

**Jacek DACH**

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

**Zbyszek ZBYTEK**

Przemysłowy Instytut Maszyn Rolniczych w Poznaniu

e-mail: [jdach@up.poznan.pl](mailto:jdach@up.poznan.pl) ; [zbytek@pimr.poznan.pl](mailto:zbytek@pimr.poznan.pl)

## THE INFLUENCE OF HIGHLY PROTEIC SWINE NOURISHMENT ON AMMONIA EMISSION FROM COMPOSTED MANURE

### Summary

*This paper represents the influence of swine nourishment with the low- and highly proteic diet on the size of ammonia emission during manure composting process. Research was carried out with usage of 4-chamber isolated bioreactor intended for model investigations of organic materials composting process. The influence of swine nourishment on the content of ammonium nitrogen in manure has been ascertained. Manure from animals feeding on highly proteic diet showed the considerably increased content  $N-NH_4$ . Aside from the content of ammonium nitrogen all of the investigated manure types reached an intense termophilic phase. It has been observed that the most important factor influencing on high concentration of ammonia in composted manure is an initial content of ammonium nitrogen. The run of ammonia emission from composted manure was most intense during first 4-6 days of termophilic phase, whereby successively disappeared. The end of the termophilic phase was tantamount with ammonia concentration close to zero. Losses of nitrogen as result of ammonia emission amounted from 2,65 kg t<sup>-1</sup> d.m. for the manure from low proteic diet to 5,0 kg t<sup>-1</sup> d.m. of the manure coming from the highly proteic diet.*

## WPŁYW WYSOKOBIAŁKOWEGO ŻYWIENIA TRZODY NA WIELKOŚĆ EMISJI AMONIAKU Z KOMPOSTOWANEGO OBORNIKA

### Streszczenie

*W pracy przedstawiono wpływ żywienia trzody chlewnej dietą nisko – i wysokobiałkową na wielkość emisji amoniaku w czasie kompostowania obornika. Badania przeprowadzono z zastosowaniem 4-komorowego izolowanego bioreaktora przeznaczanego do badań modelowych procesu kompostowania materiałów organicznych. Stwierdzono wpływ sposobu żywienia trzody na zawartość azotu amonowego w oborniku. Obornik od zwierząt żywionych dietą wysokobiałkową wykazywał podwyższoną zawartość  $N-NH_4$ . Niezależnie od zawartości azotu amonowego wszystkie z badanych rodzajów obornika osiągnęły intensywną fazę termofilną. Zaobserwowano, że najważniejszym czynnikiem wpływającym na wysokie stężenie amoniaku w kompostowanym oborniku była początkowa zawartość azotu amonowego. Przebieg emisji amoniaku z kompostowanego obornika był najbardziej intensywny w pierwszych 4-6 dniach fazy termofilnej, poczym sukcesywnie zanikał. Koniec fazy termofilnej był równoznaczny ze stężeniem amoniaku bliskim zeru. Straty azotu w wyniku emisji amoniaku wynosiły od 2,65 kg·t<sup>-1</sup> s.m. obornika pochodzącego z diety niskobiałkowej do 5,0 kg·t<sup>-1</sup> s.m. obornika pochodzącego z diety wysokobiałkowej.*

### 1. Wstęp

Od końca lat 80. ubiegłego wieku prowadzone są w Europie i Ameryce Północnej szeroko zakrojone badania nad problemem zanieczyszczenia środowiska azotem pochodzącym ze źródeł rolniczych, zwłaszcza z produkcji zwierzęcej [2, 3]. Jednym z kierunków badań, na który w ostatnich latach zaczęto zwracać uwagę, jest wpływ żywienia na zawartość azotu w odchodach [14]. Już na przełomie lat 80/90 minionego wieku zaobserwowano, że w raz ze wzrostem nawożenia azotowego pastwisk wzrastała również zawartość azotu w odchodach bydła, a szczególnie w moczu [5, 13]. W wielu badaniach prowadzonych w latach 90. wykazano, że wzrost zawartości azotu w diecie zwierzęcej wpływał na zwiększenie zawartości amonowego w odchodach [1, 4, 11]. W licznych publikacjach poruszano problem przemian związków azotu w trakcie składowania i nawożenia odchodów zwierzęcych. Największa aktywność badawcza skupiona była na emisji amoniaku z gnojowicy, gdyż z jednej strony jest to największe źródło strat azotu, z drugiej zaś produkcja gnojowicy zdecydowanie przewyższała w Europie Zachodniej produkcję obornika.

