

INLUENCE OF DIFFERENT STRAW KIND ADDITIVE ON THE PROCESS DYNAMICS AND SIZE OF AMMONIA EMISSION FROM COMPOSTED SEWAGE SLUDGE

S u m m a r y

Straw is one of the basic materials used in the process of composting. Both it has a structure formative role and enables the proper aeration of the heap interior, and is a provider of organic carbon indispensable in intense processes of microbiological changes. It is especially important because the sewage sludge is a waste with very high content of nitrogen and deficiency of carbon. Meanwhile, one of the biggest problems in working sewage sludge composting plants is a high market price of cereal wheat which makes difficult the application of doses recommended by the experts. Hence the aim of this paper is to study the composting applicability of different straw kind in the aspect of composting process run dynamics and size of ammonia gaseous emissions. The paper presents the research results of composting process as well as ammonia emission from sewage sludge composted in mixtures with cereal straw, fresh maize straw, dried and rape straw along with a supplementary additive of sawdust. It has been stated that different kind of straw are suitable to use in composting process of sewage sludge and because of potentially lower purchase price can be a very good alternative for traditionally used cereal straw.

WPLYW DODATKU RÓŻNEGO RODZAJU SŁOMY NA DYNAMIKĘ PROCESU I WIELKOŚĆ EMISJI AMONIAKU Z KOMPOSTOWANYCH OSADÓW ŚCIEKOWYCH */

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

Jednym z podstawowych materiałów stosowanych w czasie procesu kompostowania jest słoma. Spełnia ona rolę strukturotwórczą umożliwiając odpowiednie napowietrzanie wnętrza przyzmy, ale także jest źródłem węgla organicznego, niezbędnego w intensywnych procesach mikrobiologicznych przemian. Jest to szczególnie ważne gdyż osady ściekowe są odpadem o bardzo wysokiej zawartości azotu i niedostatku węgla. Tymczasem jednym z największych problemów w działających kompostowniach osadów ściekowych jest wysoka cena rynkowa słomy zbożowej utrzymująca się od kilku lat w Polsce, co utrudnia stosowanie dawek zalecanych przez specjalistów. Stąd celem niniejszej pracy jest zbadanie przydatności do kompostowania różnego rodzaju słomy w aspekcie dynamiki przebiegu procesu kompostowania oraz wielkości emisji gazowych amoniaku. W pracy przedstawiono wyniki badań przebiegu kompostowania oraz emisji amoniaku z osadu ściekowego kompostowanego w mieszankach ze słomą zbożową, kukurydzianą świeżą, wysuszoną oraz rzepakową, wraz z uzupełniającym dodatkiem trocin. Wykazano, że inne rodzaje słomy niż tradycyjnie używana słoma zbożowa nadają się do zastosowania w procesie kompostowania osadów ściekowych i ze względu na potencjalnie niższą cenę zakupu mogą być bardzo dobrą alternatywą.

1. Wstęp

Słoma jest w zasadzie podstawowym i niezbędnym dodatkiem strukturalnym wymaganym do prawidłowego prowadzenia kompostowania osadów ściekowych [1]. Najczęściej używa się słomę zbożową, zwłaszcza pszenną. Koszt zbioru słomy nie jest wysoki i oceniany w zależności od technologii zbioru na kilkadziesiąt złotych za tonę. Jednakże od lat 2001-2003 obserwuje się stopniowy wzrost cen słomy wywołany zwłaszcza zwiększonym zapotrzebowaniem na nią jako materiał energetyczny, substrat do produkcji podłoża pieczarkowego oraz substrat strukturalny dla kompostów. Zwłaszcza dynamiczny wzrost produkcji pieczarek w kraju dający Polsce pozycję europejskiego lidera wywołuje silny deficyt słomy w niektórych regionach kraju (np. w Wielkopolsce), co prowadzi do wzrostu jej cen. W ostatnich latach dochodziło do sytuacji, gdzie cena słomy płacona przez kompostownie czy kotłownie na biomasę osiągała poziom 180-240 zł/tonę. Tymczasem prognozy poziomu zapotrzebowania na biomasę wskazują na dalszy, bardzo silny wzrost zapotrzebowania na słomę. W przyjętej w 2005 r. przez rząd polityce energetycznej Polski do 2025 roku stwierdzono, iż celem strategicznym polityki

państwa jest wspieranie rozwoju odnawialnych źródeł energii [2]. Rząd przyjął, że w warunkach polskich technologie wykorzystujące biomasę stanowią nadal podstawowy kierunek rozwoju odnawialnych źródeł energii, co ma w znaczącym stopniu wpłynąć na poprawę gospodarki rolnej oraz leśnej. Dodatkowo zgodnie z rozporządzeniem ministra gospodarki z 19 grudnia 2005 roku, od 2014 roku większość, bo 60 proc. biomasy przeznaczanej na cele energetyczne, będzie musiała pochodzić z upraw energetycznych. Należy także podkreślić, że w przypadku rynku biomasy w 2008 r. nastąpiły duże zmiany. Rząd przyjął bowiem rozporządzenie ministra gospodarki z dn. 14 sierpnia 2008 r., które jednoznacznie określa w §4 ust. 2, że za odnawialne źródło energii uznaje się jedynie biomasę rolniczą, czyli pochodzącą z upraw energetycznych lub odpadów i pozostałości z produkcji rolnej oraz przemysłu przetwarzającego jej produkty, a także części pozostałych odpadów, które ulegają biodegradacji, z wyłączeniem odpadów i pozostałości z produkcji leśnej oraz przemysłu przetwarzającego jej produkty [3]. Oznacza to, że odpady leśne i z przemysłu drzewnego (trociny, wióry itp.) stanowiące do tej pory główne źródło biomasy dla energetyki nie będą mogły być traktowane jako Odnawialne Źródło Energii.

