

Prace zespołu ekspertów
na rzecz wymogów ochrony środowiska i zmian klimatu

Najefektywniejsze metody redukcji niekorzystnych oddziaływań rolnictwa w zakresie środowiska naturalnego i zmian klimatu oraz możliwości szacowania ich efektów

OPRACOWANIE MONOGRAFICZNE



„Europejski Fundusz Rolny na rzecz Rozwoju Obszarów Wiejskich: Europa inwestująca w obszary wiejskie”
Instytucja Zarządzająca Programem Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2014-2020 – Minister Rolnictwa i Rozwoju Wsi
Publikacja opracowana przez Instytut Zootechniki PUL współfinansowana jest ze środków Unii Europejskiej
w ramach Krajowej Sieci Obszarów Wiejskich Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2014-2020.



INSTYTUT ZOOTECHNIKI
PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY
NATIONAL RESEARCH INSTITUTE
OF ANIMAL PRODUCTION

Opracowanie monograficzne

**„Najefektywniejsze metody redukcji
niekorzystnych oddziaływań
rolnictwa w zakresie środowiska
naturalnego i zmian klimatu oraz
możliwości szacowania ich efektów”**

ISBN: 978-83-7607-259-3

Kraków, 30 października 2017 r.

INSTYTUT ZOOTECHNIKI PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY

ul. J. Sarego 2, 31-047 Kraków

tel. 12 422 88 52, fax 12 422 80 65

e-mail: izooinfo@izoo.krakow.pl <http://www.izoo.krakow.pl>

DYREKTOR INSTYTUTU ZOOTECHNIKI PIB

prof. dr hab. inż. Maciej Pompa-Roborzyński

Monografia wykonana pod redakcją:

dr hab. Jacka Walczaka, dr Wojciecha Krawczyka

Recenzenci monografii:

prof. dr hab. Roman Niżnikowski

Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie

dr hab. inż. Robert Kupczyński, prof. nadzw.

Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu

Autorzy monografii:

prof. dr hab. Jerzy Lech Jugowar

dr inż. Wojciech Rzeźnik, dr inż. Paulina Mielcarek

Instytut Technologiczno Przyrodniczy, Oddział w Poznaniu, Zakład Kształtowania Środowiska w Obiektach Inwentarskich i Ochrony Powietrza

dr Wojciech Krawczyk, dr hab. Jacek Walczak

dr inż. Agata Szewczyk, mgr inż. Joanna Pawłowska

Instytut Zootechniki PIB w Krakowie, Dział Technologii, Ekologii i Ekonomiki Produkcji Zwierzęcej

Ark. Wyd. 6,4.

Biuro Projektu: dr inż. Paweł Radomski, dr inż. Piotr Moskała

Projekt okładki: mgr Krzysztof Paleczny

Opracowanie redakcyjne i skład: mgr Bogusława Krawiec

Spis treści

Wstęp	5
Emisja odorów z rolnictwa i sposoby jej redukowania: <i>W. Rzeźnik, P. Mielcarek, J. L. Jugowar</i>	7
Biofiltracja powietrza w produkcji zwierzęcej jako możliwość redukcji GHG w rolnictwie: <i>W. Krawczyk</i>	31
Opracowanie metod redukcji tlenków azotu z produkcji zwierzęcej: <i>A. Szewczyk, J. Pawłowska</i>	49
Wpływ kompostowania i temperatury na zakres emisji amoniaku z pomiotu kurzego: <i>W. Krawczyk</i>	67
Możliwość odzwierciedlenia w krajowych raportach emisji efektu redukcyjnego: <i>J. Walczak</i>	88
Scenariusze uwzględniające emisję GHG w polskim rolnictwie do 2030 r. oparte na możliwości wykorzystania wybranych praktyk w produkcji roślinnej i zwierzęcej: <i>W. Krawczyk</i>	102

Wstęp

Najefektywniejsze metody redukcji niekorzystnych oddziaływań rolnictwa w zakresie środowiska naturalnego i zmian klimatu oraz możliwości szacowania ich efektów

Ciągły rozwój metod produkcji, wprost zmierzający do upowszechnienia się inteligentnego rolnictwa, ale również potęgujący skalę oraz koncentrację działalności rolniczej, wymusza odmienne działania zależne od intensywności realizowanych procesów produkcji. Każdy nie wyemitowany kilogram biogenu, czy związku gazowego, ma swoją cenę odzwierciedloną wzrostem kosztów produkcji. Na szczęście część metod redukcyjnych potrafi również podnieść ekonomiczną efektywność samej produkcji. Wyższa strawność pasz skutkuje mniejszym rozpraszaniem, ale i wyższymi przyrostami i niższym kosztem żywienia zwierząt. Otoczkowanie mocznika zapobiega emisji amoniaku w trakcie aplikacji, ale zwiększa jednocześnie jego ładunek dostępny dla roślin. Takie metody bezpiecznie można zaproponować do wdrożenia w aktach prawnych, bez większych konsekwencji dla rolników i samej produkcji. Wcześniej jednak należy skrupulatnie wyliczyć i zbilansować takie efekty.

Problem z redukcją oddziaływań w rolnictwie nie sprowadza się jednak do samego wdrożenia i efektywności metod. Konieczność raportowania o efektach, sama w sobie pozostaje polem do bardzo intensywnych działań. Wbrew oczekiwaniom w stosowanych algorytmach najczęściej brak jest odpowiednich współczynników redukcyjnych. Historycznie rzecz ujmując pierwotnie zliczano jedynie rozpraszanie, a cele redukcyjne ustalono znacznie później, bez uzupełnienia stosownych wzorów.

