

TECHNOLOGIE REDUKUJĄCE EMISJE UCIAŹLIWYCH GAZÓW POWSTAJĄCYCH PODCZAS CHOWU ZWIERZĄT GOSPODARSKICH

Anna Smurzyńska¹, Jacek Dach¹, Wojciech Czekala¹

¹ Instytut Inżynierii Biosystemów, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 50, 60-627 Poznań, e-mail: a.smurzynska@gmail.com; jdach@up.poznan.pl

STRESZCZENIE

Podczas produkcji zwierzęcej, która coraz bardziej się rozwija dochodzi do szkodliwych emisji gazowych. Emisje te dotyczą zarówno uciążliwych gazów odorowych jak i cieplarnianych. Powstające związki lotne przyczyniają się również do powstawania kwaśnych deszczów, eutrofizacji zbiorników wodnych i gleb, korozji w budynkach inwentarskich oraz uszkodzenia warstwy ozonowej. Wobec istniejącego problemu szuka się rozwiązań neutralizujących wpływ produkcji zwierzęcej na środowisko. Ponadto podejmuje się liczne działania na drodze żywieniowej oraz rozwiązań technologicznych. Techniki żywieniowe bazują na modyfikacji diety i wymagają stałego monitoringu utrzymywanych zwierząt. Z kolei rozwiązania technologiczne podejmują działania redukcji emisji gazów z budynków inwentarskich oraz podczas gospodarki odchodami zwierzęcymi. Proponowane sposoby utylizacji gnojowicy przynoszą zróżnicowane efekty jeśli chodzi o redukcję niebezpiecznych gazów. Wymagają one wdrożenia dodatkowych działań prowadzących między innymi do właściwego zagospodarowania odchodów zwierzęcych.

Słowa kluczowe: gazy cieplarniane, gazy odorowe, gnojowica.

TECHNOLOGIES TO REDUCE EMISSIONS OF NOXIOUS GASES RESULTING FROM LIVESTOCK FARMING

ABSTRACT

During the animal production, which is increasingly expanding, it comes to harmful gas emissions. These emissions relate to both greenhouse and odorous gases emissions. The resulting volatile compounds also contribute to the formation of acid rain, eutrophication of water aquens and soils, corrosion in livestock buildings and damage of the ozone layer. Considering the existing problem, solutions neutralizing the impact of animal production on the environment, are being looked for. Moreover, numerous activities in the way of nutritional and technological solutions are undertaken. Nutritional techniques are based on diet modification and require continuous monitoring of livestock animals. On the other hand, technological solutions are taking action to reduce emissions of gases from livestock buildings and slurry management. The proposed ways of disposing slurry result in different effects in terms of reduction of dangerous gases. They require the implementation of additional actions leading, among other things, to the proper animal waste disposal.

Keywords: greenhouse gases, odorous gases, slurry.

WSTĘP

Rozwój intensywnej produkcji zwierzęcej niesie za sobą wiele skutków ekologicznych. Zaspokojenie potrzeb żywnościowych bogacącego się społeczeństwa przyczyniło się również do zagrożenia środowiska naturalnego [Gołaś, Kozera 2008]. Na obszarze farm przemysłowych dochodzi do produkcji ogromnych ilości odcho-

dów zwierzęcych, które są źródłem emisji gazów odorowych oraz cieplarnianych [Marszałek i in. 2011]. Gazy te również emitowane są przez zwierzęta na skutek zachodzących procesów podczas trawienia pokarmu [Rabajczyk 2009]. Wobec powyższego wdrażane są rozwiązania przyczyniające się do redukcji emisji tych gazów. Proponuje się podjęcie działań na poziomie doboru odpowiednich składników odżywczych, które za-

spokoją energetyczne zapotrzebowanie zwierząt oraz redukcję gazów, szkodliwych dla środowiska. Kolejnym rozwiązaniem jest podjęcie racjonalnej gospodarki gnojowicy, która powstaje ze względu na bezściółkowy system utrzymania zwierząt podczas intensywnej produkcji [Myczko i in. 2002, Kolasa-Węcek 2011]. Emisja gazów odorowych oraz cieplarnianych zachodzi już w budynkach inwentarskich w kanałach gnojowych oraz podczas magazynowania w zbiornikach. Wobec czego dodatkowa obróbka odchodów zwierzęcych jest konieczna. Gazy odorowe wynikające z chowu zwierząt gospodarskich są uciążliwe dla lokalnej społeczności, co często przesądza na możliwości utworzenia takiej fermy. Jest to również poważny problem dla osób obsługujących budynki inwentarskie. Gazy te przyczyniają się do uszkodzenia skóry, oczu oraz układu oddechowego, a w wysokich stężeniach powodować mogą nawet śmierć. Odory przyczyniają się również do złego samopoczucia zwierząt, co objawia się m. in. poprzez obniżenie wydajności mlecznej krów. Emisja amoniaku i siarkowodoru do atmosfery odpowiada za powstawanie kwaśnych deszczów, eutrofizację zbiorników wodnych i gleb oraz korozję w budynkach inwentarskich [Sapek 1995]. Z kolei emisje gazów cieplarnianych powodują uszkodzenie warstwy ozonowej oraz efekt cieplarniany.

METODY ŻYWIENIOWE

Sposobem neutralizacji wpływu chowu zwierząt gospodarskich i odchodów zwierzęcych na środowisko naturalne jest manipulacja dietą. Podawanie zwierzętom paszy w nadmiernej ilości nie przynosi oczekiwanego wzrostu wydajności produkcji zwierzęcej, lecz skutkuje wydalaniem nadmiernej ilości substratów z odchodami. Celem zarządzania dawkami paszowymi zwierząt jest zmniejszenie zawartości składników odżywczych, które są wydalane z odchodami oraz większym ich przyswajaniu przez organizm zwierząt i przetwarzaniu na mięso lub mleko. Wykorzystanie tych składników zależy przede wszystkim od gatunku zwierząt, od rodzaju i ilości zadawanej paszy oraz od aktywności zwierząt. Jeśli chodzi o wykorzystanie azotu to wynosi ona w granicach 13–28% w przypadku krów mlecznych i 4–10% dla bydła mięsnego. Wykorzystanie substratu zależy również od wieku zwierząt – w przypadku świń ilość zatrzymanego azotu waha się od

18% w przypadku prosiąt, do 47% w przypadku warchlaków. Ważna jest również faza cyklu rozrodczego: więcej azotu jest zatrzymywane przez lochy w okresie laktacji niż w okresie pozalaktacyjnym [Pietrzak 2012].

