

COMPARISON OF AMMONIA EMISSION FROM COMPOSTED SWINE FARMYARD MANURE AND COMPOSTED SEWAGE SLUDGE

S u m m a r y

During the last years the composting has become the most popular technology of valorization both municipal waste and organic fertilizers, especially the manure. The paper presents the results of research carried out in the frame of 2 research projects concerning ammonia emission from composting manure as well as sewage sludge composting in the composition with materials of high organic carbon content such as straw, saw-dust or leaves.

It has been stated that valorization process of organic waste and manure in relation with their composting may be a source of ammonia emission. However it has been proved that the course of ammonia emission from composting manure and sewage sludge is diametrical different. Ammonia emission from manure is the most intense while first few tens hours after first aeration, whereby disappears during next few days. Meanwhile during sewage sludge composting with admixture of straw and saw-dust the ammonia emission does not appear until the material temperature reaches at least the level of 50-70°C. In the subsequent stage a significant increase of ammonia nitrogen content occurs as well as very strong and rapid growth of ammonia emission. This emission is present for the major part of thermophilic phase, which diametrically differs its course in comparison with dynamic of NH₃ emission from composting manure.

PORÓWNANIE EMISJI AMONIAKU Z KOMPOSTOWANEGO OBORNIKA I KOMPOSTOWANYCH OSADÓW ŚCIEKOWYCH

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

Kompostowanie jest w ostatnich latach coraz bardziej popularną technologią waloryzacji zarówno odpadów komunalnych, jak i nawozów naturalnych, zwłaszcza obornika. W pracy przedstawiono wyniki badań realizowanych w ramach dwóch projektów badawczych na temat emisji amoniaku z kompostowanego obornika i osadów ściekowych w mieszankach z materiałami o dużej zawartości węgla organicznego (słoma, trociny lub liście). Stwierdzono, że proces waloryzacji odpadów organicznych i obornika w wyniku ich kompostowania stanowił źródło emisji amoniaku, ale sam przebieg tej emisji z obornika i osadów ściekowych był różny. Emisja amoniaku z obornika najbardziej intensywnie przebiegała w pierwszych kilkudziesięciu godzinach po wykonaniu pierwszego napowietrzenia, a w ciągu następnego kilku dni nastąpił jej zanik. Tymczasem w trakcie kompostowania osadów ściekowych z domieszką słomy i trocin emisja amoniaku następowała dopiero po osiągnięciu przez kompostowany materiał temperatury na poziomie 50-70°C. W następnym etapie następował już wyraźny wzrost zawartości azotu amonowego w kompoście oraz bardzo silny i gwałtowny wzrost emisji amoniaku. Emisja ta utrzymywała się przez większą część trwania fazy termofilnej, co diametralnie odróżniało jej przebieg od dynamiki emisji NH₃ z kompostowanego obornika.

Wstęp

Od lat 80. ubiegłego wieku obserwuje się w Europie narastające problemy związane z zagospodarowaniem stałych nawozów naturalnych, jak i odpadów komunalnych, zwłaszcza osadów ściekowych. Wiele badań wykazało, że tradycyjne, beztlenowe składowanie zarówno obornika, jak i osadów ściekowych jest nieefektywną metodą zagospodarowania tych materiałów, prowadzącą często do negatywnego wpływu na środowisko w wyniku emisji gazowych, wprowadzania do środowiska naturalnego patogenów lub wymywania składników mineralnych [2, 4, 7, 12]. Stąd w zaleceniach Komisji Europejskiej, Europejskiej Agencji Środowiska (EEA) czy projektach rządowych państw UE zaleca się kompostowanie i następnie rolnicze wykorzystanie otrzymanego kompostu jako preferowaną metodę waloryzacji obornika i osadów ściekowych zamiast stosowania tych odpadów w formie nieprzetworzonej [9, 11].

Należy jednak podkreślić, iż nieprawidłowo przeprowadzone kompostowanie (zwłaszcza przy niekorzystnym, zbyt wąskim stosunku węgla do azotu) może być powodem

zwiększonej emisji amoniaku do atmosfery [1]. O ile obornik posiada z reguły korzystny początkowy stosunek C/N (>20), to osady ściekowe charakteryzują się bardzo wąskim stosunkiem C/N (poniżej 10) [3, 8]. Z tego względu kompostując osady niezbędne jest przygotowanie odpowiedniej mieszanki z materiałami o dużej zawartości węgla, jak słoma, trociny, kora czy liście. Badania terenowe prowadzone przez Instytut Inżynierii Rolniczej AR oraz Przemysłowy Instytut Maszyn Rolniczych w Poznaniu w latach 2001-2002 wykazały jednak, że w praktyce na kompostowniach osadów ściekowych stosowane są mieszanki zawierające niewielkie ilości słomy, trocin i innych materiałów o dużej zawartości węgla. Zbyt wąski stosunek C/N, intensywne napowietrzanie w wyniku zastosowania aeratora oraz wzrost temperatury, pH i spadek wilgotności wpływają na podniesienie emisji amoniaku z kompostowanego obornika czy osadów ściekowych.