W końcu większość z zagadnień poruszanych w trakcie prac zespołu ekspertów, wzajemnie się zająbia, dotycząc, czy to uprawy, czy nawożenia, a gdzieś na końcu żywienia zwierząt gospodarskich, ich wydalania i znowu nawożenia. Różne oddziaływania powstają na tych samych etapach produkcji, często przy odmiennych warunkach środowi-

skowych. Możliwe zatem staje się integrowanie metod redukcji, choć nie w pełnym zakresie. Zaniechana emisja amoniaku zawsze skutkować będzie wyższą koncentracją azotu w nawozach naturalnych. I choć środowiskowe perpetuum mobile jak zwykle nie jest możliwe do uzyskania, to już zwykła optymalizacja kosztów i efektów wydaje się być w zasięgu naszych możliwości.

dr hab. Jacek Walczak
Instytut Zootechniki PIB
Zastępca Dyrektora ds. Nauki

OPRACOWANIE MONOGRAFICZNE:

„Najefektywniejsze metody redukcji niekorzystnych oddziaływań rolnictwa w zakresie środowiska naturalnego i zmian klimatu oraz możliwości szacowania ich efektów”

Emisja odorów z rolnictwa i sposoby jej redukowania

Wojciech Rzeźnik, Paulina Mielcarek, Jerzy Lech Jugowar

*Institut Technologiczno Przyrodniczy, Oddział w Poznaniu,
Zakład Kształtowania Środowiska w Obiektach Inwentarskich
i Ochrony Powietrza*

Przez wiele lat emisja odorów z działalności człowieka była powszechnie akceptowana. Jednak w ciągu ostatnich kilku dekad odory stały się istotnym zanieczyszczeniem powietrza (Sironi i in., 2005).

W literaturze przedmiotu spotyka się dwa pojęcia: odoranty oraz odory, często mylnie uważane za synonimy. Odorant to dowolna substancja mająca zapach, niezależnie od tego, czy jest on przyjemny, czy nie. Natomiast, w inżynierii środowiska odorantami określa się wszystkie zanieczyszczenia powietrza, które pobudzają komórki nerwowe nabłonka węchowego. Odory to pojęcie stosowane w odniesieniu do zapachowo uciążliwych mieszanin zanieczyszczeń powietrza, których ilość jest określana łącznie (Kośmider i Krajewska, 2005; PN-EN 13725:2007). Emisja odorów z obiektów inwentarskich wiąże się z wydzielaniem do powietrza kilkuset różnych substancji (odorantów), szczególnie kwasów karboksylowych, fenoli, aldehydów, amoniaku i innych (Herbut i in., 2010; O'Neill i Phillips, 1992). Stosowanie ogólnego pojęcia odorów wynika z faktu, że w sytuacji oddziaływania wielu substancji zapachowych może występować synergizm, maskowanie lub neutralizacja bodźców zapachowych. W takim przypadku nie jest możliwe wska-

zanie czynnika lub czynników decydujących o zapachu mieszaniny (Kosmider i in., 2002).

Odory mogą mieć niekorzystny wpływ na ludzi. Uzależniony jest on od: ilości i charakteru zapachu emitowanego ze źródła, odległości obszaru zamieszkanego od źródła emisji, warunków atmosferycznych, topografii terenu oraz wrażliwości i tolerancji człowieka (Jacobson i in., 2005; Sucker i in., 2009). Badania wykazały, że długotrwałe narażenie na działanie odorów wpływa negatywnie na samopoczucie i zachowania ludzi. Stwierdzono, że mogą one wywoływać wiele dolegliwości, takich jak: bezsenność, stres, apatia, rozdrażnienie, depresja, migreny, kaszel, katar, skurcze w klatce piersiowej, zatłoczony nos i inne dolegliwości układu oddechowego, czy też reakcje o podłożu zapalnym i uczuleniowym (Schiffman i in., 1995; Wing i in., 2008).

Jednym z głównych źródeł odorów jest rolnictwo, a w szczególności produkcja zwierzęca. Odory powstają w procesie fermentacji i gnicia ściółki, w wyniku rozkładu moczu, kału i resztek pokarmu, a także podczas oddychania, trawienia i parowania ze skóry (Korczyński i in., 2010). Można wyróżnić trzy podstawowe obszary emisji odorów z rolnictwa oraz ich udział: obiekty inwentarskie (30%), magazyny do przechowywania nawozów naturalnych (20%) oraz aplikowanie nawozów naturalnych na polach (50%) (Hardwick, 1985). Emisja odorów jest zależna od wielu czynników, między innymi: wielkości produkcji, gatunku zwierząt, systemu utrzymania, rodzaju paszy i sposobu żywienia, jak również metody magazynowania i aplikacji nawozów naturalnych oraz warunków atmosferycznych (Jacobson i in., 2005). Zanieczyszczenie powietrza odorami może dotyczyć nawet terenów w znacznej odległości od źródeł emisji. Wynika to ze słabego mieszania się odorów z powietrzem atmosferycznym, przemieszczania się w postaci strumieni o znacznych stężeniach oraz dużej łatwości przenoszenia przez wiatr (Skorupski i in., 2012).

W ostatnich latach, w wielu krajach odnotowano wzrost liczby skarg na uciążliwość zapachową, związaną z rolnictwem (Rappert i Müller, 2005). Wynika to przede wszystkim z postępującej intensyfikacji i koncentracji produkcji zwierzęcej, rozwoju budownictwa mieszkaniowego w pobliżu terenów tradycyjnie rolniczych, jak również wzrostu świadomości i zainteresowania ogółu społeczeństwa czystym i przyjaznym środowiskiem naturalnym (Nimmermark, 2011). W Polsce około 20% zgłaszanych rocznie skarg na zapachową uciążliwość powietrza

dotyczy chowu i hodowli zwierząt, z czego ok. 40% przypada na fermy drobiu, a 35% na fermy trzody chlewnej (Skorupski i in., 2012).