Sposobem redukcji emisji gazów podczas chowu zwierząt jest opracowanie dawek pokarmowych, precyzyjnie dopasowanych do wymagań z uwzględnieniem ich różnych faz cyklu rozrodczego. Zróżnicowanie i pogrupowanie zwierząt na podstawie ich wymagań pokarmowych umożliwia dokładne obliczanie indywidualnych dawek.

W celu ograniczenia zagrożenia wynikającego z emisji gazów, na poziomie odżywiania zwierząt jest defaunizacja żołądka, czyli zmniejszenie liczebności mikroflory bakteryjnej. Powstawanie gazów poprzedzone jest licznymi procesami jakie zachodzą podczas trawienia. Zajście odpowiednich procesów uwarunkowane jest obecnością odpowiednich mikroorganizmów, które aktywnie działają podczas metanogenezy, której produktem jest metan. Podjęto wobec tego również próby określenia stanu fizjologicznego żywca na intensywność przebiegu procesu fermentacji [Hegarty 1999]. Jak pokazują podjęte badania w wyniku defaunizacji żywca dochodzi do redukcji emisji metanu na poziomie 20–50% w zależności od składu diety [Whitelaw i in. 1984, Itabashi 2001, Van Nevel, Demeyer 1996].

Żywniowym sposobem redukcji emisji gazów jest również stosowanie dodatków paszowych, które pełnią funkcje jonoforów. Poprawiając efektywność wykorzystania paszy przyczyniają się między innymi do redukcji emisji metanu, o czym wspomina Mathisson i in. [1998]. Należy jednak dodać, że stosowanie substancji chemicznych czy antybiotyków wpływa po pierwsze na zdrowie zwierząt, a w konsekwencji również na zdrowie człowieka. Dlatego stosowanie tych substancji w aspekcie ochrony środowiska nie jest uzasadnione właściwie.

Do pasz dodaje się również enzymy, a o ich skuteczności świadczą m.in. badania Jerocha, podczas których dodatek fitazy zwiększa przyswajalność fosforu z 21 do 34%, a jego wydalanie zmniejsza o 25–50%, co potwierdzili również Knowlton i in. [Jeroch 1995, Knowlton i in. 2007]. Kolejny przykład redukcji substancji pokarmowych w odchodach to dodatek egzogennych aminokwasów do paszy tuczników (zastosowanie dodatku lizyny, metioniny i treoniny) oraz zmniejszenie ilości białka ogólnego w dawce pokarmowej, co spowodowało zmniejszenie o

30% ilości wydalanego azotu w porównaniu grupą kontrolną [Potkański, Sapek 1997]. Badania nad wpływem diety niskobiałkowej w żywieniu trzody chlewnej na emisję amoniaku przeprowadzone przez Dacha i Zbytkę wykazały również niższą emisję badanego gazu [2008].

Kolejnym rozwiązaniem jest zwiększenie populacji bakterii utleniających powstały metan w żołądku przeżuwaczy [Valdez i in. 1996].

Stosowane techniki na poziomie żywieniowym mają na celu poprawić wydajność przyswajania związków pokarmowych, co zmniejszy ich zawartość w wydalanych odchodach.

W celu poprawy efektywności wykorzystania składników odżywczych wszystkie komponenty paszowe, wymagają starannego zarządzania nimi, analizy zawartości składników pokarmowych i wartości odżywczej, w celu ograniczenia wydalania ich wraz z odchodami.

METODY TECHNOLOGICZNE

Na skutek zachodzących przemian biologicznych dochodzi do emisji gazów odorowych i cieplarnianych podczas chowu zwierząt gospodarskich. Emisje zależą przede wszystkim od: koncentracji i rodzaju produkcji zwierzęcej, systemu utrzymania zwierząt oraz strefy klimatycznej. Źródłem emisji gazów są również odchody zwierzęce, wobec czego emisje te zależą również od gospodarki nawozami naturalnymi oraz od mikroklimatu wewnątrz obiektów [Czekała 2015, Romaniuk i in. 2009]. Są to czynniki, które należy zoptymalizować w celu ochrony środowiska naturalnego.

Redukcja emisji gazów z budynków inwentarskich

Emisja uciążliwych gazów odorowych jak i cieplarnianych zachodzi w budynku inwentarskim [Mielcarek 2012]. Zwierzęta emitują ciepło, parę wodną oraz gazy: głównie metan i dwutlenek węgla. Kolejnym źródłem emisji gazów w budynkach inwentarskich są odchody zwierzęce i ściółka [Czekała i in. 2014 a]. W celu ograniczenia emisji gazowych proponuje się częste usuwanie gnojowicy z kanałów gnojowych oraz wymianę ściółki. Redukcję gazów uzyskuje się między innymi poprzez stosowanie dodatków do ściółki oraz odchodów [Heber i in. 2000, Myczko 2004], które ograniczają proces fermentacji substancji organicznych. Dostępne na rynku produkty wiążą

między innymi azot poprzez działalność mikroorganizmów [Hendriks i in. 1997, Słobodzian-Ksenicz, Kuczyński 2007].

W budynkach inwentarskich instalowane są systemy mechanicznej wentylacji, które są odpowiedzialne za prawidłową wymianę powietrza. Często są to systemy z rekuperacją ciepła. Nieprawidłowo działająca wentylacja przyczynia się do obniżenia wydajności produkcyjnej przez zwierzęta [Ngwabie i in. 2011]. Myczko i Kołodziejczyk zainstalowali dodatkowo biofiltry pozwalające na redukcję amoniaku [Myczko, Kołodziejczyk 2008]. Przeprowadzone zostały również badania z instalacją gruntowego wymiennika ciepła, które potwierdzają słuszność ich stosowania w budynkach inwentarskich poprawiające warunki wewnątrz budynku [Dyjakon 2013].

Redukcja emisji gazów podczas gospodarki nawozami naturalnymi

Właściwości nawozowe gnojowicy sprawiają, że wymaga ona racjonalnego zagospodarowania. Odpowiednie wykorzystanie gnojowicy do nawożenia pól sprowadza się do stosowania jej w odpowiednich okresach agrotechnicznych, ale również wymaga właściwego magazynowania. Muszą być to komory zamknięte, uniemożliwiające emisję gazów do atmosfery.