Z tego powodu w IIR AR i PIMR w Poznaniu podjęto po roku 1997 kompleksowe badania nad określeniem emisji amoniaku z kompostowanego obornika i osadów ściekowych [6]. Badania te realizowano w ramach trzech projektów badawczych: *Valorisation des engrais de ferme: perte*

gaseouse d'azote et cinetique de mineralisation (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) oraz projekt *Technology of compost production from sewage sludge with reduction of ammonia emission and heavy metal content* (akronim CleanCompost – grant badawczy realizowany przez IIR AR w ramach 6 Projektu Ramowego UE). Badania prowadzone w ramach niniejszych projektów obejmowały problem emisji amoniaku z dwóch rodzajów nawozów organicznych stosowanych w rolnictwie: obornika i osadów ściekowych. Należy przy tym podkreślić, że o ile masa obornika wytwarzanego w Polsce z roku na rok powoli zmniejsza się ustępując zwiększającej się produkcji gnojowicy, o tyle ilość wytwarzanych osadów ściekowych z roku na rok zwiększa się z powodu szybko wzrastającej w kraju liczby uruchamianych oczyszczalni ścieków. W 2012 roku wprowadzony zostanie w Polsce zakaz składowania osadów ściekowych na wysypiskach, co jest najczęściej spotykaną obecnie praktyką. Przewiduje się z kolei, że osady ściekowe po przekompostowaniu będą wykorzystywane głównie jako wartościowy nawóz rolniczy, co jest m.in. zgodne z zaleceniami EEA. Odchodzić się będzie natomiast od stosowania nawożenia nieprzerobionymi osadami ściekowymi ze względu na ryzyko sanitarne [14, 12]. Stąd też idea kompleksowego podejścia do badań zmian w kompostowanych osadach ściekowych była nadrzędnym celem projektu finansowego przez MNiSW (2 P06R 005 29) nt. „*Optymalizacja parametrów i przemiany mikrobiologiczne w procesie kompostowania osadu ściekowego z różnymi bioodpadami w warunkach badań modelowych z wykorzystaniem cybernetycznego bioreaktora*”, z którego cząstkowe wyniki przedstawiono w niniejszej pracy.

Cel badań

W trakcie doświadczeń prowadzonych w ramach wyżej opisanych projektów zauważono, iż w procesie kompostowania obornika oraz osadów ściekowych inne są przebiegi emisji amoniaku. W oborniku najwyższe stężenie amoniaku utrzymuje się od początku kompostowania, podczas gdy w mieszance osadu ściekowego z innym materiałem strukturalnym amoniak w ogóle nie jest obecny, aż do osiągnięcia najbardziej intensywnej części fazy termofilnej. Emisja amoniaku z obornika zmniejsza się sukcesywnie, tymczasem w kompostowanym osadzie ściekowym utrzymuje się aż do zakończenia fazy termofilnej.

Celem badań było porównanie przebiegu emisji amoniaku w czasie kompostowania obornika i osadów ściekowych w kontrolowanych warunkach laboratoryjnych, przy zastosowaniu tej samej aparatury pomiarowej (bioreaktor 2-komorowy) oraz metodyki badawczej.

Metodyka badań

Badania emisji amoniaku z obornika, jak też osadu ściekowego, prowadzono z wykorzystaniem 2-komorowego izotermicznego bioreaktora [6]. W wyniku przeprowadzonych wcześniej badań porównawczych stwierdzono, że bioreaktor wiernie odwzorowuje procesy kompostowania prowadzone w warunkach rzeczywistych, a w szczególności kilkutygodniową fazę termofilną, charakterystyczną dla badań prowadzonych w warunkach rzeczywistych [5].

Badania prowadzono na oborniku świńskim, o średniej zawartości słomy, pobranym następnego dnia po usunięciu go z chlewni. Obornik umieszczony w obu komorach bioreaktora posiadał taką samą charakterystykę, jedynie w czasie doświadczenia poddany był warunkom intensywniejszego natleniania (obornik 1, przepływ $4 \text{ dm}^3 \text{ min}^{-1}$) oraz mniej intensywnego (obornik 2, przepływ $2 \text{ dm}^3 \text{ min}^{-1}$). Należy podkreślić, iż obornik świński był zasobny w azot ze względu na fakt, iż trzoda była karmiona paszą wysoko białkową pozyskiwaną na bazie wywaru gorzelnianego. Z kolei osady ściekowe pobrano z typowej, niewielkiej oczyszczalni ścieków (Szamotuły) i kompostowano w mieszance ze słomą i trocinami w dwóch proporcjach (liczonych w suchej masie): 40% osadu, 25% kory i 35% trocin (osad 1) oraz 40% osadu, 5% słomy, 15% trocin i 40% zrębków drzewnych (osad 2). Materiał drzewny pochodził od drzew iglastych, przede wszystkim sosny. Charakterystykę początkową kompostowanych materiałów przedstawiono w tab. 1.

