

Wpłynęło 23.05.2016 r.
Zrecenzowano 21.06.2016 r.
Zaakceptowano 06.09.2016 r.

A – koncepcja
B – zestawienie danych
C – analizy statystyczne
D – interpretacja wyników
E – przygotowanie maszynopisu
F – przegląd literatury

Typy i właściwości gnojowicy oraz możliwości jej zagospodarowania

**Anna SMURZYŃSKA^{1) ABDF}, Wojciech CZEKAŁA^{1) A},
Karol KUPRYANIUK^{2) F}, Marta CIEŚLIK^{3) F},
Agnieszka KWIATKOWSKA^{1) A}**

¹⁾ Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, Wydział Rolnictwa i Bioinżynierii

²⁾ Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie, Wydział Inżynierii Produkcji

³⁾ Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, Wydział Nauk o Żywności i Żywieniu

Do cytowania For citation: Smurzyńska A., Czeaka W., Kupryaniuk K., Cieślik M., Kwiatkowska A. 2016. Typy i właściwości gnojowicy oraz możliwości jej zagospodarowania. *Problemy Inżynierii Rolniczej*. Z. 4 (94) s. 117–127.

Streszczenie

Rozwój intensywnej produkcji zwierzęcej przyczynił się do podwyższenia standardów technologicznych w rolnictwie. Rozpowszechniony w fermach przemysłowych beźściółkowy system utrzymania zwierząt odpowiada za powstawanie odchodów zwierzęcych w postaci gnojowicy. Powstające w dużej ilości odchody zwierzęce wymagają właściwego zagospodarowania w celu ochrony środowiska naturalnego. Gnojowica jest bowiem źródłem wielu zagrożeń, wśród których należy wymienić przedostawanie się w nadmiernych ilościach związków biogenych do gleb oraz wód powierzchniowych i gruntowych. Z badań wynika, że gnojowica może również zawierać metale ciężkie, które powodują zanieczyszczenie gleby i wód, ale również stanowią poważne niebezpieczeństwo dla zdrowia zwierząt i ludzi. Naturalne ekosystemy zagrożone są również emisjami gazów odorowych oraz cieplarnianych, które powstają podczas gospodarowania gnojowicą. Celem pracy jest zwrócenie uwagi na wiele właściwości gnojowicy pozwalających wykorzystać ją nie tylko jako nawóz, ale również w procesie kompostowania oraz fermentacji metanowej w biogazowniach. Poddanie gnojowicy tlenowemu procesowi jej utylizacji umożliwia uzyskanie bezpieczniejszego i stabilniejszego źródła nawozu w porównaniu z gnojowicą surową. Ze względu na obecność mikroflory bakteryjnej, duże uwodnienie czy właściwości buforujące gnojowica może być podstawą procesu produkcji biogazu.

Słowa kluczowe: gnojowica, nawóz, kompostownie, fermentacja metanowa

Wstęp

Rozwój intensywnej produkcji zwierzęcej stwarza zagrożenie dla środowiska naturalnego [HAYS, BIANCA 1975; MALLIN, CAHOON 2003; SCHIPANSKI, BENNETT 2012]. Wynika to m.in. z nieracjonalnej gospodarki odchodami zwierzęcymi. Dostępna powierzchnia arealu bardzo często jest nieproporcjonalna do wytworzonej ilości odcho-

dów zwierzęcych, jeśli weźmie się pod uwagę m.in. wymagania dyrektywy azotanowej. Na skutek bezściółkowego systemu utrzymania zwierząt na fermach przemysłowych powstaje gnojowica, która jest wartościowym źródłem nawozu. Jednak jej stosowanie w nadmiarze lub w niewłaściwych okresach agrotechnicznych, może spowodować poważne zanieczyszczenie środowiska. Przede wszystkim chodzi o przenikanie azotu do gleb, który w dużych ilościach znajduje się w gnojowicy. Nadmiar azotu w glebie przedostaje się, w postaci azotanów, również do wód gruntowych, skażając je [BURTON 2006; CARPENTER i in. 1998; HAO i in. 2005; MANTOVI i in. 2006; REDDING 2001]. Kolejnym zagrożeniem są metale ciężkie, gdyż – jak wskazują inne badania – w glebach nawożonych gnojowicą może wystąpić duże stężenie miedzi oraz cynku [BERENQUER i in. 2008]. Podczas magazynowania odchodów zwierzęcych zachodzą także emisje gazowe [BICUDO i in. 2002; SMURZYŃSKA i in. 2016b]. Wśród emitowanych gazów wyróżnić można tlenki siarki i azotu powodujące kwaśne deszcze, smog fotochemiczny oraz eutrofizację wód [CORRELL 1998]. Chów zwierząt gospodarskich generuje również emisje gazów cieplarnianych, np. metanu powstającego podczas trawienia zadawanej paszy, szczególnie przez przeżuwacze oraz podczas magazynowania odchodów [MARTINEZ i in. 2003]. Innym gazem cieplarnianym, o większej uciążliwości dla środowiska ze względu na okres utrzymywania się w atmosferze oraz uszkadzającym również warstwę ozonową, jest podtlenek azotu, uwalniany głównie podczas nawozowego wykorzystania odchodów zwierzęcych. Kolejną wadą gnojowicy jest jej duże uwodnienie, co powoduje wysokie koszty związane z jej magazynowaniem oraz transportem na pola. Są to czynniki wpływające na ograniczenie intensywnej produkcji zwierzęcej na rzecz rolnictwa zrównoważonego, które z pewnością nie zastąpi istniejącego i przewidywanego zapotrzebowania na mięso [ADAMOWICZ 2000].

