

# **AKTYWNOŚĆ DEHYDROGENAZ ORAZ ZMIANY LICZEBNOŚCI BAKTERII MEZO- I TERMOFILNYCH PODCZAS KOMPOSTOWANIA OSADÓW ŚCIEKOWYCH Z RÓŻNYMI DODATKAMI W BIOREAKTORZE**

**Agnieszka WOLNA-MARUWKA, Aleksandra SAWICKA,  
Małgorzata NATYWA, Jacek DACH**

<sup>1)</sup> Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, Katedra Mikrobiologii Ogólnej i Środowiskowej

<sup>2)</sup> Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, Instytut Inżynierii Rolniczej

*Słowa kluczowe: aktywność dehydrogenaz, bakterie, bioreaktor, kompost, osad ściekowy*

## **S t r e s z c z e n i e**

We właściwie przebiegającym procesie kompostowania, w związku z następującymi po sobie zmianami temperatury, następuje dominacja kolejnych, określonych gatunków i grup mikroorganizmów. W niniejszej pracy badano zmiany liczebności bakterii mezofilnych i termofilnych oraz aktywność dehydrogenaz w procesie kompostowania osadów ściekowych z różnymi dodatkami. Kompostowanie przeprowadzono w zamkniętym bioreaktorze. Kolonie mikroorganizmów izolowane z kompostów i inkubowane na pożywkach selektywnych były podstawą do określania całkowitej liczebności bakterii. Badano również wpływ różnic w składzie kompostów na dynamikę rozwoju mikroorganizmów. W pracy określano także zależność między aktywnością dehydrogenaz a liczebnością bakterii mezofilnych i termofilnych. Stwierdzono, że skład mieszanki kompostowej i jej pH nie wpływały na liczebność zarówno bakterii mezofilnych, jak i termofilnych. Ustalono występowanie zależności między zmianami liczebności omawianych mikroorganizmów a wartościami temperatury w kompostach.

Na podstawie badań stwierdzono również, że aktywność dehydrogenaz korelowała dodatnio z liczebnością bakterii mezofilnych.

## WSTĘP

Zagospodarowanie odpadów organicznych przez ich kompostowanie stało się w ostatnich latach przedmiotem licznych badań [BECK-FRIS i in., 2001, CZEKAŁA, SAWICKA, 2006]. Szczególną uwagę zwraca się na osady ściekowe, bowiem mimo dużej wartości nawozowej, mogą one stwarzać zagrożenia sanitarno-parazytologiczne [CAPIZZI-BANAS i in., 2004; CZEKAŁA, DACH, WOLNA-MARUWKA, 2006; WOLNA-MARUWKA, SAWICKA, 2006]. W procesie kompostowania następuje pogłębiona stabilizacja osadów, polegająca przede wszystkim na mineralizacji tlenowej i humifikacji substancji organicznych. Z tych względów kompostowanie jest traktowane nie tylko jako sposób otrzymywania wartościowych nawozów organicznych, ale również jako sposób ostatecznej stabilizacji odpadów, w tym również osadów nienadających się do rolniczego zastosowania [KEMPA, BIEŃ, 1995; URBANIAK, MOKRZYCKA, 1999]. Podstawową rolę w mineralizacji materii organicznej bioodpadów podczas ich kompostowania przypisuje się mikroorganizmom. To one przetwarzają substancję organiczną w pełnowartościowy nawóz humusowy [LACEY, 1997].

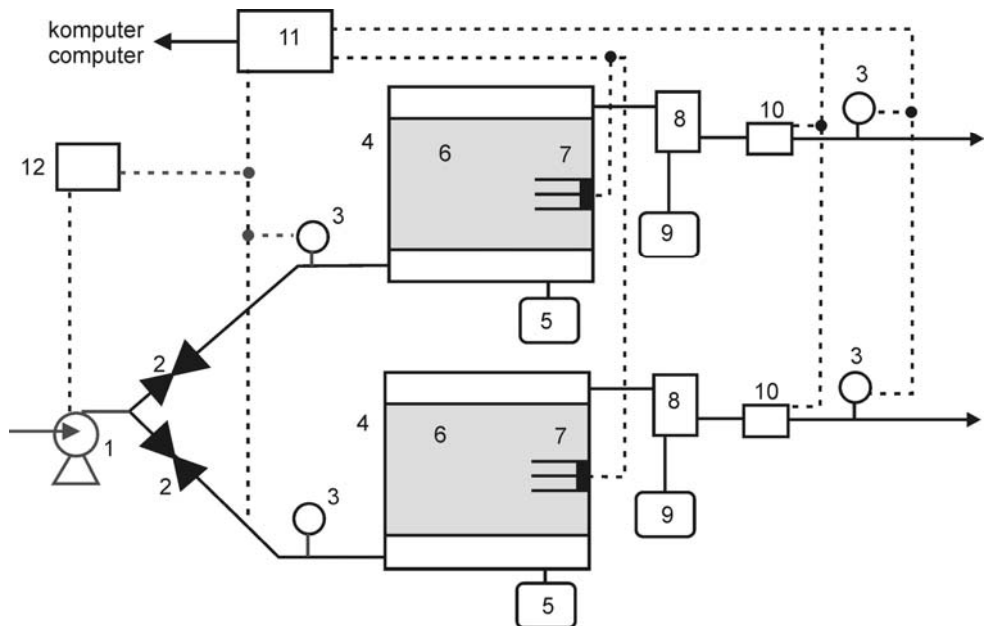
Jednym z głównych czynników wpływających na rozwój i aktywność drobnoustrojów podczas procesu kompostowania jest temperatura [WOLNA-MARUWKA, 2009], ponieważ ich działalność życiowa może zachodzić tylko w pewnych jej zakresach, charakterystycznych dla danego gatunku [JANDA, FALKOWSKI, 2003]. Sukcesja mikroorganizmów mezofilnych i termofilnych w kompostowanym materiale, związana ze zmianami temperatury, jest z kolei wskaźnikiem prawidłowego przebiegu procesu kompostowania [ISHII, FUKUS, TAKII, 2000].