W związku z tym nastąpiło wzmożone zainteresowanie problematyką odorową na szczeblu międzynarodowym, krajowym i lokalnym w celu opracowania wytycznych i regulacji prawnych, dotyczących monitorowania i ograniczania emisji odorów (Mielcarek i Rzeźnik, 2015; Mahin, 2001; Nicell, 2009).

Wytyczne i regulacje prawne

Problem emisji odorów i związana z nim uciążliwość zapachowa dla ludzi są zjawiskiem złożonym, zależnym od wielu różnych czynników. Dlatego konieczne jest opracowanie regulacji prawnych, dotyczących limitacji i możliwości obiektywnego określania emisji odorów (Mielcarek i Rzeźnik, 2015).

Dotychczas w Unii Europejskiej nie opracowano szczegółowych przepisów, w zakresie standardów jakości powietrza w odniesieniu do odorów. W niektórych krajach istnieją poradniki i wytyczne oraz robocze projekty ustaw. W Hiszpanii i Holandii do określania jakości powietrza na terenach zamieszkałych stosuje się parametr $C_{98,1\text{hour}}$. Wielkość ta oznacza, że dla 98% godzin w ciągu roku, maksymalne stężenie odorów na poziomie gruntu, wyrażone jako średnia godzinna, nie może przekraczać określonej wartości. W pierwszej wersji hiszpańskiego projektu ustawy wartość ta wynosiła $5 \text{ ou}_E/\text{m}^3$ (DMAH, 2005). Natomiast w Holandii, dla odorów pochodzących z działalności hodowlanej wynosi ona $8 \text{ ou}_E/\text{m}^3$ (VROM, 2006). W Anglii i w Niemczech nie określono maksymalnych stężeń, tylko podano minimalne odległości źródeł emisji odorów od terenów zamieszkałych. Wyznaczono je z uwzględnieniem gatunku zwierząt, systemu utrzymania i sposobu karmienia (VDI3471:1986; VDI3473:1994; EPA, 2001). Natomiast w Japonii, Korei Południowej, Australii i Nowej Zelandii uchwalono regulacje prawne w zakresie ograniczania emisji odorów (Bokowa, 2010).

W Polsce brak jest aktów prawnych dotyczących limitacji emisji odorów, mimo, że prace nad ustawą odorową trwały od 2006. Jednak budziły one szereg kontrowersji. Krajowa Rada Izb Rolniczych wyraziła dezaprobatę wobec jej założeń, a Polski Związek Hodowców i Producentów Zwierząt Futerkowych tłumaczył protesty niezrozumieniem

przez mieszkańców faktu, że „zapach wsi różni się diametralnie od miejskiego”. Ministerstwo Środowiska zdecydowało się zaprzestać prac, bo przepisy „antyodorowe” są już w innych regulacjach. „Szybsze i lepsze skutki może przynieść prowadzenie działań, które sprawią, że obowiązujące już przepisy będą właściwie interpretowane, przestrzegane i egzekwowane” – tłumaczy ministerstwo (Ferfecki, 2013).

Ze względu na napływające interpelacje poselskie, zapytania senatorskie, skargi mieszkańców i apele samorządów dotyczące problemu uciążliwości zapachowej, w roku 2016, Kierownictwo Resortu Środowiska podjęło decyzję o etapowym rozwiązaniu tego problemu. Pierwszym etapem było opracowanie materiałów informacyjno-edukacyjnych w postaci wytycznych technicznych pt.: „Kodeks przeciwdziałania uciążliwości zapachowej”. W ramach dokumentu zestawiono aktualne przepisy prawne, które w sposób bezpośredni lub pośredni dotyczą problematyki uciążliwości zapachowej, a także zidentyfikowano źródła emisji substancji zapachowo czynnych oraz działania zaradcze dla głównych form działalności uciążliwych zapachowo, w tym przede wszystkim obiektów gospodarki odpadami, gospodarki wodno-ściekowej oraz obiektów hodowlanych. W ramach drugiego etapu Ministerstwo Środowiska zleciło ekspertyzę, w ramach której opracowana zostanie lista substancji i związków chemicznych, które są przyczyną uciążliwości zapachowych. W tym etapie zostaną określone również jednostki zapachowe substancji i związków chemicznych, wraz z propozycją oceny zapachowej jakości powietrza. Wyniki przeprowadzonych badań będą wykorzystane podczas prac w ramach trzeciego etapu, przy tworzeniu przepisów prawnych w tym zakresie, tj. ustawy o przeciwdziałaniu uciążliwości zapachowej i rozporządzeń wykonawczych do niej (Informacja Ministerstwa..., 2017).

Wyznaczanie wskaźników emisji odorów

Do określania uciążliwości zapachowej może być wykorzystywane wiele metod, które możemy podzielić na dwie grupy. Pierwsza z nich to pomiary stężeń wybranych odorantów. Stosuje się do tego analizy fizyko-chemiczne oparte na pomiarach składu ilościowego i jakościowego badanej próbki powietrza (Capelli i in., 2013). Wykorzystuje się do tego chromatografię gazową, gazowo-cieczową, spektroskopię

w podczerwieni oraz elektroskopię masową (Kim i Park, 2008; Odour guidance, 2010). Inną metodą fizyko-chemiczną jest pomiar z wykorzystaniem tzw. elektronicznego nosa. Jest to przyrząd analityczny, umożliwiający szybką identyfikację związków chemicznych, dzięki naśladowaniu zasad węchu biologicznego. Jednak przy mieszaninach złożonych z wielu związków chemicznych oraz przy bardzo niskich stężeniach zapachów pomiar przy pomocy tych urządzeń nie jest miarodajny (Stuetz i in., 1999; Romain i in., 2008). Zaletą technik fizyko-chemicznych jest możliwość porównania występujących odorantów i ich stężeń z normami dotyczącymi jakości powietrza oraz możliwość prowadzenia pomiaru w sposób ciągły (Odour guidance, 2010). Jednak metody te nie wykrywają interakcji między odorantami. Bez udziału percepcji ludzkiego nosa trudne jest określenie poziomu uciążliwości zapachowej (Kośmider i in., 2002). Niewątpliwą zaletą są małe rozmiary oraz waga nosa elektronicznego oraz możliwość wykonywania pomiarów ciągłych, co umożliwia jego zastosowanie w badaniach *in situ*. Uzyskane w ten sposób wyniki mogą stanowić uzupełnienie badań prowadzonych metodami sensorycznymi (Sohn i in., 2008).