W celu ochrony środowiska naturalnego proponuje się wiele rozwiązań zmierzających do utylizacji gnojowicy oraz jej właściwego zagospodarowania [SMURZYŃSKA i in. 2016a]. Jedną z kluczowych możliwości zagospodarowania odchodów zwierzęcych jest poddanie ich procesowi fermentacji metanowej w biogazowni rolniczej [BOLDRIN i in. 2016; KAFLE, KIM 2013]. Neutralizacja gnojowicy na drodze fermentacji metanowej pozwala dodatkowo na uzysk energii oraz nawozu o lepszych parametrach w porównaniu z gnojowicą surową. Obecnie biogazownie rolnicze są wdrażane na szeroką skalę na całym świecie. Silny rozwój zauważa się przede wszystkim w Niemczech, gdzie system oparty jest na wykorzystaniu gnojowicy jako substratu bazowego [FISCHER 2005].

Właściwości gnojowicy świńskiej i bydłowej

Właściwości chemiczne gnojowicy różnią się w zależności od wieku i sposobu odżywiania zwierząt, sposobu odprowadzania oraz magazynowania odchodów, ilości zużytej wody oraz od warunków klimatycznych. Zauważa się różnice również w zależności od gatunku zwierząt, co jest najważniejszym kryterium do jej scharakteryzowania. Wynika to z budowy i funkcjonowania układu pokarmowego zwierząt. W przypadku trzody chlewnej mamy do czynienia ze zwierzętami monogastrycznymi, bydło zaś zalicza się do przeżuwaczy, mających czterokomorowe żołądki. Podczas trawienia zwyczajowego oraz jelitowego zadanej paszy przez bydło dochodzi do procesu fermentacji, podczas której aktywnie działają bakterie metanogenne oraz lignocelulozowe. Wobec powyższego fermentacja metanowa zachodząca u przeżuwaczy

odpowiada w 78% za emisję metanu z rolnictwa do środowiska [GUS 2014]. W przypadku gnojowicy bydlęcej zauważa się również mniejszą wydajność biogazową tego substratu w biogazowniach. Wynika to ze wspomnianej intensywnie zachodzącej fermentacji metanowej na poziomie trawienia zadanej paszy w żołądku przeżuwaczy [XUE i in. 2014]. Z kolei gnojowica bydlęca pełni doskonale funkcję inokulującą proces fermentacji w biogazowni, ponieważ wydalone zostają przez zwierzęta również mikroorganizmy odpowiedzialne za proces fermentacji w warunkach beztlenowych, pozwalające na rozkład trudno rozkładalnych związków włóknistych.

Kolejnym istotnym aspektem, różniącym gnojowicę świńską od bydlęcej, jest stosunek kału do moczu. W przypadku trzody chlewnej stosunek ten kształtuje się na poziomie 40:60, z kolei dla bydła wynosi on 60:40. Mocz składa się w 96% z wody, ponadto zawiera nieorganiczne i organiczne związki azotu, witaminy, hormony oraz enzymy. W kale natomiast obecne są resztki pasz (strawione i niestrawione), wydzieliny organizmu oraz bakterie i produkty ich przemiany materii [KUTERA 1994]. Zawartość makro- oraz mikroelementów obecnych w gnojowicy świńskiej i bydlęcej przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Zawartość makro- i mikroelementów w gnojowicy świńskiej i bydlęcej [$\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$]
Table 1. The content of macro- and microelements in pig and cattle slurry [$\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$]

Składnik Component	Gnojowica świńska Pig slurry		Gnojowica bydlęca Cattle slurry	
	zakres range	średnio average	zakres range	średnio average
Azot ogółem Total nitrogen	1 200–5 800	3 500	3 100–6 000	3 800
Fosfor Phosphorus	460–2 000	680	570–1 600	750
Potas Potassium	1 050–3 900	1 900	1 500–6 500	3 800
Wapń Calcium	680–4 500	1 570	600–3 200	1 750
Magnez Magnesium	230–1 250	395	180–1 200	470
Sód Sodium	180–790	500	145–1 300	510
Bor Boron	1,38–2,23	1,62	1,50–2,50	2,00
Cynk Zinc	21,90–62,40	31,20	12,50–24,70	18,90
Mangan Manganese	4,55–61,80	19,00	3,20–22,30	15,00
Miedź Copper	3,10–14,00	6,35	1,63–7,30	3,15
Molibden Molybdenum	0,14–0,81	0,62	0,22–0,57	0,17
Żelazo Iron	12,00–190,20	120,70	13,80–182,50	87,10

Źródło: opracowanie własne na podstawie: ROMANIUK [1999].
Source: own elaboration based on ROMANIUK [1999].

