich optymalnemu, natomiast temperatura we wszystkich analizowanych przypadkach leżała w zakresie wartości niekorzystnych. Konieczne jest zatem prowadzenie dalszych badań, obejmujących pełen zakres temperatury i wilgotności odpadów wraz z dodatkowymi pomiarami stopnia nasycenia tlenem, jako trzecim czynnikiem wpływającym na rozkład związków organicznych. Dalsze badania mogą wpłynąć na opracowanie pełnego modelu rozkładu związków organicznych w odpadach po procesie ich biostabilizacji, wykorzystywanych następnie do rekultywacji składowisk.

### Aktywność oddechowa mikroorganizmów w warunkach laboratoryjnych

W wielu pracach opisuje się skuteczność metod respirometrycznych do monitorowania biologicznej aktywności mikroorganizmów w czasie kompostowania odpadów komunalnych, osadów czy obornika [30–32]. W niniejszej pracy tę metodę zastosowano do określenia możliwości wykorzystania stabilizatu do rekultywacji składowiska. Aktywność oddechowa drobnoustrojów w materiale użytym do założenia eksperymentu lizymetrycznego w pierwszym cyklu badań wynosiła około  $7 \text{ mgO}_2/\text{g}$ , natomiast w drugim około  $2 \text{ mgO}_2/\text{g}$  (rys. 5). Były to wartości typowe w przypadku odpadów komunalnych po procesie biostabilizacji, kiedy aktywność ta powinna przyjmować wartość poniżej  $10 \text{ mgO}_2/\text{g}$ . Podobne wartości tego wskaźnika stwierdzono w badaniach autorów pracy [33]. Badania własne wykazały, że zastosowanie 9-tygodniowego czasu przetrzymania odpadów w reaktorze było wystarczające do spełnienia jednego z wymogów prawnych dotyczących stanu ustabilizowania odpadów. Zaobserwowana w drugim powtórzeniu wartość, znacznie mniejsza niż wymagana, wynikała z wydłużonego czasu przetrzymywania odpadów (4 miesiące) oraz lepszych warunków klimatycznych w sezonie letnim.

Przedstawione badania nie korespondują z wynikami uzyskanymi w pracy [4], opisującymi liniową zależność aktywności mikroorganizmów od zawartości związków organicznych. Aktywność oddechowa drobnoustrojów w stabilizacie o zawartości związków organicznych około 45% powinna wynosić około  $35 \text{ mgO}_2/\text{g}$ , tymczasem wynosiła około  $7 \text{ mgO}_2/\text{g}$  (rys. 5). Podobnie w drugim powtórzeniu, przy zawartości związków organicznych około 40%, aktywność ta wyniosła około  $2 \text{ mgO}_2/\text{g}$ , zamiast osiągnąć około  $20 \text{ mgO}_2/\text{g}$ . Rozbieżność ta wynikała z faktu, że frakcja podsitowa była bogata w nierozkładalne substancje organiczne (tworzywa sztuczne) oraz trudno rozkładalne (tekstylna, zmodyfikowany karton, drewno). Wskaźnik  $AT_4$  określa aktywność mikroorganizmów w czasie 4d, przy dostępności łatwo rozkładalnych związków organicznych, natomiast substancje o małej biorozkładalności, które stanowią udział w stracie prażenia, nie są biodostępne dla mikroorganizmów. Stąd też aktywność oddechowa  $AT_4$  nie odnosi się do całkowitej straty prażenia. Podobną zależność można obserwować podczas charakterystyki ścieków, gdzie wskaźnik  $BZT_5$  odnosi się tylko do tej części związków organicznych, wyrażonej jako  $ChZT$ , która jest biodostępna w czasie 5d. Niemniej jednak pomiary wartości wskaźnika  $AT_4$  w dłuższym czasie mogą wskazywać na wzrost lub spadek aktywności oddechowej mikroorganizmów, a pośrednio na zmiany chwilowej biodostępności związków organicznych.