*/ Pracę wykonano w ramach grantu badawczego MNiSW "Emisja amoniaku i gazów cieplarnianych w czasie kompostowania i nawożenia osadami ściekowymi" N N310 2250 33.

Dla rolnictwa oznacza to z pewnością ogromny wzrost popytu w najbliższych latach na słomę i w konsekwencji na znaczny wzrost jej cen. Spowoduje to jeszcze większe trudności w pozyskaniu słomy do kompostowania, a tymczasem trzeba podkreślić, że wzrost popytu ze strony kompostowni odpadów komunalnych w najbliższych 4 latach będzie również duży. Jest to związane z tym, że po 2012 roku z powodu regulacji prawnych nie będzie możliwe składowanie osadów ściekowych na wysypiskach odpadów (co aktualnie jest najczęściej spotykane). Nie będzie wolno także stosować nieprzerobionych osadów ściekowych do nawożenia upraw polowych. GUS [4] podaje, że w 2007 r. z wytworzonych ogółem 924,8 tys. ton osadów ściekowych komunalnych i innych aż 541 tys. ton było unieszkodliwianych poprzez składowanie – czyli w najmniej pożądanym sposób. Po 2012 r. większość z tych osadów będzie musiała zostać przekompostowana (spalarnie będą nadal marginalnym sposobem zagospodarowania osadów), a wyprodukowany kompost będzie przeznaczony na cele rolnicze, co zresztą jest bardzo korzystne z punktu widzenia pogarszającego się stanu polskich gleb [5].

Z drugiej jednak strony przymus prawny rozwoju technologii kompostowania osadów ściekowych w Polsce wywoła zapewne dalszy skokowy wzrost popytu na słomę zbożową, który oceniany jest na dodatkowe 0,4-0,8 mln ton. Przy obecnych cenach słomy zbożowej licząc umiarkowanie 150 zł/tonę (a w 2007 r. roku w Wielkopolsce ceny słomy wynosiły nawet do 240-250 zł/t) jest to kwota rządu co najmniej 60-110 mln zł rocznie. Co najmniej o tyle więcej w skali kraju będą więc musiały wydać samorządy na zapewnienie dostaw słomy do kompostowni odpadów komunalnych.

Trzeba też podkreślić, że nieprzetworzonej biomasy (słomy) nie opłaca się przewozić na duże odległości; powinna więc ona pochodzić z gospodarstw położonych niedaleko miejsca docelowego wykorzystania. Tymczasem obecnie często kompostownie osadów ściekowych, gorzelnie rolnicze, czy zakłady rolno-spożywcze, które chciałyby kompostować swoje odpady (płynne lub stałe) borykają się z ogromnymi trudnościami w pozyskaniu wystarczającej ilości słomy zbożowej ze względu na zbyt małą ofertę rynkową. W takich wypadkach zarządcy kompostowni próbują modyfikować technologie kompostowania, poprzez obniżanie dodatku materiałów strukturalnych. Powoduje to najczęściej powstanie bardzo niekorzystnych warunków wodno-powietrznych w przyrmach, co powoduje drastyczny wzrost emisji gazowych (metanu, siarkowodoru, amoniaku, podtlenku azotu) oraz odorów, a w konsekwencji wskutek niekorzystnego przebiegu procesu uzyskanie kompostu o znacznie gorszych parametrach (niekiedy nie nadającego się do zastosowań rolniczych).

Z tego powodu w ostatnich latach w trakcie realizacji projektów MNiSW „*Emisja amoniaku i gazów cieplarnianych w czasie kompostowania i nawożenia osadami ściekowymi*” (nr N N310 2250 33), „*Optymalizacja parametrów i przemiany mikrobiologiczne w procesie kompostowania osadu ściekowego z różnymi bioodpadami w warunkach badan modelowych w wykorzystaniem cybernetycznego bioreaktora*” (nr 2 P06R 005 29; 2006-8) oraz projektu Komisji Europejskiej „*Technology of compost production from sewage sludge with reduction of ammonia emission and heavy metal content*” (MERG-CT-2006-038351, 2006-8) na Uniwersytecie Przyrodniczym w Poznaniu realizowano liczne doświadczenia z zakresu kompostowania osadów

ściekowych z różnymi substratami organicznymi, których odpowiednia wydajność i opłacalność pozyskania mogłyby w efekcie wyeliminować drogą i niekiedy trudną do pozyskania słomę zbożową. Trzeba też pamiętać, że wobec ograniczeń w składowaniu osadów po roku 2012 i konieczności rozwoju kompostowni, wdrożeniem technologii stosowania tańszych materiałów alternatywnych w stosunku do słomy zbożowej niż będzie zainteresowana duża część z blisko 2700 gmin w Polsce.