Tab. 1. Charakterystyka substratów użytych do produkcji kompostu

Table 1. Characteristic of materials used for composting

	Obornik 1	Obornik 2	Osad 1	Osad 2
Masa początkowa [kg]	37,5	18,6	58,9	61,3
Sucha masa [%]	27,4	29,6	31,0	31,6
pH	9,19	9,31	7,2	7,4
Azot ogólny [$\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$]	39,22	40,99	57,0	51,0
Azot amonowy [$\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$]	9,20	10,97	0,035	0,248
C/N	20	19	19,3	20,8
Gęstość początkowa [kg m^{-3}]	256	162	368	380
Konduktywność [mS/cm]	1,08	1,11	0,19	0,34

Osady ściekowe w obu komorach napowietrzano powietrzem o przepływie $4 \text{ dm}^3 \text{ min}^{-1}$. Do badań emisji amoniaku używano dwóch typów przepływowych czujników chemielektrycznych MG-72 (skala 0-100 ppm i 0-1000 ppm) firmy Alter S.A. Dane te odczytywano sukcesywnie przy zastosowaniu miernika Metex M3870D. Przebieg temperatury rejestrowany był przy pomocy czujników temperatury podłączonych do 16-kanalowego rejestratora oraz odczytywany ręcznie w trakcie pomiarów gazowych. Przepływ powietrza przez komory bioreaktora był ustalany ręcznie z zastosowaniem rotametri, zaś stała kontrola odbywała się z zastosowaniem elektronicznych czujników przepływu podłączonych do rejestratora.

Badania przeprowadzono w 2007 roku w Laboratorium Ekotechnologii w Instytucie Inżynierii Rolniczej AR w Poznaniu.

Wyniki badań

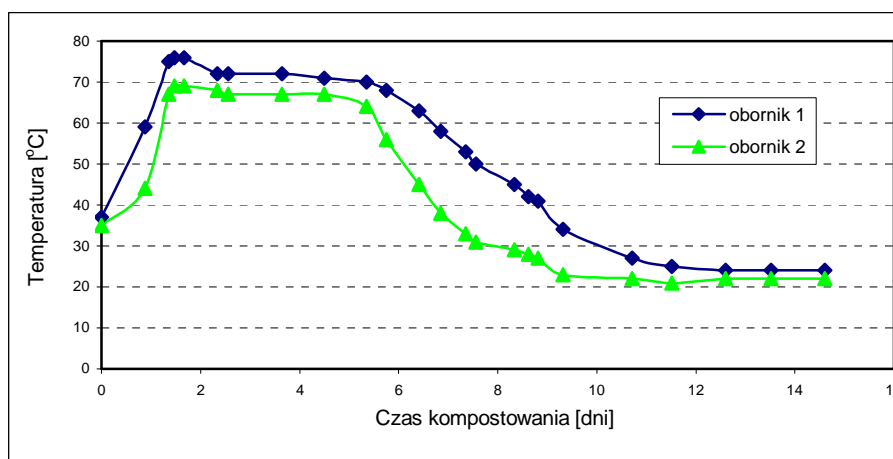
Jednym z najważniejszych czynników decydujących o przebiegu kompostowania materiałów jest temperatura. W kompostowanych materiałach zanotowano bardzo szybki i znaczny wzrost temperatury (rys. 1, 2). W ciągu pierwszych 3-4 dni w obu przeprowadzonych doświadczeniach (z obornikiem i osadem ściekowym) została osiągnięta temperatura bliska 70°C , która zapewnia pasteryzację kompostu-

wanego materiału. Przebieg temperatury w kompostowanym oborniku wykazywał duży związek z intensywnością jego napowietrzania. W oborniku 2, napowietrzonym przepływającym powietrzem w ilości $2 \text{ dm}^3 \text{ min}^{-1}$, wzrost temperatury był mniej intensywny niż w oborniku 1 napowietrzonym przepływem $4 \text{ dm}^3 \text{ min}^{-1}$. Po 13-15 dniach kompostowania temperatury obu komór ustabilizowały się na zbliżonym poziomie ok. $23\text{-}25^\circ\text{C}$, co oznaczało zakończenie fazy termofilnej. Trzeba podkreślić także, że w obu obornikach temperatura powyżej 60°C utrzymywała się przez okres 5-7 dni, co wyraźnie przyspieszało dynamikę przemian. W komorze 1, przy bardziej intensywnym natlenianiu, temperatura powyżej 70°C utrzymywała się przez cztery dni, tymczasem 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. Uzyskany po piętnastu dniach młody kompost wyglądem, strukturą i zapachem całkowicie różnił się od materiału wyjściowego (obornika), gdyż był brunatną, dobrze rozdrobnioną masą o zapachu ziemi ogrodniczej.