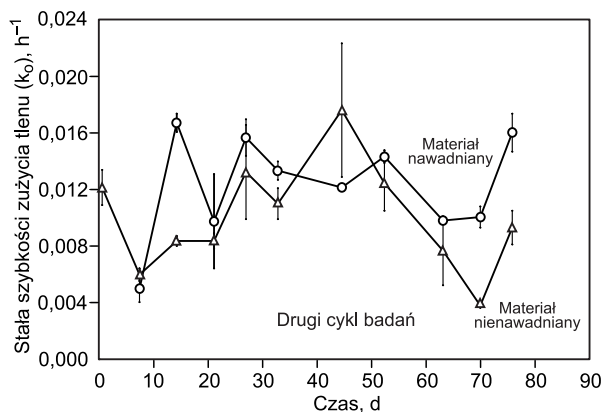
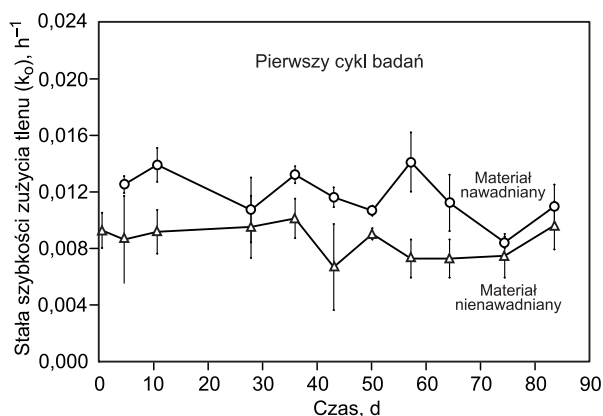
W pierwszym cyklu badań lizymetrycznych wykonanych w sezonie zimowym zauważono wpływ ujemnych temperatur na aktywność mikroorganizmów, zarówno w próbkach nawadnianych, jak i nienawadnianych, objawiający się wzrostem aktywności tuż po spadku temperatury poniżej  $0^\circ\text{C}$  (rys. 5). Jakkolwiek zamrażanie materiału (powolne i w stałej temperaturze) pozwala na jego utrwalenie bez zmian w strukturze mikroorganizmów [34], to jednak zamrażanie i rozmrażanie ma wpływ na przeżywalność mikroorganizmów [35], przy czym szczególnie wpływ ma szybkość rozmrażania, długość przetrzymywania oraz temperatura, w której są one przechowywane. Przetrzymywanie materiału krócej i w niższej temperaturze ( $-5^\circ\text{C}$ ) powoduje większą aktywność bakterii po rozmrożeniu niż przechowywane w temperaturze od  $-15^\circ\text{C}$  do  $-35^\circ\text{C}$ . W przedstawionym eksperymencie dochodziło do kilkukrotnego rozmrażania i zamrażania materiału, co mogło wywołać inhibicję aktywnej flory bakteryjnej i wpłynąć na wzrost innych, nieaktywnych do tej pory, mikroorganizmów.

Znaczący wzrost aktywności mikroorganizmów nastąpił również w przypadku nawodnienia próbki, niezależnie od stopnia ustabilizowania materiału. W przypadku drugiego powtórzenia utrzymywał się on do 28. doby eksperymentu, a następnie aktywność ta powoli malała do wartości około  $1 \text{ mgO}_2/\text{g}$  (próbki nienawadniane) i około  $4 \text{ mgO}_2/\text{g}$  (próbki nawadniane). Materiał z pierwszego powtórzenia wykazywał znacznie większy wzrost aktywności drobnoustrojów nawet do  $22 \text{ mgO}_2/\text{g}$  około 50. doby trwania eksperymentu, przy czym wartość końcowa aktywności wynosiła około  $8 \text{ mgO}_2/\text{g}$  w przypadku materiału nienawadnianego oraz około  $14 \text{ mgO}_2/\text{g}$  w materiale nawadnianym (rys. 5). Oznacza to, że pomimo trwania eksperymentu przez ponad 10 tygodni, materiał ten wykazywał znaczną aktywność biologiczną. Wzrost aktywności mikrobiologicznej wstępnie ustabilizowanego materiału po nawodnieniu próbek został potwierdzony przez autorów pracy [36]. Należy jednak podkreślić, że materiał użyty w drugim powtórzeniu, pomimo większej aktywności, nadal spełniał dopuszczalne normy.