Gnojowica bydlęca wykazuje niewiele większą zawartość azotu ogólnego. Wydalony w kale bydlęcym azot pochodzi z nierozłożonych w żwaczu i niestrawionych składników białka zawartego w paszy, są to również niestrawione białka pochodzenia mikrobiologicznego, a także azot metaboliczny – złączony nabłonek jelitowy, pozostałości śluzów, soków trawiennych, enzymów. Gnojowica bydlęca jest również zasobniejsza w fosfor w porównaniu z gnojowicą świńską. Średnia zawartość potasu jest niemal 2-krotnie większa w gnojowicy świńskiej. Ilość występującego wapnia, magnezu i sodu w gnojowicy świńskiej i bydlęcej jest różna tylko w niewielkim stopniu. W zestawieniu odchodów bydła i trzody chlewnej poziom zawartości mikroelementów również jest zróżnicowany.

Możliwości zagospodarowania gnojowicy

Właściwości gnojowicy sprawiają, że wymaga ona podjęcia właściwego zagospodarowania w celu ochrony środowiska naturalnego [CZYŻYK, STRZELCZYK 2008; SOROKO, STRZELCZYK 2009]. Problem ten powstaje przede wszystkim w fermach przemysłowych, które istnieją również w Polsce. Gnojowica powszechnie wykorzystywana jest jako nawóz, będący bogatym źródłem składników odżywczych, zawiera bowiem zarówno makro-, jak i mikroelementy, które pozwalają na rozwój roślin. Ponadto wykazuje szybsze działanie niż obornik ze względu na formę występowania składników odżywczych, które są łatwo przyswajalne dla roślin. Działanie nawozowe gnojowicy jest porównywalne z nawozami mineralnymi. Nawóz ten również korzystnie wpływa na funkcjonowanie gleb, stanowi bowiem źródło próchnicy oraz wpływa na ich strukturę i pojemność wodną. Wykorzystanie nawozowe gnojowicy odpowiada za rozwój życia pożytecznych mikroorganizmów, dla których jest źródłem odżywczym [KUTERA 1994]. Jednak, jak wynika z badań, nawozowe wykorzystanie gnojowicy niezgodne z Najlepszymi Dostępnymi Technikami (BAT) powoduje zmianę składu botanicznego oraz zwiększenie zawartości azotanów [ZBYTEK, TALARCZYK 2008]. Dodatkowo regularne nawożenie gnojowicą odpowiada za zanieczyszczenie wód gruntowych składnikami nawozu, tj. azotem amonowym, który jest wymywany w głąb gleby. Nieracjonalna gospodarka gnojowicą może prowadzić do zanieczyszczenia gleby i wód patogenami chorobotwórczymi, co jest poważnym zagrożeniem dla ludzi i zwierząt [PALUSZAK, LIGOCKA 2003; ZIELIŃSKA i in. 2011]. Wobec powyższego poszukuje się innych rozwiązań pozwalających na jej utylizację, szczególnie w przypadku ferm przemysłowych.

Jedną z bezpiecznych dla środowiska możliwości wykorzystania nawozowych właściwości gnojowicy jest poddanie jej kompostowaniu [MARSZAŁEK i in. 2012]. Jest to naturalny sposób utylizacji substratów biodegradowalnych. W wyniku napowietrzania przyzmy gnojowicy uzyskuje się stabilny i bezpieczny nawóz. Kompostowanie umożliwia jej ekologiczne zagospodarowanie oraz zmniejszenie uciążliwej objętości i masy odchodów. Wykorzystanie gnojowicy w tym procesie okazuje się z wielu przyczyn bardzo korzystne dla środowiska. Kompostowanie likwiduje odory wydzielane podczas rozkładu substancji organicznych oraz eliminuje zanieczyszczenia mikrobiologiczne związane z rozwojem bakterii i grzybów ze względu na temperaturę, w jakiej proces się odbywa. Uzyskany kompost może zatem zostać wykorzystany jako bezpieczny nawóz, w przeciwieństwie do gnojowicy surowej [CÁCERES i in. 2016]. Tlenowy rozkład przyczynia się także do zmniejszenia powierzchni składowisk [IMBEAH 1998; GEORGACAKIS i in. 1996]. W celu zachowania maksymalnej wilgotności 70% przyzmy kompostowej gnojowicę należy poddać mechanicznej separacji, którą można wykonać za pomocą separacji sitowej czy wirówki, uzyskując frakcję stałą [BANACH i in. 2011]. Mieszanekę kompostową można także wzbogacić materią organiczną z innych substratów odpadowych, np. trocinami, korą, torfem czy słomą. W wyniku separacji gnojowicy, o ile retentant zostaje poddany kompostowaniu, to część ciepla może być z powodzeniem wykorzystywana jako woda technologiczna do zagospodarowania sanitarnego. W tym celu separacja odbywa się na poziomie odwróconej osmozy, która wymaga rozbudowanej linii technologicznej, co wiąże się z wysokimi nakładami inwestycyjnymi oraz eksploatacyjnymi.

