



# **Dobór modelu i wyznaczanie parametrów kinetycznych aktywności oddechowej odpadów w trakcie procesu tlenowej biostabilizacji frakcji podsitowej odpadów komunalnych**

*Sylwia Stegenta, Barbara Kałdun, Andrzej Białowiec  
Uniwersytet Przyrodniczy, Wrocław*

## **1. Wstęp**

Pomimo wielu zabiegów prawnych i nowych inwestycji w zakresie gospodarki odpadami w Polsce, nadal dominującym kierunkiem zagospodarowania odpadów pozostaje ich składowanie. W takim przypadku ważne jest aby stosować technologie wstępnego przetwarzania odpadów, które pozwolą na ich przygotowanie do bezpiecznego składowania. Pośród tych technologii, zyskują na popularności biosuszenie i biostabilizacja tlenowa odpadów (Adani i in. 2004, Dimitris 2006, Jędrzak 2015, Sidelko i in. 2011).

Końcowym produktem procesu biostabilizacji jest stabilizat, czyli odpad stały, który po biologicznym przetworzeniu, spełnia wymogi rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie mechaniczno-biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych (Dz.U. z 2012, poz. 1052). Aby określić stopień stabilizacji odpadu, (w praktyce stopień dekompozycji materii organicznej), stosuje się wskaźniki określające aktywność biologiczną. Istnieje wiele metod oznaczania aktywności mikroorganizmów, jednak najbardziej odpowiednie są metody wykorzystujące metody respiracyjne. Techniki te bazują na pomiarze zużytego przez mikroorganizmy  $O_2$  lub produkcji  $CO_2$ , przy czym bardziej rekomendowanymi są metody oparte na pomiarze zużycia tlenu (Sanchez i in. 2012, Sidelko i in. 2014). Duże zapotrzebowanie na tlen kompostu/biostabi-

lizatu niedojrzałego i wysoki wskaźnik produkcji CO<sub>2</sub>, wynika z w intensywnego rozwoju mikroorganizmów, który jest spowodowany rozkładem łatwo biodegradowalnych frakcji materiału organicznego. W późniejszych etapach procesu następuje stopniowe obniżenie zapotrzebowania na tlen, co wynika ze spadku zawartości dostępnej materii organicznej i większego udziału frakcji mineralnej, a co za tym idzie mniejszej aktywności mikroorganizmów (Aspray i in. 2015, Kilian i Macedowska-Capiga 2011).

W polskim prawie przyjęto, iż parametrem wskazującym na stopień stabilizacji odpadu jest wskaźnik AT4 (rozporządzenie Dz.U. z 2012, poz. 1052). Najpopularniejsze systemy pomiarowe tego wskaźnika to OxiTop® i Sapromat®. Pomiar systemem Sapromat opiera się na szczelnie zamkniętych naczyniach z elektronicznymi celkami, których zadaniem jest mierzenie spadku ciśnienia, w wyniku zużycia tlenu przy jednoczesnym wychwytywaniu CO<sub>2</sub> przez absorbent. Stała temperatura wewnątrz naczyń jest utrzymywana za pomocą łaźni wodnej. Główną różnicą między systemem Sapromat a Oxitop jest sposób dostarczania powietrza. W systemie Sapromat następuje to w sposób zautomatyzowany, natomiast w systemie Oxitop ręczny. Dodatkowo, pomiary dokonywane za pomocą zestawu OxiTop wykazują się mniejszą częstotliwością próbkowania: co 28 minut. Natomiast w systemie Sapromat próbkowanie wykonywane jest w interwałach co 36 sekund (Binner i in. 2012, Cossu in. 2008, Sánchez i in. 2012). Pomimo różnic uzyskiwane wyniki w obu systemach są ze sobą zbieżne (Binner i in. 2012).

Wiedza o kinetyce reakcji biologicznych jest kluczowa do wykonania wielu symulacji np. degradacji masy organicznej, bez skupiania się na ograniczeniach związanych z przepływem masy (Tremier i in. 2005). Zużycie tlenu w trakcie procesu rozkładu materii organicznej zawartej w odpadach może zostać opisane równaniem 0-ego lub 1-ego rzędu. Odpowiednie dopasowanie modelu do reakcji jest kluczowe aby wyznaczyć poprawnie parametry kinetyczne reakcji. Z tego względu wykonano badania, których celem było sprawdzenie stopnia dopasowania 2 modeli matematycznych do krzywej zużycia tlenu dla próbek odpadów będących w różnych fazach procesu biostabilizacji oraz zaproponowanie modelu o wyższej użyteczności. Badania prowadzono w skali technicznej, w warunkach eksploatacyjnych instalacji biostabilizacji, gdzie stosowany jest biopreparat bakteryjny w celu obniżenia uciążliwości odorowej. Ba-

dania wykonano w dwóch wariantach z wykorzystaniem partii odpadów zaszczipionych biopreparatem i odpadów niezaszczipionych.