W Polsce, w odróżnieniu od większości krajów Europy, system obornikowy wciąż dominuje w większości gospodarstw. Zagospodarowanie obornika odbywa się w trady-

cyjnej technologii składowania na beztlenowych pryzmach, a później rozrzutu na polu. Wiele badań wykazało, iż tradycyjne, beztlenowe składowanie obornika jest nieefektywną metodą zagospodarowania, prowadząc często do negatywnego wpływu na środowisko w wyniku emisji gazowych, wprowadzania do środowiska naturalnego patogenów lub wymywania składników mineralnych [6, 7, 8, 9]. Stąd w zaleceniach Komisji Europejskiej, Europejskiej Agencji Środowiska [10] czy projektach rządowych państw UE kompostowanie jest wymienione jako jedna z możliwych i preferowanych metod zagospodarowania nawozów naturalnych [Rozporządzenie PE 1774/2002].

Problem kompostowania obornika wciąż wywołuje jednak kontrowersje związane ze stratami amoniaku w czasie napowietrzania pryzm. Z tego powodu w IIR UP i PIMR w Poznaniu podjęto w ostatnich 10. latach kompleksowe badania nad określeniem emisji amoniaku z tlenowej i beztlenowej technologii zagospodarowania obornika [8]. Badania te realizowano w ramach dwóch projektów badawczych: *Valorisation des engrais de ferme: perte gaseuse d'azote et cinétique de minéralisation* (grant badawczy realizowany we współpracy z INRA Rennes, finansowany przez Rząd Francuski), *Emisje gazowe w różnych technologiach zagospodarowania obornika* (6 P06R 047 21 – grant badawczy

finansowany przez KBN, realizowany przez IIR AR we współpracy z PIMR Poznań). Badania prowadzone w ramach niniejszych projektów wykazały, iż w większości przypadków całościowe straty azotu w wyniku emisji amoniaku są niższe w tlenowej metodzie zagospodarowania obornika niż beztlenowej. W ostatnich latach rolnicy znacznie intensyfikują produkcję zwierzęcą stosując na coraz szerszą skalę pasze wysokobiałkowe. Zbiegło się to również ze wzrostem cen pasz oraz pojawieniem się na rynku suszu wywaru gorzelnianego, o szczególnie wysokiej zawartości białka. Jednak w literaturze można znaleźć niewiele wzmianek na temat emisji amoniaku z kompostowanego obornika pochodzącego od zwierząt na diecie wysokobiałkowej.

## 2. Cel badań

Celem niniejszych badań było zbadanie przebiegu emisji amoniaku podczas kompostowania obornika od świń karmionych dietą wysokobiałkową (suszy zbożowego wywaru gorzelnianego) i odniesienie uzyskanych wyników do strat amoniaku ze zwykłego obornika od trzody karmionej śrutą opartą na jęczmieniu i życie.

## 3. Metodyka badań

Badania emisji amoniaku z obornika prowadzono z wykorzystaniem 4-komorowego izotermicznego bioreaktora [7]. Na podstawie przeprowadzonych wcześniejszych badań porównawczych stwierdzono, iż bioreaktor wiernie odwzorowuje procesy kompostowania prowadzone w warunkach rzeczywistych, szczególnie kilkutgodniową fazę termofilną, charakterystyczną dla badań prowadzonych w warunkach rzeczywistych [8]. Założono, że badania prowadzone w warunkach laboratoryjnych, przy zastosowaniu standardowej, tej samej aparatury pomiarowej (bioreaktor 4-komorowy) oraz metodyki badawczej umożliwią dokładną kontrolę ilości i dynamiki strat amoniaku.

