

## INFLUENCE OF AERATION LEVEL ON DYNAMIC OF SEWAGE SLUDGE COMPOSTING PROCESS IN BIOREACTOR

### *S u m m a r y*

*The problem of sewage sludge composting becomes the subject of many scientific investigations. The presence of oxygen is the main parameter which influences on composting process. This paper presents the research on the influence of aeration level on the intensity of the process. The 2-chambers bioreactor for modeling of aerobic and anaerobic processes of organic matter decomposition was used. It was found that higher level of aeration influences on more intense dynamic of the process which is expressed with temperature increase and rapidity of physical and chemical changes. However ultimately the quality of composts obtained as result of different aeration intensity is similar.*

## BADANIA WPŁYWU AERACJI NA DYNAMIKĘ PROCESU KOMPOSTOWANIA OSADÓW ŚCIEKOWYCH W BIOREAKTORZE

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

*Problem kompostowania osadów ściekowych jest coraz częściej podejmowany w licznych badaniach naukowych. Podstawowym parametrem wpływającym na przebieg procesu kompostowania jest dostępność tlenu. W niniejszej pracy podjęto próbę oceny wpływu intensywności napowietrzania kompostowanej masy na przebieg procesu. Do badań wykorzystano 2-komorowy izolowany bioreaktor służący do modelowania procesów zachodzących w czasie tlenowego i beztlenowego zagospodarowywania materii organicznej. Stwierdzono, iż bardziej intensywne napowietrznie wpływa na większą dynamikę procesu wyrażoną wzrostem temperatury i szybkością przemian fizycznych i chemicznych. Ostatecznie jednak jakość kompostów uzyskanych w wyniku różnej intensywności napowietrzania jest podobna.*

### **Wstęp**

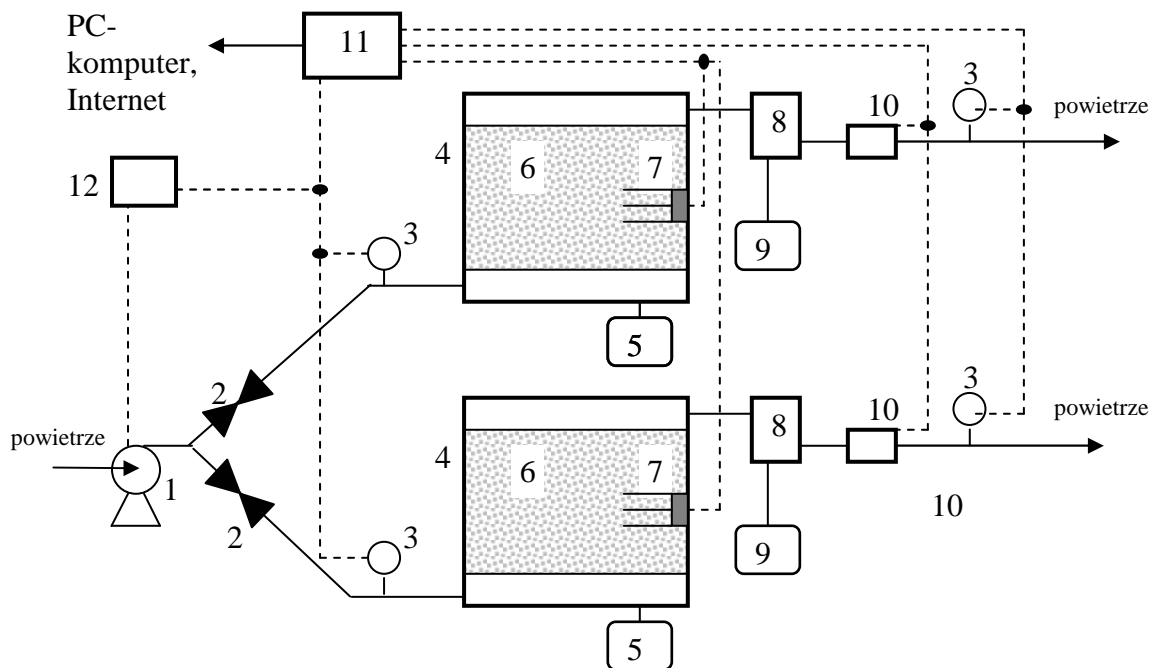
Wraz z postępowaniem rozwoju cywilizacyjnego w Europie, z roku na rok zwiększa się masa produkowanych osadów ściekowych [9]. W roku 2000 ogólna masa osadów ściekowych produkowana w Europie wyniosła blisko 17 mln ton suchej masy, a prognozowano dalszy jej wzrost w kolejnych dekadach [8]. W Polsce masa osadów ściekowych wytworzonych w 2005 r. wyniosła 1,12 mln ton suchej masy [11], zaś ocenia się, iż pomiędzy rokiem 2000 a 2010 w Polsce nastąpi 2-krotny wzrost wytwarzanej masy osadów ściekowych. Aktualnie zagospodarowanie osadów ściekowych w Polsce nadal stanowi duży problem. Największa ilość osadu jest wciąż składowana na wysypiskach odpadów, choć jest to niezgodne zarówno z polityką UE, jak i Polski. Polityka Komisji Europejskiej, wyrażona choćby w takich regulacjach, jak *Urban Waste Water Treatment Directive* czy *Landfill Directive*, zmierza w kierunku eliminowania składowania osadów ściekowych na składowiskach odpadów i preferowania wykorzystania osadu jako materiału bazowego do wytwarzania nawozów (kompostów) [9]. Trzeba podkreślić, iż składowanie osadów będących potencjalnie wysokowartościowym nawozem jest nieracjonalne ekonomicznie. W Polsce zaś, w Krajowym Programie Oczyszczania Ścieków Komunalnych założono, że rolnicze wykorzystanie kompostowanego osadu ściekowego powinno być preferowanym kierunkiem wykorzystania osadów [13]. Z powyższych powodów coraz więcej ośrodków naukowych podejmuje prace badawcze nad kompostowaniem osadów ściekowych [8] [12] [16]. W Instytucie