Warto nadmienić, że w celu ochrony środowiska naturalnego podejmuje się dodatkowe działania, które zneutralizują jej szkodliwy wpływ na środowisko. Wyróżnia się szereg sposobów zmierzających do utylizacji gnojowicy, wśród których można wymienić stosowanie dodatków chemicznych, mikroorganizmów, tworzenie warunków beztlenowych lub dodatkowe napowietrzanie jej. Inne techniki to stosowanie zakwaszaczy, adsorberów emitowanych gazów, chłodzenie gnojowicy, czy podział na frakcje umożliwiające dostateczne wykorzystanie jej właściwości.

Pokrywy podczas magazynowania gnojowicy

W celu zredukowania emisji gazów podczas magazynowania gnojowicy wykorzystuje się komory zamknięte, jednak koszt takich komór jest znaczny, wobec czego stosuje się inne, alternatywne rozwiązania. Materiałem do pokrycia wierzchniej warstwy gnojowicy w zbiorniku są granulaty np. perlit, zeolit, stosowane są również siewki, różne oleje, folia z tworzywa sztucznego, torf oraz inne materiały unoszące się na powierzchni gnojowicy. Badania literaturowe wska-

zują na różną efektywność stosowania pokryć, w redukcji emisji gazów odorowych osiągającą poziom nawet 90%. Z tym, że pokrywy zastępcze wykazują różne właściwości, m.in. podczas homogenizacji gnojowicy (różna czas flotacji), ponadto m.in. sieczka słomy wpływa na obniżenie emisji amoniaku, podczas gdy powoduje wzrost emisji podtlenku azotu [Hörnig i in. 1999, Portejoia i in. 2003, Berg i in. 2006].

W celu zredukowania emisji gazowych podczas zagospodarowania gnojowicy wykorzystuje się adsorbent, które stosowane są w celu pochłaniania w szczególności gazów odorowych. Właściwości sorpcyjne wykazują naturalne polimery tj. celuloza, lignina, chityna, skrobia. Wobec czego wykorzystywanymi w badaniach adsorbentami organicznymi pochodzenia roślinnego są: trociny, kora, torf, słoma, owocowe wytloki, kompost [Wieczorek, Stężyła 2004, Wieczorek, Stężyła 2005, Wieczorek 2006, Wieczorek 2007]. Badania przeprowadzone przez Wieczorka wykazują, że kora sosnowa okazuje się najlepszym naturalnym adsorbentem, który dodatkowo może zostać wykorzystany do kompostowania [Wieczorek 2009]. Z kolei organicznymi adsorbentami są między innymi węgiel aktywny, krzemiany, glinokrzemiany, żel krzemionkowy oraz zoolity. Skuteczność adsorpcji tych materiałów również jest sprawdzona i skuteczność sorpcyjna zróżnicowana, uzależniona od frakcji, zawartości substancji organicznej, co pokazują przeprowadzone badania.

Uzdatnianie gnojowicy

Stosowane dodatki do odchodów zwierzęcych zawierają substancje chemiczne lub biologiczne. Mają one na celu wywołanie reakcji chemicznych, które zmieniają właściwości odchodów. Powodują one m.in.: redukcję odorów, redukcję emisji gazów cieplarnianych, zmianę właściwości fizycznych odchodów ułatwiając np. proces transportu, magazynowania. Innym celem stosowania różnych dodatków to zwiększenie wartości nawozowej odchodów oraz stabilizacja mikroorganizmów chorobotwórczych.

W celu ograniczenia emisji gazowych stosuje się zakwaszacze, które pozwalają zredukować emisję amoniaku. Obniżenie pH gnojowicy za pomocą np. kwasu siarkowego pozwala na redukcję emisji gazu. Badania przeprowadzone przez Kai i in. wykazały redukcję amoniaku o 70% z budynku inwentarskiego, mniej niż 10% redukcji uzy-

skano podczas magazynowania gnojowicy i 67% podczas aplikacji gnojowicy jako nawozu [Kai i in. 2008]. Podobne wyniki redukcji na poziomie 70-85% emisji gazu uzyskano w innych badaniach przy zastosowaniu kwasu siarkowego (IV) uzyskując pH 5,5 badanej gnojowicy [Stevens i in. 1989, Frost i in. 1990]. Zakwaszenie powoduje również obniżenie emisji metanu i podtlenku azotu [Berg i in. 2006]. Stosowanie tej technologii uznane jest jako Najlepsza Dostępna Technologia (Best available technology – BAT) w Danii [Kai i in. 2008]. Doświadczenie przeprowadzone przez Wang i in. pokazuje wpływ zakwaszania gnojowicy do poziomu pH 6,5 oraz 5,5 [2014]. Wyniki wskazują redukcję metanu i amoniaku odpowiednio 80,8% i 40,2% przy pH 5,5. Przy wyższym pH, zaobserwowano obniżenie emisji amoniaku o 31,2%, z kolei nie wpłynęło ono znacznie na zmianę emisji metanu i siarkowodoru. Zakwaszenie gnojowicy wywiera również wpływ na emisję siarkowodoru. Obniżenie pH gnojowicy sprzyja emisji kwaśnych gazów tworzących słabe, takie jak H_2S i CO_2 . Ponadto, stosując do zakwaszenia kwas siarkowy (IV) może przyczynić się do zwiększenia stężenia siarki nieorganicznej w gnojowicy, co skutkuje zwiększeniem emisji siarkowodoru. Jednakże, zakwaszenie spowodowane niskim pH może również hamować działania bakterii w zawieszynie i ograniczają redukcję siarczynu [Eriksen i in. 2008].