Obok wartości temperatury, wydzielania CO<sub>2</sub>, czy sukcesji mikroorganizmów, kolejnym wskaźnikiem intensywności przebiegu procesu kompostowania jest poziom aktywności dehydrogenaz w kompostach [PIOTROWSKA-CYPLIK, CYPLIK, CZARNECKI, 2007].

## MATERIAŁ I METODY BADAŃ

Doświadczenie założono w warunkach laboratoryjnych w 2007 r. Badania przeprowadzono w czterekomorowym bioreaktorze o pojemności każdej z komór równej 125 dm<sup>3</sup> (rys. 1). Bioreaktor był wyposażony w czujniki elektroniczne do stałej rejestracji niektórych parametrów procesu (temperatury, stężenia dwutlenku węgla, metanu, amoniaku i tlenu). Materiałem do badań był osad ściekowy z dodatkiem, w różnych kombinacjach, słomy, trocin, kory i konopi (tab. 1), które zostały dokładnie wymieszane w różnych proporcjach (tab. 2).

Materiał w bioreaktorze kompostowano przez 2686 h (112 dni). Próbkę do badań mikrobiologicznych pobierano ze wszystkich komór jednocześnie, w zależności od aktualnej temperatury.



Rys. 1. Schemat bioreaktora: 1 – pompa, 2 – regulator przepływu tlenu, 3 – przepływomierz, 4 – komory, 5 – zbiornik na odcieki, 6 – kompostowana biomasa, 7 – zespół czujników pomiarowych, 8 – system chłodzenia powietrza, 9 – zbiornik na skropliny, 10 – zespół czujników gazowych, 11 – 32-kanalowy mikroprocesorowy rejestrator sygnałów pomiarowych, 12 – kontroler przepływu powietrza

Fig. 1. Schematic diagramme of the bioreactor: 1 – pump, 2 – oxygen flow control, 3 – flow meter, 4 – isolated chambers, 5 – drained liquids container, 6 – composted mass, 7 – sensors array, 8 – air cooling system, 9 – condensate container, 10 – gas sensor array, 11 – 32 channel recorder, 12 – air flow control

**Tabela 1.** Liczebność drobnoustrojów ( $\text{jtk}\cdot\text{g}^{-1}$  s.m. materiału) oraz aktywność dehydrogenaz ( $\mu\text{mol TPF}\cdot\text{g}^{-1}$  s.m. materiału $\cdot(5\text{ h})^{-1}$ ) w bioodpadach zastosowanych w doświadczeniu

**Table 1.** The number of microorganisms ( $\text{cfu}\cdot\text{g}^{-1}$  dry wt. of material) and dehydrogenases activity ( $\mu\text{mol TPF}\cdot\text{g}^{-1}$  dry wt. of material $\cdot(5\text{ h})^{-1}$ ) in bio-wastes used in experiment

Bioodpady Bio-wastes	Liczebność bakterii Number of bacteria		Aktywność dehydrogenaz Dehydrogenases activity
	mezofilnych mesophilic	termofilnych thermophilic	
Osad Sewage sludge	$9\,004,57\cdot 10^4$	$239,30\cdot 10^3$	0,0547
Słoma Straw	$19,10\cdot 10^4$	$0,01\cdot 10^3$	0,0059
Trociny Sawdust	$9,62\cdot 10^4$	$0,01\cdot 10^3$	0,0017
Kora Bark	$490,01\cdot 10^4$	$10,30\cdot 10^3$	0,0012
Konopie Hemps	$12\,822,71\cdot 10^4$	$4\,911,60\cdot 10^3$	0,0439

**Tabela 2.** Zawartość bioodpadów w kompostach**Table 2.** The content of bio-wastes in composts

Kompost Compost	Udział wagowy, % Weight part, %					C:N	
	osad ściekowy sewage sludge	słoma straw	trociny sawdust	kora bark	konopie hemp	początkowe initial	końcowe final
K1	40	–	35	25	–	19,3	12,71
K2	40	–	10	50	–	18,7	12,16
K3	40	5	15	40	–	20,8	10,93
K4	40	–	–	10	50	18,4	9,39

Na mikrobiologicznych podłożach wybiórczych, metodą płytkową, oznaczano liczebność jednostek tworzących kolonie (jtk) bakterii mezofilnych i termofilnych. Liczebność bakterii mezofilnych oznaczono na agarze zwykłym, inkubując płytki w temperaturze 28°C przez 48 h [KAŃSKA i in., 2001]. Termofile oznaczano na 3% agarze odżywczym. Płytki inkubowano przez 24 h w temperaturze 55°C [KAŃSKA i in., 2001].