Drugą grupą są metody sensoryczne, w których uciążliwość zapachowa jest określana na podstawie wrażeń węchowych człowieka. Najpopularniejszą z nich jest olfaktometria dynamiczna. Ocena stężenia odorów przeprowadzana jest w laboratorium przez zespół ekspertów, na podstawie pobranej próbki powietrza. Badanie polega na wykonaniu co najmniej trzech serii pomiarów, przez co najmniej czterech członków zespołu, przy różnych rozcieńczeniach próbki. Prowadzi to do zgromadzenia przynajmniej 12 wartości rozcieńczeń progowych, obliczanych jako średnia geometryczna z najmniejszej wartości rozcieńczenia, przy której zapach nie był wyczuwalny i największej, przy której był już wyczuwalny (Kośmider i in., 2002).

Największą zaletą technik sensorycznych jest to, że zapewniają bezpośredni kontakt między pobraną próbką zapachową, a percepcją człowieka. Wadą jest pracochłonność oraz dyskretny charakter pomiaru. Dodatkowo, materiał z którego wykonane są worki przeznaczone do prób (Tedlar) uniemożliwia ich pobór w wysokich temperaturach (Odour guidance, 2010), a metoda pobierania próbek zapachowych nie została znormalizowana. Olfaktometria dynamiczna jest obecnie powszechnie stosowaną techniką wyznaczania stężenia substancji zapachowych. Metoda ta została zatwierdzona przez Europejski *Komitet Normalizacyjny*

(EN 13725:2003) oraz Polski Komitet Normalizacyjny (PN-EN 13725:2007).

Jednostką stężenia odorów jest Europejska Jednostka Odorowa ($ou_E \cdot m^{-3}$). To taka koncentracja odorantu lub mieszaniny odorantów, która odpowiada zespołowemu progowi węchowej wyczuwalności. Stężenie zapachowe jest wyrażane jako wielokrotność tego progu. Za europejski wzorzec zapachu (EROM) uznano n – butanol (1 EROM=123 μg n-butanolu). Taka masa wzorca jest zawarta w 1 m^3 obojętnego gazu wtedy, gdy zespół stwierdza wystąpienie progu wyczuwalności (prawdopodobieństwo wyczucia zapachu jest równe 0,5), (Odour guidance, 2010).

Emisja odorów obliczana jest jako iloczyn wartości stężenia odorów w badanym obiekcie oraz chwilowej wymiany powietrza. Natomiast wskaźnik emisji to iloraz chwilowej emisji odorów i masy zwierząt. W literaturze najczęściej wartość wskaźnika wyraża się w przeliczeniu na zwierzę, jednostkę masy, jednostkę powierzchni lub na stanowisko (Jacobson i in., 2005).

Rozprzestrzenianie się odorów

Zanieczyszczenie odorami może dotyczyć nawet terenów w znacznej odległości od źródeł emisji, dlatego ważnym zagadnieniem jest modelowanie rozprzestrzeniania się odorów w otoczeniu. Na podstawie znajomości stężeń odorów oraz warunków atmosferycznych można stworzyć modele dyspersyjne, które pozwalają symulować rozprzestrzenianie się odorów oraz oszacowanie wartości ich stężeń w dowolnej odległości od źródła. Obecnie na tej podstawie tworzonych jest większość przepisów prawnych dotyczących emisji odorów. Jednak określone w nich minimalne odległości między źródłem emisji, a strefą zamieszkania wywołują poważne dyskusje zarówno po stronie producentów, jak i mieszkańców (Sheridan i in., 2004; Sarkar i in., 2003).

Wskaźniki emisji odorów

W minionych latach opublikowano wiele prac o emisji odorów z produkcji zwierzęcej. Większość badań prowadzona była w Europie

oraz Ameryce Północnej i dotyczyła trzech głównych gatunków hodowlanych: drobiu, trzody chlewnej i bydła. W europejskiej literaturze przedmiotu wartości emisji odorów odnosi się do 1 kg masy ciała, rzadziej do 1 sztuki, sporadycznie do 1 stanowiska produkcyjnego. W Stanach Zjednoczonych emisję odorów podaje się w przeliczeniu na jednostkę powierzchni. W dostępnej literaturze przedmiotu można znaleźć wiele publikacji dotyczących emisji odorów z rolnictwa. Celem tych prac było zidentyfikowanie głównych źródeł emisji odorów oraz wyznaczenie wskaźników emisji odorów. Opublikowane wskaźniki cechują się dużym zróżnicowaniem dla każdego gatunku zwierząt. Wynika to różnych warunków makro- i mikroklimatycznych, technologii utrzymania zwierząt, a także metodyki pomiarów. W związku z tym zasadne jest kontynuowanie badań w budynkach inwentarskich dla wszystkich grup zwierząt, celem precyzyjnego określenia wartości wskaźników emisji odorów. Należało by również rozważyć sposób prezentowania wyników w ujednocionej jednostce. Wyrażanie jej w przeliczeniu na 1 kg masy ciała lub 1 DJP wydaje się najbardziej odpowiednie i stwarza możliwość obiektywnego porównywania wskaźników. Mogły by stanowić one podstawę przy opracowywaniu regulacji prawnych w tym zakresie. Dodatkowo należy prowadzić prace zmierzające do zidentyfikowania zmiennych, mających wpływ na emisję odorów. Pozwoli to na określenie nowych rozwiązań konstrukcyjnych i technologicznych, minimalizujących negatywny wpływ budynków inwentarskich na środowisko (Mielcarek i Rzeźnik, 2015).