Inną, coraz powszechniej wykorzystywaną technologią utylizacji gnojowicy, jest poddanie jej procesowi fermentacji metanowej w biogazowniach rolniczych [CLEMENS i in. 2006; LI i in. 2016]. Technologia ta wiąże się również z wysokimi kosztami inwestycyjnymi. Dodatkowo duża objętość tego substratu oraz mała zawartość materii organicznej utrudnia podniesienie temperatury tego procesu [HILL, BOLTE 2000]. Koszt związany z energią ogrzewania oraz niska wydajność biogazowa substratu sprawia, że jest to ekonomicznie nieopłacalne. Utylizacja gnojowicy na drodze fermentacji metanowej jest uzasadniona tylko w przypadku instalacji o dużej skali [ASAM i in. 2011]. Badania przeprowadzone przez DENG i in. [2014] pokazują słuszność separacji gnojowicy, co pozwala obniżyć koszty związane z ogrzewaniem oraz uzyskanie większej wydajności biogazowej przez szybsze tempo degradacji tego substratu. W badaniach wykazano również, że separacja umożliwia zmniejszenie o dwie trzecie objętości komory fermentacyjnej [DENG i in. 2012]. Ze względu na wysokie uwodnienie gnojowicy jej wykorzystanie jako monosubstratu przynosi niewielki uzysk ekonomiczny tego procesu [GABRYSZEWSKA, ROGULSKA 2009]. Wobec powyższego proces ten wymaga wykorzystania dodatku innych substratów, które zwiększą zawartość suchej masy organicznej mieszanki fermentacyjnej [BOHDZIEWICZ i in. 2011].

Właściwości gnojowicy wykorzystywane w procesie fermentacji

Gnojowica jest substratem, który z powodzeniem może być wykorzystywany w procesie fermentacji metanowej w wielu biogazowniach rolniczych. Przemawia za tym w głównej mierze obecność makro- oraz mikroelementów. Składniki te umożliwiają rozwój i funkcjonowanie mikroorganizmów anaerobowych odpowiedzialnych za przebieg omawianego procesu. O zawartości metanu w wyprodukowanym biogazie świadczy zawartość białek, tłuszczów oraz węglowodanów. Ważne jest również zachowanie stosunku węgla do azotu, pozwalające na prawidłowy przebieg rozkładu materiału organicznego. Nadmiar azotu powoduje emisję amoniaku, który jest inhibitorem procesu [CHEN i in. 2008; SUNG, LIU 2002; 2003]. W przypadku fermentacji gnojowicy emisja amoniaku nie działa jako inhibitor zachodzących reakcji.

Podczas beztlenowego rozkładu substancji organicznej zachodzi wiele procesów biochemicznych. Fermentacja metanowa składa się z czterech etapów, których przebieg uwarunkowany jest m.in. aktywnością odpowiednich mikroorganizmów. Proces fermentacji zachodzi podczas hydrolizy, kwasogenezy, octanogenezy oraz metanogenezy. [ZAMOJSKA-JAROSZEWICZ i in. 2013]. Dodatkowo obecność mikroflory bakteryjnej bytującej w nawozach naturalnych sprawia, że gnojowica pełni funkcję innokulującą. Znajdują się w niej właściwe szczepy bakterii odpowiedzialnych za przebieg procesu rozkładu materii organicznej. Gnojowica zawiera bakterie hydrolizujące, powodujące rozkład polimerycznych związków organicznych oraz bakterie acidogenne, które odpowiadają za powstawanie prostych kwasów organicznych, alkoholi, aldehydów oraz dwutlenku węgla i wodoru. Zalicza się do nich następujące drobnoustroje z rodzaju: *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Clostridium*, *Bifidobacterium*, *Streptococcus* i *Enterobacterium*. Z bakterii octanogennych znajdujących się w gnojowicy wymienić należy *Syntrophomonas* sp. i *Syntrophobacter* sp. [CZERWIŃSKA, KALINOWSKA 2014]. Z kolei bakterie metanogenne znajdujące się w gnojowicy, to przede wszystkim: *Methanobacterium*, *Methanospirillum*, *Methanococcus*, *Methanosarcina*, *Methanobrevibacter*, *Methanomicrobium* i *Methanotherix* [WONG, SELVAM 2009].

Kolejnym waźnym aspektem przemawiającym za wykorzystywaniem gnojowicy w procesie fermentacji jest wysokie uwodnienie tego substratu. Ze względu na zawartość suchej masy wyróżnia się gnojowicę gęstą – o zawartości suchej masy powyżej 8% – oraz rzadką – o zawartości poniżej 8%. Mała zawartość suchej masy sprawia, że gnojowica jest wykorzystywana jako kosubstrat w mieszance fermentacyjnej [CALLAGHAN i in. 2002]. Wobec powyższego gnojowica pełni funkcję rozcieńczającą dla innych wykorzystywanych substratów, takich jak np. kiszonka z kukurydzy czy wysłodki buraczane. Jej wykorzystanie pozwala uzyskać mieszankę fermentacyjną o poźądanej zawartości suchej masy, która najczęściej przyjmowana jest na poziomie 15%.