## 2. Materiały i metody

### 2.1. Pobór próbek odpadów

Badania prowadzone były w Regionalnej Instalacji Przetwarzania Odpadów Komunalnych w Lubinie, gdzie proces biostabilizacji frakcji podsitowej prowadzony jest w reaktorach foliowych wg systemu Bio Com system. Szczegółowy opis systemu zawarty został w Świadectwie Weryfikacji ETV UE (ETV, 2015). Proces biostabilizacji prowadzono przez okres 7 tygodni, przy czym jeden reaktor został zaszczipiony biopreparatem bakteryjnym OWS (ang.: Organic Wastes Stabilizer). Na tonę frakcji podsitowej podawane jest ok. 0,8 litra preparatu. Zgodnie z kartą charakterystyki OWS, skład preparatu tworzą:

- Bakterie fototroficzne – mix,
- Bakterie Kwasy Mlekowego – mix,
- Drożdże – mix,
- Melasa trzcinowa,
- Woda.

W trakcie procesu biostabilizacji poprzez wykonane w reaktorach otwory pobierano próbki odpadów w interwałach cotygodniowych. Po pobraniu, próbki odpadów transportowane były do laboratorium, gdzie tego samego dnia rozpoczynano pomiary aktywności oddechowej.

### 2.2. Badania próbek odpadów

Aktywność oddechowa została zmierzona za pomocą systemu OxiTop® Control. Próbki o wadze od 50-55 g z dokładnością do 0,1 g, zostały umieszczone w naczyniach reakcyjnych. Naczynia zostały szczelnie zamknięte i umieszczone w komorze klimatycznej w temperaturze  $20^{\circ}\text{C}\pm 0,1^{\circ}\text{C}$  na 5 dni. Wszystkie próby zostały wykonane w 3 powtórzeniach. Sumaryczna zużycie tlenu zostało obliczone zgodnie z równaniem (Binner i in. 2012):

$$OD[\text{mg } O_2/\text{g s. m.}] = \Delta p \cdot \frac{M_{O_2}}{R \cdot T} \cdot \frac{V_{ges} - V_{abs} - V_{sample}}{m_{s.m.}} \quad (1)$$

gdzie:

OD – zużycie tlenu [ $\text{mg O}_2/\text{g s.m.}$ ],

$\Delta p$  – różnica ciśnienia [ $\text{hPa}$ ],

$M_{\text{O}_2}$  – ciężar molekularny tlenu ( $31988 \text{ mg}\cdot\text{mol}^{-1}$ ),

$R$  – ogólna stała gazowa ( $83,14 \text{ L}\cdot\text{hPa}\cdot(\text{K}\cdot\text{mol}^{-1})$ ),

$T$  – temperatura pomiaru,

$V_{\text{ges}}$  – całkowita objętość naczynia pomiarowego (L),

$V_{\text{abs}}$  – objętość absorbera i wewnętrznego wyposażenia pomocniczego (L),

$V_{\text{sample}}$  – objętość próbki,

$m_{\text{s.m.}}$  – masa suchej próbki (g).

Od każdego bazowego testu odjęto okres przygotowawczy – lag fazę, która została wyznaczona zgodnie z rekomendacjami podanymi przez Binner i in. (2012). Faza przygotowawcza kończy się, gdy średnia 3-godzinowego przedziału pomiaru osiąga 25% wartości średniej 3-godzinowego przedziału, w którym zapotrzebowanie tlenu było największe (Kilian i Macedowska-Capiga 2011). Jeśli przebieg reakcji jest 0-ego rzędu wtedy nie zachodzi lag faza i od razu można wyznaczyć sumaryczną wartość wskaźnika AT4.

Zawartość suchej masy określono za pomocą metody suszarkowo-wagowej. Badanie polegało na porównaniu mas naważki odpadów przed i po 24 godzinnym suszeniu w temperaturze  $105^\circ\text{C}$ .

W pobranych próbkach odpadów określono także skład morfologiczny. Badanie polegało na ręcznym wyselekcjonowaniu odpadów do określonych kategorii. Metodą ważenia ustalono masę odpadów należących do poszczególnych frakcji (Den Boer i in. 2010). Na podstawie wykonanych ważeń poszczególnych frakcji ustalono udział materii organicznej biodegradowalnej (frakcja biodegradowalna to: odpady organiczne, drewno, papier, tekstylia, frakcja drobna  $<20 \text{ mm}$ ) i nie biodegradowalnej (tworzywa sztuczne, odpady niebezpieczne, odpady wielomateriałowe) oraz frakcji mineralnej (szkło, metale, obojętne, inna kategoria).