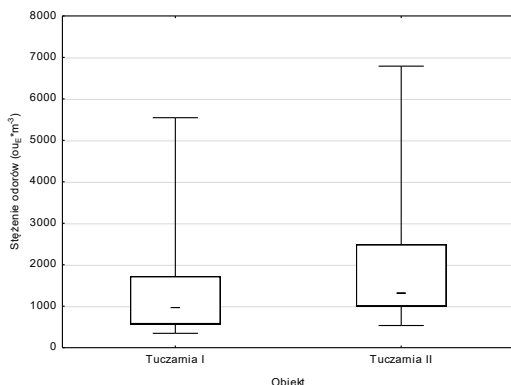
Sposoby redukcji emisji odorów

W opublikowanych badaniach dotyczących tematyki emisji odorów z produkcji rolniczej można wskazać czynniki mające znaczny wpływ na poziom emisji odorów i na ich podstawie wskazać techniki redukcyjne. Badania w tej tematyce prowadził Instytut Technologiczno-Przyrodniczy, Oddział w Poznaniu (ITP). Poniżej przedstawiono sposoby ograniczania emisji odorów z rolnictwa zweryfikowane w ITP.

Wpływ systemu utrzymania tuczników na emisję odorów

W ramach prac prowadzonych w ITP, Oddział w Poznaniu, dokonano porównania emisji odorów z dwóch systemów utrzymania tucz-

ników: bezściółkowy na podłodze szczelinowej na całej powierzchni kojca oraz ściółkowy, na głębokiej ściółce. Badania prowadzono przez okres roku w przemysłowych tuczarniach trzody chlewnej. W tym czasie pobrano po 98 próbek powietrza z każdego budynku. Oznaczenia stężeń wykonano w akredytowanym laboratorium w poznańskim oddziale ITP.

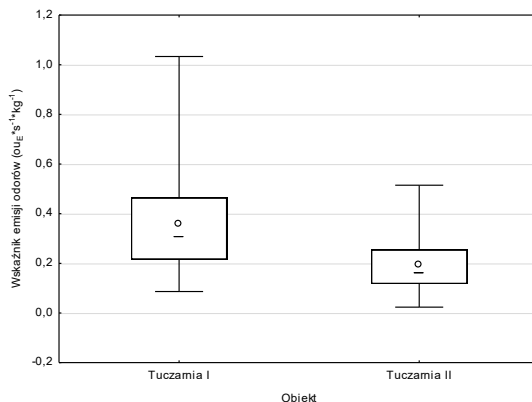


Dolna i górna krawędź wykresów pudełkowych to odpowiednio pierwszy i trzeci kwartył rozkładu zmiennej.

Medianę przedstawiono jako „-”. Wąsy wskazują minimalne i maksymalne wartości.

Rys. 1. Rozkład wartości stężeń odorów dla obu tuczarni w całym okresie badawczym

Dla całego okresu badawczego stężenia w tuczarni na głębokiej ściółce przyjmowały wartości w zakresie od $347 \text{ ou}_E \cdot \text{m}^{-3}$ do $5547 \text{ ou}_E \cdot \text{m}^{-3}$ (średnio $1085 \text{ ou}_E \cdot \text{m}^{-3}$), a w obiekcie bezściółkowym od $535 \text{ ou}_E \cdot \text{m}^{-3}$ do $6970 \text{ ou}_E \cdot \text{m}^{-3}$ (średnio $1445 \text{ ou}_E \cdot \text{m}^{-3}$) (rys. 1). Mimo większych wartości minimalnych, maksymalnych i średnich stężeń odorów w tuczarni bezściółkowej przeprowadzony test U Manna-Whitneya nie wykazał statystycznie istotnych różnic w wartościach stężeń odorów między obiektami ($p \leq 0,05$), więc technologia utrzymania tuczników nie wpływa na stężenie odorów w badanych obiektach (Mielcarek, 2015).



Dolna i górna krawędź wykresów pudełkowych to odpowiednio pierwszy i trzeci kwartył rozkładu zmiennej. Medianę przedstawiono jako „-”, a średnią jako „o”. Wąsy wskazują minimalne i maksymalne wartości.

Rys. 2. Wartości wskaźników emisji odorów (odniesionych do 1 kg masy ciała) dla obu tuczarni w całym okresie badawczym

W przypadku wskaźników emisji odorów (odniesionych do 1 kg masy ciała) wartości wynosiły od 0,095 do 1,033 $\text{ou}_E \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$ (średnio 0,357 $\text{ou}_E \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$) w tuczarni z głęboką ściółką oraz od 0,024 do 0,515 $\text{ou}_E \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$ (średnio 0,195 $\text{ou}_E \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$) w tuczarni bezściółkowej z całkowicie szczelinową podłogą (rys. 2). Nieparametryczna analiza różnic między średnimi wskaźnikami emisji odorów wykazała statystycznie istotne różnice w ich wartościach między obiektami ($p \leq 0,05$). Oznacza to, że średni wskaźnik emisji odorów odniesiony do 1 kg masy ciała z tuczarni na głębokiej ściółce był o 83% większy od wskaźnika z tuczarni bezściółkowej (Mielcarek, 2015).

Wpływ systemu utrzymania krów mlecznych na emisję odorów

W ramach realizacji tematu statutowego przez ITP, Oddział w Poznaniu wykonano badania wpływu systemu utrzymania i konstrukcji obór dla krów mlecznych na emisję odorów. Badania wykonano w 6 wielkopolskich oborach wolnostanowiskowych: 2 obory ściółkowe ze zbiorową płytą legowiskową (płytką i głęboką ściółką), 2 obory boksowe

z boksami ścielonymi dwie i obory bezściółkowe z podłogą szczelinową (rys. 3).