Fermentacja metanowa wymaga zachowania odpowiednich uwarunkowań środowiskowych. Bardzo waźnym parametrem jest odczyn pH, którego wahania silnie wpływają, podobnie jak temperatura, na funkcjonowanie mikroorganizmów. W zależności od zachodzącego etapu fermentacji panuje zróżnicowany odczyn pH. Na poziomie hydrolizy i kwasogenezы odczyn pH kształtuje się na poziomie 4,5–6,3. Etap octogenezы i metanogenezы charakteryzuje się odczynem 6,8–7,5. Niewielkie wahania pH sprawiają, że bakterie dezaktywują się. Odczyn pH dla gnojowicy mieści się w przedziale 6,0–8,7, co sprawia, że nie jest kłopotliwym substratem powodującym np. zakwaszenie procesu. Wręcz przeciwnie, działa na zasadzie bufora, umożliwiając fermentację innych substratów o niskim pH. Dzięki wykorzystaniu gnojowicy jako substratu w procesie fermentacji metanowej możliwa jest utylizacja innych uciążliwych substratów, np. serwatki pochodzącej z przetwórstwa mlecznego o odczynie kwasowym. Należy zauważyć, że nowoczesne systemy czyszczące w budynkach inwentarskich, oparte na systemach ciśnieniowych, sprawiają, że uzyskuje się gnojowicę o dużej zawartości suchej masy, która kształtuje się na poziomie 12%. Wobec tego może być ona odpowiednim monosubstratem procesu fermentacji, którego wydajna fermentacja jest możliwa w przypadku wysokiego pogłowia zwierząt, obecnego na fermach przemysłowych, w których ewidentnie występuje problem z właściwym zagospodarowaniem gnojowicy.

Podczas fermentacji beztlenowej, w przypadku trudno rozkładalnych substratów zawierających lignocelulozę, zauważa się zwolnienie procesu hydrolizy, co skutkuje również zmniejszeniem ilości składników pośrednich wykorzystywanych przez mikroorganizmy w kolejnych etapach. Wobec powyższego obserwuje się łatwiejszy i szybszy proces fermentacji metanowej odchodów zwierzęcych w postaci gnojowicy niż w postaci obornika. Trudno rozkładalne substancje znajdują się w ściółce, która stanowi składnik obornika [KRAWCZYK, WALCZAK 2010]. W konsekwencji dochodzi również do niższego uzysku wydajności metanowej podczas fermentacji takiego substratu [ZHENG i in. 2014].

Poddanie gnojowicy procesowi fermentacji metanowej pozwala uzyskać nawóz o wyższych parametrach odżywczych dla roślin, co wynika z zachodzącego procesu mineralizacji [CZEKAŁA i in. 2012]. Proces fermentacji unieszkodliwia także organizmy chorobotwórcze zawarte w gnojowicy. Badania wykazały również, że fermentacja metanowa, a szczególnie termofilowa, umożliwia zmniejszenie zawartości antybiotyków obecnych w odchodach zwierzęcych [MARTENS i in. 1998].

Podsumowanie

Prowadzenie intensywnej produkcji zwierzęcej na niewielkim obszarze sprzyja powstawaniu nadmiernej ilości gnojowicy. Fermy przemysłowe skupione są również w Polsce, dlatego problem właściwej gospodarki gnojowicą w celu ochrony środowiska jest również aktualny. Gnojowica wykorzystywana jest powszechnie jako nawóz ze względu na niskie nakłady inwestycyjne. Jak pokazują badania, niewłaściwe jej stosowanie prowadzi do zanieczyszczenia gleby oraz wód. Dochodzi również do emisji gazów odorowych oraz cieplarnianych [RODHE i in. 2015]. Wobec istniejących zagrożeń proponuje się inne możliwości zagospodarowania odchodów zwierzęcych. Kompostowanie pozwala uzyskać bezpieczny nawóz, jednak mała zawartość suchej masy powoduje, że wymagana jest dodatkowa obróbka – separacja. Natomiast, jak wynika z badań, utylizacja gnojowicy na drodze fermentacji metanowej, mimo wysokiego uwodnienia tego substratu, jest uzasadniona. W biogazowniach utylizujących gnojowicę wykorzystuje się również inne uciążliwe substraty występujące w okolicy, co pozwala na zwiększenie suchej masy mieszanki fermentacyjnej, wobec czego gnojowica pełni funkcję kosubstratu. Innym rozwiązaniem jest zastosowanie nowoczesnych ciśnieniowych systemów czyszczenia budynków inwentarskich, dzięki czemu można uzyskać optymalną zawartość suchej masy gnojowicy pozwalającej na opłacalny przebieg procesu fermentacji. Wiele właściwości gnojowicy ułatwia przeprowadzenie fermentacji metanowej, chociażby zawartość podstawowych makro- i mikroelementów sprzyjających rozwojowi mikroflory bakteryjnej czy obecność anaerobowych mikroorganizmów, szczególnie w przypadku gnojowicy bydłowej zawierającej bakterie metanogenne oraz lignocelulozowe. Właściwości buforujące, jakie wykazuje gnojowica, umożliwiają utylizację innych trudnych substratów. Z kolei mała zawartość suchej masy gnojowicy sprawia, że jest ona idealnym substratem rozcieńczającym mieszanke fermentacyjną.