Jako dodatki mające na celu zredukować emisje gazów do gnojowicy stosuje się również środki biologiczne, czyli stosowanie odpowiednich enzymów, ale również bakterii, czego odpowiednim przykładem są Efektywne Mikroorganizmy (EM). Koncepcja EM została opracowana przez prof. Teruo Higę z Uniwersytetu na Okinawie w Japonii. Kompozycje mikroorganizmów o probiotycznych właściwościach to wielka szansa na rozwój i powszechną obecność rolnictwa zrównoważonego. Preparat EM jest stosowany w celu neutralizacji odorów, emisji gazowych, ale również degradacji licznych patogenów. Jak podkreśla Wroński i in. dodatek EM okazuje się skuteczny jeśli chodzi o higienizację gnojowicy bydłowej [2010]. Z kolei jeśli chodzi o wpływ dodatku EM na właściwości nawozowe gnojowicy nie odnotowano korzystnego oddziaływania zastosowanego preparatu, podobnie opisuje skuteczność działania EMów Dach i in., przy zastosowaniu preparatu w procesie kompostowania [2009]. Wobec czego skuteczność działania tego preparatu jest dyskusyjna.

Magazynowanie gnojowicy w warunkach tlenowych i beztlenowych

Podczas utylizacji gnojowicy można wykorzystać również jej potencjał [Czekała i in. 2014 b]. A mianowicie magazynowanie odchodów prowadzi do emisji gazów cieplarnianych, głównie metanu, który może być gazem celowo uzyskiwanym. Potencjał biogazowy gnojowicy został odkryty w 1808 r. przez Humphrey'a Davy'ego. Powstawanie metanu w warunkach kontrolowanych z gnojowicy odbywa się w biogazowniach [Czekała i in. 2012]. Jest to jeden ze sposobów jej zagospodarowania. Fermentacja jest powszechnie wykorzystywana w Niemczech, Austrii i Danii jako proces pozwalający na utylizację gnojowicy [Lentz i in. 2007, Raven, Gregersen 2007, Weiland 2010]. Beztlenowa utylizacja jest uważana za technikę przyczyniającą się do redukcji emisji gazów cieplarnianych do środowiska [Clemens i in. 2006, Kaparaju, Rintala 2011, Holm-Nielsen i in. 2009].

Właściwości gnojowicy sprawiają, że jest pożądanym substratem w mieszance fermentacyjnej. Wynika to z m. in. jej właściwości buforujących. Wysoki stan uwodnienia sprawia, że jest substratem pełniącym funkcję rozcieńczającą mieszkankę fermentacyjną [Owczuk i in. 2014]. Potencjał biogazowy jaki wykazuje gnojowica sprawia, że wymaga innych substratów zwiększających produkcję biogazu w celu zapewnienia wydajności procesu, co potwierdzają licznie przeprowadzone badania [Steffen i in. 2000, Vega i in. 2014, Weiland i in. 2004]. Innym rozwiązaniem jest sedymentacja gnojowicy, która pozwala rozdzielić gnojowicę na dwie frakcje. Gęsta część, w której zawarta jest materia organiczna gnojowicy stanowi substrat mieszanki fermentacyjnej. Z kolei część ciekła może zostać wykorzystana

jako woda technologiczna, co jest korzystne na obszarach, gdzie występują jej niedobory [Masse Masse'a, Pellerin 2007]. Tak wykonana obróbka gnojowicy po pierwsze przyczynia się do łatwiejszego transportu substratu do biogazowni oraz do niższych nakładów energetycznych związanych z utrzymywaniem temperatury w komorze fermentacyjnej. Nakłady energetyczne związane z utrzymaniem temperatury podczas fermentacji gnojowicy pochłaniają 1/3 wytworzonej energii podczas fermentacji mezofilowej [Bohn i in. 2007]. Wobec czego wykorzystanie gnojowicy jako monosubstratu staje się nie opłacalne bowiem wymaga ona komór fermentacyjnych o dużej objętości zasilanych wysokim potencjałem energii [Deng i in. 2012].

Wykorzystanie gnojowicy jako substratu w biogazowniach jest korzystnym rozwiązaniem, powoduje uzyskanie energii odnawialnej, zapobiega emisji gazów cieplarnianych oraz odorów do atmosfery na poziomie 80–90% [Pilarska i in. 2014]. Podczas procesu fermentacji zarówno mezofilowej jak i termofilowej temperatura kształtuje się odpowiednio w granicach 30–42°C i 48–56°C, co powoduje obumieranie organizmów patogennych, ale również uszkodzenie termiczne diaspor chwastów, o czym mówią w swoich badaniach Piechota i in. [Piechota i in. 2012]. Pulpą pofermentacyjna wykazuje lepsze właściwości nawozowe a jeżeli surowa gnojowica. Zawiera wyższą zawartość związków mineralnych, co wynika z faktu stosowania gnojowicy z innymi substratami, o wyższej zawartości suchej masy organicznej. Fermentacja metanowa powoduje również wzrost o 20% azotu w postaci azotu amonowego, który jest łatwo przyswajalny przez rośliny [Margel 2004]. Wobec powyższego wykorzystanie gnojowicy jako substratu w biogazowniach przy-



Rys. 1. Zamknięty zbiornik magazynujący gnojowicę (J. Dach)
Fig. 1. Closed slurry storage tank (J. Dach)

nosi zyski energetyczne z zachodzącego procesu przyczyniając się do ograniczenia zużycia paliw kopalnianych, poza tym powstająca pulpa pofermentacyjna przyczynia się do obniżenia zużycia nawozów mineralnych [Chynoweth i in. 2001].