Wobec takiej sytuacji, w IIR UP w Poznaniu podjęto badanie nad możliwością zastosowania jako substratu strukturalnego w procesie kompostowania innych rodzajów słomy, które można pozyskać z produkcji rolniczej.

2. Cel badań

Celem prezentowanych badań było porównanie przebiegu procesu kompostowania osadów ściekowych oraz wielkości i dynamiki emisji amoniaku przy zastosowaniu jako materiału strukturalnego słomy zbożowej (pszennej) oraz słomy rzepakowej, kukurydzianej świeżej i podsuszonej. Te rodzaje słomy wybrano ze względu na ich powszechność występowania w krajowym rolnictwie. W chwili obecnej słoma kukurydziana jak i rzepakowa nie jest zbierana, lecz materiały te występują w kraju w ilościach po kilka mln ton rocznie. Stąd możliwość pojawienia się tak dużej oferty nowych substratów organicznych mogłaby w znaczący sposób złagodzić przewidywany wzrost cen słomy zbożowej i pogarszającą się w konsekwencji opłacalność jej wykorzystania.

3. Metodyka badań

Badania emisji amoniaku z mieszanek osadu ściekowego z różnymi rodzajami słomy prowadzono z wykorzystaniem 4-komorowego izotermicznego bioreaktora, zbudowanego w ramach grantu KBN „*Emisje gazowe w różnych technologiach wykorzystania obornika*” [6]. Badania prowadzone w ramach tego projektu, a także projektu MNiSW 2 P06R 005 29 oraz projektu z 6. Programu Ramowego *CleanCompost* potwierdziły, że wyniki przebiegu kompostowania w bioreaktorze wiernie odwzorowują procesy kompostowania prowadzone w warunkach rzeczywistych, a w szczególności kilkutygodniową fazę termofilną, charakterystyczną dla badań prowadzonych w warunkach rzeczywistych [7, 8, 9].

Jako materiał badawczy stosowano mieszanek osadu ściekowego (udział 50% w suchej masie), trocin (20%) oraz dodatek 30% słomy: zbożowej (pszennej), rzepakowej, kukurydzianej świeżej i kukurydzianej podsuszonej. Słoma była rozdrabniana przed wymieszaniem z pozostałymi dodatkami do siewki o długości 3-6 cm. Po wymieszaniu składników i pobraniu próbek do analiz, mieszanki osadu ściekowego były umieszczane w komorach bioreaktora. Charakterystyka parametrów początkowych użytych mieszanek przedstawiono w tab. 1.

Analizy fizyczne i chemiczne mieszanek prowadzone były wg standardowych procedur analitycznych: sucha masa - metodą suszarkową, pH i konduktywność – w roztworze wodnym (20 g próbki w 200 ml wody destylowanej), materia organiczna – spalanie w temperaturze 525°C, N-NH₄ – metodą destylacyjną, N_{tot} – metodą Kjeldahla, C_{org} – metodą oksydometryczną z dichromianem (VI) potasu w środowisku kwaśnym. Proporcje mieszanek były przygo-

towywane na wadze elektronicznej o zakresie 0-600 kg (dokładność 0,05 kg). Przepływ powietrza przez komory regulowano ręcznie przy pomocy rotametu o dokładności $0,05 \text{ dm}^3 \text{ min}^{-1}$, a dodatkowo kontrolowany przez przepływomierze elektroniczne skonstruowane w laboratorium automatyki IIR UP w Poznaniu przez dra A. Jędrusia. Wskazania temperatury były mierzone ręcznie w zależności od intensywności procesu (2-4 razy na dobę w okresie intensywnej fazy termofilnej, później rzadziej), a dodatkowo automatycznie kontrolowane i gromadzone w 16-kanalowym rejestratorze własnej konstrukcji. Analizy składu gazów wydzielanych z kompostowanego materiału obejmowały badania zawartości O_2 , CO_2 , NH_3 , CH_4 , H_2S wykonywane przy pomocy przepływowych głowic pomiarowych MG-71 i MG72. Należy przy tym podkreślić, że przy prawidłowo prowadzonym kompostowaniu wskazania sensorów metanu i siarkowodoru powinny wykazywać znikomą zawartość tych gazów, bowiem nie są one wytwarzane w środowisku tlenowym, które z kolei jest podstawą dla optymalnego procesu kompostowania [10].