Bibliografia

- ADAMOWICZ M. 2000. Rola polityki agrarnej w zrównoważonym rozwoju obszarów wiejskich [The importance of agrarian policy in sustainable development of rural areas]. *Roczniki Naukowe SERiA*. T. 2. Z. 1 s. 69–72.
- ASAM Z.U.Z., POULSEN T.G., NIZAMIEGO A.S., RAFIQUE R., KIELY G., MMURPHY J.D. 2011. How can we improve biomethane production per unit of feedstock in biogas plants? *Applied Energy*. Vol. 88. Iss. 6 s. 2013–2018.
- BANACH M., KOWALSKI Z., KWAŚNY J. 2011. Kompost na bazie odpadów z hodowli trzody chlewnej – ocena właściwości nawozowych [Compost based on waste from pig farming – evaluation of fertilizer properties]. *Archiwum Gospodarki Odpadami i Ochrony Środowiska*. T. 13. Nr 3 s. 1–19.
- BERENQUER P., CALA S., SANTIVERI F., BOIXADERA J., LLOVERAS J. 2008. Copper and zinc soil accumulation and plant concentration in irrigated maize fertilized with liquid swine manure. *Agronomy Journal*. Vol. 100 s. 1056–1061.
- BICUDO J.R., SCHMIDT D.R., GAY S.W., GATES R.S., JACOBSON L.D., HOFF S.J. 2002. Air quality and emissions from livestock and poultry production/waste management systems. Prepared as a White Paper for Nat. Cent. for Manure and Animal Waste Management. North Carolina University ss. 157.
- BOHODZIEWICZ J., KUGLARZ M., MROWIEC B. 2011. Intensyfikacja fermentacji metanowej gnojowicy świńskiej przez wprowadzenie kosubstratu w formie bioodpadów komunalnych [Intensification of anaerobic fermentation of pig manure by introduction of co-substrate in the form of municipal bio-waste]

fication of pig manure digestion by co-substrate addition in the form of municipal biowaste]. *Nauka Przyroda Technologie*. T. 5. Z. 4 s. 1–8.

BOLDRIN A., BARAL K.R., FITAMO T., VAZIFEKHORAN A.H., JENSEN I.G., KJÆRGAARD I., LYG K.-A., NGUYEN Q.V., NIELSEN L.S., TRIOLO J.M. 2016. Optimised biogas production from the co-digestion of sugar beet with pig slurry: Integrating energy, GHG and economic accounting. *Energy*. Vol. 112 s. 606–617.

BURTON C.H. 2006. Manure management – treatment strategies for sustainable agriculture, second edition. *Livestock Science*. Vol. 102. Iss. 3 s. 256–257.

CÁCERES R., COROMINA N., MALIŃSKA K., MARTÍNEZ-FARRÉ F.X., LÓPEZ M., SOLIVA M., MARFÀ O. 2016. Nitrification during extended co-composting of extreme mixtures of green waste and solid fraction of cattle slurry to obtain growing media [online]. *Waste Management*. Vol. 58 s. 118–125. [Dostęp 03.10.2016]. Dostępny w Internecie: <http://www.sciencedirect.com/elsevier/han.up.poznan.pl/science/article/pii/S0956053X16304391>

CALLAGHAN F.J., WASTE D.A.J., THAYANITHY K., FORSTER C.F. 2002. Continuous co-digestion of cattle slurry with fruit and vegetable wastes and chicken manure. *Biomass Bioenergy*. Vol. 22. Iss. 1 s. 71–77.

CARPENTER S. R., CARACO N.F., CORRELL D.L., HOWARTH R.W., SHARPLEY A.N., SMITH V.H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*. No. 8(3) s. 559–568.

CHEN Y., CHENG J.J., CREAMER K.S. 2008. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology*. No. 99(10) s. 4044–4064.

CLEMENS J., TRINBORN M., WEILAND P., AMON B. 2006. Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Vol. 112. Iss. 2–3 s. 171–177.

CORRELL D.L. 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal of Environmental Quality*. Vol. 27 s. 261–266.

CZEKAŁA W., PILARSKI K., DACH J., JANCZAK D., SZYMAŃSKA M. 2012. Analiza możliwości zagospodarowania pofermentu z biogazowni [Analysis of management possibilities for digestate from biogas plant]. *Technika Rolnicza, Ogrodnicza i Leśna*. Nr 4 ss. 13–15.

CZERWIŃSKA E., KALINOWSKA K. 2014. Warunki prowadzenia procesu fermentacji metanowej w biogazowni [Conditions of conducting of methane fermentation in biogas plant]. *Technika Rolnicza, Ogrodnicza i Leśna*. Nr 2 s. 12–14.

CZYŻYK F., STRZELCZYK M. 2008. Zanieczyszczenie środowiska wodnego pod wpływem stosowania gnojowicy na glebie lekkiej i ciężkiej [Pollution of aquatic environment as an affect of slurry application on light and heavy soils]. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*. T. 8. Z. 1(22) s. 61–68.

DENG L., LI Y., CHEN Z., LIU G., YANG H. 2014. Separation of swine slurry into different concentration fractions and its influence on biogas fermentation. *Applied Energy*. Vol. 114 s. 504–511.