Inżynierii Rolniczej od końca lat 90-tych prowadzone są badania nad procesami kompostowania osadów ściekowych w warunkach rzeczywistych. W 2002 roku w ramach grantu KBN dotyczącego badań emisji gazowych z różnych technologii zagospodarowania obornika (projekt nr 6 P06R 047 21) zbudowano bioreaktor do badań modelowych badania procesów rozkładu materiałów organicznych. Bioreaktor ten wykorzystywany jest do doświadczeń nad optymalizacją przebiegu kompostowania osadów ściekowych. Należy bowiem podkreślić, iż nieprawidłowy skład początkowy mieszanek lub niedostateczny dostęp tlenu są najczęstszymi przyczynami zakłóceń procesu prowadząc w konsekwencji do uzyskania kompostu o niekorzystnych parametrach fizycznych, chemicznych i biologicznych.

Celem niniejszych badań było porównanie przebiegu procesu kompostowania identycznych mieszanek osadu ściekowego, słomy, liści i trocin poddanych napowietrzaniu z różnym stopniem intensywności.

### **Metodyka badań**

Badania przeprowadzono na przełomie sierpnia i września 2006 na 2-komorowym izotermicznym bioreaktorze do badań procesów rozkładu materiałów organicznych (rys. 1). Na podstawie wcześniejszych badań stwierdzono, iż bioreaktor ten zapewnia w czasie doświadczeń przebieg rozkładu podobny jak w warunkach rzeczywistych w czasie kompostowania z zastosowaniem aeratora ciągnikowego, a jednocześnie pozwala na bardzo dokładną kontrolę zmian zachodzących w czasie procesu [2, 4].



Rys. 1. Schemat bioreaktora: 1. pompa, 2. regulator przepływu, 3. przepływomierz, 4. izolowana komora, 5. zbiornik na odcieki, 6. kompostowana masa, 7. zespół czujników temperatury, 8. chłodnica powietrza, 9. zbiornik na skropliny, 10. kolumna z sensorami gazowymi, 11. rejestrator 16-kanałowy, 12. system sterowania pompą

Fig. 1. Schematic diagram of the bioreactor: 1. pump, 2. flow regulator, 3. flow meter

4. isolated chamber, 5. drained liquids container, 6. composted mass, 7. sensors set, 8. air cooling system, 9. condensates container, 10. column of gases content analysis ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{O}_2/\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ), 11. 16-channel recorder, 12. air pump control system

Do badań użyto osadu ściekowego pochodzącego z komunalnej oczyszczalni ścieków w Szamotułach (Wielkopolska). Ponadto do utworzenia mieszanki zastosowano słomę pszenną, trociny pochodzące z warsztatów Wydziału Technologii Drewna AR oraz liści kasztanowców rosnących na terenie AR i zebranych pod kątem badań nad termofilnym niszczeniem szrotówka kasztanowcowiaczka [15].