Do badań użyto dwóch rodzajów obornika świńskiego, pochodzącego od tuczników żywionych dietą wysokobiałkową (suszy zbożowego wywaru gorzelnianego) oraz od tuczników żywionych tradycyjną, niskobiałkową śrutą jęczmienno-żytnią. Obornik pochodził z gospodarstw rolnych w Skórczewie k. Poznania i został pobrany następnego dnia po usunięciu go z chlewni. Oba rodzaje obornika pochodziły z hodowli na głębokiej ściółce i posiadały zbliżoną zawartość słomy ok. 4-5 kg słomy pszennej na DJP dziennie. Obornik różnił się natomiast zawartością azotu w odchodach tuczników. Charakterystykę początkową kompostowanych materiałów przedstawiono w tabeli 1. Po umieszczeniu w komorach bioreaktora obornik poddawany był stałemu napowietrzaniu o intensywności  $4 \text{ dm}^3 \cdot \text{min}^{-1}$  (obornik 1 i 2) oraz ze względu na większą masę początkową  $6 \text{ dm}^3 \cdot \text{min}^{-1}$  (obornik 3).

Do badań emisji amoniaku użyto przepływowego czujnika chemi-elektrycznego MG-72 (skala 0-1000 ppm) firmy Alter S.A. Dane odczytywano sukcesywnie przy zastosowaniu miernika Metex M3870D. Przebieg temperatury rejestrowany był przy pomocy czujników temperatury podłączonych do 16-kanałowego rejestratora oraz odczytywany ręcznie w trakcie pomiarów gazowych. Przepływ powietrza przez komory bioreaktora był ustalany ręcznie z zastoso-

waniem rotametu, zaś stała kontrola odbywała się z zastosowaniem elektronicznych czujników przepływu podłączonych do rejestratora.

Tab. 1. Charakterystyka substratów użytych do produkcji kompostu

Table 1. Characteristic of materials used for composting

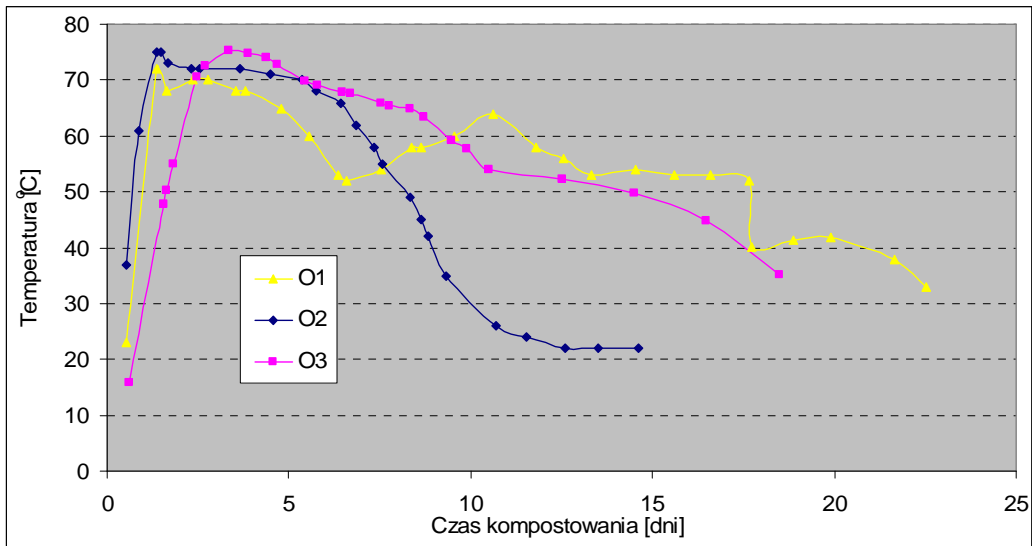
	obornik 1	obornik 2	obornik 3
Masa początkowa [kg]	32,89	36,91	66,6
Sucha masa [%]	24,7	25,8	24,2
pH	8,85	8,7	7,82
Azot amonowy [g/kg s.m.]	12,3	10,70	3,6
Gęstość początkowa [kg/m <sup>3</sup> ]	250	263	427
Konduktywność [mS/cm]	3,18	4,16	2,15