DENG L., CHEN Z., YANG H., ZHU J., LIU Y., DŁUGI Y., ZHENG D. 2012. Biogas fermentation of swine slurry based on the separation of concentrated liquid and low content liquid. *Biomass and Bioenergy*. Vol. 45 s. 187–194.

FISCHER T. 2005. Biogas aus Gras Monofermentation von Energiepflanzen [Make biogas out of grass silage – mono fermentation of energy crop] [online]. *Krieg & Fischer Ingenieure GmbH*. [Dostęp 5.03.2016]. Dostępny w Internecie: http://www.kriegfischer.de/texte/Bremen_050414.pdf

- GABRYSZEWSKA M., ROGULSKA M. 2009. Biogazownie rolnicze [Agricultural biogas plants]. Bariery rozwoju. Przemysł Chemiczny. Nr 3(88) s. 248–251.
- GEORGACAKIS D., TSAVDARIS A., BAKOULI J., SYMEONDIS S. 1996. Composting solid swine manure and lignite mixtures with selected plant residues. *Bioresource Technology*. Vol. 56 s. 195–200.
- GUS 2014. Ochrona środowiska 2014 [Environment 2014]. Warszawa. ISSN 0867-3217 ss. 593.
- HAO X., CHANG C., JANZEN H.H., HILL B.R., ORMANN T. 2005. Potential nitrogen enrichment of soil and surface water by atmospheric ammonia sorption in intensive livestock production areas. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. Vol. 110. Iss. 3–4 s. 185–194.
- HAYS F.L., BIANCA W. 1975. Interrelationships between animals and environment in high-intensity livestock production. *Agriculture and Environment*. Vol. 2. Iss. 4 s. 311–331.
- HILL D.T., BOLTE J.P. 2000. Methane production from low solid concentration liquid swine waste using conventional anaerobic fermentation. *Bioresource Technology*. Vol. 74 s. 241–247.
- IMBEAH M. 1998. Composting piggery waste – a review. *Bioresource Technology*. Vol. 63. Iss. 3 s. 197–203.
- KAFLE G.K., KIM S.H. 2013. Anaerobic treatment of apple waste with swine manure for biogas production: batch and continuous operation, How can we improve biomethane production per unit of feedstock in biogas plants? *Applied Energy*. Vol. 103 s. 61–72.
- KRAWCZYK W., WALCZAK J. 2010. Potencjał biogeny obornika jako źródło emisji amoniaku i zagrożenia środowiska [Biogenic potential of manure as a source of ammonia emission and environmental threat]. *Roczniki Naukowe Zootechniki*. T. 37. Z. 2 s. 187–193.
- KUTERA J. 1994. Gospodarka gnojowicą [Management of slurry]. Wrocław. Wydaw. Akademii Rolniczej we Wrocławiu. ISBN 83-85582-35-5 ss. 370.
- LI F., CHENG S., YU H., YANG D. 2016. Waste from livestock and poultry breeding and its potential assessment of biogas energy in rural China. *Journal of Cleaner Production*. Vol. 126 s. 451–460.
- MALLIN M.A., CAHOON L.B. 2003. Industrialized animal production: a major source of nutrient and microbial pollution to aquatic ecosystems. *Population and Environment*. Vol. 24. Iss. 5 s. 369–385.
- MANTOVI P., FUMAGALLI L., BERETTA G.P., GUERMANDI M. 2006. Nitrate leaching through the unsaturated zone following pig slurry applications. *Journal of Hydrology*. Vol. 316. Iss. 1–4 s. 195–212.
- MARSZAŁEK M., BANACH M., KOWALSKI Z. 2011. Utylizacja gnojowicy na drodze fermentacji metanowej i tlenowej – produkcja biogazu i kompostu [Utilization of pig slurry by anaerobic and aerobic digestion – production of biogas and compost]. *Chemia – Czasopismo Techniczne*. Z. 10. R. 108 s. 143–158.
- MARTENS W., FINK A., PHILLIP W., WEBER W., WINTER D., BÖHM R. 1998. Inactivation of viral and bacterial pathogens in large scale slurry treatment plants. W: *Proceedings from RAMIRAN 98 8th Int. Conf. on Management Strategies for Organic Waste Use in Agriculture*. Red. J. Martinez, M.N. Maudet. Rennes. Cemagref s. 529–539.
- MARTINEZ J., GUIZIOU F., PEU P., GUEUTIER V. 2003. Influence of treatment techniques for pig slurry on methane emissions during subsequent storage. *Biosystems Engineering*. Vol. 85. Iss. 3 s. 347–354.
- PALUSZAK Z., LIGOCKA A. 2003. Badania mikrobiologiczne gleby aluwialnej skażonej gnojowicą [Microbiological investigations of alluvial soil fertilized with slurry]. *Roczniki Gleboznawcze*. T. 54. Nr 1/2 s. 117–124.