Tab. 1. Charakterystyka mieszanek użytych w doświadczeniu
Table 1. Characteristic of mixtures used for experiment

	K1	K2	K3	K4
Masa początkowa [kg]	50,20	50,20	50,20	52,35
Sucha masa [%]	28,1	27,9	27,6	28,7
Sucha masa słomy [%]	86	83,5	88,1	62,7
Azot ogólny [g kg^{-1} s.m.]	27,5	28,8	27,7	28,4
C:N	14,4	13,8	14,3	14,0
Gęstość początkowa [kg/m^3]	372	372	359	361

Osady ściekowe we wszystkich komorach napowietrzano powietrzem o przepływie $3,5 \text{ dm}^3 \text{ min}^{-1}$. Do badań emisji amoniaku używano przepływowego czujnika chemii-

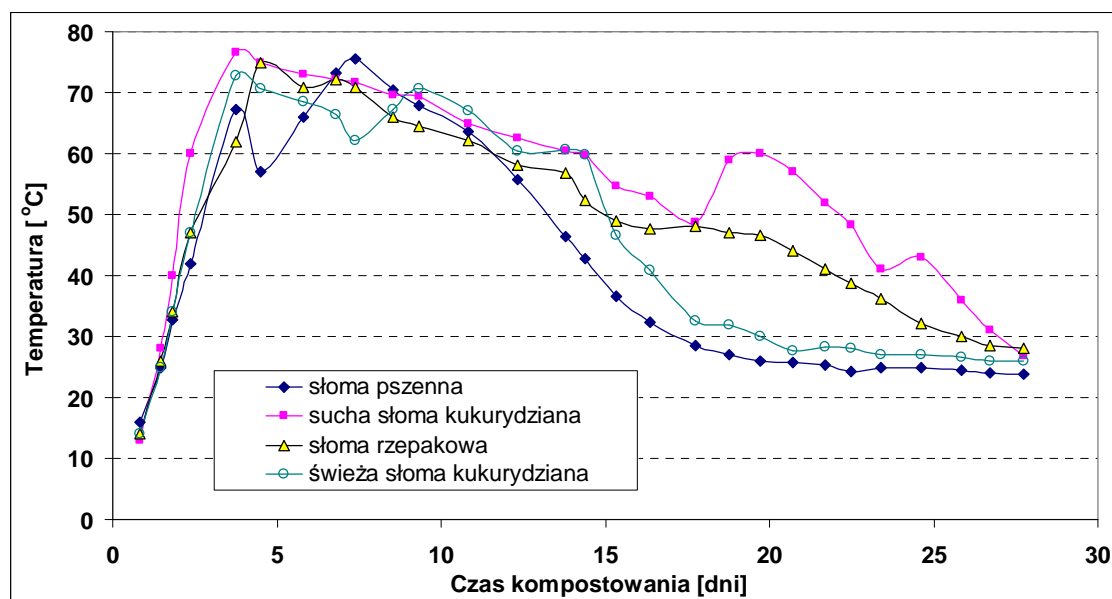
elektrycznego MG-72 (skala 0-1000 ppm) firmy Alter S.A. Dane odczytywano sukcesywnie przy zastosowaniu miernika Metex M3870D.

Badania przeprowadzono na początku 2009 roku w Laboratorium Ekotechnologii w Instytucie Inżynierii Rolniczej Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu.

4. Wyniki badań

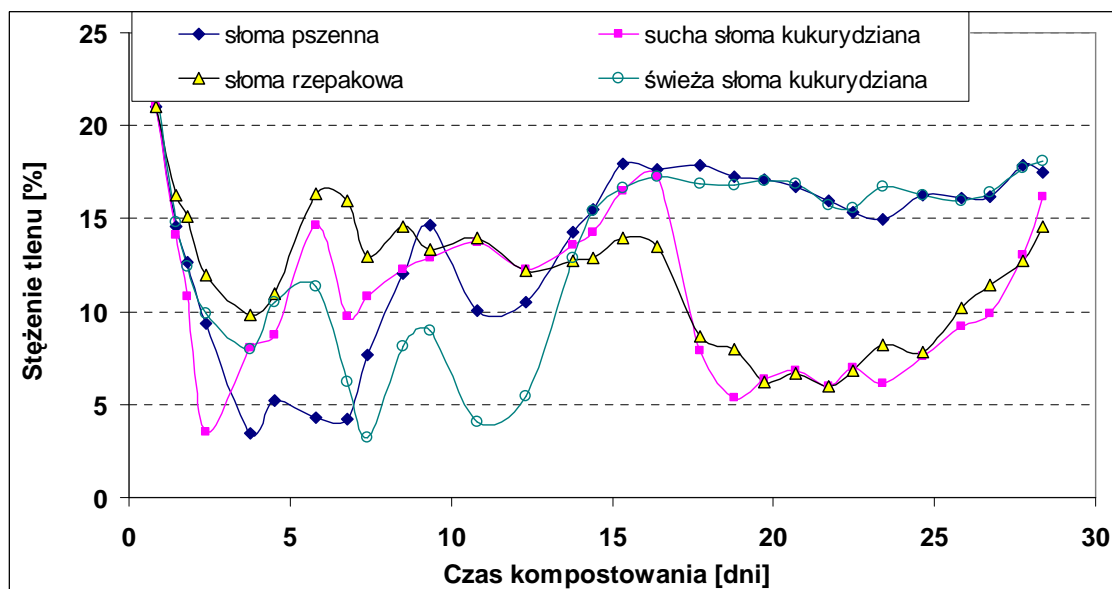
Najprostszym i najlepszym parametrem odwzorującym przebieg procesu kompostowania jest temperatura [11]. W prawidłowo prowadzonym procesie kompostowania następuje bardzo intensywna faza termofilna, której efektem jest gwałtowny wzrost temperatury nawet o kilkadziesiąt stopni w ciągu 2-3 dni [12]. Przebieg temperatury w przeprowadzonym eksperymencie zaprezentowano na rys. 1.