Badania przeprowadzono na przełomie 2007/2008 roku w Laboratorium Ekotechnologii w Instytucie Inżynierii Rolniczej UP w Poznaniu.

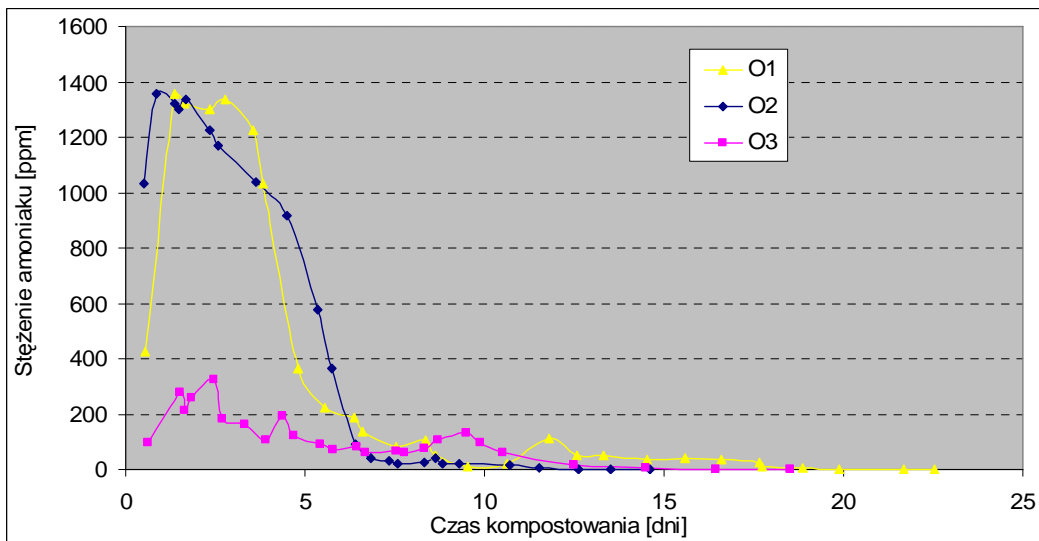
## 4. Wyniki badań

Podstawowym kryterium prawidłowego procesu kompostowania jest osiągnięcie intensywnej fazy termofilnej. W czasie badań stwierdzono bardzo szybki i silny wzrost temperatury (do ponad 70°C) w drugim i trzecim dniu kompostowania (rys. 1). Tak wysoka temperatura jest charakterystyczna dla kompostowania świeżego obornika w pryzmach przy pomocy aeratora lub rozrzutnika. Odnotowanie efektu wzrostu temperatury w badaniach laboratoryjnych przy wykorzystaniu bioreaktora wskazuje na zbieżność procesów zachodzących w warunkach rzeczywistych oraz modelowych.