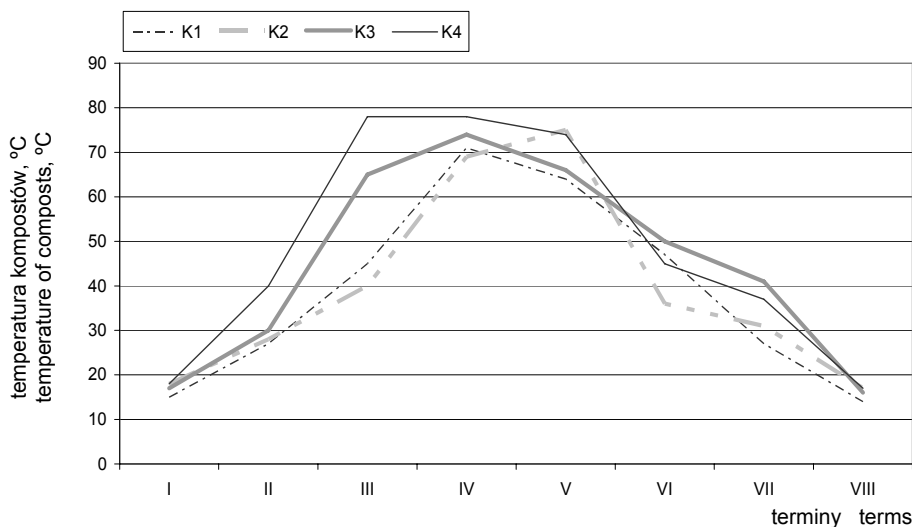
Ponadto po 5-godzinnej inkubacji w temperaturze 30°C, spektrofotometrycznie, przy długości fal 485 nm, oznaczano aktywność dehydrogenaz, używając jako substratu 1% TTC (chlerek trójfenylotetrazolu). Aktywność enzymu wyrażano w  $\mu\text{mol TPF}\cdot\text{g}^{-1}\text{ s.m. kompostu}\cdot\text{5h}^{-1}$  [THALMANN, 1968].

Zastosowane w doświadczeniu analizy statystyczne, polegające na obliczeniu średniej liczby drobnoustrojów w danym kompoście i terminie analiz, odchylenia standardowego oraz NIR przeprowadzono w programie Statistica 8.0.

## WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

Czynnikiem warunkującym właściwy przebieg procesu kompostowania jest temperatura, której wartości są związane z działalnością drobnoustrojów. Od temperatury w kompostowanej masie zależy z kolei tempo wielu procesów mikrobiologicznych oraz selekcja i sukcesja drobnoustrojów [BRINTON, DROFFNER, 1995].

Analizując wyniki badań mikrobiologicznych stwierdzono, że zmiany wartości temperatur w kompostowanych materiałach (rys. 2) powodowały najprawdopodobniej zmiany liczebności bakterii mezo- i termofilnych (tab. 3). Po 20 godzinach kompostowania (termin II) nastąpiło duże zwiększenie temperatury w kompostowanych masach i jednocześnie zwiększenie liczebności bakterii mezofilnych. Najbardziej zauważalne było to w kompoście K1, gdzie liczebność bakterii mezofilnych zwiększyła się o ponad 100%. Zdaniem BŁASZCZYKA [2007] w pierwszej fazie kompostowania – tzw. fazie mezofilnej – dominują mikroorganizmy, będące rezydentami roślin oraz odpadów. Są to m.in. tlenowe gatunki bakterii mlekowych z rodzaju *Lactobacillus*, *Leuconostoc*, *Pediococcus* oraz bakterie z rodzaju *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Clostridium*.



Rys. 2. Zmiany temperatury w bioodpadach podczas procesu kompostowania; terminy: I – założenie doświadczenia, II – po 20 h, III – po 42 h, IV – po 68 h, V – po 93 h, VI – po 117 h, VII – po 790 h, VIII – po 2686 h; zawartość bioodpadów w kompostach K1–K4 podano w tabeli 2.

Fig. 2. The changes of temperature in bio-wastes during composting; terms: I – beginning of experiment, II – after 20 h, III – after 42 h, IV – after 68 h, V – after 93 h, VI – after 117 h, VII – after 790 h, VIII – after 2686 h; the content of bio-wastes in composts K1–K4 are presented in Tab. 2

Kolejne 22 godziny procesu kompostowania (termin III) spowodowały dalszy wzrost temperatury. W kompostach K1 i K2 zaobserwowano kilkunastostopniowe zwiększenie jej wartości i jednocześnie zwiększenie liczby bakterii mezofilnych, a w kompostach K3 i K4, gdzie temperatura wynosiła 65–78°C, odnotowano zmniejszenie namnażania się komórek omawianych mikroorganizmów, spowodowane najprawdopodobniej warunkami termofilnymi.

DE BERTOLDI, VALLINI i PERA [1983] informują, że w miarę trwania procesu kompostowania wzrasta temperatura, co przyczynia się do zmniejszenia liczebności mikroflory mezofilnej, a dalszy rozwój i przeżywalność drobnoustrojów zależy od tlenowych warunków panujących w kompostowanej masie.