Osad ściekowy był pobierany bezpośrednio z linii produkcyjnej, a po przewiezieniu natychmiast był użyty do przygotowania mieszanki do kompostowania. Mieszanie odbywało się w kuwecie o objętości  $0,150 \text{ m}^3$ , zaś każdy z dodawanych składników ważony był na wadze elektronicznej Mettler ID5 MultiRange (zakres  $0\text{-}600 \text{ kg}$ , rozdzielczość  $10 \text{ g}$ ). Skład przygotowanej mieszanki przedstawiono w tab. 1.

Skład mieszanki dobrano pod kątem uzyskania dobrych właściwości strukturalnych, pozwalających na bezproblemowy przepływ powietrza, odpowiedniej wilgotności

mieszczącej się w zakresie  $65\text{-}75\%$  oraz stosunku węgla do azotu powyżej 20. Powyższe elementy są niezbędne do uzyskania prawidłowego przebiegu procesu kompostowania, a zwłaszcza wystąpienia wyraźnej fazy termofilnej [7, 14].

Obie mieszanki osadu z dodatkowymi materiałami były poddane napowietrzaniu poprzez przepływ powietrza ze stałą intensywnością:  $4 \text{ dm}^3/\text{min}$  w komorze 1 i  $2 \text{ dm}^3/\text{min}$  w komorze 2. Wcześniejsze badania wykazały, iż ten zakres przepływu pozwala na zapewnienie warunków tlenowych w kompostowanym materiale (powyżej  $10\%$  zawartości  $\text{O}_2$ ), a jednocześnie ten poziom przepływu nie powoduje nadmiernego przeschłodzenia materiału [4].

W trakcie badań mierzono zmiany temperatury masy kompostowanego materiału, objętość, wilgotność metodą suszarkową ( $105^\circ\text{C}$  przez min. 12h.), pH (Elmetron CP-215) konduktywność (Elmetron CP-215). Wyrzkowo kontrolowano poziom emisji amoniaku metodą płuczki poprzez przepuszczanie powietrza na wyjściu z komory przez roztwór  $0,01 \text{ N H}_2\text{SO}_4$ .

Tab. 1. Skład mieszanki poddanej kompostowaniu i właściwości poszczególnych jej składników

Table 1. Composition of composted material with characteristic of its components

	Masa	Udział w masie całkowitej	Sucha masa	Materia organiczna
	(kg)	(%)	(%)	(%)
Osad ściekowy	30,0	92,02	17,23	72,4
Słoma	0,4	1,23	96,66	95,0
Trociny	1,8	5,52	80,56	97,8
Liście kasztanowca	0,4	1,23	94,71	88,2

Dodatkowo na zakończenie doświadczenia oceniano także wygląd i homogeniczność uzyskanego kompostu. Za zakończeniu doświadczenia przyjmowano obniżenie się temperatury kompostu do wartości poniżej 25°C, bowiem materiał wchodził wtedy w etap fazy mezofilnej, podczas którego dalsze dojrzewanie może trwać nawet kilka miesięcy i prowadzić do tworzenia się nawozu o dużej zawartości próchnicy [5, 6, 14].

## Wyniki badań i dyskusja

Do badań użyto w obu komorach identycznej początkowej masy 32,37 kg. Taka masa materiału została umieszczona w każdej z komór bioreaktora w zagęszczeniu 440 i 460 kg/m<sup>3</sup>, co mieści się w warunkach umożliwiających odpowiedni stopień wymiany powietrza we wnętrzu kompostowanego materiału (poniżej 500 kg/m<sup>3</sup>). Porównanie zmian najważniejszych parametrów z początku i końca doświadczenia zestawiono w tab. 2.