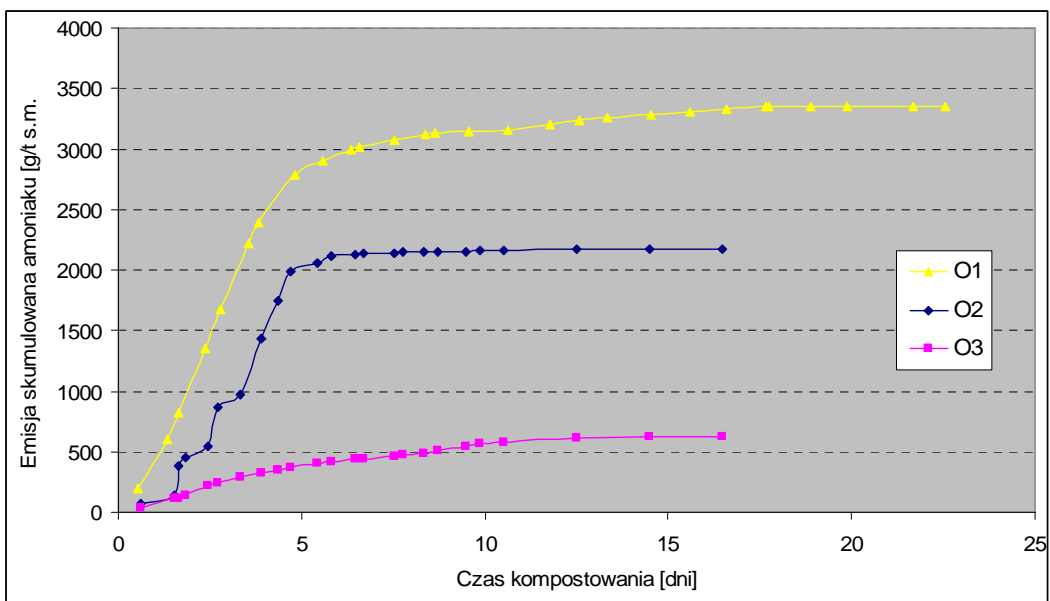
W ciągu pierwszych pięciu dni procesu kompostowania wszystkie z badanych oborników wykazywały podobny przebieg, tzn. bardzo gwałtowny wzrost temperatury do ponad 70°C, po czym następowała stabilizacja z niewielkim jej spadkiem. Spadek ten był najbardziej intensywny w oborniku O1, a następnie O2. W siódmym dniu badań, kiedy temperatura O1 zbliżyła się do 50°C wykonano ręczną aerację tego materiału w komorze, co skutkowało ponowną intensyfikacją fazy termofilnej. Wykonanie dodatkowej aeracji było konieczne ze względu na to, iż materiał O1 był najbardziej wilgotny i zapadł się w komorze, co pogorszyło jego strukturę i warunki wodno-powietrzne. Obornik O2 i O3 nie były dodatkowo mieszane ze względu na fakt, iż pomiary gęstości wykonywane w czasie pobierania próbek do analiz na azot amonowy nie wykazały tak znaczącego wzrostu jak dla O1. Warto dodać, iż przekroczenie temperatury 70°C było bardzo istotne z punktu widzenia zniszczenia bakterii chorobotwórczych, nasion chwastów oraz larw i jaj pasożytów, gdyż według Rozporządzenia Parlamentu Europejskiego nr 1774/2002 uznaje się, że odpad poddany został całkowitej sanitacji, jeżeli osiąga w trakcie kompostowania temperaturę 70°C na okres 60 min. Użytkany po zakończeniu fazy termofilnej kompost wyglądem, strukturą i zapachem całkowicie różnił się od materiału wyjściowego (obornika), był bowiem brunatną, dobrze rozdrobnioną masą o zapachu ziemi ogrodniczej.



Rys. 1. Przebieg temperatury w kompostowanym oborniku  
 Fig. 1. Temperature changes in composted manure



Rys. 2. Stężenie amoniaku w kompostowanym oborniku  
 Fig. 2. Ammonia concentration in composted manure



Rys. 3. Emisja skumulowana amoniaku z kompostowanego obornika  
 Fig. 3. Cumulated ammonia emission from composted manure

Należy podkreślić, że dodatkowe wymieszanie obornika O1, wykonane w siódmym dniu badań, praktycznie nie miało wpływu na zmiany stężenia amoniaku, bowiem jego koncentracja była w tym czasie bardzo niska. Zmiany stężenia amoniaku w badanych obornikach w czasie ich kompostowania przedstawiono na rys. 2.