### 2.3. Estymacja modeli matematycznych opisujących przebieg szybkości zużycia tlenu

Pod uwagę wzięto dwa rodzaje modeli matematycznych, jeden model opisujący reakcję 0-ego rzędu oraz jeden I-ego rzędu (tabela 1).

W celu zweryfikowania poprawności modelu posłużono się współczynnikiem determinacji  $R^2$ , oraz Kryterium Informacyjnym Akaike (AIC).

**Tabela 1.** Modele matematyczne użyte w badaniach (Klimiuk in. 1995)**Table 1.** Mathematical models used in research (Klimiuk at el. 1995)

model	Rząd reakcji	Rozwiązanie analityczne równania szybkości reakcji
model A	0	$OD = k_0 \cdot t$
model B	1	$OD = OD_0 \cdot (1 - e^{-k_1 \cdot t})$

$OD$  – zużycie tlenu ( $mg\ O_2/g\ s.m.$ ),  $OD_0$  – maksymalne zużycie tlenu ( $mg\ O_2/g\ s.m.$ );  $k_0$  – szybkość zużycia tlenu dla modelu 0-ego rzędu ( $mg\ O_2/g\ s.m.:h$ );  $k_1$  – stała szybkości zużycia tlenu dla modelu 1-ego rzędu ( $h^{-1}$ );  $t$  – czas ( $h$ )

Statystyczne dopasowanie krzywych (bez lag fazy) zostało wykonane za pomocą regresji nieliniowej w programie Statistica10. Współczynnik determinacji ( $R^2$ ) obliczono wg. wzoru:

$$R^2 = \frac{\sum_{t=1}^n (\hat{y}_t - \bar{y})^2}{\sum_{t=1}^n (y_t - \bar{y})^2} \quad (2)$$

gdzie:

$R^2$  – współczynnik determinacji, procent zmienności wyjaśnionej przez model,

$y_t$  – rzeczywista wartość zmiennej zależnej (zmierzona),

$\hat{y}_t$  – przewidywana wartość zmiennej zależnej (na podstawie modelu regresji),

$\bar{y}$  – średnia wartość rzeczywistej zmiennej zależnej.

Dodatkowo modele poddano analizie za pomocą Kryterium Informacyjnego Akaike. Zgodnie z założeniami tego kryterium, im niższa wartość tego wskaźnika tym lepsze dopasowanie danych do modelu. Ponieważ analiza regresji została oparta na metodzie najmniejszych kwadratów, użyto następującego równanie na AIC (Burnham i Anderson, 2002):

$$AIC = n \ln \left( \sum_{i=1}^n e_i^2 \right) + 2K \quad (3)$$

gdzie:

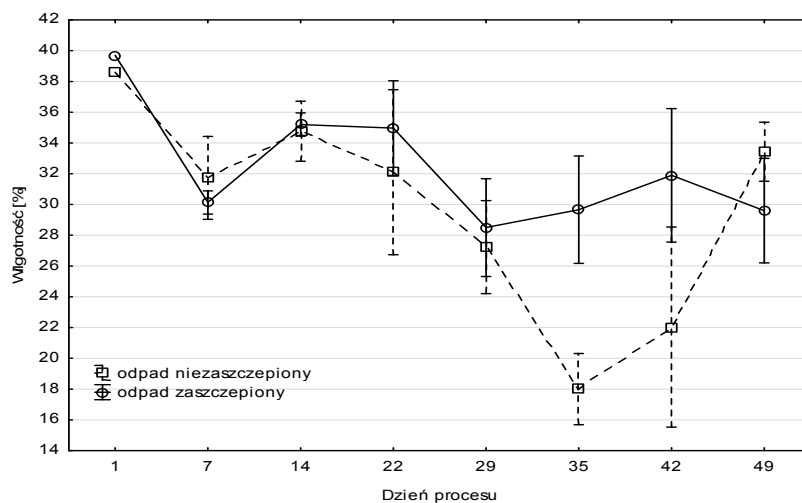
$\sum_{i=1}^n e_i^2$  – suma kwadratów reszt,

K – liczba parametrów modelu,  
n – wielkość próby.