Z niektórych badań [HASSEN i in., 2001] wynika, że w zakresie temperatur od 20 do 40°C dominującą grupą biorącą udział w rozkładzie świeżej materii organicznej są bakterie mezofilne. To one wydzielają do środowiska ciepło oraz różne wtórne związki organiczne. Z kolei w fazie termofilnej procesu kompostowania (45–60°C) mikroflora mezofilna jest częściowo eliminowana lub inaktywowana, a jej miejsce zajmują drobnoustroje termofilne i termotolerancyjne. AMNER, MCCARTHY i EDWARDS [1988] podają, że głównym czynnikiem determinującym liczebność, różnorodność oraz aktywność mikroorganizmów, obok warunków tlenowych, jest temperatura.

**Tabela 3.** Liczebność bakterii mezofilnych ( $\text{jtk} \cdot 10^4 \cdot \text{g}^{-1}$  s.m.) i termofilnych ( $\text{jtk} \cdot 10^3 \cdot \text{g}^{-1}$  s.m.) w kompostach

**Table 3.** The number of mesophilic ( $\text{cfu} \cdot 10^4 \cdot \text{g}^{-1}$  DM) and thermophilic ( $\text{cfu} \cdot 10^3 \cdot \text{g}^{-1}$  DM) bacteria in composts

Rodzaj kompostu Kind of compost	Bakterie mezofilne Mesophilic bacteria		Bakterie termofilne Thermophilic bacteria	
	<i>x</i>	<i>S</i>	<i>x</i>	<i>S</i>
1	2	3	4	5
Termin I – założenie doświadczenia I term – beginning of experiment				
K1	866,99	208,04	55,7	7,93
K2	319,61	75,72	22,0	9,25
K3	8 268,40	523,08	250,0	37,11
K4	9 854,68	864,05	5 218,4	1 689,62
	NIR <sub>0,05</sub> = 1 818,75; NIR <sub>0,01</sub> = 2 381,70		NIR <sub>0,05</sub> = 784,32; NIR <sub>0,01</sub> = 1 027,08	
	LSD <sub>0,05</sub> = 1 818,75; LSD <sub>0,01</sub> = 2 381,70		LSD <sub>0,05</sub> = 784,32; LSD <sub>0,01</sub> = 1 027,08	
Termin II – po 20 godzinach II term – after 20 h				
K1	2 018,94	848,66	199,8	53,23
K2	463,74	19,85	171,2	44,67
K3	8 912,96	1 286,92	3 056,4	582,99
K4	10 275,86	506,79	8 719,3	839,84
	NIR <sub>0,05</sub> = 1 703,98; NIR <sub>0,01</sub> = 2 231,41		NIR <sub>0,05</sub> = 1 878,15; NIR <sub>0,01</sub> = 2 459,49	
	LSD <sub>0,05</sub> = 1 703,98; LSD <sub>0,01</sub> = 2 231,41		LSD <sub>0,05</sub> = 1 878,15; LSD <sub>0,01</sub> = 2 459,49	
Termin III – po 42 godzinach III term – after 42 h				
K1	2 247,89	719,21	2 913,9	895,24
K2	514,46	48,99	1 443,4	291,62
K3	123,30	45,52	23 511,0	3 610,69
K4	58,66	13,00	19 255,3	7 754,55
	NIR <sub>0,05</sub> = 758,55; NIR <sub>0,01</sub> = 993,34		NIR <sub>0,05</sub> = 9 035,90; NIR <sub>0,01</sub> = 11 832,72	
	LSD <sub>0,05</sub> = 758,55; LSD <sub>0,01</sub> = 993,34		LSD <sub>0,05</sub> = 9 035,90; LSD <sub>0,01</sub> = 11 832,72	
Termin IV – po 68 godzinach IV term – after 68 h				
K1	0,91	0,25	722,2	231,47
K2	13,44	3,61	888,6	618,16
K3	11,57	1,08	1 319,5	28,71
K4	9,20	1,07	1 952,0	363,34
	NIR <sub>0,05</sub> = 4,13; NIR <sub>0,01</sub> = 5,40		NIR <sub>0,05</sub> = 365,37; NIR <sub>0,01</sub> = 478,46	
	LSD <sub>0,05</sub> = 4,13; LSD <sub>0,01</sub> = 5,40		LSD <sub>0,05</sub> = 365,37; LSD <sub>0,01</sub> = 478,46	
Termin V – po 93 godzinach V term – after 93 h				
K1	3,64	1,18	1 937,0	203,51
K2	3,62	1,71	2 071,6	217,65
K3	32,12	11,98	6 403,0	205,02
K4	28,77	6,23	2 622,0	578,86
	NIR <sub>0,05</sub> = 14,35; NIR <sub>0,01</sub> = 18,79		NIR <sub>0,05</sub> = 4 028,16; NIR <sub>0,01</sub> = 5 274,97	
	LSD <sub>0,05</sub> = 14,35; LSD <sub>0,01</sub> = 18,79		LSD <sub>0,05</sub> = 4 028,16; LSD <sub>0,01</sub> = 5 274,97	