Przebieg zmian stężenia amoniaku bardzo różnił się pomiędzy obornikiem pochodzącym od zwierząt na diecie wysokobiałkowej (O1 i O2) oraz obornika pochodzącego z hodowli tuczników żywionych tradycyjną, niskobiałkową dietą (O3). Już po rozpoczęciu doświadczenia odnotowano bardzo wysokie stężenie amoniaku w komorze O2 (przekraczające poziom 1000 ppm). Dla wykonania pomiaru z wykorzystaniem czujnika o zakresie 0-1000 ppm, niezbędne było rozcieńczenie badanego strumienia powietrza wychodzącego z komory. Tak wysokie stężenie amoniaku mogło być związane z wysoką początkową temperaturą obornika O2, która już na początku doświadczenia wynosiła 37°C, a jak wiadomo wzrost temperatury sprzyja emisji amoniaku. Zależność tę widać również w przypadku O1, gdzie początkowa temperatura wynosiła już tylko 23°C, zaś koncentracja amoniaku była 2,5 raz mniejsza (400 ppm). Bardzo wysokie stężenie amoniaku, utrzymywało się przez blisko trzy doby w obornikach O1 i O2. W piątej i szóstej dobie doświadczenia nastąpił gwałtowny spadek stężenia amoniaku do poziomu kilkudziesięciu ppm, który po dziesięciu - piętnastu dniach doświadczenia osiągnął wartości niemierzalne (bliskie lub równe zero). Zupełnie inną intensywność zmian stężenia amoniaku odnotowano dla obornika O3. Maksymalny wzrost stężenia odnotowano w trzecim dniu doświadczenia, gdy temperatura obornika osiągnęła poziom 70,6°C. Stężenie amoniaku wyniosło tylko 322 ppm, co było prawie czterokrotnie mniejszą wartością niż dla obornika O1 i O2.

Tak duża różnica w poziomie stężenia amoniaku w komorach bioreaktora była związana przede wszystkim z początkową zawartością azotu amonowego w obornikach. W tabeli 1 odnotowano, iż początkowa zawartość azotu amonowego w O3 ( $3,6 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ ) jest prawie czterokrotnie niższa niż w O1 (12,3) i ponad trzykrotnie niższa niż w O2 ( $10,70 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ ). Świadczy to więc o tym, iż w omawianym przypadku to właśnie początkowa zawartość azotu amonowego ma największy wpływ na stężenie gazowego amoniaku w kompostowanym oborniku w czasie pierwszych trzech – czterech dni procesu. Ujawnił się również wyraźnie wzrost stężenia amoniaku wraz ze wzrostem temperatury, ale jak wspomniano wcześniej intensywny wzrost temperatury do 70°C jest niezbędny w procesie kompostowania obornika.

Całkowity zanik emisji amoniaku na koniec procesu kompostowania potwierdzono nie tylko zerowymi wskazaniami głowicy pomiarowej  $\text{NH}_3$ , ale również bardzo niską zawartością azotu amonowego w kompoście. W oborniku O1 już po 4 dniach kompostowania zawartość azotu amonowego spadła do poziomu  $4,77 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ , zaś na koniec fazy termofilnej wyniosła  $1,41 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$  Podobny spadek zaobserwowano w oborniku O2, gdzie końcowa zawartość azotu amonowego wyniosła  $1,27 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$

Dla obiektywnego porównania strat azotu w wyniku emisji amoniaku niezbędne jest zestawienie emisji skumulowanej  $\text{NH}_3$  z kompostowanego obornika w przeliczeniu na jedną tonę materiału wyjściowego. Zestawienie to zaprezentowano na rys. 3.