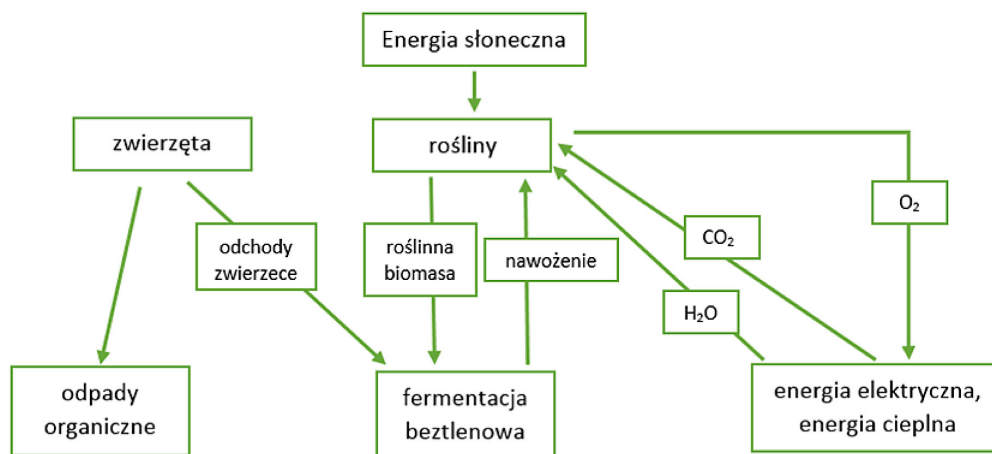
Kolejną technologią obróbki gnojowicy jest jej napowietrzanie. Technologia ta pozwala na neutralizację odorów oraz uniemożliwia powstawanie metanu. Powietrze doprowadzane do gnojowicy rozpoczyna tlenowy rozkład substancji odżywczych. Procesowi towarzyszy wydzielanie ciepła, co świadczy o napowietrzaniu bakterii i grzybów, zużywających tlen podczas rozmnażania. Na skutek intensywnie zachodzących procesów zawartość suchej masy maleje. Proces napowietrzania eliminuje powstawanie metanu, jednakże dochodzi do emisji innego gazu cieplarnianego jakim jest ditlenek węgla, który jest produktem aktywności bakterii tlenowych. Zauważa się również wyższą emisję amoniaku [Béline 2004] oraz zużycie energii. Napowietrzanie odchodów zwierzęcych pozwala również na zajęcie procesu nityfikacji na początku napowietrzania i denityfikacji pod koniec trwania procesu w konsekwencji czego powstaje podtlenek azotu [Molodovskaya i in. 2008]. Zmniejszenie emisji gazu zaobserwowano podczas napowietrzania, które przerywano [Béline, Martinez 2002, Osada i in. 1995].

Inne technologie obróbki gnojowicy

W ograniczeniu uciążliwości odorowej gnojowicy wykorzystano ozonowanie - proces, który jest powszechnie stosowany do ograniczania odorów z wody oraz ścieków [Hoigné, Bader 1983, Ternes 2003]. Badania przeprowadzone przez

Bildsoe i in. wykorzystują proces ozonowania gnojowicy [Bildsoe i in. 2012]. Zastosowana technologia okazała się skuteczna w przypadku redukcji siarkowodoru, jednak uzyskana redukcja była krótkotrwała, inne badania potwierdzają uzyskane wyniki [Liua i in. 2011, Wu i in. 1999]. Natomiast, w badaniach przeprowadzonych przez Bildsoe i in. w przypadku emisji amoniaku redukcji tego gazu nie uzyskano, odczytano wzrost emisji, co było spowodowane wzrostem pH w części kożucha gnojowicy. Wobec czego wzrost emisji amoniaku podczas ozonowania gnojowicy jest czynnikiem ograniczającym stosowanie tego procesu.

W celu właściwego wykorzystania potencjału gnojowicy w danych technologiach zagospodarowania oraz ograniczenia jej szkodliwego wpływu na środowisko dokonuje się jej rozdziału na frakcje [Melse, Verdoes 2005]. Frakcja ciekła może zostać wykorzystana jako nawóz, może zostać zmagazynowana i wykorzystana do zraszania pól lub zostać poddana dodatkowym procesom oczyszczania i służyć jako woda technologiczna do mycia pomieszczeń inwentarskich. Z kolei frakcja stała może służyć jako substrat w kompostowaniu lub może zostać użyta do procesu fermentacji metanowej w biogazowni [Burton 2007]. Jedną z technik rozdziału gnojowicy na frakcje jest sedymentacja oraz filtracja ciśnieniowa, które jak podkreśla Marszałek i in. okazują się efektywne z punktu ekonomicznego, poza tym frakcja stała zawiera wysoki poziom substancji mineralnej [2012]. Innym sposobem rozdziału na frakcje gnojowicy jest wykorzystanie substancji chemicznych. Wykorzystywana flokulacja oraz koagulacja jest procesem znacznie szybszym niż procesy mechaniczne.



Rys. 2. Schemat wykorzystania odpadów biodegradowalnych w procesie fermentacji metanowej [Al Seadi 2002]
Fig. 2. Diagram of the use of biodegradable waste methane fermentation process [Al Seadi 2002]

Parametrem wpływającym na emisję gazów z gnojowicy jest temperatura [Gustafsson i in. 2005]. Wobec czego stosuje się układy ochładzające nawóz naturalny podczas przechowywania. Instalację obniżającą temperaturę gnojowicy są stosowane już podczas spływu gnojowicy z budynków inwentarskich za pomocą wymiennika ciepła jaki jest instalowany w podłodze pod rusztami. Badania pokazują, że schładzanie gnojowicy poprzez wykonaną instalację na głębokiej ściółce przyczynia się do redukcji emisji amoniaku, podtlenku azotu oraz metanu [Rzeźnik 2013]. W swoich badaniach skuteczność schładzania gnojowicy opisał również Andersson, który wykazał redukcję emisji amoniaku na poziomie 47% [Andersson 1988]. Przy zastosowaniu wymiennika ciepła umieszczonego na głębokości 0,06 m z rozstawem 0,27 m w dnie kanału do spływu gnojowicy, co pozwalało uzyskać temperaturę dna kanału od 9-5°C. Badania dotyczące redukcji emisji amoniaku spowodowane obniżeniem temperatury z powodzeniem zostały przeprowadzone również m. in. przez Carlsson'a i Nilsson'a [Carlsson, Nilsson 1999].

WNIOSKI

Zauważa się problem podczas chowu zwierząt, wynikający z emisji gazów odorowych i cieplarnianych. Przeciwdziałając destrukcyjnym wpływom gazów na środowisko naturalne podejmuje się szereg działań. Znaczne emisje spowodowane są nieodpowiednio zbilansowaną dietą. Dostosowuje się skład podawanej paszy uwzględniającej zapotrzebowanie energetyczne, okres rozwoju oraz sposób utrzymania zwierząt, co pozwala obniżyć emisje gazowe. Powstające gazy neutralizowane są również w budynkach inwentarskich oraz podczas zagospodarowywania odchodów zwierzęcych. Działania te sprowadzają się do unowocześnienia budynków inwentarskich w systemy mechanicznej wentylacji pozwalającej zachować właściwy mikroklimat. Stosuje się również produkty biologiczne i chemiczne pozwalające zwolnić a nawet zahamować przemiany biologiczne w odchodach zwierzęcych w kanałach gnojowych, zbiornikach magazynujących oraz w ściółce. Proponowanym zamiennikiem kosztownych komór zamkniętych magazynujących gnojowicę są pokrywy. Wykorzystywanym materiałem są różne frakcje skał, ale również materiały biodegradowalne. Nowoczesna obróbka

odchodów zwierzęcych proponuje napowietrzanie, które neutralizuje odory, wykorzystuje się również ozonowanie. Wykorzystuje się również potencjał gnojowicy, która jest najczęściej podstawowym substratem mieszanki fermentacyjnej w biogazowniach lub też odzyskuje się ciepło poprzez instalację wymienników, co również skutecznie przyczynia się do redukcji emitowanych gazów. Podejmowane techniki podczas magazynowania gnojowicy pozwalają na racjonalną gospodarkę, przyczyniając się do ochrony środowiska naturalnego.