### 3. Wyniki

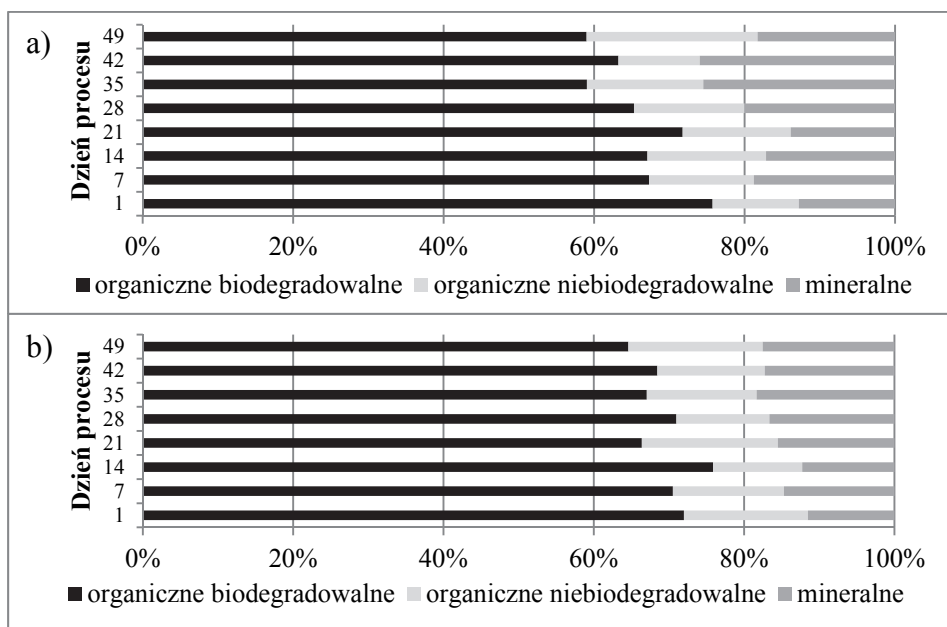
#### 3.1. Właściwości odpadów i przebieg procesu

Badane odpady charakteryzują się dobrym nawodnieniem na początku procesu ok. 38% (rys. 1). Zawartość wilgoci w czasie trwania procesu zmieniała się, osiągając na końcu ok. 32%, przy czym jedynie w 5 i 6 tygodniu procesu obserwowano obniżenie wilgotności w reaktorze z odpadami nie zaszczeponymi. Początkowa zawartość materii organicznej w reaktorach była podobna i przyjmowała ona wysokie wartości na poziomie 75% (rys. 2). Zarówno odpad zaszczepony jak i nie zaszczepony posiadał duży udział materii organicznej biodegradowalnej (rys. 2). W trakcie kolejnych tygodni procesu biostabilizacji obserwowano stopniowe obniżanie się zawartości frakcji biodegradowalnej, przy czym w reaktorze niezaszczeponym biopreparatem końcowa zawartość frakcji biodegradowalnej była na poziomie 60%, a w reaktorze zaszczeponym 65% (rys. 2).



**Rys.1.** Zmiany zawartości wilgotności w czasie trwania procesu (średnia + błąd standardowy)

**Fig. 1.** Variation of mean ( $\pm$ standard error) moisture content during waste biostabilisation process



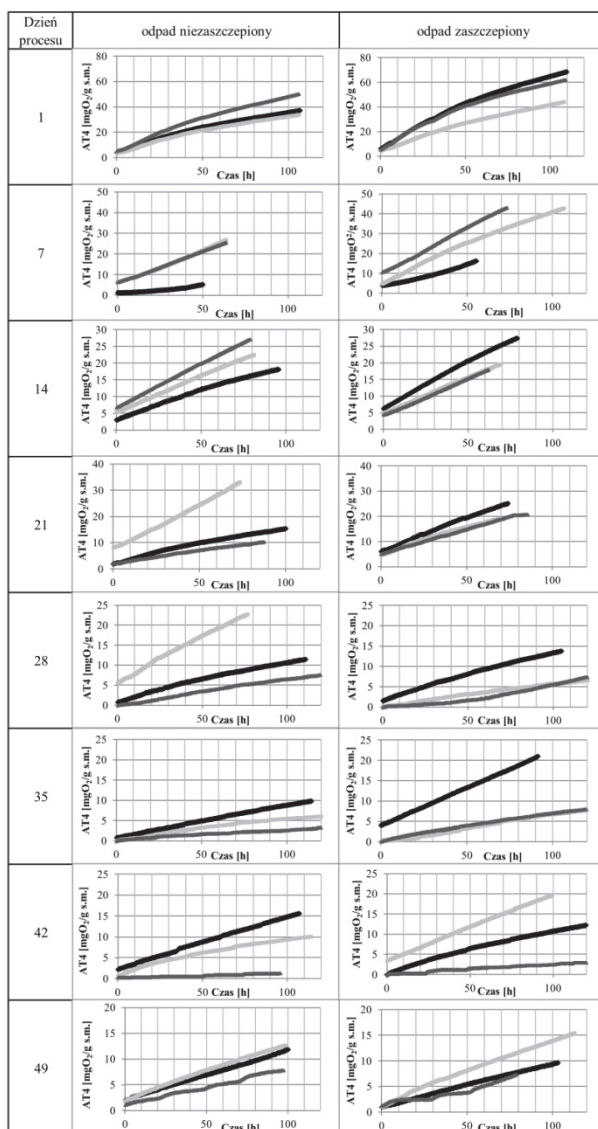
**Rys. 2.** Zmiany udziału frakcji biodegradowalnej i mineralnej ustalone na podstawie składu morfologicznego w czasie procesu, a) odpady niezaszczepione b) odpady nie zaszczepione

**Fig. 2.** Biodegradable and mineral fraction variation, determined on the base of municipal waste characterization, during biostabilization process, a) waste without inoculation b) waste with inoculation

### 3.2. Kinetyka zużycia tlenu

Dane wyjściowe na podstawie których obliczono parametry kinetyczne zużycia tlenu przedstawiono na rysunku 3.