### Podatność frakcji podsitowej na rozkład biologiczny

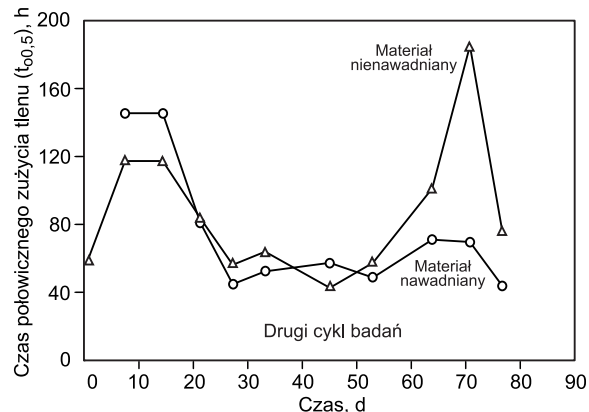
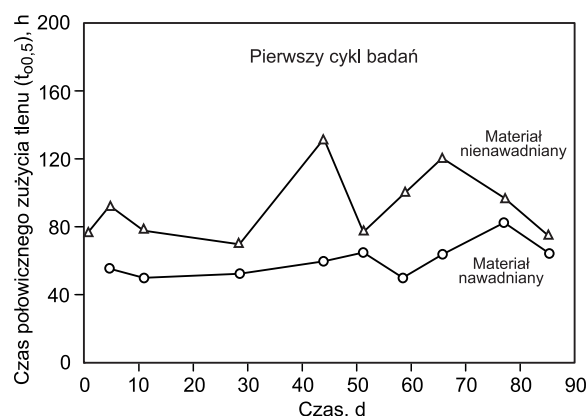
Zaproponowany w pracy [12] model I rzędu został zaadaptowany do opisu kinetyki reakcji aktywności oddechowej materiału ustabilizowanego. Przeprowadzone obliczenia współczynnika determinacji ( $R^2$ ) wykazały w zdecydowanej większości próbek wartość powyżej 0,95, co świadczyło o bardzo dobrym dopasowaniu modelu do danych.

Podczas pierwszego powtórzenia doświadczenia lizymetrycznego stała szybkości zużycia tlenu w przypadku materiału nienawadnianego mieściła się w zakresie od  $0,0058 \text{ h}^{-1}$  do  $0,0101 \text{ h}^{-1}$ , natomiast materiał nawadniany charakteryzował się nieco większymi wartościami tej stałej, to jest od  $0,084 \text{ h}^{-1}$  do maksymalnie  $0,0132 \text{ h}^{-1}$  (rys. 6). Podobną tendencję stwierdzono podczas drugiego powtórzenia, gdzie wartości te wynosiły odpowiednio od  $0,0038 \text{ h}^{-1}$  do  $0,0177 \text{ h}^{-1}$  (materiał nienawadniany) oraz od  $0,050 \text{ h}^{-1}$  do  $0,0157 \text{ h}^{-1}$  (materiał nawadniany). Wyniki te były zgodne z tendencją uzyskaną podczas kompostowania odpadów komunalnych, kiedy większa wilgotność materiału spowodowała zwiększenie stałej szybkości reakcji [37].



Rys. 6. Zmiana wartości stałej szybkości zużycia tlenu podczas eksperymentu (wartości średnie  $\pm$  błąd standardowy)

Fig. 6. Variation in oxygen consumption rate constant during the experiment (mean values  $\pm$  standard error)



Rys. 7. Zmiana czasu połowicznego zużycia tlenu na rozkład związków organicznych (wartości średnie  $\pm$  błąd standardowy)

Fig. 7. Variation in oxygen demand for half-decomposition of organic matter (mean values  $\pm$  standard error)

Czas połowicznego zużycia tlenu ( $t_{0,5}$ ) na rozkład związków organicznych w sezonie zimowym był większy (średnio) w przypadku materiału nienawadnianego (rys. 7). Największa wartość w tym przypadku wynosiła 132 h (34. doba), natomiast końcowa – 74,5 h. Wartości uzyskane w przypadku materiału nawadnianego były zbliżone do siebie – w 15. dobie eksperymentu czas połowicznego zużycia tlenu wynosił 50,2 h (wartość najmniejsza), a w ostatniej dobie 64,60 h. W sezonie letnim wartości  $t_{0,5}$  w przypadku materiału nienawadnianego i nawadnianego znacznie się zmieniły, w zależności od czasu trwania eksperymentu (rys. 7). Materiał nienawadniany na początku badań wykazywał  $t_{0,5}=57,7$ h, następnie w 46. dobie badań osiągnął wartość najmniejszą (42,3 h), aby przez wartość największą (185,1 h) uzyskać wartość końcową wynoszącą 75,8 h. W podobnie zróżnicowany sposób zmieniła się wartość  $t_{0,5}$  w przypadku materiału nawadnianego. Na początku eksperymentu (8. doba) materiał ten uzyskał największą wartość  $t_{0,5}=145,4$ h, następnie stwierdzono zwiększenie wartości  $t_{0,5}$  w 22. i 65. dobie badań, a w końcowym etapie (78. doba) wartość  $t_{0,5}$  wynosiła około 43,5 h (rys. 7).