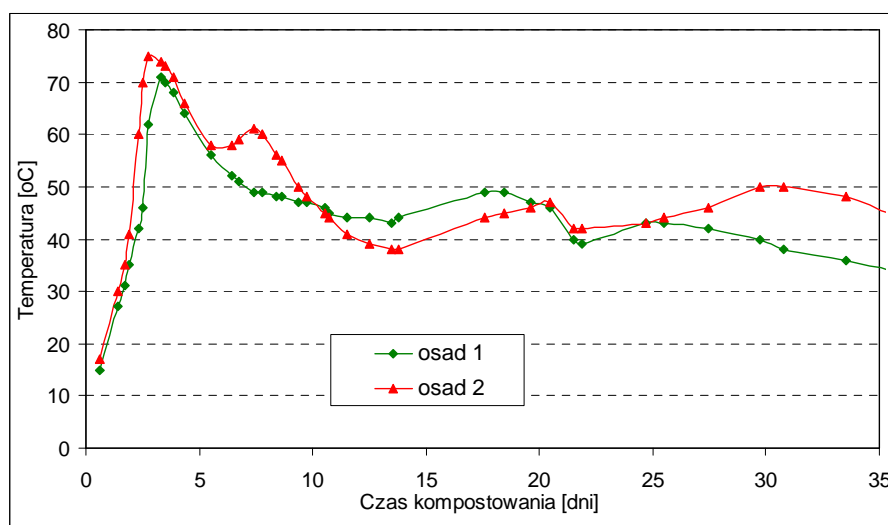
Mimo innego składu materiałów strukturalnych, kompostowane osady ściekowe wykazywały bardzo podobny przebieg pierwszej części fazy termofilnej (rys. 2). W obu

mieszkach zanotowano szybki i dynamiczny wzrost temperatury, zaś po czterech dniach spadek aż do ustabilizowania się w przedziale $40\text{-}50^\circ\text{C}$ na okres kolejnych 20-25 dni. Warto zwrócić uwagę, że intensywność nagrzewania się osadu 1 i 2 była słabsza niż w oborniku 1 i 2, ale za to faza termofilna utrzymywała się znacznie dłużej. Jest to związane z faktem, że słoma będąca w oborniku jest łatwiej rozkładalna niż kora, trociny i zrębki drzewne, które były dodawane do osadów. Przebieg temperatury wskazuje, że w obu osadach nastąpiła pasteryzacja, zgodna z wymaganiami Rozporządzenia PE 1774/2002, czyli tak uzyskany kompost jest bezpieczny pod względem sanitarnym.

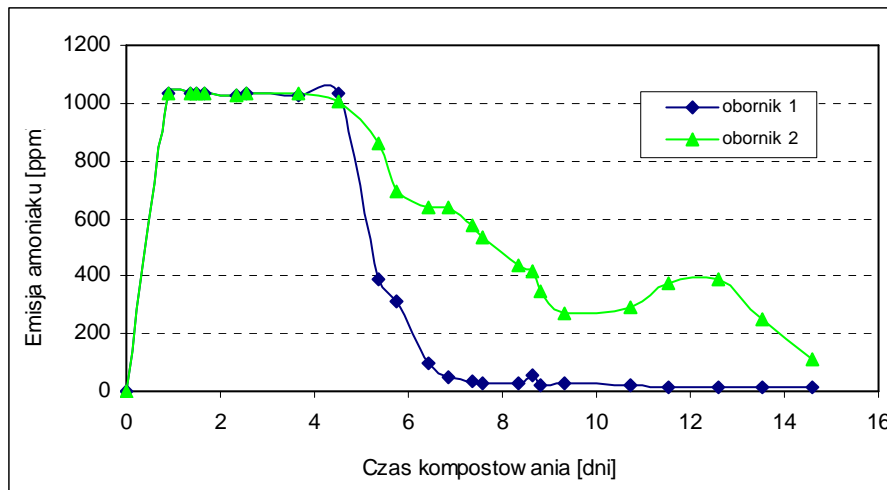
Obornik załadowywany do komór pobierany był z płyty obornikowej przy temperaturze otoczenia -3°C . Spowodowało to, że w momencie wkładania do komór jego temperatura była poniżej 20°C . Ten fakt wpływał na stosunkowo niską emisję amoniaku z komór bioreaktora w momencie rozpoczęcia doświadczenia. Jednak szybki wzrost temperatury w oborniku 1 i 2 spowodował gwałtowny wzrost stężenia amoniaku w komorach bioreaktora. Stężenie mierzone u wylotu komór, po schłodzeniu powietrzem i usunięciu nadmiaru wilgoci, osiągnęło już pierwszego dnia wartości bliskie 1000 ppm (rys. 3). Wzrost stężenia amoniaku pokrywał się z szybkim wzrostem temperatury.