- REDDING M.R.A. 2001. Pig effluent – P application can increase the risk of P transport: two case studies. *Australian Journal of Soil Research*. Vol. 39 s. 161–174.
- RODHE L. K.K., ASCUE J., WILLÉN A., VEGERFORS PERSSON B., NORDBERG Å. 2015. Greenhouse gas emissions from storage and field application of anaerobically digested and non-digested cattle slurry. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. Vol. 199 s. 358–368.
- ROMANIUK W. 1999. Ekologiczne systemy gospodarki obornikiem i gnojowicą [Ecological management systems manure and slurry]. Warszawa. IBMER. ISBN 83-86264-58-6 ss. 114.
- SCHIPANSKI M.E., BENNETT E.M. 2012. The influence of agricultural trade and livestock production on the global phosphorus cycle. *Ecosystems*. Vol. 15 s. 256–268.
- SMURŻYŃSKA A., DACH J., CZEKAŁA W. 2016a. Technologie redukujące emisje uciążliwych gazów powstających podczas chowu zwierząt gospodarskich [Technologies to reduce emissions of noxious gases resulting from livestock farming]. *Inżynieria Ekologiczna*. Z. 47 s. 189–198.
- SMURŻYŃSKA A., DACH J., DWORECKI Z., CZEKAŁA W. 2016b. Emisje gazowe podczas gospodarki gnojowicą [Gas emissions during slurry management]. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*. Vol. 19. Nr 1 s. 109–125.
- SOROKO M., STRZELCZYK M. 2009. Zawartość azotu mineralnego w wodach gruntowych i powierzchniowych na obszarach nawożonych gnojowicą [The content of mineral nitrogen in ground and surface waters in areas fertilised with manure slurry]. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*. T. 9. Z. 3(27) s. 179–186.
- SUNG S., LIU T. 2002. Ammonia inhibition on thermophilic aceticlastic methanogens. *Water Science Technology*. Vol. 10. Iss. 45 s. 113–120.
- SUNG S., LIU T. 2003. Ammonia inhibition on thermophilic anaerobic digestion. *Chemosphere*. Vol. 53. Iss. 1 s. 43–52.
- WONG J. W. C., SELVAM A. 2009. Reduction of indicator and pathogenic microorganisms in pig manure through fly ash and lime addition during alkaline stabilization. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 169 s. 882–889.
- XUE B., WANG L. Z., YAN T. 2014. Methane emission inventories for enteric fermentation and manure management of yak, buffalo and dairy and beef cattle in China from 1988 to 2009. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. Vol. 195 s. 202–210.
- ZAMOJSKA-JAROSZEWICZ A., MATUSZEWSKA A., OWCZUK M., WARDZIŃSKA D. 2013. Potencjał metanogeny mieszanek substratów pochodzenia rolniczego [Potential methanogenic mixtures of substrates from agricultural]. *Studia Ecologiae et Bioethicae*. T. Z. 11(2013) 2 s. 147–159.
- ZBYTEK Z., TALARCZYK W. 2008. Gnojowica a ochrona środowiska naturalnego [Liquid muck and environmental protection]. *Technika Rolnicza, Ogrodnicza i Leśna*. Nr 4 s. 12–14.
- ZHENG Y., ZHAO J., XU F., LI Y. 2014. Pretreatment of lignocellulosic biomass for enhanced biogas production. *Progress in Energy and Combustion Science*. Vol. 42 s. 35–53.
- ZIELIŃSKA K.J., STECKA K.M., KUPRYŚ M.P., KAPUROWSKA A.U., MIECZNIKOWSKI A.H. 2011. Ocena stopnia skażenia bakteriami potencjalnie patogennymi runi łąkowej i gleb nawożonych płynnymi nawozami organicznymi [Evaluation of potentially pathogenic bacteria presence in manure-amended soil and meadow sward]. *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering*. Vol. 56(4) s. 212–215.

**Anna Smurzyńska, Wojciech Czekala, Karol Kupryaniuk, Marta Cieślik,
Agnieszka Kwiatkowska**

**TYPES AND PROPERTIES OF THE SLURRY AND THE POSSIBILITY
OF ITS MANAGEMENT**

Summary

The development of intensive animal production has contributed to higher standards of technology in agriculture. Litter-free system of animal production has been widespread in industrial farms and it is responsible for the formation of animal waste in the form of slurry. Huge amount of animal excrements require a proper management in order to protect the environment. In a matter of fact slurry is the source of many threats, such as diffusing excessive amounts of nutrients to the soil and surface water and groundwater. Research shows that slurry may also contain heavy metals that cause soil and groundwater pollution. Another threat is a serious danger of animals and humans health. Natural ecosystems are threatened by the emission of gases and odorous which arise during slurry management. The aim of the study is to show the many properties that allow use manure, not only as a fertilizer, but also in the composting process and anaerobic digestion in biogas plants. The use of manure in aerobic decomposition allows for a stable source of fertilizer compared with raw slurry. Due to the presence of the bacteria, large hydration of slurry and buffer properties may be reason to use it for production of biogas.

Key words: slurry, fertilizer, composting, methan fermentation

Adres do korespondencji:

mgr inż. Anna Smurzyńska
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
Wydział Rolnictwa i Bioinżynierii
ul. Wojska Polskiego 50, 60-637 Poznań
tel. 511 891 700; e-mail: anna.smurzynska@up.poznan.pl