## Podsumowanie

Badania warstwy rekultywacyjnej ze składowiska oraz przeprowadzony eksperyment lizymetryczny wykazał, że nawodnienie próbki odpadów do wartości powyżej 50%, w połączeniu z niekorzystnymi warunkami atmosferycznymi, może wpłynąć na ponowne zwiększanie aktywności mikroorganizmów w stabilizacji. Zarówno bezpośrednie pomiary aktywności oddechowej drobnoustrojów, jak

i badania modelowe potwierdziły znacznie większą aktywność mikroorganizmów w nawodnionych próbkach odpadów. Podczas rekultywacji składowiska odpadów należy więc unikać powstawania zastoisk wody na wierzchołku, ponieważ powstające w nich warunki wpływają na przyspieszenie rozkładu związków organicznych pozostałych w stabilizacji. Biologiczna stabilizacja odpadów komunalnych powinna zatem dążyć do skutecznego zmniejszenia zawartości związków organicznych oraz do ograniczenia wilgotności uzyskanego stabilizatu.

Wydłużenie czasu stabilizacji odpadów, zastosowane w drugim powtórzeniu, spowodowało znaczne zmniejszenie ich wilgotności do około 15% oraz aktywności oddechowej do  $<2$  mgO<sub>2</sub>/g. Taki materiał może zapewnić mniejszą uciążliwość po rekultywacji składowiska, nawet w przypadku powstania niekorzystnych warunków w postaci zastoisk wodnych. Zastosowanie 9-tygodniowego czasu przetrzymania odpadów w sezonie jesiennym, gdy charakteryzują się one zwiększonym udziałem średnio rozkładalnych związków organicznych, może nie być wystarczające do otrzymania stabilizatu o długotrwałej małej szkodliwości w środowisku.

## LITERATURA

1. Uchwała nr 88 Rady Ministrów z 1 lipca 2016 r. w sprawie Krajowego Planu Gospodarki Odpadami 2022. *Monitor Polski* 2016, poz. 784.
2. M. RITZKOWSKI, J. HEERENKLAGE, R. STEGMANN: An overview on techniques and regulations of mechanical-biological pre-treatment of municipal solid waste. *Environmental Biotechnology* 2006, Vol. 2, No. 2, pp. 57–68.