Oznaczenia stężeń odorów wykonano w akredytowanym laboratorium w poznańskim oddziale ITP. Wyniki przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Wskaźniki emisji odorów z badanych obór

Obora	1	2	3	4	5	6
Wskaźnik emisji odorów ($ou_E \cdot s^{-1} \cdot kg^{-1}$)	0,06	0,06	0,13	0,17	0,12	0,15
Odchylenie standardowe ($ou_E \cdot s^{-1} \cdot kg^{-1}$)	0,03	0,01	0,05	0,02	0,04	0,06
Współczynnik zmienności (%)	58	18	35	29	35	40

Obora 1 - obora ze zbiorową płytą legowiskową na płytkiej ściółce (półtwarda).

Obora 2 - obora z boksami nieścielonymi i podłogą szczelinową (półtwarda).

Obora 3 - obora ze zbiorową płytą legowiskową na głębokiej ściółce.

Obora 4 - obora ze ścielonymi boksami i podłogą litą.

Obora 5 - obora ze ścielonymi boksami i podłogą litą.

Obora 6 - obora z boksami nieścielonymi i podłogą szczelinową.

Źródło: Rzeźnik i in., (2014).

Najmniejsze wskaźniki emisji odorów uzyskano dla dwóch różnych systemów utrzymania w oborach 1 i 2. Niskie wartości wskaźników wynikały z konstrukcji budynków (otwory okienne), która ograniczała swobodną wymianę powietrza. Wskaźniki emisji z obu tych obiektów różniły się statystycznie od pozostałych ($p \leq 0,05$). W przypadku pozostałych obór ze ścianami kurtynowymi wskaźniki były większe. Analiza statystyczna wykazała, że obora 4 różniła się od pozostałych i charakteryzowała się największym wskaźnikiem emisji odorów. Wpływ na to mógł mieć zastosowany tam system usuwania odchodów – zgarniacz typu delta. Urządzenie to pracowało w trybie ciągłym, zwiększając powierzchnię parowania, co mogło skutkować wzmożonym uwalnianiem substancji odorotwórczych (Rzeźnik i in., 2014).

Wpływ systemu utrzymania drobiu na emisję odorów

W ramach realizacji tematu statutowego przez ITP, Oddział w Poznaniu wykonano badania wpływu systemu utrzymania kur reprodukcyjnych na emisję odorów. Pomiary wykonano w dwóch kurnikach reprodukcyjnych. W pierwszym kurniku kury były utrzymywane na ściółce, z ręcznym zbiorem jaj (kurnik A). W drugim – w systemie z podłożem ściółkowo-rusztowym i mechanicznym zbiorem jaj (kurnik B). Ocenę stężenia odorów przeprowadzono w akredytowanym laboratorium, mającym siedzibę w Oddziale ITP w Poznaniu. Wykorzystano do tego metodę olfaktometrii dynamicznej zgodnie z normą PN-EN 13725:2007, z użyciem olfaktometru TO8. Uzyskane wyniki przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Stężenia i wskaźniki emisji odorów w badanych kurnikach

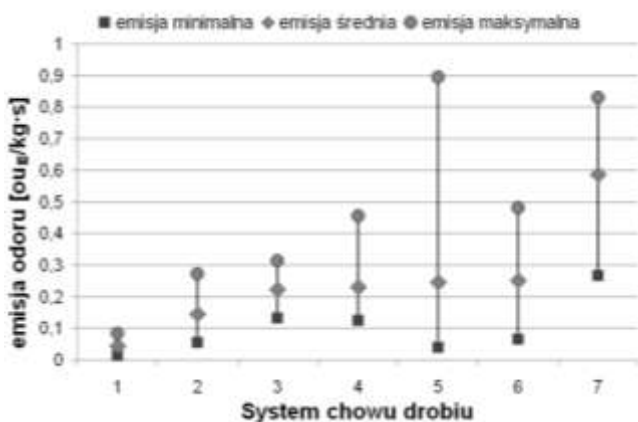
Nr pomiaru	Kurnik	Stężenie odorów ($\text{ou}_E \cdot \text{m}^{-3}$)	Wskaźnik emisji odorów ($\text{ou}_E \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$)
1	A	235	0,18
	B	166	0,13
2	A	450	0,48
	B	406	0,45
3	A	420	0,45
	B	395	0,37
4	A	260	0,20
	B	255	0,18
5	A	245	0,19
	B	241	0,17

Źródło: Kołodziejczyk i in., (2011).

Wartości stężenia i wyznaczonych wskaźników emisji odorów z kurnika ściółkowo-rusztowego były mniejsze niż wartości stężenia i wskaźników emisji odorów z kurnika, w którym kury były utrzymywane na jednolitym podłożu słomistym (Kołodziejczyk i in., 2011).

W ramach realizacji innego zadania badawczego przez ITP, Oddział w Poznaniu wykonano badania wpływu systemu utrzymania drobiu kurzego na emisję odorów. Pomiarów wykonano w 7 kurnikach, zlokalizowanych w województwie wielkopolskim, różniących się systemami chowu i rodzajem produkcji (rys. 4).

Na podstawie przeprowadzonych pomiarów wyznaczono średni oraz minimalny i maksymalny wskaźnik emisji odorów, jako iloraz objętościowego natężenia przepływu powietrza wentylacyjnego i stężenia odoru w powietrzu wentylacyjnym i odniesiono go do 1 kg masy żywca. Wyniki przedstawiono na rysunku 5.



Kurnik 1 - system klatkowo-bateryjny, produkcja jaj konsumpcyjnych.

Kurnik 2 - system ściółkowy, odchowalnia młodych kur.

Kurnik 3 - system ściółkowy, odchowalnia młodych kur.

Kurnik 4 - system rusztowo-ściółkowy, produkcja jaj wylęgowych.