Stwierdzono znaczący spadek masy kompostowanego materiału. Spadek ten wywołany był wystąpieniem wyso-

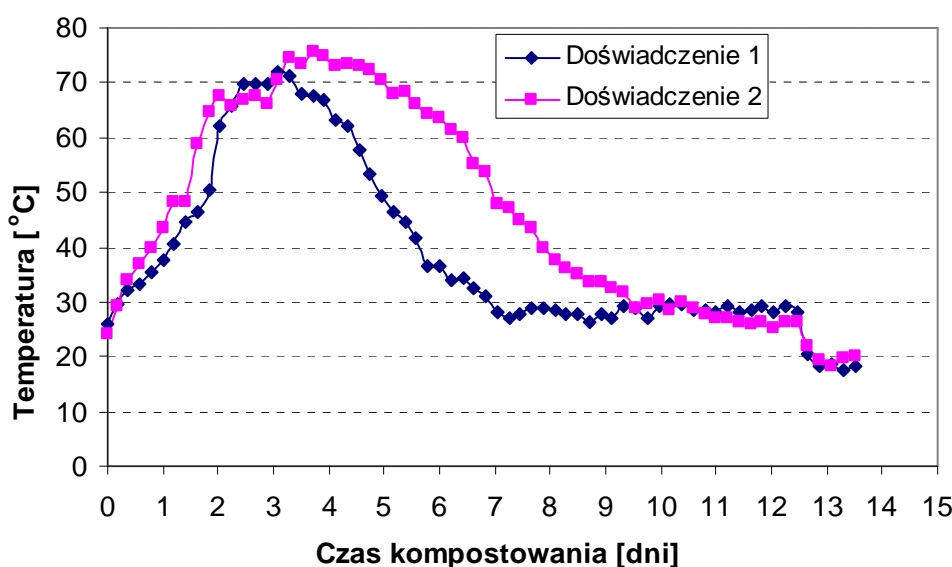
kiej temperatury w czasie fazy termofilnej, która powodowała straty masy poprzez odparowywanie wody zawartej w materiale oraz emisję dwutlenku węgla w wyniku rozkładu materii organicznej. Przebieg zmian temperatury w obu komorach przedstawiono na rys. 1.

Na podstawie przebiegu temperatury można zauważyć, iż bardziej intensywne napowietrzenie w komorze 1 wpływało na szybsze odbieranie ciepła wytwarzanego w kompostowanym materiale, co skutkowało szybszym spadkiem temperatury materiału i nieco krótszym trwaniem fazy termofilnej. Jednak początkowy, gwałtowny okres rozpoczęcia fazy termofilnej przebiegał w bardzo zbliżony sposób w obu komorach, co świadczy o tym, iż efekt wychładzania materiału może mieć znaczący wpływ raczej na późniejszym etapie fazy termofilnej. Zjawisko gwałtownego rozkładu materiałów łatworozkładalnych połączone z wydzielaniem dużej ilości ciepła jest podkreślane w literaturze jako charakterystyczne dla początkowego okresu kompostowania [14].

Tab. 2. Charakterystyka początkowych i końcowych materiałów doświadczenia 1 i 2 (a) i wielkość zmian zanotowanych podczas doświadczeń (b)

Table 2. Initial and final characteristic of examined materials with the changes noticed during experiment

	Masa całkowita (kg)	Objętość (dm <sup>3</sup> )	Masa usypowa (kg/m <sup>3</sup> )	Sucha masa (%)	pH	Konduktywność (mS)	Materia organiczna (% s. m.)
<i>(a) Charakterystyka początkowych i końcowych materiałów</i>							
Doświadczenie 1							
Początek	32,37	73,75	440	23,91	6,58	0,80	81,3
Koniec	26,30	50,00	530	22,14	8,70	2,30	76,9
Doświadczenie 2							
Początek	32,37	70,00	460	25,69	7,00	0,83	86,0
Koniec	26,90	45,00	600	19,31	8,60	3,17	73,7
<i>(b) poziom zmian zanotowanych podczas doświadczeń (%); (-) - spadek,</i>							
Doświadczenie 1	-18,75	-32,20	20	-7,42	32,22	187,50	-5,41
Doświadczenie 2	-16,90	-35,71	30	-24,83	22,86	281,93	-14,3