3. K. BERNAT, S. WOJNOWSKA-BARYŁA, I. KASIŃSKI, M. AGOPSOWICZ: Technologie i biotechnologie stosowane w mechaniczno-biologicznym przetwarzaniu odpadów komunalnych. *Trendy w biotechnologii środowiska*. Cz. II. Wydawnictwo UW-M, Olszryn 2011.
4. W. MÜLLER, K. FRICKE, H. VOGTMANN: Biodegradation of organic matter during mechanical biological treatment of MSW. *Compost Science and Utilization* 1998, Vol. 6, pp. 42–52.
5. C. T. PANAROTTO, A. R. CABRAL, G. LEFEBVRE: Environmental, geotechnical, and hydraulic behaviour of a cellulose-rich by-product used as alternative cover material. *Journal of Environmental Engineering and Science* 2005, Vol. 4, No. 2, pp. 123–138.
6. K. J. THOMÉ-KOZMIENSKY, D. LANTE: Deponie 4 – Ablagerung von Abfällen. EF-Verlag für Energie und Umwelttechnik, Berlin 1990.
7. B. WIMMER, M. HRAD, M. HUBER-HUMER, A. WATZINGER, S. WYHLIDAL, T. G. REICHENAUER: Stable isotope signatures for characterising the biological stability of landfilled municipal solid waste. *Waste Management* 2013, Vol. 33, No. 10, pp. 2083–2090.
8. H. Y. WU, Y. ZHAO, Y. Y. LONG, Y. ZHU, H. T. WANG, W. J. LU: Evaluation of the biological stability of waste during landfill stabilization by thermogravimetric analysis and Fourier transform infrared spectroscopy. *Bioresource Technology* 2011, Vol. 102, No. 20, pp. 9403–9408.
9. C. BAFFI, M. T. DELL'ABATE, A. NASSISI, S. SILVA, A. BENEDETTI, P. L. GENEVINI, F. ADANI: Determination of biological stability in compost: A comparison of methodologies. *Soil Biology and Biochemistry* 2007, Vol. 39, No. 6, pp. 1284–1293.
10. E. BINNER, K. BOHM, P. LECHNER: Large scale study on measurement of respiration activity (AT(4)) by Sapro-mat and OxiTop. *Waste Management* 2012, Vol. 32, No. 10, pp. 1752–1759.
11. E. KILIAN, A. MACEDOWSKA-CAPIGA: Parametr AT<sub>4</sub> jako wskaźnik stopnia stabilizacji odpadów po mechaniczno-biologicznym przetworzeniu. *Prace Instytutu Ceramiki i Materiałów Budowlanych* 2011, vol. 4, nr 8, ss. 88–94.
12. S. STEGENTA, B. KAŁDUN, A. BIAŁOWIEC: Dobór modelu i wyznaczenie parametrów kinetycznych aktywności oddechowej odpadów w trakcie procesu tlenowej biostabilizacji frakcji podsitowej odpadów komunalnych. *Rocznik Ochrony Środowiska* 2016, vol. 18, ss. 800–814.
13. M. C. GUTIÉRREZ, J. A. SILES, J. DIZ, A. F. CHICA, M. A. MARTÍN: Modelling of composting process of different organic waste at pilot scale: Biodegradability and odor emissions. *Waste Management* 2017, Vol. 59, pp. 48–58.
14. I. G. MASON, M. W. MILKE: Physical modelling of the composting environment: A review. Part 1: Reactor systems. *Waste Management* 2005, Vol. 25, No. 5, pp. 481–500.
15. J. A. HOGAN, F. C. MILLER, M. S. FINSTEIN: Physical modeling of the composting ecosystem. *Applied and Environmental Microbiology* 1989, Vol. 55, No. 5, pp. 1082–1092.
16. S. KASINSKI, M. SLOTA, M. MARKOWSKI, A. KAMINSKA: Municipal waste stabilization in a reactor with an integrated active and passive aeration system. *Waste Management* 2016, Vol. 50, pp. 31–38.
17. D. GAŚSIOR, E. ŚLĘZAK, A. SZEWCZYK: Wpływ stopnia stabilizacji zmieszanych odpadów komunalnych na wybrane parametry fizykochemiczne. *Prace Instytutu Ceramiki i Materiałów Budowlanych* 2014, vol. 7, nr 16, ss. 29–42.
18. R. BARRENA, G. D'IMPORZANO, S. PONSÁ, T. GEA, A. ARTOLA, F. VAZQUES, A. SANCHEZ, F. ADANI: In search of a reliable technique for the determination of the biological stability of the organic matter in the mechanical-biological treated waste. *Journal of Hazardous Materials* 2009, Vol. 162, No. 2–3, pp. 1065–1072.
19. M. POGNANI, R. BARRENA, X. FONT, B. SCAGLIA, F. ADANI, A. SANCHEZ: Monitoring the organic matter properties in a combined anaerobic/aerobic full-scale municipal source-separated waste treatment plant. *Bioresource Technology* 2010, Vol. 101, No. 17, pp. 6873–6877.
20. P. ŁACH, K. KIPRIAN: Skład morfologiczny odpadów trafiających do mechaniczno-biologicznego przetwarzania. *Prace Instytutu Ceramiki i Materiałów Budowlanych* 2014, vol. 7, nr 18, ss. 59–70.
21. T. LUANGWILAI, H. S. SIDHU, M. I. NELSON, X. D. CHEN: Modelling air flow and ambient temperature effects on the biological self-heating of compost piles. *Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering* 2010, Vol. 5, No. 4, pp. 609–618.
22. N. BONGOCHGETSAKUL, T. ISHIDA: A new analytical approach to optimizing the design of large-scale composting systems. *Bioresource Technology* 2008, Vol. 99, No. 6, pp. 1630–1641.
23. R. T. HAUG: The Practical Handbook of Compost Engineering. Lewis Publishers, Boca Raton 1993.
24. I. G. MASON: Mathematical modelling of the composting process: A review. *Waste Management* 2006, Vol. 26, No. 1, pp. 3–21.
25. T. L. RICHARD, L. P. WALKER: Modelling of temperature kinetics of aerobic solid-state degradation. *Biotechnology Progress* 2006, Vol. 22, No. 1, pp. 70–77.
26. T. L. RICHARD, H. V. M. (BERT) HAMELERS, A. VEEKEN, T. SILVA: Moisture relationships in composting processes. *Compost Science & Utilization* 2002, Vol. 10, No. 4, pp. 286–302.
27. L. ROSSO, J. R. LOBRY, J. P. FLANDROIS: An unexpected correlation between cardinal temperatures of microbial growth highlighted by a new model. *Journal of Theoretical Biology* 1993, Vol. 162, No. 4, pp. 447–463.
28. I. G. MASON: An evaluation of substrate degradation patterns in the composting process. Part 2: Temperature-corrected profiles. *Waste Management* 2008, Vol. 28, No. 10, pp. 1751–1765.
29. R. SMITH, R. G. EILERS: Numerical simulation of activated sludge composting. EPA-600/2-8C-191, U.S. EPA, Cincinnati 1980.
30. F. ADANI, C. UBBIALI, P. GENERINI: The determination of biological stability of composts using the Dynamic Respiration Index: The results of experience after two years. *Waste Management* 2006, Vol. 26, No. 1, pp. 41–48.
31. R. BARRENA, J. TURET, A. BUSQUETS, M. FARRES, X. FONT, A. SANCHEZ: Respirometric screening of several types of manure and mixtures intended for composting. *Bioresource Technology* 2011, Vol. 102, No. 2, pp. 1367–1377.
32. A. MOHAJER, A. TRÉMIER, S. BARRINGTON, J. MARTINEZ, C. TEGLIA, M. CARONE: Microbial oxygen uptake in sludge as influenced by compost physical parameters. *Waste Management* 2009, Vol. 29, No. 8, pp. 2257–2264.
33. Z.-H. SHAO, P.-J. HE, D.-Q. ZHANG, L.-M. SHAO: Characterization of water-extractable organic matter during the biostabilization of municipal solid waste. *Journal of Hazardous Materials* 2009, Vol. 164, No. 2, pp. 1191–1197.
34. M. POGNANI, R. BARRENA, X. FONT, A. SANCHEZ: Effect of freezing on the conservation of the biological activity of organic solid wastes. *Bioresource Technology* 2012, Vol. 104, pp. 832–836.
35. W. GAO, D. W. SMITH, Y. LI: Natural freezing as a wastewater treatment method: *E. coli* inactivation capacity. *Water Research* 2006, Vol. 40, No. 12, pp. 2321–2326.
36. E. BINNER: Oznaczenie aktywności oddychania oraz potencjału wytwarzania gazu – najnowsze ustalenia dotyczące błędnych interpretacji. *Prace Instytutu Ceramiki i Materiałów Budowlanych* 2012, vol. 5, nr 10, ss. 265–295.
37. M. F. HAMODA, H. A. ABU QDAIS, J. NEWHAM: Evaluation of municipal solid waste composting kinetics. *Resources, Conservation and Recycling* 1998, Vol. 23, No. 4, pp. 209–223.