Na początku procesu (pierwszy tydzień badań) zaobserwowano iż w przypadku modelu reakcji I-ego rzędu wartość parametru stałej szybkości zużycia tlenu ( $k_1$ ) oraz maksymalnego zużycia tlenu ( $OD_0$ ) w próbkach zaszczepionych biopreparatem jest podobna jak w próbkach niezaszczepionych. W kolejnych 2 tygodniach stała szybkości zużycia tlenu w odpadach zaszczepionych była wyższa, niż niezaszczepionych i przyjmowała wartości na poziomie od 0,027 do 0,03  $h^{-1}$ .



**Rys. 3.** Dane wyjściowe estymacji parametrów kinetycznych aktywności oddechowej próbek odpadów pobranych 1, 7, 14, 21, 28, 35, 42, 49 dnia procesu; badania wykonano w 3 powtórzeniach

**Fig. 3.** Output data for respiration activity kinetics estimation for sample collected in 1<sup>st</sup>, 7<sup>th</sup>, 14<sup>th</sup>, 21<sup>th</sup>, 28<sup>th</sup>, 35<sup>th</sup>, 42<sup>th</sup>, 49<sup>th</sup> day of the process; research were performed in three reduplications



W obu przypadkach w ciągu tych 2 tygodni obserwowano najwyższą intensywność zużycia tlenu. Od 4 tygodnia stała szybkości zużycia tlenu spadła, przy czym spadek ten był wyższy w przypadku odpadów zaszczipionych. Maksymalne zużycie tlenu  $OD_0$ , podobnie jak stała szybkości zużycia tlenu było najwyższe w przypadku odpadów świeżych, przy czym było wyższe w odpadach zaszczipionych. Obserwowano, stopniowy spadek parametru  $OD_0$ , przy czym w przypadku odpadów zaszczipionych wartość  $OD_0$  zatrzymała się na poziomie około 17 mg  $O_2/g$  s.m., natomiast w przypadku odpadów niezaszczipionych osiągnęła wartości w zakresie od 8,3 do 14,1 mg  $O_2/g$  s.m. Podobnie jak w przypadku modelu I-ego rzędu, szybkość zużycia tlenu w odpadzie świeżym, zaszczipionym 0,67 mg  $O_2/g$  s.m. $\cdot$ h była wyższa niż w odpadzie niezaszczipionym 0,44 mg  $O_2/g$  s.m. $\cdot$ h. Obserwowano spadek szybkości zużycia tlenu w kolejnych tygodniach, przy czym w obu przypadkach końcowa wartość była podobna na poziomie około 0,11-0,12 mg  $O_2/g$  s.m. $\cdot$ h (tabela 2).

Analizy wykazały, iż model B zużycia tlenu (I-ego rzędu) charakteryzuje się bardzo wysokim dopasowaniem do danych (współczynnik determinacji dla większości próbek jest większy niż 0,90). W przypadku modelu A (0-ego rzędu) stwierdzono słabsze dopasowanie (tabela 3). Niemniej jednak wartość współczynnika determinacji kształtowała się na ciągle wysokim poziomie powyżej 0,8 (tabela 3), Podobnie, lepsze dopasowanie wykazało wyliczenie indeksu AIC.

Stwierdzono, iż dla wszystkich poddanych symulacji próbek odpadów najlepszym dopasowaniem modelu zużycia tlenu charakteryzował się model I-ego rzędu, chociaż w nielicznych przypadkach różnica w stopni dopasowania z modelem 0-ego rzędu była niewielka. Należy podkreślić się wyłaniające się prawidłowości są jednakowe dla odpadu zaszczipionego jak i niezaszczipionego (tabela 3).