LITERATURA

1. Al Seadi, T., 2002. Quality management of AD residues from biogas production. IEA Bioenergy, Task 24 – Energy from Biological Conversion of Organic Waste.
2. Andersson M., 1988. Reducing ammonia emission by cooling manure in manure culverts. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 51, 73–79.
3. Béline F., Martinez J., 2002. Nitrogen transformations during biological aerobic treatment of pig slurry: effect of intermittent aeration on nitrous oxide emissions. *Bioresource Technology*, Volume 83, Issue 3, 225–228.
4. Berg W., Brunsch R., Pazsiczki I., 2006. Greenhouse gas emissions from covered slurry compared with uncovered during storage. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 112, 129–134.
5. Béline F., 2004. Reduction of methane emissions during storage of slurry using aeration. A. Weiske (Ed.), *Greenhouse Gas Emissions from Agriculture, Mitigation Options and Strategies*, International Conference 10–12 February 2004, Leipzig, Germany, 2004, 290–291.
6. Bildsoe P., Adamsen A.P.S., Feilberg A., 2012. Effect of low-dose liquid ozonation on gaseous emissions from pig slurry. *Biosystems Engineering*, 113.
7. Bohn I., Bjornsson L., Mattiasson B., 2007. The energy balance in farm scale anaerobic digestion of crop residues at 11–37°C. *Process Biochem*, 42 (1), 57–64.
8. Burton C.H., 2007. The potential contribution of separation technologies to the management of livestock manure. *Livestock Science*, 112(3), 208–216.
9. Carlsson A., Nilsson O., 1999. Ammoniakemissioner vid kylning av gödsel i gödselkylvert. *Examensarbete inom lantmästarprogrammet*, 99–13.
10. Chynoweth D.P., Owens J.M., Robert L., 2001. Renewable methane from anaerobic digestion of biomass. *Renew Energy*, 22, 1–8.

11. Clemens J., Trimborn M., Weiland P., Amon B., 2006. Migration of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 112, 171–177.
12. Czekąła W., 2015. Stan aktualny i tendencje rozwoju w gospodarce nawozami naturalnymi w Polsce. *Archiwum Gospodarki Odpadami i Ochrony Środowiska*, 17(1), 39–46.
13. Czekąła W., Dach J., Janczak D., Lewicki A., Rodriguez Carmona P.C., Witaszek K., Mazur R., 2014 a. Porównanie tlenowej i beztlenowej technologii zagospodarowania obornika świńskiego w różnych warunkach pogodowych. *Archiwum Gospodarki Odpadami i Ochrony Środowiska*, 16(2), 19–32.
14. Czekąła W., Lewicki A., Janczak D., 2014 b. Problemy zasad klasyfikacji odpadów organicznych. *Przegląd Prawa Ochrony Środowiska*, nr 3, 117–128.
15. Czekąła W., Pilarski K., Dach J., Janczak D., Szymańska M., 2012. Analiza możliwości zagospodarowania pofermentu z biogazowni. *Technika Rolnicza Ogrodnicza Leśna*, nr 4, 13–15.
16. Dach J., Wolna-Maruwka A., Zbytek Z., 2009. Wpływ dodatku efektywnych mikroorganizmów (EM) na przebieg procesu kompostowania i wielkość emisji gazowych. *J. Res. Appl. Agric. Eng.*, 54(3), 49–54.
17. Dach J., Zbytek Z., 2008. Wpływ wysokobiałkowego żywienia trzody na wielkość emisji amoniaku z kompostowanego obornika. *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering*, Vol. 53(3), 48–52.
18. Deng L., Chen Z., Yang H., Zhu J., Liu Y., Long Y., Zheng D., 2012. Biogas fermentation of swine slurry based on the separation of concentrated liquid and low content liquid. *Biomass and Bioenergy*, Volume 45, 187–194.
19. Dyjakon A., 2013. Wykorzystanie gruntowego wymiennika ciepła w budynkach inwentarskich. *Inżynieria Rolnicza*, z. 3(145), t.1, 35–46.
20. Eriksen J., Sørensen P., Elsgaard L., 2008. The fate of sulfate in acidified pig slurry during storage and following application to cropped soil. *J. Environ. Qual.*, 37, 280–286.
21. Frost J.P., Stevens R.J., Laughlin R.J., 1990. Effect of separation and acidification on ammonia volatilization and on the efficiency of slurry nitrogen for herbage production. *J. Agric. Sci.*, 115, 49–56.
22. Gołaś Z., Kozera M., 2008. Ekologiczne konsekwencje koncentracji produkcji trzody chlewnej. *Journal of Agribusiness and Rural Development*, 1(7), 29–42.
23. Gustafsson G., Jeppsson K.H., Hultgren J., Sannö J.O., 2005. Techniques to Reduce the Ammonia Release from a Cowshed with Tied Dairy Cattle. *Agricultural Engineering International: the CIGR Ejournal*, Manuscript BC 04 010, Vol. VII.
24. Heber A.J., Ni J.Q., Lim T.T., Diehl C.A., Sutton A.L., Duggirala R.K., Haymore B.L., Kelly D.T., Adamchuk V. I., 2000. Effect of a manure additive on ammonia emission from swine finishing buildings. *Transactions of ASAE*, 43(6), 1895–1902.
25. Hegarty R.S., 1999. Reducing rumen methane emissions through elimination of rumen protozoa. *Aust. J. Agric. Res.*, 50, 1321–1327.
26. Hendriks G.L., Vrieling M.G.M., van der Peet-Schwering C.M.C., 1997. Reducing Ammonia Emission from Pig Housing by Adding Salts to the Feed. In: *Livestock Environment V. Proceedings of the Fifth International Symposium*, Bloomington, 1997, 65–70.
27. Hoigné J., Bader H., 1983. Rate constants of reactions of ozone with organic and inorganic compounds in water-II: dissociation organic compounds. *Water Research*, 17 (2), 185–194.
28. Holm-Nielsen J.B., Al Seadib T., Oleskiewicz-Popiel P., 2009. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. *Bioresource Technology*, 100(22), 5478–5484.
29. Hörnig G., Türk M., Wanka U., 1999. Slurry Covers to reduce Ammonia Emission and Odour Nuisance. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 73, 151–157.
30. Itabashi H., 2001. Reducing ruminal methane production by chemical and biological manipulation. s. 106–111 in *Proc. 1st International Conference on Greenhouse Gases and Animal Agriculture*, Obihiro, Hokkaido, Japan.
31. Jeroch H., 1995. Zur Bedeutung der Futterenzyme in der Tiernahrung – Dargestellt am Beispiel der Geflügelproduktion. *Mater. Konf. XXV Ses. Nauk. Komisji Żywności Zwierząt*, Poznań, PAN, 9–13.
32. Kai P., Pedersen P., Jensen J. E., Hansen M. N., Sommer S.G., 2008. A whole-farm assessment of the efficacy of slurry acidification in reducing ammonia emission, *Eur. J. Agron.*, 28, 148–154.
33. Kaparaju P., Rintala J., 2011. Mitigation of greenhouse gas emissions by adopting anaerobic digestion technology on dairy, sow and pig farms in Finland. *Renewable Energy*, Volume 36, Issue 1, 31–41.
34. Knowlton K.F., Taylor M.S., Hill S.R., Cobb C., Wilson K.F., 2007. Manure Nutrient Excretion by Lactating Cows Fed Exogenous Phytase and Cellulase. *Journal of Dairy Science*, Volume 90, Issue 9, 4356–4360.
35. Kolasa-Więcek A., 2011. Prognozowanie wielkości emisji CH₄ z fermentacji jelitowej oraz hodowli