Kurnik 5 - system ściółkowy, produkcja jaj wylęgowych.

Kurnik 6 - system ściółkowy, produkcja jaj wylęgowych.

Kurnik 7 - system ściółkowy, brojlery kurze

Źródło: Jugowar i Piotrkowski, (2012).

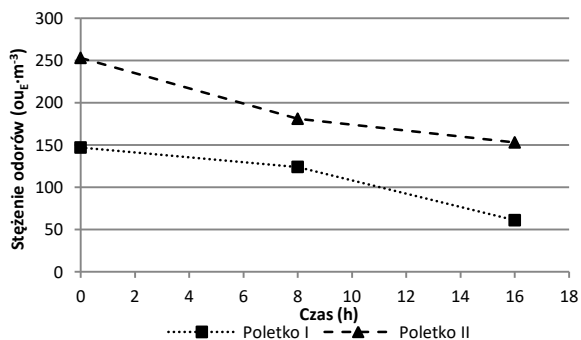
Rys. 5. Zestawienie wskaźników emisji odorów na kilogram masy kur

Stwierdzono, że najmniejszy średni wskaźnik emisji odorów występuje przy produkcji jaj konsumpcyjnych w kurnikach wyposażonych w system klatkowo – bateryjny ($0,043 \text{ ou}_E \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$). Największy – przy produkcji brojlerów kurzych na podłodze ze ściółką ($0,586 \text{ ou}_E \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$). Dla pozostałych systemów chowu drobiu kurzego w Polsce średnie wskaźniki emisji odorów zawarte są pomiędzy wymienionymi wartościami (Jugowar i Piotrkowski, 2012).

Wpływ sposobu aplikacji masy pofermentacyjnej z biogazowni i obornika bydłowego na emisję odorów

Stopień redukcji emisji odorów określono na podstawie badań porównawczych dla dwóch rodzajów masy pofermentacyjnej i obornika bydłowego. Na poletku I, badany nawóz został zaaplikowany przy użyciu prototypowego urządzenia do aplikacji stałych nawozów naturalnych, umożliwiającego bezpośrednie przykrycie aplikowanego nawozu naturalnego (rys. 6). Natomiast na poletku II, do tego celu wykorzystano typowy rozrzutnik obornika (Tytan 18 firmy Unia).

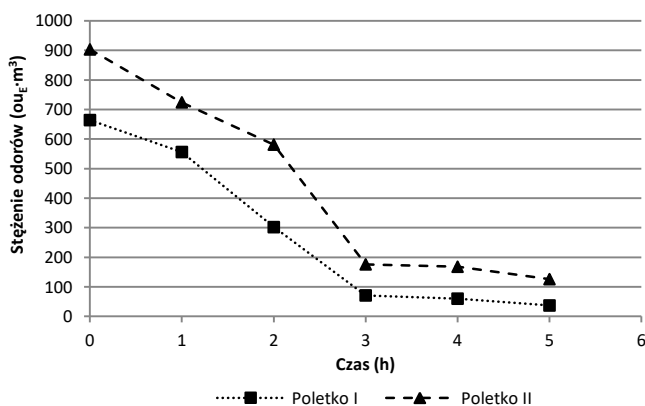
Stężenie odorów w powietrzu nad poletkami doświadczalnymi określono metodą olfaktometrii dynamicznej, zgodnie z normą PN-EN 13725:2007. Oznaczenia wykonano w ITP w Poznaniu, przez Laboratorium Badawcze Technologii i Biosystemów Rolniczych akredytowane w tym zakresie. Wartości stężeń w funkcji czasu, który upłynął od momentu aplikacji przedstawiono na rysunkach 6-8.



Źródło: Bartkowiak i in., (2017).

Rys. 6. Stężenie odorów na poletkach doświadczalnych w funkcji czasu dla masy pofermentacyjnej z Agrobiogazowni Kostkowiec

Zastosowanie prototypowego urządzenia do dogłębowej aplikacji powodowało zredukowanie emisji odorów od 31 do 60% – średnio o 44%. Jednak obciążenie zapachowe powietrza wynikające z aplikacji pofermentu jest na tyle małe, że nie powinno powodować dyskomfortu okolicznych mieszkańców. Wynika to z procesów, jakim poddawany jest wsad do biogazowni, a później dygestat. Siarkowodor, jeden ze związków odorotwórczych, wchodzi w skład biogazu i jest spalany w biogazowni. Natomiast, pozostały po obróbce w biogazowni amoniak zawarty jest głównie we frakcji ciekłej osadu pofermentacyjnego (Bartkowiak i in., 2017).

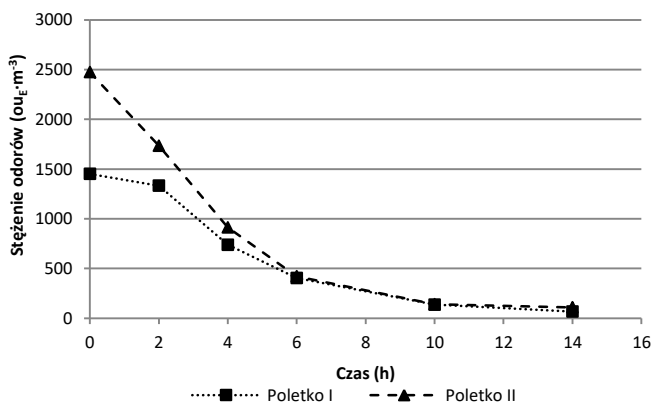


Źródło: Bartkowiak i in., (2017).