Gwałtowny wzrost temperatury widoczny na rys. 1 wskazuje, że każdy z użytych rodzajów słomy bardzo dobrze spełnił swoją rolę. Wszystkie mieszanki osadu ściekowego, trocin i poszczególnych rodzajów słomy przekroczyły poziom 70°C , który w prowadawstwie uniijnym jest uznawany za niezbędny dla pasteryzacji kompostowanych odpadów [13]. Przy porównaniu przebiegów temperatury okazało się, że mieszanka z najpowszechniej stosowaną do kompostowania słomą zbożową (pszenna) najwolniej nagrzewała się i najszybciej chłodziła, osiągając poziom poniżej 30°C 17. dnia doświadczenia. Nieco dłuższą – o 2 dni - fazę termofilną uzyskano w przypadku mieszanki ze świeżą słomą kukurydzianą. Znaczącą różnicę w przebiegu fazy termofilnej odnotowano analizując szybkość i długość nagrzewania się mieszanek z suchą słomą kukurydzianą i rzepakową. W tych przypadkach faza termofilna trwała znacznie dłużej, gdyż temperaturę 30°C osiągnęły one odpowiednio po 26. i 27. dniach doświadczenia. Przy czym trzeba podkreślić, że jeszcze 20. dnia doświadczenia mieszanka ze słomą kukurydzianą miała temperaturę 60°C .

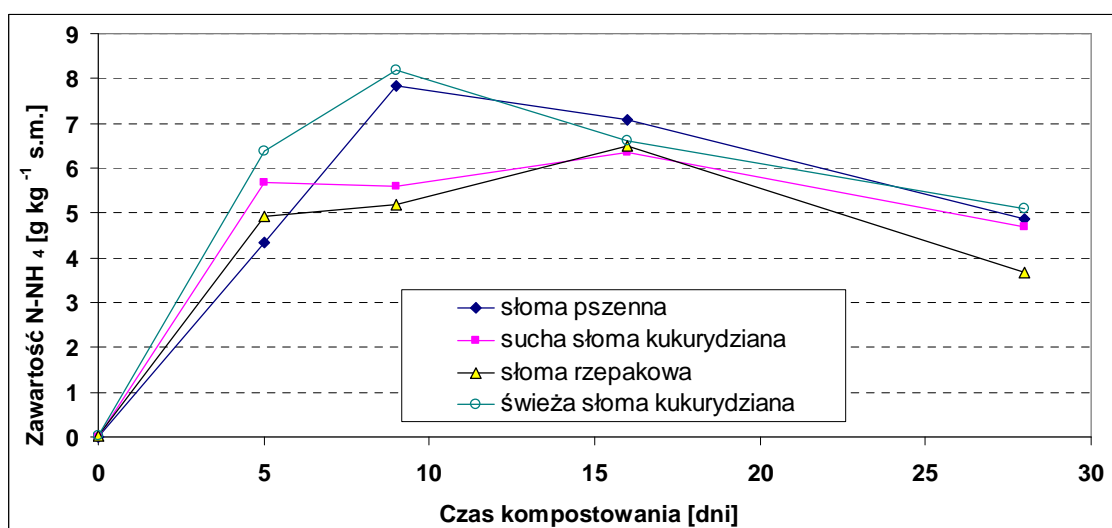


Rys. 1. Przebieg temperatury kompostowanych mieszanek osadów ściekowych

Fig. 1. Temperature changes in composted sewage sludge mixtures



Rys. 2. Zmiany zawartości tlenu w trakcie kompostowania mieszanek osadów ściekowych, słomy i trocin
 Fig. 2. Changes of oxygen content in composted sewage sludge, straws and sawdust mixtures



Rys. 3. Zmiany zawartości azotu amonowego w trakcie kompostowania mieszanek osadów ściekowych
 Fig. 3. Changes of ammonia nitrogen content during sewage sludge mixtures composting

Różnice w przebiegu temperatur dla mieszanek K1 i K4 oraz K2 i K3 znalazły również odzwierciedlenie w zróżnicowanym zapotrzebowaniu na tlen, co obrazuje zestawienie przedstawione na rys. 2.