**Tabela 2.** Wartości oszacowanych parametrów kinetycznych równania reakcji 0-ego rzędu – szybkość zużycia tlenu ( $k_0$  mg O<sub>2</sub>/g s.m·h) oraz równania reakcji 1-ego rzędu stałej szybkości zużycia tlenu ( $k_a - h^{-1}$ ) i maksymalnego zużycia tlenu ( $OD_0 - mg O_2/g s.m.$ )

**Table 2.** Estimated values of kinetic parameters of 0-order model – oxygen consumption rate ( $k_0$  mg O<sub>2</sub>/g d.m·h) and 1st-order model – constant of oxygen consumption rate ( $k_1 - h^{-1}$ ), and maximum oxygen demand ( $OD_0 - mg O_2/g d.m.$ )

Rodzaj odpadu	Model	Parametr	Parametry statystyczne	Dzień procesu							
				1	7	14	21	28	35	42	49
odpad niezaszczypany	A	$k_0$ (mg O <sub>2</sub> /g s.m·h)	średnia	0,4359	0,3339	0,3077	0,2676	0,1744	0,0590	0,0921	0,1198
			odchylenie standardowe	0,0905	0,2029	0,0864	0,1973	0,1467	0,0318	0,0729	0,0287
	B	$k_1$ (h <sup>-1</sup> )	średnia	0,0163	0,0208	0,0221	0,0205	0,0144	0,0077	0,0119	0,0132
			odchylenie standardowe	0,0007	0,0086	0,0035	0,0030	0,0137	0,0018	0,0039	0,0030
odpad niezaszczypany	A	$OD_0$ (mg O <sub>2</sub> /g s.m.)	średnia	47,2567	23,9067	23,4033	22,2000	23,5167	8,3367	11,7033	14,0633
			odchylenie standardowe	10,6616	11,7907	1,8822	13,3667	8,1251	9,5074	9,4203	1,4694
	B	$k_0$ (mg O <sub>2</sub> /g s.m·h)	średnia	0,6177	0,4735	0,3473	0,3333	0,1000	0,1356	0,1190	0,1125
			odchylenie standardowe	0,1377	0,1813	0,0447	0,0532	0,0443	0,0999	0,0962	0,0305
odpad zaszczypany	A	$k_1$ (h <sup>-1</sup> )	średnia	0,0162	0,0201	0,0274	0,0297	0,0058	0,0107	0,0088	0,0086
			odchylenie standardowe	0,0021	0,0062	0,0017	0,0067	0,0064	0,0053	0,0049	0,0004
	B	$OD_0$ (mg O <sub>2</sub> /g s.m.)	średnia	67,6900	41,3067	23,7033	22,9767	17,1067	17,7100	17,2233	17,6667
			odchylenie standardowe	13,6864	17,8857	5,2061	3,6109	1,5481	6,7687	9,1237	5,0468

**Tabela 3.** Wartości Kryterium Informacyjne Akaike (AIC) i współczynnika determinacji  $R^2$  dla estymowanych modeli. Wartości wskazujące na lepsze dopasowanie modelu podświetlono

**Table 3.** Akaike Information Criteria (AIC) and determination coefficient  $R^2$  values for estimated models. Values indicating on better fitting of the model have been highlighted

Nr próbki	model	Rodzaj kryterium	Dzień procesu							
			1	7	14	21	28	35	42	49
I	A	$R^2$	0,8420	0,8245	0,8170	0,8444	0,9208	0,9711	0,8981	0,8373
		AIC	2714,2	539,2	2005,9	1975,4	1843,7	1468,0	2001,1	1786,4
	B	$R^2$	0,9898	0,8397	0,9615	0,9810	0,9932	0,9920	0,9666	0,9383
		AIC	1835,0	525,5	1556,8	1343,2	1021,4	1025,1	1641,5	1494,5
II	A	$R^2$	0,8552	0,7871	0,7090	0,7419	0,6370	0,9653	0,8353	0,8523
		AIC	2610,6	1408,1	1836,3	1778,8	1772,9	1339,9	2041,9	1783,4
	B	$R^2$	0,9904	0,9888	0,9039	0,8883	0,8988	0,9970	0,9869	0,9612
		AIC	1743,8	1286,9	1566,0	1593,7	1477,9	462,4	1172,5	1393,9
III	A	$R^2$	0,8663	0,7220	0,6608	0,7761	0,9938	0,9310	0,8675	0,9075
		AIC	2833,8	1437,0	1899,2	1540,1	888,8	1027,9	410,6	1374,3
	B	$R^2$	0,9896	0,8918	0,9039	0,9424	0,9967	0,9872	0,8955	0,9487
		AIC	2018,8	1255,8	1637,3	1183,1	658,8	422,2	342,1	1201,7
IV	A	$R^2$	0,8629	0,7976	0,7055	0,6687	0,8991	0,8266	0,9630	0,9496
		AIC	3165,6	1020,9	1888,1	1734,1	1886,1	1328,7	1658,9	1429,8
	B	$R^2$	0,9914	0,8709	0,9154	0,9059	0,9800	0,9350	0,9990	0,9858
		AIC	2252,2	945,9	1591,4	1453,4	1376,2	1670,6	527,6	1037,8
V	A	$R^2$	0,8805	0,8958	0,6866	0,5712	0,9861	0,9439	0,8593	0,9472
		AIC	2774,3	2668,0	1494,5	1538,3	1048,5	1940,6	2036,0	1947,3
	B	$R^2$	0,9891	0,8939	0,9938	0,9075	0,9892	0,9989	0,9516	0,9903
		AIC	1996,4	2068,4	1443,6	1225,1	260,3	832,1	1718,8	1357,7
VI	A	$R^2$	0,8022	0,7285	0,7425	0,6866	0,9474	0,9786	0,9681	0,7933
		AIC	3187,9	1918,5	1251,7	1945,6	913,2	1328,3	786,9	1149,8
	B	$R^2$	0,9901	0,9027	0,8943	0,8949	0,9587	0,9984	0,9795	0,8113
		AIC	2205,9	1691,6	1085,1	1663,6	854,8	386,3	628,6	1128,3