Podobnie jak w przypadku porównania stężeń amoniaku (rys. 2), także wykres emisji skumulowanej wyraźnie wskazuje na bardzo dużą różnicę pomiędzy obornikiem O1 i O2, a obornikiem O3. W przypadku obornika od trzody żywiona tradycyjną, niskobiałkową dietą straty amoniaku wzrastały w umiarkowany sposób, osiągając po 10 dniu poziom  $0,6 \text{ kg t}^{-1} \text{ s.m.}$  Z kolei w obornikach O1 i O2 w ciągu pierwszych czterech – pięciu dni krzywe emisji skumulowanej intensywnie wzrastały, co świadczy o dużych stratach w wyniku emisji amoniaku. Warto zwrócić uwagę, że w oborniku O1 posiadającym najwyższą początkową zawartość azotu amonowego również straty amoniaku były najwyższe. Można więc przypuszczać, że im wyższa jest początkowa zawartość azotu amonowego, tym wyższe są też straty  $\text{N-NH}_3$ .

Dla uzupełnienia strat azotu w wyniku emisji amoniaku należy dołączyć również azot amonowy rozpuszczony w skroplinach tworzących się w trakcie oziębiania rozgrzanego powietrza w chłodnicy przed analizą stężenia  $\text{NH}_3$  z zastosowaniem głowicy pomiarowej. Z poszczególnych komór gromadzące się skropliny poddano analizie na zawartość  $\text{N-NH}_4$ . Stwierdzono, iż w poszczególnych komorach zebrano odpowiednio O1-13,4, O2-17,15 oraz O3-32,29 g  $\text{N-NH}_4$ . Trzeba przy tym zauważyć, iż w oborniku O3 jako jedynym wystąpiły odcieki zawierające blisko  $\frac{1}{4}$  azotu amonowego z analizowanych łącznie skroplin i odcieków. Było to spowodowane najprawdopodobniej nadmiernym zagęszczeniem początkowym materiału w komorze.

Po przeliczeniu uzyskanych wartości na 1 tonę suchej masy obornika, do końcowych wartości emisji skumulowanej amoniaku należy dodać następujące wartości: O1-3351 g, O2-2891 g i O3-2003 g  $\text{N-NH}_4 \cdot \text{t}^{-1}$  suchej masy obornika. Oznacza to, że końcowa wartość strat amoniaku w wyniku jego emisji z kompostowanego obornika wynosi dla O1 5003, O2 4691 i dla O3 2625 g  $\text{N-NH}_4 \cdot \text{t}^{-1} \text{ s.m.}$  W badanym oborniku straty w wyniku emisji amoniaku były więc o 80-90% wyższe w materiale uzyskanym od zwierząt będących na diecie wysokobiałkowej w porównaniu z konwencjonalnym żywieniem.

Na podstawie porównania strat azotu w wyniku emisji skumulowanej amoniaku można stwierdzić, iż intensywny chów trzody chlewnej na diecie wysokobiałkowej prowadzi do silniejszych emisji  $\text{NH}_3$ , a tym samym do zwiększenia potencjalnych szkód w naturalnych ekosystemach. Trzeba też podkreślić, że ulatniający się w większych ilościach amoniak nie tylko negatywnie wpływa na środowisko, ale również przynosi wymierne straty finansowe rolnikowi ze względu na obniżenie wartości nawozowej obornika (mniejsza dawka azotu). Warto więc w takim przypadku stosować metody obniżające emisje amoniaku, na przykład przez przykrywanie pryzm porowatymi tkaninami lub dodatek materiałów zwiększających C/N, jak słoma, liście, trociny.

## 5. Wnioski

Przeprowadzone badania stanowią podstawę do wypracowania następujących wniosków:

1. Niezależnie od zawartości azotu amonowego w oborniku, jego napowietrzanie powodowało gwałtowny wzrost temperatury. Osiągnięcie temperatury 70°C jest niezbędne do sanitacji kompostu.

2. Obornik od zwierząt żywionych dietą wysokobiałkową charakteryzował się znacznie podwyższoną zawartością N-NH<sub>4</sub>, co świadczy o wpływie sposobu żywienia trzody na zawartość azotu amonowego w oborniku.