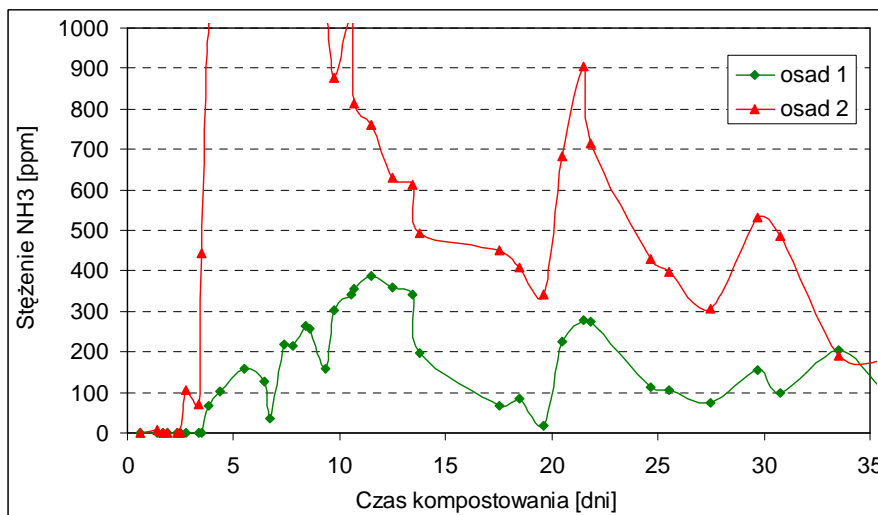
Rys. 1. Przebieg temperatury w kompostowanym oborniku
 Fig. 1. Temperature changes in composted manure



Rys. 2. Przebieg temperatury w kompostowanym osadzie ściekowym
 Fig. 2. Temperature changes in composted sewage sludge



Rys. 3. Stężenie amoniaku w kompostowanym oborniku
 Fig. 3. Ammonia concentration in composted manure



Rys. 4. Stężenie amoniaku w kompostowanym osadzie ściekowym
 Fig. 4. Ammonia concentration in composted sewage sludge

Bardzo wysokie stężenie amoniaku, przekraczające nawet 1000 ppm, utrzymywało się przez blisko cztery doby w obu obornikach. Piątego dnia badań zanotowano jego gwałtowne obniżenie się, szczególnie wyraźne w przypadku obornika 1. W oborniku tym już siódmego dnia stężenie amoniaku zeszło do wartości minimalnych (poniżej 30 ppm) i osiągnęło granicę wykrywalności po jedenastu dniach. Inny przebieg miała redukcja amoniaku w oborniku 2, w którym spadek ten następował wolno i dopiero na zakończenie doświadczenia, w piętnastym dniu, zbliżył się do poziomu stężenia amoniaku w oborniku 1.

Zupełnie odmienny przebieg zmian stężenia amoniaku odnotowano w przypadku kompostowanych osadów ściekowych. Przez pierwsze trzy dni kompostowania, mimo wzrostu temperatury, nie odnotowano w ogóle emisji amoniaku. Dopiero osiągnięcie przez obie mieszanki maksymalnej temperatury (ponad 70°C) spowodowało wystąpienie emisji amoniaku. W osadzie 1 wzrost ten był stopniowy aż do osiągnięcia poziomu blisko 400 ppm w dwunastym dniu kompostowania (rys. 4), natomiast w osadzie 2 wzrost emisji amoniaku w trzecim dniu kompostowania był tak

intensywny, że przekroczył poziom 1000 ppm, czyli maksymalny poziom na skali pomiarowej głowicy MG 72. Tak wysokie stężenie NH_3 utrzymywało się aż do dziesiątego dnia kompostowania. W następnych dniach stężenie amoniaku uległo zmniejszeniu, choć nierównomiernie, osiągając na koniec doświadczenia wciąż wysoki poziom rzędu 180 ppm. Skok emisji po dwudziestym dniu kompostowania związany był z wymieszaniem obu osadów w komorach celem przywrócenia lepszej, porowatej struktury i uzyskania lepszej jednorodności kompostowanego materiału. Mimo znacznie wyższej emisji amoniaku w osadzie 2, końcowe stężenie amoniaku w obu osadach było zbliżone. Jednakże trzeba podkreślić, że w końcowej fazie kompostowania osadów ściekowych stężenie amoniaku było i tak kilkakrotnie wyższe niż w końcowej fazie kompostowania obornika 1 i 2 po piętnastu dniach. Sugeruje to więc możliwość znacznie wyższych strat amoniaku w czasie kompostowania osadów ściekowych.