cd. tab. 3

1	2	3	4	5
	Termin VI – po 117 godzinach		VI term – after 117 h	
K1	20,79	4,96	19 322,0	2 214,23
K2	53,10	11,25	19 066,6	2 177,91
K3	44,02	5,00	5 728,8	542,70
K4	90,99	11,80	148 294,0	1 855,92
	NIR <sub>0,05</sub> = 18,65; NIR <sub>0,01</sub> = 24,42		NIR <sub>0,05</sub> = 126071,40; NIR <sub>0,01</sub> = 165093,40	
	LSD <sub>0,05</sub> = 18,65; LSD <sub>0,01</sub> = 24,42		LSD <sub>0,05</sub> = 126071,40; LSD <sub>0,01</sub> = 165093,40	
	Termin VII – po 790 godzinach		VII term – after 790 h	
K1	67,01	8,09	4 788,2	1 546,10
K2	1 358,60	100,45	17 375,9	2 660,31
K3	74,43	13,98	3 344,1	344,86
K4	1 713,27	166,75	3 175,7	960,33
	NIR <sub>0,05</sub> = 205,10; NIR <sub>0,01</sub> = 268,58		NIR <sub>0,05</sub> = 13 206,39; NIR <sub>0,01</sub> = 17 294,08	
	LSD <sub>0,05</sub> = 205,10; LSD <sub>0,01</sub> = 268,58		LSD <sub>0,05</sub> = 13 206,39; LSD <sub>0,01</sub> = 17 294,08	
	Termin VIII – po 2686 godzinach		VIII term – after 2686 h	
K1	4 158,45	318,27	19 536,2	2 051,77
K2	1 452,07	157,31	20 657,8	724,25
K3	3 531,98	367,41	10 786,7	2 660,27
K4	1 367,86	282,07	1 660,7	192,05
	NIR <sub>0,05</sub> = 612,79; NIR <sub>0,01</sub> = 802,46		NIR <sub>0,05</sub> = 16 926,18; NIR <sub>0,01</sub> = 22 165,23	
	LSD <sub>0,05</sub> = 612,79; LSD <sub>0,01</sub> = 802,46		LSD <sub>0,05</sub> = 16 926,18; LSD <sub>0,01</sub> = 22 165,23	

Objaśnienia:  $\bar{x}$  – wartość średnia,  $S$  – odchylenie standardowe, K1–K4 – jak w tabeli 2.

Explanations:  $\bar{x}$  – medium value,  $S$  – standard deviation, K1–K4 – as in Tab. 2.

W kolejnych, dwóch terminach analiz (IV i V) liczba bakterii mezofilnych gwałtownie zmniejszyła się, czego powodem przypuszczalnie były warunki termofilne, utrzymujące się w kompostowanych materiałach.

Począwszy od terminu VI wraz ze zmniejszeniem temperatury do wartości 36–50°C w analizowanych kompostach odnotowano ponowny wzrost namnażania się komórek omawianych mikroorganizmów. Tendencja ta utrzymywała się już do końca trwania doświadczenia. Z badań WONGA i FANGA [2000] również wynika, że zmniejszenie temperatury w kompostowanych bioodpadach poniżej 45°C powoduje ponowną dominację bakterii mezofilnych.

W przypadku bakterii termofilnych w II terminie analiz, wraz ze wzrostem temperatury w kompostach odnotowano zwiększone namnażanie się ich komórek, szczególnie widoczne w kompostach K3 i K4, w których kompostowany materiał uległ silniejszemu nagraniu (tab. 3). Powodem tego zjawiska mógł być 5-procentowy dodatek słomy w kompoście K3 oraz aż 50-procentowa zawartość konopi w kompoście K4 (tab. 2).

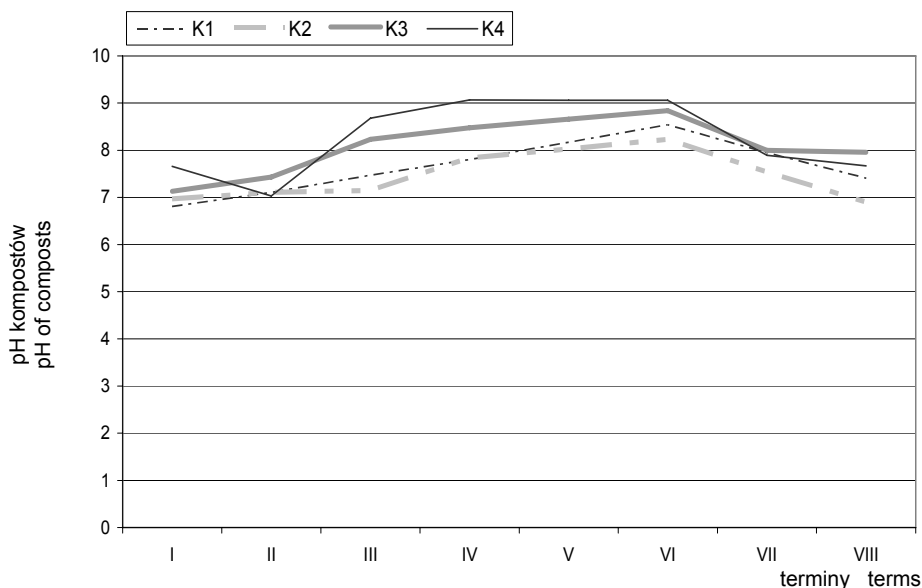
W kolejnych czterech terminach badań (III–VI) wraz z utrzymującymi się w kompostach przez 72 h warunkami termofilnymi, odnotowano wysoki poziom

namnażania się komórek bakterii termofilnych. Z badań PETERSA i in. [2000] wynika, że fazie termofilnej procesu kompostowania występują m.in. termofilne gatunki *Lactobacillus panis*, *L. confusus*, *Bacillus badius*, *Azotobacter salinestris*, *Clostridium thermolacticum*.