Rys. 2. Przebieg temperatur dla kompostowania mieszanek odpadów w doświadczeniach nr 1 i 2  
Fig. 2. Evolution of temperatures during wastes composting in experiment nr 1 and 2

Wysoki wzrost temperatury powodował uwalnianie dużych ilości wody związanej w osadach ściekowych. Początkowa zawartość wilgotności po zmierzeniu pobranych w czasie rozpoczęcia doświadczenia próbek z obu komór wykraczała poza zakres zalecanego poziomu (w obu przypadkach była powyżej 75%). Z tego powodu zaobserwowano efekt zwiększenia się masy usypowej materiału w czasie kompostowania, co nie jest pozytywnym efektem, bowiem w bardzo istotny sposób utrudnia to utratę wody z wnętrza nawozu w wyniku odparowywania. W warunkach rzeczywistych niekorzystny efekt nadmiernej wilgotności początkowej materiału redukuje się poprzez wykonanie większej liczby napowietrzeń przyzmy poza standardowo zalecanymi dwoma aeracjami [3, 7, 16]. W przypadku opisywanego doświadczenia, ze względu na założony w metodyce stały przepływ powietrza, nie było możliwe zwiększenie stopnia aeracji. Ten fakt wpłynął na uzyskanie końcowej masy usypowej powyżej 500 kg/m<sup>3</sup>, co jest wynikiem typowym dla kompostowania w warunkach niedostatecznej aeracji materiału uniemożliwiającej odprowadzenie nadmiaru wody [5].

Inne parametry procesu wskazują jednak na typowy przebieg kompostowania. W obu komorach zanotowano wzrost pH do końcowego poziomu 8,7 i 8,6 co jest zjawiskiem bardzo charakterystycznym dla tlenowego rozkładu różnych materiałów organicznych [10, 14]. Zanotowano również wzrost konduktywności, co świadczy o intensywnym rozkładzie materii organicznej. Należy podkreślić, iż przemiany te zachodziły w bardzo szybkim tempie wraz z intensywnym wzrostem temperatury w początkowej fazie procesu, bowiem zarówno pH jak i konduktywność osiągnęła poziom zbliżony do końcowego już po 60 godzinach kompostowania (tab. 3). Proces mineralizacji materii organicznej był również bardzo intensywny, co widać po znaczącym wzroście zawartości popiołu w obu komorach do 23,1 i 26,3%.

Tab. 3. Poziom pH, konduktywności i temperatury po 60 godzinach od rozpoczęcia doświadczenia

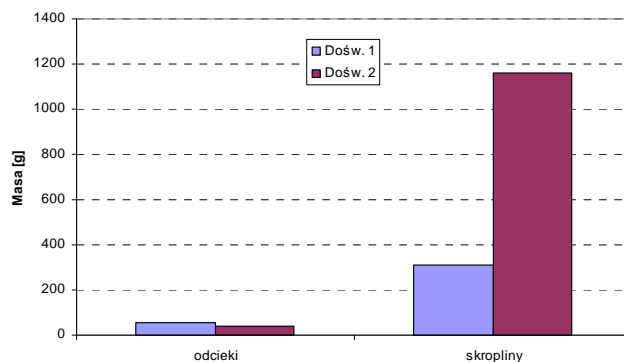
Table 3. The pH, conductivity and temperature level in 60<sup>th</sup> hour after start of experiment

	konduktywność	pH	temperatura
	(mS)		(°C)
Doświadczenie 1	2,66	8,43	69,6
Doświadczenie 2	2,86	8,18	67,6

Wzrost temperatury materiału w obu komorach wywoływał intensywne odparowywanie wody zawartej w osadzie ściekowym. Na podstawie ryciny 3 można stwierdzić, iż to właśnie odprowadzanie pary wodnej wraz z przepływającym powietrzem było głównym źródłem zmniejszenia się masy wody w kompostowanym materiale. Bardziej długotrwała faza termofilna w komorze 2 powodowała, iż masa odcieków skroplonych z wypływającego z komory i schłodzonego powietrza była prawie 4-krotnie wyższa niż z komory 1. Działo się tak mimo 2-krotnie wyższego przepływu powietrza w komorze 1 w stosunku do komory 2 (4 dm<sup>3</sup>/min w stosunku do 2 dm<sup>3</sup>/min).