3. Najważniejszym czynnikiem mającym wpływ na wysokie stężenie amoniaku w kompostowanym oborniku była początkowa zawartość azotu amonowego, co skutkowało intensywną emisją amoniaku w pierwszych 4-6 dniach fazy termofilnej.

4. Coraz powszechniejsze stosowanie diety wysokobiałkowej w żywieniu trzody może skutkować znaczącym wzrostem emisji amoniaku z obornika do środowiska. Dla uniknięcia strat ekologicznych (oraz finansowych dla rolników) należy dążyć do racjonalizacji żywienia zwierząt oraz wdrożenia takich metod zagospodarowania obornika, które ograniczyłyby emisję amoniaku.

## 6. Literatura

- [1] Aarnink, A.J.A., Canh, T.T., Mroz, Z.: Reduction of ammonia volatilization by housing and feeding in fattening piggeries. [In:] Voermans, J.A.M., Monteny, G.J. (Eds.), In: Ammonia and Odour Control from Animal Production Facilities. NVTI, Rosmalen, NL, pp. 283-291, 1997.
- [2] Amon, B., Amon, T., Boxberger, J. And Pollinger, A. (1999): Emissions of NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> from composted and anaerobically stored farmyard manure. 8<sup>th</sup> International Conference on Management Strategies for Organic Waste Use in Agriculture, Rennes, France, pp 209-216, 26-29 May 1998.
- [3] ACSI-BIOREX INC.: Le compostage du fumier à la ferme, étude de faisabilité technico-économique et évaluation des impacts agronomiques et environnementaux. Ed. Centre Develop. Agrobiol. Québec-St. Elizabeth, pp. 274, 1989.
- [4] Burnhill, P., Chalmers, A., Grieve, J.: The British Survey of Fertiliser Practice 1995. HMSO, London 1996.
- [5] Bussink, D.W.: Ammonia volatilization from grassland receiving nitrogen fertilizer and rotationally grazed by dairy cattle. *Fert. Res.* 33, 257-265, 1992.
- [6] Dach, J., Zbytek, Z., Myczko, A.: Badania tlenowej i beztlenowej technologii kompostowania obornika. *Inżynieria Rolnicza* 5 (38), 279-286, 2002.
- [7] Dach J., Jędrus A., Kin K., Zbytek Z.: Wpływ intensywności napowietrzania na przebieg procesu kompostowania obornika w bioreaktorze. *Journal of Research and Applications in Agricultural Eng.*, vol. 49 (1): 40-43, 2004.
- [8] Dach J.: Polish experience with ammonia emission abatement for straw-based manure. [In:] "Emissions from European agriculture". Wageningen Academic Publishers, 295-303, 2005.
- [9] Dach J., Zbytek Z.: Zasady prawidłowego i ekonomicznie racjonalnego kompostowania obornika w gospodarstwach rolnych. *Zagadnienia Doradztwa Rolniczego* 3/4, Poznań, str. 73-91, 2007.
- [10] EEA "The European environment - State and outlook 2005." Raport of European Environmental Agency, ISBN 92-9167-776-0, 584, 2005.
- [11] Groot Koerkamp, P.W.G., Metz, J.H.M., Uenk, G.M., Phillips, V.R., Holden, M.R., Sheath, R.W., Short, J.L., White, R.P.,
- [12] Hartung, J., Seedorf, J., Schroeder, M., Linkert, K.H., Pedersen, S., Takai, H., Johnsen, J.O., Wathes, C.M.: Concentrations and emissions of ammonia in livestock buildings in Northern Europe. *J. Ag. Eng. Res.* 70, 79-95, 1998.
- [13] Jarvis, S.C., Hatch, D.J., Roberts, D.: The effect of grassland management on nitrogen losses from grazed swards through ammonia volatilization; the relationship to excretal N returns from cattle. *J. Ag. Sci. Camb.*, 112, 205-216, 1989.
- [14] Webb J.: Estimating the potential for ammonia emissions from livestock excreta and manures. *Environmental Pollution* 111, 395-406, 2001.