Zdaniem BŁASZCZYKA [2007] temperatura optymalna dla rozwoju bakterii termofilnych wynosi 50–65°C, a ich aktywność enzymatyczna kończy się w temperaturze 70–80°C.

W kolejnych dwóch (ostatnich) terminach analiz stwierdzono, że na początku fazy schładzania (termin VII) namnażanie się bakterii termofilnych uległo osłabieniu, po czym w terminie VIII ponownie się nasiliło. Powodem tego zjawiska mogła być obecność niezdegradowanej jeszcze całkowicie materii organicznej lub pojawienie się czynników wpływających na wzrost tych bakterii, będących produktami metabolizmu innych grup drobnoustrojów.

Nie odnotowano wpływu odczynu bioodpadów na namnażanie się omawianych mikroorganizmów w kompostach. Optymalne pH dla większości bakterii wynosi około 7. W fazie termofilnej procesu kompostowania pH bioodpadów osiągało wartości zbliżone do 9 (rys. 3), co nie spowodowało zmniejszenia się liczebności bakterii termofilnych. Zdaniem WONGA i FANGA [2000] za zwiększenie stężenia jonów wodorowych w początkowych etapach procesu kompostowania odpowiadają intensywnie zachodzące procesy amonifikacji.



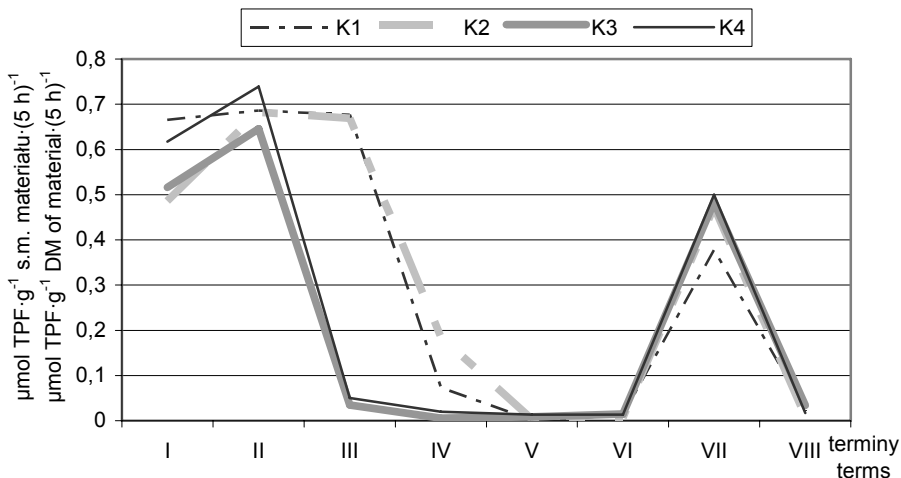
Rys. 3. Zmiany pH w bioodpadach podczas procesu kompostowania; objaśnienia, jak na rysunku 2.

Fig. 3. The changes of pH in bio-wastes during composting; explanations as in Fig. 2



Z badań SUNDBERGA, SMARSA, JÖNSSONA [2004] wynika, że inhibicyjnie na wzrost i aktywność metaboliczną bakterii w początkowej fazie procesu kompostowania wpływa pH mniejsze niż 6,5 w połączeniu z temperaturą ok. 46°C. KUNICKI-GOLDFINGER [1998] donosi z kolei, że poziom stężenia jonów wodorowych w podłożu może nie wpływać na liczebność bakterii, lecz modyfikować ich właściwości fizjologiczne, np. wydzielanie danych grup metabolitów.

Analizując zmiany poziomu aktywności dehydrogenaz w bioodpadach poddanych procesowi kompostowania (rys. 4) stwierdzono, że w dniu założenia doświadczenia (termin I) najwyższy poziom aktywności enzymatycznej występował w kompoście K1 z dodatkiem trocin i kory. 20-godzinny proces kompostowania spowodował wzrost aktywności dehydrogenaz we wszystkich kompostowanych materiałach. W kolejnym (III) terminie badań, wraz ze wzrostem temperatury odnotowano zmniejszenie poziomu aktywności enzymatycznej, szczególnie zauważalne w kompostach K3 i K4. Powodem tego zjawiska była najprawdopodobniej wysoka temperatura, która w omawianych kompostach wynosiła 65–78°C. ROA i GHAI [1985] oraz WONG i LAI [1996] donoszą jednak, że jednym z głównych czynników wpływających ujemnie na aktywność dehydrogenaz jest wzrost poziomu pH w podłożu.



Rys. 4. Zmiany aktywności dehydrogenaz podczas procesu kompostowania; objaśnienia jak na rysunku 2.

Fig. 4. The changes of dehydrogenases activity during composting; explanation as in Fig. 2

W pozostałych kompostowanych materiałach również odnotowano gwałtowne zmniejszenie poziomu aktywności dehydrogenaz wraz z rozpoczęciem się fazy termofilnej. Ponadto stwierdzono, że niski poziom aktywności dehydrogenaz utrzymywał się w kompostach do końca jej trwania.