## 4. Podsumowanie

Przeprowadzone badania wykazały, iż niezależnie od czasu trwania procesu oraz zastosowania lub niezastosowania inokulacji modelem najlepiej opisującym zużycie tlenu w wyniku biologicznego rozkładu materii organicznej odpadów przez mikroorganizmy jest model I-ego rzędu. Potwierdzają to obie zastosowane liczby kryterialne Współczynnik determinacji ( $R^2$ ) oraz Kryterium Informacyjne Akaike (AIC).

Zaobserwowano natomiast wpływ zaszczepienia odpadów biopreparatem na zwiększenie aktywności oddechowej mikroorganizmów, oraz parametrów kinetycznych opisujących zużycie tlenu przez pierwsze 3 tygodnie procesu.

Zaobserwowany w 5 tygodniu w odpadzie niezaszczepionym i 4 tygodniu w odpadzie zaszczepionym biopreparatem, ponowny wzrost szybkości zużycia tlenu, wynikać może ze wzrostu dostępności materii organicznej pochodzącej z materiałów trudno rozkładalnych takich jak np. celuloza, która nie była dostępna w pierwszej fazie procesu.

Zgodnie z oczekiwaniami, w trakcie trwania procesu aktywność mikroorganizmów malała, co potwierdzono, spadkiem wartości parametrów kinetycznych zużycia tlenu.

## Literatura

- Adani, F., Tambone, F., Gotti, A. (2004). Biostabilization of municipal solid waste. *Waste Management*, 24, 775-783.
- Aspray, T. J., Dimambro, M. E., Wallace, P., Howell, G., Frederickson, J. (2015). Static, dynamic and inoculum augmented respiration based test assessment for determining in-vessel compost stability. *Waste Management*, 42, 3-9.
- Binner, E., Böhm, K., Lechner, P. (2012). Large scale study on measurement of respiration activity (AT 4) by Sapromat and OxiTop. *Waste Management*, 32, 1752-1759.
- Burnham, K. P., Anderson, D. R. (2002). *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. Second edition, New York, USA: Springer.
- Cossu, R., Raga, R. (2008). Test methods for assessing the biological stability of biodegradable waste. *Waste Management*, 28, 381-388.
- Den Boer, E., Jedrczak, A., Kowalski, Z., Kulczycka, J., Szpadt, R. (2010). A review of municipal solid waste composition and quantities in Poland. *Waste Management*, 30, 369-377.

- Jędrzaczak, A. (2015). MBP – stan dzisiejszy, perspektywa jutra. *Kompleksowe zarządzanie gospodarką odpadami*, Poznań-Koło, 61-76.
- Kasinski, S., Wojnowska-Baryła, I. (2014). Oxygen demand for the stabilization of the organic fraction of municipal solid waste in passively aerated bioreactors. *Waste Management*, 34, 316-322.
- Kilian, E., Macedowska-Capiga, A. (2011). Parametr AT-4 jako wskaźnik stopnia stabilizacji odpadów po mechaniczno-biologicznym przetwarzaniu. *Prace Instytutu Ceramiki i Materiałów Budowlanych*, 8, 88-94.
- Klimuk, E., Lossow, K., Bulińska, M. (1995). *Kinetyka reakcji i modelowanie reaktorów biochemicznych w procesach oczyszczania ścieków*. Olsztyn: Wydawnictwo ART.
- Mason, I. G. (2006). Mathematical modelling of the composting process: A review. *Waste Management*, 26, 3-21.
- Mimitris, P. K. (2006). A kinetic of solid waste composting at optimal conditions. *Waste Management*, 26, 82-91.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11 września 2012 r., w sprawie mechaniczno-biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych, (Dz.U. 2012 poz. 1052).
- Sánchez, A. V., Fernández, F. J., Rodríguez, L., Villaseñor, J. (2012). Respiration indices and stability measurements of compost through electrolytic respirometry. *Journal of Environmental Management*, 95, 134-138.
- Sidelko R., Seweryn K., Walendzik B. (2011). Optymalizacja procesu kompostowania w warunkach rzeczywistych. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 13, 681-692.
- Sidelko, R., Siebielska, I., Szymański, K., Skubała, A., Kołacz N. (2014). Ocena stabilności kompostu w czasie rzeczywistym. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 17(2), 221-230.
- Statement of Verification, EU Environmental Technology Verification Pilot Programme, Technology Name: Bio-Com System, 07.09.2015.
- Tremier, A., de Guardia, A., Massiani, C., Paul, E., Martel, J. L. (2005). A respirometric method for characterizing the organic composting and biodegradation kinetics and the temperature influence on the biodegradation kinetics, for a mixture of sludge and bulking agent to be co-composted. *Bioresource Technology*, 96, 169-180.