Okazało się, że w trakcie najbardziej intensywnego nagrzewania się mieszanek we wszystkich (poza słomą rzepakową) zapotrzebowanie na tlen było bardzo duże, bowiem poziom tlenu w powietrzu wydostającym się z komór sięgał sporadycznie poniżej 5%. Tymczasem jest to granica, poniżej której zaczynają się beztlenowe warunki rozkładu materii organicznej, które mogą znacząco zakłócić, a nawet całkowicie zahamować proces kompostowania. W ujęciu 28-dniowym tak duże spadki poziomu tlenu były jednak krótkotrwałe i generalnie procesy rozkładu zachodziły przy wystarczającej dostępności tlenu, wymaganej dla prawidłowego przebiegu procesu kompostowania [10]. Na uwagę zasługuje też znaczące zwiększenie się konsumpcji tlenu w mieszanekach z suchą słomą kukurydzianą i rzepakową między 17. a 24. dniem kompostowania. Wzrost ten był bezpośrednio związany z podwyższoną temperaturą wspomnianych mieszanek w tym samym okresie (rys. 1).

Silny i szybki wzrost temperatury wywołał silne procesy amonifikacji i gwałtowny wzrost zawartości azotu amonowego. Z minimalnej zawartości w świeżej mieszance (słoma, trociny oraz świeży osad ściekowy zawierają śladowe ilości N-NH₄) nastąpił wzrost do ponad 5-8 g·kg⁻¹ s.m. w ciągu 7 dni. Zmiany zawartości N-NH₄ przedstawiono na rys. 3.

Na uwagę zasługuje fakt, że zawartość azotu amonowego w mieszanekach osadów ściekowych, początkowo bardzo niska, wzrastała intensywnie w ciągu pierwszego tygodnia kompostowania, po czym wolno spadała, będąc jednak w końcowym etapie fazy termofilnej na stosunkowo wysokim poziomie rzędu 3,67-5,09 g kg⁻¹ s.m. Był to zupełnie inny przebieg zmian zawartości tej formy azotu niż w przypadku kompostowania obornika [14]. Zawartość N-NH₄ w kompostowanym oborniku spada bowiem gwałtownie w ciągu pierwszych 5-7 dni, a na zakończenie z poziomu nawet od 10 do 12 g·kg⁻¹ s.m. do wartości od 1,2 do 1,4 g·kg⁻¹ s.m. Taka niska końcowa wartość udziału azotu amonowego powoduje, że kompost taki może być rozrzucany na polu nawet pogłównie, bez przyorania, ponieważ nie generuje on

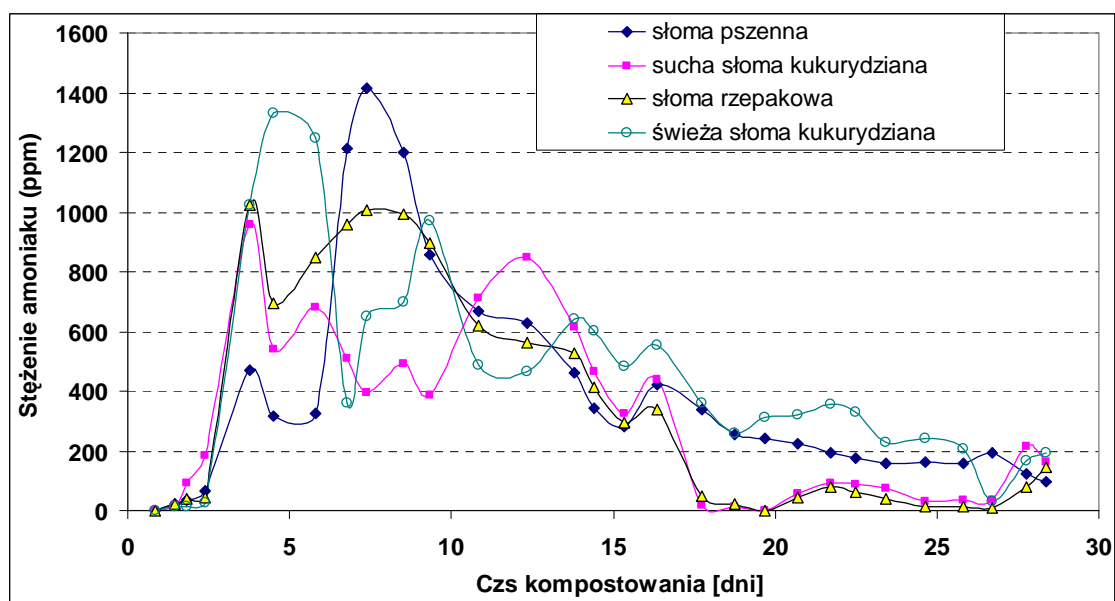
już strat azotu w wyniku emisji amoniaku [11]. Tymczasem kompost uzyskany na bazie mieszanek osadów ściekowych posiadał końcową zawartość $N-NH_4$ na poziomie, który mógł sprzyjać ulatnianiu się amoniaku.

Bardzo duży wzrost zawartości azotu amonowego w początkowej części fazy termofilnej zbiegł się z gwałtownym wzrostem emisji amoniaku z kompostowanych mieszanek, co przedstawiono na rys. 4.