W dwóch ostatnich terminach badań (VII i VIII) aktywność enzymów początkowo gwałtownie wzrosła, po czym ponownie zmniejszyła się do wartości zbliżonej we wszystkich kompostach. Zdaniem PIOTROWSKIEJ-CYPLIK, CYPLIKA i CZARNECKIEGO [2007] niski poziom aktywności dehydrogenaz w końcowym etapie procesu kompostowania najprawdopodobniej jest związany z wyczerpywaniem się substancji organicznych w kompostach.

W przedstawionych badaniach stwierdzono ponadto, że dynamika zmian aktywności dehydrogenaz w kombinacji K3 oraz K4 była zbliżona do zmian liczebność bakterii mezofilnych (tab. 4).

**Tabela 4.** Współczynnik korelacji liniowej Pearsona między liczebnością wybranych grup drobnoustrojów ( $\text{jtk}\cdot\text{g}^{-1}$  s.m. materiału) a aktywnością dehydrogenaz ( $\mu\text{mol TPF}\cdot\text{g}^{-1}$  s.m. materiału $\cdot(5\text{ h})^{-1}$ ) w kompostach

**Table 4.** Pearson correlation coefficient between the number of selected groups of microorganisms ( $\text{cfu}\cdot\text{g}^{-1}$  dr wt. of material) and dehydrogenases activity ( $\mu\text{mol TPF}\cdot\text{g}^{-1}$  dry wt. of material $\cdot(5\text{ h})^{-1}$ ) in composts

Kompost Compost	Współczynnik korelacji Correlation coefficient	
	bakterie mezofilne x aktywność dehydrogenaz mesophilic bacteria x dehydrogenases activity	bakterie termofilne x aktywność dehydrogenaz thermophilic bacteria x dehydrogenases activity
K1	0,2	-0,6
K2	0,04	-0,5
K3	0,7	-0,5
K4	0,9	-0,3

## WNIOSKI

1. Proces kompostowania przyczynił się do zmniejszenia liczebności bakterii mezofilnych jedynie w kompoście z osadu ściekowego z dodatkiem słomy, trocin i kory (K3) oraz z dodatkiem samej kory (K4). Z kolei liczba bakterii termofilnych uległa zwiększeniu w wyniku kompostowania bioodpadów.

2. Stwierdzono, że zmiany liczebność bakterii mezofilnych oraz termofilnych w większym stopniu zależały od temperatury niż od składu materiałów użytych do kompostowania, czy ich wartości pH.

3. 5-procentowy dodatek słomy w kompoście K3 oraz 50-procentowy udział konopi w materiale kompostowanym w komorze K4 najprawdopodobniej spowodowały szybsze zagrzanie się kompostowanych mas. W kompoście K1 i K2 fazę termofilną uzyskano 24 h później.

4. Największą, średnią liczbę bakterii mezofilnych i termofilnych odnotowano w kompoście K4, który jako jedyny zawierał konopie.

5. Najwyższy poziom aktywności dehydrogenaz odnotowano w kompoście osadu ściekowego z trocinami i korą (K1).

6. Wykazano, że jedynie w kompostach K3 i K4 występowała dodatnia korelacja między aktywnością dehydrogenaz a liczebnością bakterii mezofilnych.