**Stegenta, S., Kaldun, B., Sobieraj, K., Białowiec, A. Biological Activity of Stabilized Municipal Waste Fine Fraction under Long-lasting Exposure to Atmospheric Conditions. *Ochrona Środowiska* 2017, Vol. 39, No. 4, pp. 31–40.**

**Abstract:** One of the accepted technological solutions used in mechanical-biological waste treatment is screening of stabilized undersize fraction (code 190599) through a sieve to separate two fractions with the grain size of 20–80 mm (code 190599) and <20 mm (code 190503 – compost that fails to comply with requirements). Fraction <20 mm may be used for landfill remediation as a landfill cover. However, its long-lasting exposure to atmospheric conditions may have an adverse effect on microbial respiration. This phenomenon was verified in the field study and lysimetric experiment aimed to simulate landfill conditions, which lasted 10 weeks (both in winter and summer season). The lysimeters contained stabilized fine

fraction, while half of the containers were additionally filled with water to reflect adverse conditions at a landfill site resulting from stagnant pond formation. Both the direct measurements and model studies confirmed a significant increase of microbial activity in hydrated waste samples. During remediation works special care should be taken to avoid stagnant pond formation on the landfill top because of the unfavourable pond conditions that facilitate decomposition of organic matter in the stabilized fine fraction. Therefore, biological stabilization of municipal solid waste should be planned to effectively lower organic matter content and minimize moisture of the under-size fraction. It was demonstrated that activity at the level of  $AT_4 < 2 \text{ mgO}_2/\text{g}$  allowed for safe use of the stabilized fine fraction in restoration process of closed landfills.

**Keywords:** Solid waste, biostabilization, under-size fraction, kinetic parameters, oxygen demand, respiration activity.