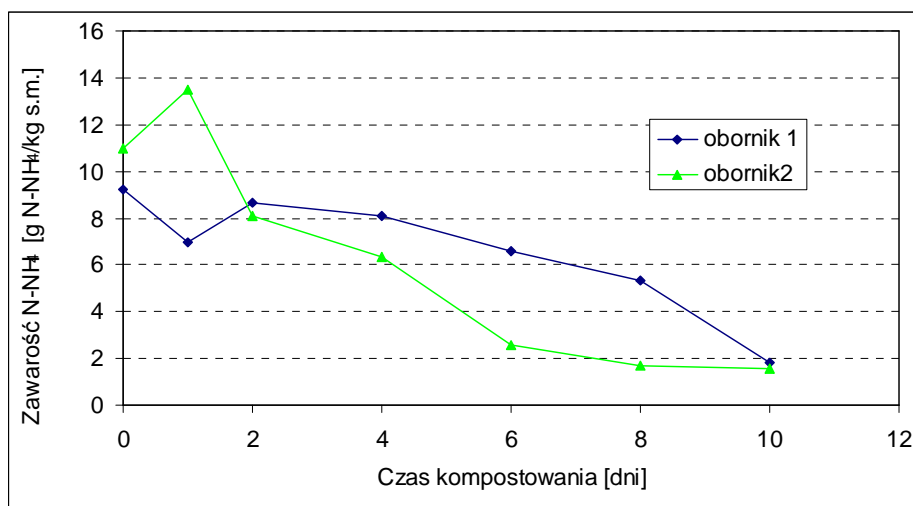
Przebieg zmian zawartości azotu amonowego w kompostowanych obornikach i osadach był różny. W oborniku 1 i 2 najwyższe stężenie N-NH_4 obserwowano w pierwszych

dwóch dniach kompostowania, po czym zawartość ta sukcesywnie spadała aż do osiągnięcia poziomu poniżej $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ (rys. 5). Warto podkreślić, że mimo wyższej początkowej zawartości N-NH_4 w oborniku 2 poziom jej spadał znacząco szybciej. Jest to związane z 2-krotnie wyższym przepływem powietrza przez komorę 1. Spowodowało to większą dostępność tlenu i szybszy metabolizm mikroorganizmów, co wyraziło się w wyższej niż w komorze 1 temperaturze i szybszym spadkiem zawartości azotu N-NH_4 , intensywnie zużywanego przez drobnoustroje do budowy białka ich komórek.

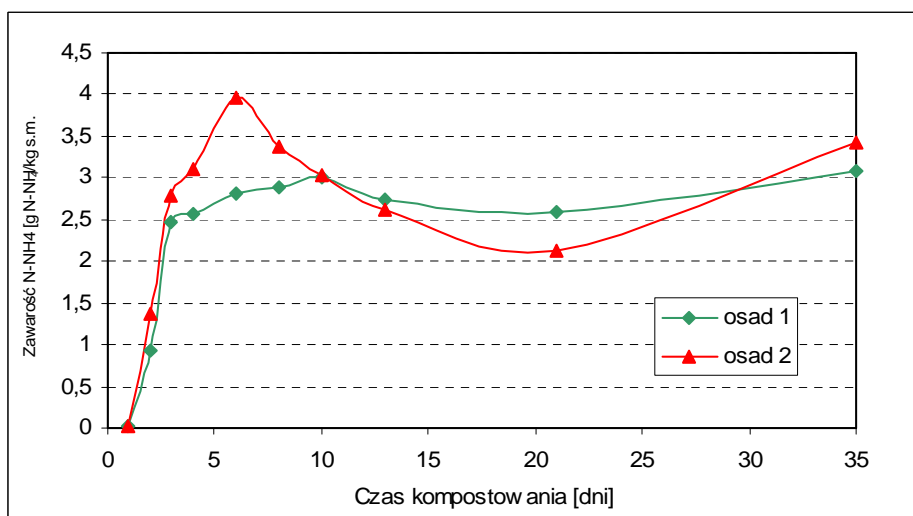
Przebieg zmian zawartości azotu amonowego w kompostowanych osadach był odmienny w porównaniu z obornikiem. Początkowa zawartość N-NH_4 w obu osadach była praktycznie minimalna (rys. 6) i dopiero wraz ze wzrostem temperatury, od drugiego dnia doświadczenia zawartość ta ulegała zwiększaniu, osiągając maksimum w okresie najwyższego wzrostu temperatury. Zawartość N-NH_4 w osadzie 2 była w tym okresie wyższa niż w osadzie 1, co mogło mieć wpływ na silniejszą emisję amoniaku z komory 2. W końcowej fazie doświadczenia zawartość azotu amono-

wego ustabilizowała się i pozostawała na poziomie między $3 \text{ a } 3,5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ Naocznym objawem wysokiego poziomu azotu amonowego w młodym kompoście z osadów ściekowych było to, że materiał ten, mimo posiadania brunatnego wyglądu i rozdrobnionej struktury, wciąż wydzieliał zapach amoniaku.