- zwierząt gospodarskich z wykorzystaniem sztucznej sieci neuronowej flexible byesian models. *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering*, 56 (2), 90–93.
36. Lantz M., Svensson M., Bjornsson L., Borjesson P., 2007. The prospects for an expansion of biogas systems in Sweden—incentives, barriers and potentials. *Energy Pol*, 35 (3), 1830–1843.
37. Liua D., Feilberga A., Adamsena A. P. S., Jonassenb K. E. N., 2011. The effect of slurry treatment including ozonation on odorant reduction measured by in-situ PTR-MS. *Atmospheric Environment*, Volume 45, Issue 23, 3786–3793.
38. Margel L., 2004. Prognozowanie procesu fermentacji metanowej mieszaniny osadów ściekowych i gnojowicy. Wydawnictwo Politechniki Białostockiej, Białystok, 3–130.
39. Marszałek M., Banach M., Kowalski Z., 2011. Wpływ gnojowicy na środowisko naturalne – potencjalne zagrożenia, *JEcolHealth*, 15(2).
40. Marszałek M., Kowalski Z., Makara A., 2012. Rozdział gnojowicy na frakcje przy użyciu sedimentacji i filtracji ciśnieniowej. *Czasopismo Techniczne*, Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej, 2-Ch, z. 17, rok 109.
41. Masse L., Masse'a D.I., Pellerin Y., 2007. The use of membranes for the treatment of manure: a critical literature review. *Biosystems Engineering*, 98, 371–380.
42. Mathison G.W., Okine E.K., McAllister T.A., Dong Y., Galbraith J., Dmytruk O.I.N., 1998. Reducing methane emissions from ruminant animals. *J. Appl. Anim. Res.*, 14, 1–28.
43. Melse R.W., Verdoes N., 2005. Evaluation of Four Farm-scale Systems for the Treatment of Liquid Pig Manure. *Biosystems Engineering*, 92, 47–57.
44. Mielcarek P., 2012. Weryfikacja wartości współczynników emisji amoniaku i gazów cieplarnianych z produkcji zwierzęcej. *Inżynieria Rolnicza*, 4(139), T.1, 267–276.
45. Molodovskaya M., Singurindy O., Richards B.K., Steenhuis T.S., 2008. Nitrous oxide from aerated dairy manure slurries: Effects of aeration rates and oxic/anoxic phasing. *Bioresource Technology*, 99(18), 8643–8648.
46. Myczko A., 2004. Wpływ nawożenia i ochrony chemicznej zbóż na ekstrakcję ciepła oraz poziom emisji gazów ze słomy stosowanej na ściółkę. *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu, Seria Zootechnika*, nr 51, 195–202.
47. Myczko A., Karłowski J., Szulc R., 2002. Szczegółowe badania emisji metanu i podtlenku azotu z fermentacji jelitowej oraz odchodów zwierzęcych. [W:] *Materiały konferencyjne, VIII Międzynarodowa Konferencja Naukowa*, 24-25 września 2002, Warszawa, 158–164.
48. Myczko R., Kołodziejczyk T., 2008. Air cleaning in livestock buildings by applying the granular layer. *Int. Agrophysics.*, 22(3), 245–248.
49. Ngwabie N.M., Jeppsson K.H., Gustafsson G., Nimmermark S., 2011. Effects of animal activity and air temperature on methane and ammonia emissions from a naturally ventilated building for dairy cows. *Atmospheric Environment*, Volume 45, Issue: 37, 6760–6768.
50. Osada T., Kuroda K., Yonoga M., 1995. Reducing nitrous oxide gas emissions from fill-and-draw type activated sludge process. *Wat. Res.*, 29, 1607–1608.
51. Owczuk M., Matuszewska A., Kruczyński S.W., 2014. Ocena wpływu wybranych surowców pochodzenia rolniczego na skład chemiczny i uzysk biogazu. *Zeszyty naukowe instytutu pojazdów*, 1(97).
52. Piechota T., Holka M., Dach J., Pilarski K., Selwet M., Majchrzak L., 2012. Zmiany zdolności kiełkowania diaspor chwastów przechowywanej w gnojowicy waloryzowanej tlenowo oraz poddanej fermentacji metanowej. *Postępy w ochronie roślin*, 52 (4).
53. Pietrzak S., 2012. Priorytetowe środki zaradcze w zakresie ograniczenia strat azotu i fosforu z rolnictwa w aspekcie ochrony i jakości wody. *Instytut Technologiczno-Przyrodniczy w Falentach*, Wydawnictwo ITP.
54. Pilarska A., Pilarski K., Dach J., Boniecki P., 2014. Nowoczesne metody oraz perspektywy zagospodarowania nawozów naturalnych. *Technika Rolnicza Ogrodnicza Leśna*, 2, 9–11.
55. Potkański A., Sapek A., 1997. Możliwości ograniczenia zanieczyszczenia wody związkami azotu i fosforu w wyniku zmian sposobu żywienia zwierząt. *Postępy Nauk Rolniczych*, nr 1, 83–91.
56. Portejoiea S., Martinez J., Guizioua F., Costeb C. M., 2003. Effect of covering pig slurry stores on the ammonia emission processes. *Bioresource Technology*, 87(3), 199–207.
57. Rabajczyk A., 2009. Stabilność klatratów metanu a środowisko, *Rocznik Świętokrzyski. Ser. B – Nauki Przyr.*, 30, 39–55.
58. Raven R.P.J.M., Gregersen K.H., 2007. Biogas plants in Denmark: successes and setbacks. *Renew. Sustain. Energ. Rev.*, 11(1), 116–132.
59. Romaniuk W., Domasiewicz T., Karbowy A., Wardal W.J., 2009. Ograniczenie wpływu produkcji zwierzęcej na środowisko. *Inżynieria Rolnicza*, 1(110), 233–242.
60. Rzeźnik W., 2013. Ograniczanie emisji zanieczyszczeń gazowych z tuczarni poprzez zastosowanie instalacji do odzysku ciepła. *Inżynieria Rolnicza*, z. 3(146), t.2, 331–339.