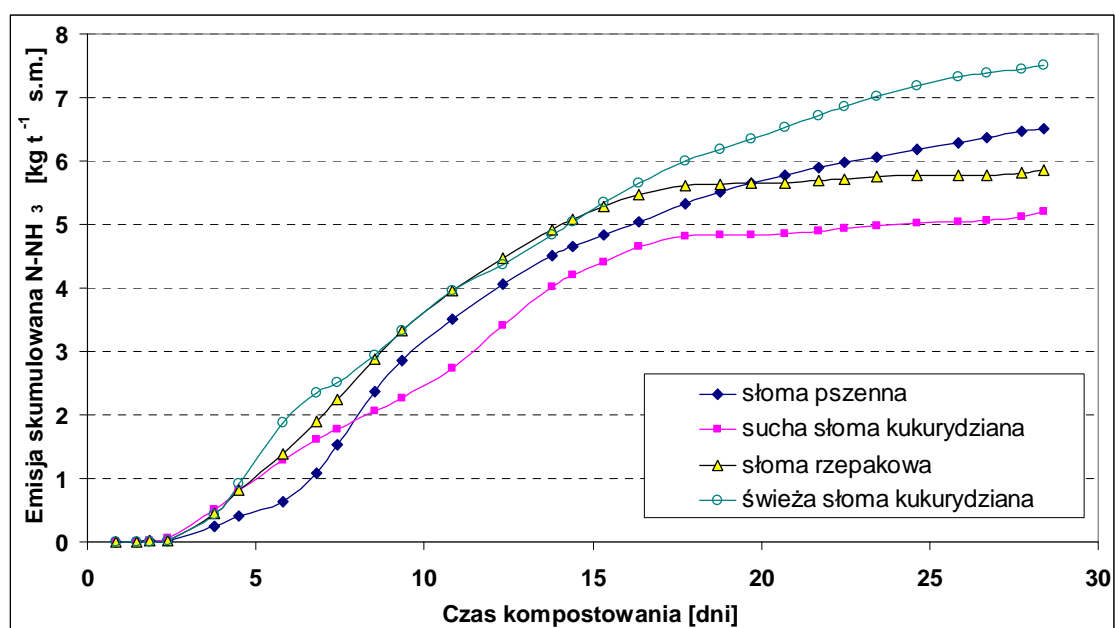
Analiza zmian poziomu stężenia amoniaku wykazała wystąpienie charakterystycznego dla kompostowania osadów ściekowych gwałtownego wzrostu emisji NH_3 zbieżnego w czasie z szybkim wzrostem temperatury. Warto zauważyć, że w doświadczeniu tym emisja była tak duża, iż konieczne było rozcieńczanie strumienia analizowanego powietrza, ponieważ stężenie amoniaku w niektórych ko-

morach przekraczało wartość graniczną (1000 ppm) dla pomiaru przy zastosowaniu czujnika MG-72. Tak wysokie stężenie amoniaku występujące w kompostowanym materiale może być niebezpieczne dla zdrowia. Badania w ramach grantu N N310 2250 33 wykazały jednak, że w warunkach połowych na kompostowni, ze względu na znacznie silniejsze przewietrzanie przyzmy rzeczywiste stężenia amoniaku są znacznie niższe. Spowodowane jest to tym, że większa ilość dostarczonego powietrza w otwartej przyzmy szybciej wypiera amoniak niż w szczelnej komorze bioreaktora z kontrolowanym przepływem powietrza.

Najważniejszym wskaźnikiem porównawczym wielkości strat N w trakcie kompostowania badanych mieszanek jest emisja skumulowana amoniaku przedstawiona na rys. 5.



Rys. 4. Poziom emitowanego amoniaku w czasie kompostowania mieszanek osadów ściekowych
Fig. 4. Emitted ammonia level during composting of sewage sludge mixtures



Rys. 5. Emisja skumulowana amoniaku w czasie kompostowania mieszanek osadów ściekowych
Fig. 5. Cumulated ammonia emission during composting of sewage sludge mixtures

Z zestawienia emisji skumulowanej (rys. 5) wynika, że wzrost strat amoniaku rozpoczął się w okresie najwyższej temperatury kompostowanej masy i był intensywny aż do 15-20 dnia badań. Po tym czasie z wolna stabilizuje się. Najniższe straty azotu w wyniku emisji amoniaku odnotowano w przypadku mieszanki z suchą słomą kukurydzianą (5,19 kg N Mg⁻¹ s.m.). Straty te stanowiły 9,0% początkowej zawartości azotu całkowitego w mieszance przygotowanej do kompostowania. Największe straty w przeliczeniu na jednostkę suchej masy wystąpiły w przypadku mieszanki ze świeżą słomą kukurydzianą (7,52 kg N Mg⁻¹ s.m.), co było wartością o 69% większą niż w przypadku najlepszej mieszanki ze słomą suchą. Ogółem, straty azotu w poszczególnych mieszankach w stosunku do zawartości początkowej wyniosły: słoma rzepakowa – 10,5%, pszena – 11,7% oraz kukurydziana świeża – 13,0%. Jak więc widać, możliwość pozyskania słomy kukurydzianej i jej podsuszenie w okresie przechowywania o ok. 20% może w znaczący sposób zmniejszyć wielkość strat azotu wskutek emisji amoniaku w czasie kompostowania. Na uwagę zasługuje również bardzo korzystny przebieg procesu kompostowania i niskie straty amoniaku w mieszance osadów i słomy rzepakowej, co również sugeruje, że jest ona dobrym materiałem strukturalnym do kompostowania.