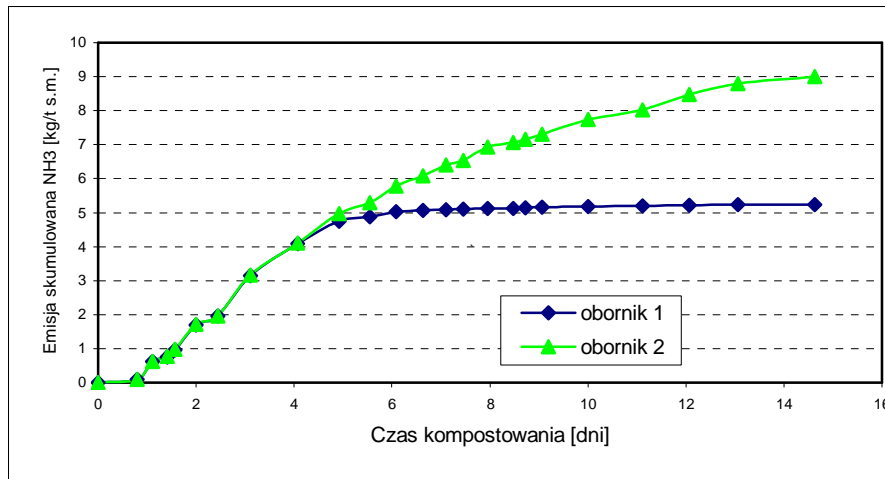
Mimo podobnej charakterystyki początkowej obornika 1 i 2 stwierdzono wyraźną różnicę w poziomie emisji skumulowanej amoniaku w czasie kompostowania (rys. 7). Paradoksalnie okazało się, że obornik 1, silniej napowietrzany, miał niższe straty w wyniku emisji amoniaku niż słabiej napowietrzany obornik 2. Tymczasem wydawać by się mogło, iż to właśnie większa intensywność aeracji przyczynia się do wyższych strat NH_3 . Wyjaśnienia tego paradoksu należy szukać w definicji kompostowania, zgodnie z którą jest to proces prowadzony przez mikroorganizmy tlenowe. Wzrost temperatury, przy stałym dostępie tlenu, powoduje gwałtowne zwiększenie się populacji bakterii, które wykorzystują dostępne w oborniku jony amonowe jako bezpośrednie źródło pokarmu i zamieniają tę formę azotu w białka swoich komórek.



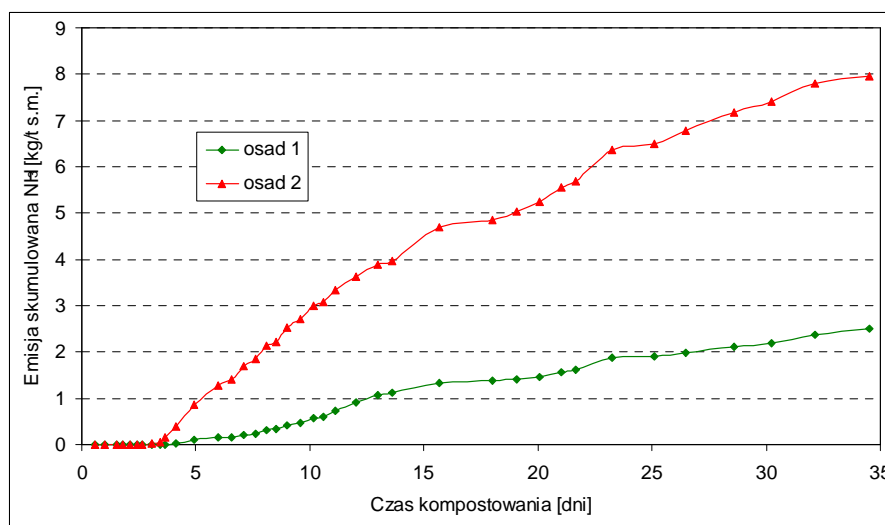
Rys. 5. Zmiany zawartości azotu amonowego w kompostowanym oborniku
Fig. 5. Changes of ammonia nitrogen content in composted manure



Rys. 6. Zmiany zawartości azotu amonowego w kompostowanym osadzie ściekowym
Fig. 6. Changes of ammonia nitrogen content in composted sewage sludge



Rys. 7. Emisja skumulowana amoniaku z kompostowanego obornika
 Fig. 7. Cumulated ammonia emission from composted manure



Rys. 8. Emisja skumulowana amoniaku z kompostowanego osadu ściekowego
 Fig. 8. Cumulated ammonia emission from composted sewage sludge

Wykres emisji skumulowanej amoniaku z kompostowanych osadów ściekowych wykazuje, że straty NH_3 z osadu 1 były ponad trzykrotnie niższe od osadu 2. Dowodzi to, jak wielki wpływ na wysokość emisji mają komponenty organiczne dodawane do kompostowanego osadu ściekowego. Udział osadu w obu mieszankach był bowiem taki sam i wynosił 40%. W osadzie 1 dodano dodatkowo 25 % kory oraz 35% trocin, czyli materiałów wykazujących duże właściwości chłonne. Prawdopodobnie więc intensywnie wydzielający się amoniak był w dużej części akumulowany w korze i trocinach skąd sukcesywnie był pobierany przez bakterie jako składnik pokarmowy. Tym czasem w osadzie 2 większość dodatków stanowiły materiały o niewielkiej chłonności (40% zrębki drzewne i 5 % słoma), a jedynie 15 % trociny. Ten fakt mógł być, w ocenie autorów, podstawowym czynnikiem wpływającym na zwiększenie strat w wyniku emisji amoniaku. Warto też podkreślić, że straty amoniaku w czasie kompostowania osadów ściekowych w skali Europy mogą przekroczyć ilości podawane przez raport EMEP/CORINAIR opracowany dla Europejskiej Agencji Środowiska w 2006 roku, w którym emisja amoniaku z gospodarki osadami ściekowymi jest praktycznie całkowicie pomijana. Tymczasem już w 2000 r. masa wy-