Należy podkreślić, iż w obu komorach zebrano minimalną ilość odcieków spływających z dolnych partii rozkładającego się materiału, co potwierdza powszechnie odnotowywany w literaturze fakt, iż proces kompostowania

nie powoduje znaczącego zagrożenia dla podłoża z powodu wymywania składników [1, 3, 14].



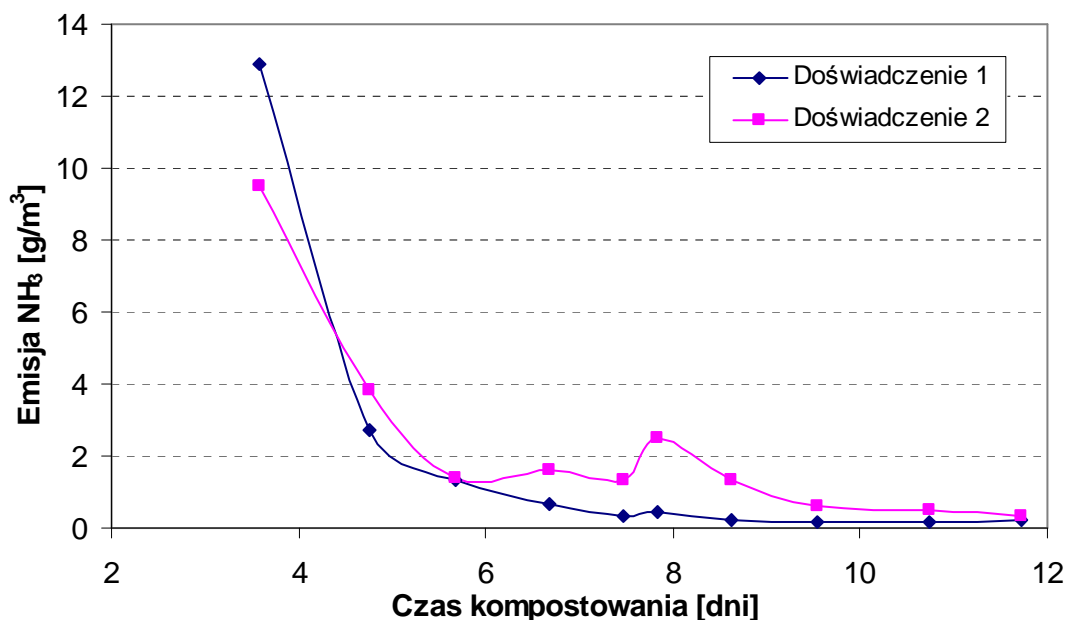
Rys. 3. Ogólna masa odcieków i skropliny  
Fig. 3 Total mass of leakage and condensate

Badania emisji amoniaku prowadzone od trzeciego dnia doświadczenia wykazały, iż maksymalna emisja przypadała w momencie szczytowej temperatury w obu komorach (rys. 4). Czynniki temperaturowy oraz wzrastające pH zapewne były czynnikiem dodatkowo intensyfikującym wydzielanie się dużych ilości amoniaku, które nie mogły być zaabsorbowane przez rozwijające się mikroorganizmy. Z kolei w dalszych dniach doświadczenia emisja sukcesywnie spadała, osiągając wartości poniżej 2g N-NH<sub>3</sub> na metr sześcienny przepływającego przez komory powietrza.

Uzyskany kompost w obu komorach charakteryzował się brązowym kolorem, dobrą jednorodnością, dużą wilgotnością i zapachem nieco odmiennym od typowego zapachu ściółki leśnej, bowiem czuć było z niego amoniak. Może to świadczyć, iż początkowa zawartość azotu w mieszance do kompostowania była na tyle wysoka, iż początkowy poziom C/N był w rzeczywistości niższy od zalecanego poziomu powyżej 20. Należy bowiem podkreślić, iż w przypadku wysokiego C/N następują w czasie kompostowania osadów ściekowych bardzo intensywne straty azotu w formie emisji amoniaku [2].