Badania prowadzono w ramach grantu MNiSzW nr N310 2250 33

## LITERATURA

- AMNER W., MCCARTHY A.J., EDWARDS C., 1988. Quantitative assessment of factors affecting the recovery of indigenous and release thermophilic bacteria from compost. *Appl. Env. Microbiol.* 54 s. 3107–3112.
- BECK-FRIS B., SMASRS S., JOHANSSON H., KIRCHMANN H., 2001. Gaseous emissions of carbon dioxide, ammonia and nitrous oxide from organic household waste in a compost reactor under different temperature regimes. *J. Agricult. Eng. Res.* 78(4) s. 117–124.
- BŁASZCZYK M., 2007. Mikroorganizmy w ochronie środowiska. Warszawa: PWN ss. 195.
- BRINTON W.F., DROFFNER M.W., 1995. Evidence for the prominence of well characterized mesophilic bacteria i thermophilic (50–70°C) composting environments. *Biomass Energy* 8 s. 3–7.
- CAPIZZI-BANAS S., DELOGE M., REMY M., SCHWARTZBROD J., 2004. Liming as an advanced treatment for sludge sanitisation: helminth eggs elimination-Ascaris eggs as model. *Water Res.* 38(14–15) s. 3251–3258.
- CZEKAŁA J., DACH J., WOLNA-MARUWKA A., 2006. Wykorzystanie bioreaktora do badań modelowych kompostowania osadu ściekowego. *Woda Środowisko Obszary Wiejskie* t. 6 z. 2 (18) s. 29–40.
- CZEKAŁA J., SAWICKA A., 2006. Przetwarzanie osadu ściekowego z dodatkiem słomy i trocin na produkt bezpieczny dla środowiska. *Woda Środowisko Obszary Wiejskie* t. 6 z. 2 (18) s. 41–50.
- DE BERTOLDI M., VALLINI G., PERA A., 1983. The biology of composting a review. *Waste Manag. Res.* 1 s. 157–176.
- HASSEN A., BELGOUTH K., JEDIDI N., CHERIF A., CHERIF M., BOUDABOUS A., 2001. Microbial characterization during composting of municipal solid waste. *Bioresour. Technol.* 80 s. 217–225.
- ISHII K., FUKUI M., TAKII S., 2000. Microbial succession during a composting process as evaluated by denaturing gradient gel electrophoresis analysis. *J. Appl. Microbiol.* 89 s. 768–777.
- JANDA K., FALKOWSKI J., 2003 The adapt of microorganisms to high temperatures. *Advances Agricult. Sci. Probl. Iss.* 429 s. 117–122.
- KAŃSKA Z., GRABIŃSKA-ŁONIEWSKA A., ŁEBKOWSKA M., ŻECHOWSKA E., 2001. Ćwiczenia laboratoryjne z biologii sanitarnej. Warszawa: Oficyna Wydaw. PW ss. 193.
- KEMPA E., BIEN J., 1995. Problemy przeróbki osadów ściekowych. I Międzynarodowa Konferencja „Problemy gospodarki osadowej w oczyszczalniach ścieków”. Częstochowa: Wydaw. Ekoinżynierii s. 51–74.
- KUNICKI-GOLDFINGER W.J.H., 1998. Życie bakterii. Warszawa: PWN ss. 615.
- LACEY J., 1997. Actinomyces in composts. *Ann. Agricult. Env. Med.* 4 s. 113–121.
- PETERS S., KOSCHINSKY S., SCHWIEGER F., TEBBE C.C., 2000. Succession of microbial community during hot composting as detected by PCR-single-strand-conformation polymorphism-based genetic profiles of small-subunit rRNA genes. *Appl. Env. Microbiol.* 66 s. 930–936.
- PIOTROWSKA-CYPLIK A., CYPLIK P., CZARNECKI Z., 2007. Pomiar aktywności dehydrogenaz a tradycyjna metoda oznaczania liczby mikroorganizmów jako wskaźniki aktywności mikrobiologicznej kompostu z komunalnego osadu ściekowego. *J. Res. Appl. Agricult. Eng.* 52(4) s. 22–26.
- ROA O.L.N., GHAI S.K., 1985. Urease and dehydrogenase activity of alkali and reclaimed soils. *J. Soil Res.* 23 s. 661–665.

- THALMANN A., 1968. Zur Methodik der Bestimmung der Dehydrogenase Aktivität in Boden Mittels Triphenyltetrazoliumchlorid (TTC). *Landwirtsch. Forsch.* 21 s. 249–258.
- TROSZCZYŃSKI M., HERMAN J., 2003. Wpływ warunków tlenowych na zawartość w kompoście z osadów ściekowych substancji organicznych rozpuszczalnych w wodzie. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* z. 494 s. 497–503.
- SUNDBERG C., SMARS S., JÖNSSON H., 2004. Low pH inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Biores. Techn.* 95 s. 145–150.
- URBANIAK M., MOKRZYCKA B., 1996. Badania nad kompostowaniem osadów ściekowych jako element gospodarki osadowej dużej oczyszczalni. *Zesz. Nauk. PŁódz.* 756 s. 91–102.
- WOLNA-MARUWKA A., 2009. Estimation of the microbiological status of sewage sludges subject to composting process in controlled conditions. *Pol. J. Env. St.* 18(2) s. 279–288.
- WOLNA-MARUWKA A., SAWICKA A., 2006. Size evaluation of the selected groups of microorganisms in the soil fortified with communal sewage sludge. *Arch. Env. Prot.* 32(4) s. 67–78.
- WONG J.W.C., FANG M., 2000. Effects of lime addition on sewage sludge composting process. *Water Res.* 34(15) s. 3691–3698.
- WONG J.W.C., LAI K.M., 1996. Effect of an artificial soil mix from coal fly ash and sewage sludge on soil microbial activity. *Biol. Fertil. Soils* 23 s. 420–424.

*Agnieszka WOLNA-MARUWKA, Aleksandra SAWICKA, Małgorzata NATYWA, Jacek DACH*

**DEHYDROGENASES ACTIVITY AND CHANGES IN THE NUMBER  
OF MESO- AND THERMOPHILIC BACTERIA  
DURING SEWAGE SLUDGE COMPOSTING  
WITH VARIOUS ADDITIVES IN A BIOREACTOR**

*Key words: bacteria, bioreactor, compost, dehydrogenases activity, sewage sludge*

**S u m m a r y**

Properly composted sludge, due to sequential changes of temperature, is dominated by subsequent types and groups of microorganisms. In this study changes in the number of mesophilic and thermophilic bacteria and dehydrogenase activity were examined in the process of composting sewage sludge with various additives. The effect of differences in the composition of compost on bacterial growth dynamics was also analysed. The composting process was performed in the closed bioreactor. Colonies of bacteria isolated on selective culture media were a basis for determining the total number of bacteria in compost. Relationship between the activity of dehydrogenases and the number of the mesophilic and thermophilic bacteria was also studied.

The composition of compost and pH had no effect on the number of mesophilic and thermophilic bacteria during composting. Changes in the number of microorganisms were temperature dependent. Obtained results showed that the activity of dehydrogenases was positively correlated with the number of mesophilic bacteria.

---

**Recenzenci:**

*doc. dr hab. Maria Król*

*prof. dr hab. Stefan Russel*

Praca wpłynęła do Redakcji 14.09.2009 r.