tworzonych w UE osadów osiągnęła 17 mln ton suchej masy [8] z dalszą tendencją wzrostową, zwłaszcza po włączeniu do UE nowych krajów członkowskich. W przypadku objęcia choćby połowy z tej ilości osadów zalecanym przez EEA procesem kompostowania, ogólna ilość amoniaku tracona do atmosfery może być liczona w dziesiątkach tysięcy ton rocznie, jeśli nie zostaną wdrożone technologie zmniejszające emisję NH_3 .

Wnioski

1. Kompostowanie zarówno osadów ściekowych, jak i obornika prowadziło do wystąpienia intensywnej fazy termofilnej, która jest niezbędna do sanitacji kompostu.
2. Stwierdzono, że niedostateczna aeracja obornika wpływa na zwiększenie ogólnych strat azotu w wyniku emisji amoniaku.
3. Wykazano, że zwiększenie emisji amoniaku, jak i jego straty związane były z rodzajem materiałów dodawanych do kompostowanych osadów ściekowych.
4. Przebieg emisji amoniaku z kompostowanego obornika był najbardziej intensywny w pierwszych 4-6 dniach fazy termofilnej, po czym sukcesywnie zanikał. Z kolei w kom-

postowanym osadzie ściekowym emisja wystąpiła dopiero po osiągnięciu wysokiej temperatury i trwała przez cały okres fazy termofilnej.

5. Stosowanie nieodpowiednich technologii kompostowania osadów ściekowych i wynikające z tego straty amoniaku mogą, wobec wzrastającej masy kompostowanych osadów, spowodować pojawienie się nowego i znaczącego w skali kraju źródła emisji amoniaku do atmosfery.

Literatura

- [1] Amon B., Amon T., Boxberger J., Pollinger A.: Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from composted and anaerobically stored farmyard manure. 8th International Conference on Management Strategies for Organic Waste Use in Agriculture, Rennes, France, 26-29 May 1998, 1999, pp. 209-216.
- [2] 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, 1989, ss. 274.
- [3] Czekala J.: Wybrane właściwości osadów ściekowych z oczyszczalni regionu Wielkopolski. Cz. II. Acta Agrophysica, 2002, 70, 83-90.
- [4] Dach J., Zbytek Z., Myczko A.: Badania tlenowej i beztlenowej technologii kompostowania obornika. Inżynieria Rolnicza, 2002, 5 (38), s. 279-286.
- [5] 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 Engng, 2004, Vol. 49(1), s. 40-43.
- [6] Dach J.: Polish experience with ammonia emission abatement for straw-based manure. In: "Emissions from European agriculture". Wageningen Academic Publishers, 2005, s. 295-303.
- [7] Dach J., Zbytek Z. (): Zasady prawidłowego i ekonomicznie racjonalnego kompostowania obornika w gospodarstwach rolnych. Zagadnienia Doradztwa Rolniczego, Poznań, 2007, 3/4, s. 73-91.
- [8] Dares Boucher V., Revel J.C., Guiresse M., Kaemmerer M., Bailly J.R.: Reducing ammonia losses by adding FeCl₃ during composting of sewage sludge. Water, Air, and Soil Pollution, 1999, 112, s. 229-239.
- [9] EEA. "The European environment - State and outlook 2005." Raport of European Environmental Agency, 2005. ISBN 92-9167-776-0, s. 584.
- [10] EMEP/CORINAIR 2006 Emission Inventory Guidebook. Published by European Environment Agency.
- [11] Iranzo M., Canizares J.V., Roca-Perez L., Sainz-Pardo I., Mormeneo S., Boluda R.: Characteristics of rice straw and sewage sludge as composting materials in Valencia (Spain)." Bioresource Technology, 2004, 95, s. 107-112.
- [12] Janosz-Rajczyk M.: Komunalne osady ciekowe – podział, kierunki zastosowania oraz technologie przetwarzania, odzysku i unieszkodliwiania. Raport dla Ministra Środowiska, Instytut Inżynierii Środowiska, 2004.
- [13] Jensen J., Jepsen S.E.: The production, use and quality of sewage sludge in Denmark. Waste Management, 2005, 25, s. 239-247.
- [14] Sutton M.A., Dragosits U., Tang Y.S., Fowler D.: Ammonia emissions from non-agricultural sources in the UK. Atmospheric Environment, 2000, 34, s. 855-869.

Niniejsza praca została zrealizowana w ramach projektu MNiSW nr 2 P06R 005 29