Porównując uzyskane wyniki można przypuszczać, że najlepsze wyniki dla mieszanki z podsuszoną słomą kukurydzianą są związane z jej dużą chłonnością i porowatością, która pozwala wchłonąć część azotu amonowego tworzącego się w mieszance. Poza tym prawdopodobnie stwarza ona najlepsze warunki dla rozwoju i namnażania się mikroorganizmów wchłaniających azot amonowy i immobilizujących go w swych komórkach pod postacią białka (azot organiczny).

5. Wnioski

W oparciu o wyniki badań wyprowadzono następujące wnioski:

1. Do kompostowania osadów ściekowych można stosować jako dodatek strukturalny słomę rzepakową i kukurydzianą. Przebieg fazy termofilnej z dodatkiem alternatywnych rodzajów słomy był intensywniejszy w porównaniu do mieszanki ze standardowo stosowaną słomą pszeną.
2. Początkowa zawartość azotu amonowego w mieszance osadów ściekowych, trocin i słomy była znikoma, ale gwałtownie wzrastała wraz z szybkim wzrostem temperatury w czasie fazy termofilnej.
3. Stężenie amoniaku we wnętrzu kompostowanych mieszanek może przekroczyć nawet poziom 1000 ppm i wiąże się ono ze wzrostem zawartości azotu amonowego w badanym materiale.
4. Najniższe straty azotu w wyniku emisji amoniaku zanotowano w mieszance osadu z podsuszoną słomą kukurydzianą (9,0%), a największe w mieszance ze świeżą słomą kukurydzianą (13,0%).
5. Możliwość wdrożenia w praktyce nowej technologii pozyskiwania i przechowywania słomy kukurydzianej mogła-

by z punktu widzenia kompostowni (ale i biogazowni) w znaczący sposób złagodzić nasilający się problem niedoboru biomasy rolniczej w gospodarce.

6. Literatura

- [1] Czekala J., Dach J., Wolna-Maruwka A.: Wykorzystanie bioreaktora do badań modelowych kompostowania osadu ściekowego. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, 2006, T. 6 Zeszyt 2 (18), s. 29-40.
- [2] Obwieszczenie Ministra Gospodarki i Pracy z dnia 1 lipca 2005 r. w sprawie polityki energetycznej państwa do 2025 r.
- [3] Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 14 sierpnia 2008 r. w sprawie szczegółowego zakresu obowiązków uzyskania i przedstawienia do umorzenia świadectw pochodzenia, uiszczenia opłaty zastępczej, zakupu energii elektrycznej i ciepła wytworzonych w odnawialnych źródłach energii oraz obowiązku potwierdzania danych dotyczących ilości energii elektrycznej wytworzonej w odnawialnym źródle energii.
- [4] GUS 2008: Rocznik Statystyczny Rzeczypospolitej Polskiej. ISSN książki 1506-0632, ss. 900.
- [5] Mocek A., Owczarzak W.: Komposty źródłem materii organicznej gleb. Mat. III Ogólnopolskiej Konf. „Planowanie technologii kompostowania osadów ściekowych i innych bioodpadów”. Tarnowo Podgórne 16-17.04.2008.
- [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., Jędrus A., Kin K., Zbytek Z.: Wpływ intensywności napowietrzania na przebieg procesu kompostowania obornika w bioreaktorze. Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering, 2004, vol 49 (1), s. 40-43.
- [8] Wolna-Maruwka A., Czekala J., Dach J.: Dynamika zmian drobnoustrojów w osadzie ściekowym kompostowanym ze słomą. Inżyniera Ekologiczna, 2005, nr 11, s. 195-196.
- [9] Dach J., Niżewski P., Jędrus A., Boniecki P.: Badania wpływu aeracji na dynamikę procesu kompostowania w adiabatyicznym bioreaktorze. Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering, 2007, vol. 52(1), s. 68-71.
- [10] Mustin, M.: Le compost, gestion de la matiere organique. Edition Francois Dubuse, Paris 1987, ss. 947.
- [11] Pagans E., Barrena R., Font X., Sánchez A.: Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature. Chemosphere 2006, nr 62, s. 1534-1542.
- [12] Dach J., Zbytek Z.: Zasady prawidłowego i ekonomicznego racjonalnego kompostowania obornika w gospodarstwach rolnych. Zagadnienia Doradztwa Rolniczego 2007, nr 3/4, Poznań, s. 73-91.
- [13] Amon, B., Amon, T., Boxberger, J. And 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, pp. 209-216.
- [14] Rozporządzenie (WE) No 1774/2002 Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 3 października 2002 roku ustanawiające przepisy zdrowotne związane z ubocznymi produktami zwierzęcymi nie przeznaczonymi do spożycia przez ludzi.
- [15] Dach J., Zbytek Z.: Wpływ wysokobiałkowego żywienia trzody na wielkość emisji amoniaku z kompostowanego obornika. Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering, 2008, vol. 53 (3), s. 48-52.