61. Sapek A., 1995. Emisja amoniaku z produkcji rolnej. *Post. Nauk Rol.*, 3–23.
62. Słobodzian-Ksenicz O., Kuczyński T., 2007. Wpływ dodatków do ściółki słomistej na zawartość makroelementów w oborniku indyckim przed i po składowaniu. *Problemy Inżynierii Rolniczej*, nr 1, 107–114.
63. Steffen R., Szolar O., Braun R., 2000. Feedstocks for anaerobic digestion, H. Ørtenblad (Ed.), *Anaerobic Digestion: Making energy and solving modern wastes problems*. AD-NETT, The European Anaerobic Digestion Network, 34–52.
64. Stevens R.J., Laughlin R.J., Frost J.P., 1989. Effect of acidification with sulphuric acid on the volatilization of ammonia from cow and pig slurries. *J. Agric. Sci.*, 113, 389–395.
65. Ternes T.A., Stuber J., Herrmann N., McDowell D., Ried A., Kampmann M., 2003. Ozonation: a tool for removal of pharmaceuticals, contrast media and musk fragrances from wastewater?. *Water Research*, 37(8), 1976–1982.
66. Wang K., Huang D., Ying H., Luo H., 2014. Effects of acidification during storage on emissions of methane, ammonia, and hydrogen sulfide from digested pig slurry. *Biosystems Engineering*, Volume 122, 23–30.
67. Weiland P., 2010. Biogas production: current state and perspectives. *Appl Microbiol Biotechnol*, 85(4), 849–860.
68. Weiland P., Rieger Ch., Ehrmann Th., Helfrich D., Kissel R., Melcher F., 2004. Biogasmessprogramm – Bundesweite Bewertung von Biogasanlagen aus technologischer Sicht. In: KTBL, *Der Landwirt als Energieerzeuger*, Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup, 70–77.
69. Whitelaw F.G., Eadie J.M., Bruce L.A., Shand W. J., 1984. Methane formation in faunated and ciliate-free cattle and its relationship with rumen volatile fatty acid proportions. *Br. J. Nutr.*, 52, 261–275.
70. Wieczorek S., 2006. Wyznaczenie efektywności adsorpcji amoniaku emitowanego w produkcji zwierzęcej, na wybranym, biodegradowalnym adsorbencie organicznym. *Probl. Inż. Roln.*, 4(54), 107–112.
71. Wieczorek S., 2007. Badanie wpływu stężenia amoniaku na efektywność jego adsorpcji na złożu kory drzewnej. *Probl. Inż. Roln.*, 3(57), 135–141.
72. Wieczorek S., 2009. Badania procesu adsorpcji amoniaku zawartego w mieszaninie gazów z nad powierzchni gnojowicy. *Problemy Inżynierii Rolniczej*, nr 1(63), 85–92.
73. Wieczorek S., Stężala S., 2004. Próba wytypowania efektywnego, biodegradowalnego adsorbentu i parametrów adsorpcji amoniaku z fazy gazowej powietrze/amoniak. *Probl. Inż. Roln.*, 1(47), 77–86.
74. Wieczorek S., Stężala S., 2005. Ocena drewnianej kory jako adsorbentów gazowego amoniaku. *Sbornik naučných trudov Rosijskaja Akademia Nauk*, t. 7, 202–208.
75. Wroński G., Szejniuk B., Affelska M., 2010. Wpływ preparatu EM na przeżywalność bakterii wskaźnikowych *Salmonella Senftenberg W₇₇₅* w gnojowicy bydłowej. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, t.10, z. 2(30), 223–231.
76. Wu J.J., Park S., Hengemuehle S.M., Yokoyama M.T., Person H.L., Gerrish J.B., Masten S.J., 1999. The Use of Ozone to reduce the Concentration of Malodorous Metabolites in Swine Manure Slurry. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 72(4), 317–327.
77. Van Nevel C.J., Demeyer D.I., 1996. Control of rumen methanogenesis. *Environ. Monit., Assess.* 42, 3–97.
78. Valdez C., Newbold C.J., Hillman K., Wallace R.J., 1996. Evidence for methane oxidation in rumen fluid in vitro. *Ann. Zootech.*, 45 (Suppl.): 351 (Abstr.).
79. Vega G.C.C., ten Hoeve M., Birkved M., Sommer S.G., Bruuna S., 2014. Choosing co-substrates to supplement biogas production from animal slurry – A life cycle assessment of the environmental consequences. *Bioresource Technology*, 171, 410–420.