## Wnioski

1. Bardziej intensywne napowietrzenie kompostowanego materiału wpływa na zmniejszenie czasu trwania fazy termofilnej. Przebieg zmian parametrów fizycznych i chemicznych jest jednak podobny, na co wskazują zbliżone właściwości kompostów uzyskanych w obu komorach.
2. Intensywny wzrost temperatury kompostowanego materiału powoduje duże zmiany w jego właściwościach fizycznych już w ciągu pierwszych 3 dni procesu.
3. Główną drogą strat wody z kompostowanego materiału jest parowanie. Tylko niewielka część wody została utracona wskutek wydostawania się odcieku z dolnych warstw masy.
4. Zbyt duża początkowa wilgotność (powyżej 75%) wpływa niekorzystnie na kompostowanie wskutek zagęszczenia materiału i trudności w odparowywaniu wilgoci z wnętrza kompostowanej masy.



Rys. 4. Emisja amoniaku z kompostowanego materiału  
 Fig. 4. Ammonia emission from composting process.

## Literatura

- [1] Amon, B., Amon, Th., Boxberger, J., (1998.). "Emission of NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> from composted and anaerobically stored farmyard manure." 8th International Conference on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture, Rennes, Cemagref Edit, 209-216.
- [2] Czekala, J., Dach, J., Wolna-Maruwka, A., (2006.). "Wykorzystanie bioreaktora do badań modelowych kompostowania osadu ściekowego." Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie T. 6 Zeszyt 2 (18), 29-40.
- [3] Dach, J. (2000.). "Technologia kompostowania obornika metodą napowietrzania pryzm." Rozprawa doktorska. IMR AR, Poznań, ss. 87.
- [4] Dach, J., Jędrus, A., Kin, K., Zbytek, Z., (2004.). "Wpływ intensywności napowietrzania na przebieg procesu kompostowania obornika w bioreaktorze." Journal of Research and Applications in Agricultural Eng. 49 (1), 40-43.
- [5] Dach, J., Sęk T., (1996.). "Perspektywy i możliwości wdrożenia w gospodarstwach technologii produkcji kompostu z obornika." Postępy Nauk Rolniczych 5, 91-97.
- [6] Dach, J., Sęk, T., (1996.). "Wpływ czynników atmosferycznych na przebieg fermentacji tlenowej w czasie kompostowania obornika." Roczniki AR w Poznaniu, rolnictwo CCLXXVI, 49.
- [7] Dach, J., Zbytek, Z., Myczko, A., (2002). "Badania tlenowej i beztlenowej technologii kompostowania obornika." Inżynieria Rolnicza 5 (38), 279-286.
- [8] Dares Boucher, V., Revel, J.C., Guisresse, M., Kaemmerer, M., Bailly, J.R., (1999.). "Reducing ammonia losses by adding FeCl<sub>3</sub> during composting of sewage sludge." Water, Air, and Soil Pollution 112, 229-239.
- [9] EEA (2005). "The European environment - State and outlook 2005." Raport of European Environmental Agency (ISBN 92-9167-776-0), 584.
- [10] Gomez, A. (1998.). "The evaluation of compost quality." Trends in Analytical Chemistry 17, 310-314.
- [11] GUS (2006). "Ochrona środowiska." (Wyd. GUS, Warszawa).
- [12] Iranzo, M., Canizares, J.V., Roca-Perez, L., Sainz-Pardo, I., Mormeneo, S., Boluda, R., (2004.). "Characteristics of rice straw and sewage sludge as composting materials in Valencia (Spain)." Bioresource Technology 95, 107-112.
- [13] Janosz-Rajczyk, M. r. (2004). "KOMUNALNE OSADY .CIEKOWE - podział, kierunki zastosowania oraz technologie przetwarzania, odzysku i unieszkodliwiania." Raport dla Ministra Środowiska, Instytut Inżynierii Środowiska.
- [14] Mustin, M. (1987.). "Le compost, gestion de la matiere organique." Edition Francois Dubuse-Paris 947.
- [15] Łowiński, Dach, J., (2006.). "Termofilne kompostowanie liści kasztanowca z osadami ściekowymi jako metoda unieszkodliwiania zagrożenia szrotówką kasztanowcowiaczką." Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering Vol. 51 (2), 108-111.
- [16] Zbytek, Z., Mac, J., Dach, J., (2004.). "Badania aeratora pryzm w różnych technologiach kompostowania odpadów organicznych." Wybrane zagadnienia ekologiczne we współczesnym rolnictwie. PIMR, Monografia, 67-74.