## **Model Selection and Estimation of Kinetic Parameters of Oxygen Consumption During Biostabilization of Under-size Fraction of Municipal Solid Waste**

### **Abstract**

Final product of waste biostabilization process is stabilized organic fraction. It is a solid waste, after biological process, which perform requirements of actual law regulation (Dz.U. z 2012, poz. 1052). To determine stabilization of waste degree (in practice decomposition of organic matter degree), used indicator which define biological activity.

The Polish regulations adopted that one of the parameters indicating the degree of stabilization of waste, is the respiration activity index AT4.

Oxygen consumption during organic matter decomposition process, could have 0-order or 1st-order reaction character. Suitable fit of the model to react is crucial, to correctly determine the kinetic parameters of the reaction. For this reason, experiments, which purposes were to: examine the relevance of two mathematical models, to the oxygen consumption curves, for waste samples that are in various stages of the biostabilization process, and to propose a model of the highest utility, were performed. The study was conducted on an industrial scale, in operating conditions biostabilization plant, where biostimulator was used to reduce odors. Two variants, first using waste with biostimulator and second without biostimulator were tested. During the biostabilization process, samples were collected in weekly intervals. Samples of waste were transported to the laboratory, where respiratory activity was measured.

Research has shown that independently of the duration of the process, and the inoculation or without -inoculation of biostimulator, the best fitting model which describes the kinetics of oxygen consumption is the first order reaction model. It was also shown that the addition of biostimulator increase respiration activity of waste during first 3 weeks of biostabilization process.

### **Streszczenie**

Końcowym produktem procesu biostabilizacji jest stabilizat, czyli odpad stały, który po biologicznym przetworzeniu, spełnia wymogi rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie mechaniczno-biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych (Dz.U. z 2012, poz. 1052). Aby określić stopień stabilizacji odpadu, (w praktyce stopień dekompozycji materii organicznej), stosuje się wskaźniki określające aktywność biologiczną.

W polskim prawie przyjęto iż jednym z parametrów wskazującym na stopień stabilizacji odpadu jest aktywność respirometryczna AT4 (rozporządzenie Dz.U. z 2012, poz. 1052).

Zużycie tlenu w trakcie procesu rozkładu materii organicznej zawartej w odpadach może mieć charakter równania 0-ego lub 1-ego rzędu. Odpowiednie dopasowanie modelu do reakcji jest kluczowe aby wyznaczyć poprawnie parametry kinetyczne reakcji. Z tego względu wykonano badania, których celem było sprawdzenie stopnia dopasowania 2 modeli matematycznych do krzywej zużycia tlenu dla próbek odpadów będących w różnych fazach procesu biostabilizacji oraz zaproponowanie modelu o najwyższej użyteczności. Eksperyment przeprowadzono w skali technicznej, w instalacji do biostabilizacji odpadów, gdzie stosowany jest biopreparat bakteryjny w celu obniżenia uciążliwości odorowej. Badania wykonano w dwóch wariantach z wykorzystaniem partii odpadów zaszczeplonych biopreparatem i odpadów niezaszczeplonych. W trakcie procesu biostabilizacji pobierano próbki odpadów w interwałach cotygodniowych. Po pobraniu, próbki odpadów transportowane były do laboratorium, gdzie tego samego dnia rozpoczynano pomiary aktywności oddechowej metodą OxiTop®.

Przeprowadzone badania wykazały, iż niezależnie od czasu trwania procesu oraz zastosowania lub niezastosowania inokulacji biopreparatem modelem najlepiej opisującym kinetykę zużycia tlenu jest model I-ego rzędu. Wykazano także, iż dodatek biopreparatu spowodował podwyższenie aktywności oddechowej odpadów w pierwszych 3 tygodniach procesu biostabilizacji.

**Słowa kluczowe:**

biostabilizacja odpadów, frakcja podsitowa, parametry kinetyczne, zużycie tlenu, biopreparat

**Keywords:**

biostabilization, under-size fraction, municipal solid waste, kinetic parameters, oxygen demand, biostimulator