Rys. 7. Stężenie odorów na poletkach doświadczalnych w funkcji czasu dla masy pofermentacyjnej z Bioelektrowni Koczergi

W przypadku drugiej masy pofermentacyjnej początkowe stężenia odorów były na poziomie kilkukrotnie większym niż w przypadku masy pofermentacyjnej z Agrobiogazowni Kostkowice. Zastosowanie aplikatora dogłębowego do nawożenia masą pofermentacyjną spowodowało zmniejszenie stężenia odorów przez cały okres badań. Redukcja zwiększała się z upływem czasu od 23 do 71% - średnio 49%. Po trzeciej godzinie po aplikacji zaobserwowano wyraźny spadek stężenia odorów

do poziomu, który nie powinien niekorzystnie wpływać na otoczenie (Bartkowiak i in., 2017).



Źródło: Bartkowiak i in., (2017).

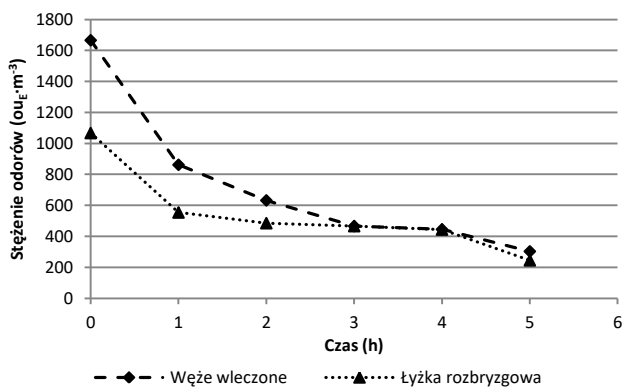
Rys. 8. Stężenie odorów na poletkach doświadczalnych w funkcji czasu dla obornika bydłęcego

Poziom redukcji stężenia odorów wynikający z użycia narzędzia do dogłębowej aplikacji obornika był mniejszy niż dla masy pofermentacyjnej i wynosił od 4 do 41% – średnio 22%. Malał on wraz z upływem czasu, co związane było ze zmniejszającą się w czasie emisją gazów szkodliwych oraz innych odorantów. Po około 10 godzinach stężenie na poletkach zmalało do poziomu, który nie powinien powodować dyskomfortu okolicznych mieszkańców (Bartkowiak i in., 2017).

Wpływ sposobu aplikacji gnojowicy świńskiej na emisję odorów

W roku 2017 Instytut Technologiczno-Przyrodniczy, Oddział w Poznaniu wykonał wstępne badania emisji odorów przy rozlewaniu gnojowicy świńskiej. Porównano dwa rodzaje aplikacji naglebowej. Na pierwszym poletku gnojowicę rozlewano przy pomocy węża wleczonych, a na drugim łyżki rozbryzkowej (rys. 9).

Po aplikacji gnojowicy, w określonym czasie (0, 1, 2, 3, 4, 5, 6 godzin po aplikacji), określono stężenie gazów w pobranych próbkach powietrza. Wyniki przedstawiono na rysunku 10.



Rys. 10. Stężenie odorów na poletkach doświadczalnych w funkcji czasu

Stężenia odorów były większe na poletku, gdzie zastosowano metodę aplikacji z wężami wleczonymi. Różnica na niekorzyść tej techniki aplikacji może być związana z gwałtownym uwalnianiem się substancji odorotwórczych podczas procesu aplikacji łyżką rozbryzgową. Stosując metodę pomiarów komorowych pomijamy to zjawisko, ponieważ pobór próbki powietrza do badań następuje tuż po wykonaniu procesu aplikacji i nie uwzględnia emisji w czasie opadania gnojowicy na powierzchnię poletka. W późniejszych okresach większa emisja z poletka, na którym zastosowano wężę wleczone mogła wynikać z mniejszej powierzchni pokrycia poletka przez gnojowicę. Przy stosowaniu łyżki rozbryzgowej poletko zostało równomiernie przykryte na całej powierzchni przez gnojowicę, co umożliwiło szybsze wsiąkanie jej do gleby. Na poletku, gdzie zastosowano wężę wleczone gnojowica przez długi okres zalegała w zagłębieniach powstałych po wężach, co zwiększało emisję odorów. Po 3 godzinach po aplikacji poziom stężeń na obu poletkach wyrównał się, a po 5 osiągnął poziom nieuczłuliw dla otoczenia.

Fot. 1. Badane obory



Obora 1 - obora ze zbiorową płytą legowiskową na płytkiej ściółce (pół-otwarta).

Obora 2 - obora z boksami nieścielonymi i podłogą szczelinową (pół-otwarta).

Obora 3 - obora ze zbiorową płytą legowiskową na głębokiej ściółce.

Obora 4 - obora ze ścielonymi boksami i podłogą litą.

Obora 5 - obora ze ścielonymi boksami i podłogą litą.

Obora 6 - obora z boksami nieścielonymi i podłogą szczelinową.

Zdjęcia własne.

Fot. 2. Badane kurniki



Kurnik 1 - system klatkowo-baterijny, produkcja jaj konsumpcyjnych.

Kurnik 2 - system ściółkowy, odchowalnia młodych kur.

Kurnik 3 - system ściółkowy, odchowalnia młodych kur.

Kurnik 4 - system rusztowo-ściółkowy, produkcja jaj wylęgowych.

Kurnik 5 - system ściółkowy, produkcja jaj wylęgowych.

Kurnik 6 - system ściółkowy, produkcja jaj wylęgowych.

Kurnik 7 - system ściółkowy, brojlery kurze.

Zdjęcia własne.

Fot. 3. Prototypowy aplikator opracowany przez Przemysłowy Instytut Maszyn Rolniczych



Zdjęcie własne.

Fot. 4. Aplikacja gnojowicy na poletkach doświadczalnych



Zdjęcie własne.

Literatura

Bartkowiak A., Jadczyzyn T., Mac J., Matros B., Matyka M., Mielcarek P., Rzeźnik W., Stekla J., Talarczyk W., Zbytek Z., Witorożec A. (2017). Różne aspekty wykorzystania biomasy pofermentacyjnej. (red.) Rzeźnik W. - w druku.

Bokowa A.H. (2010). Review of Odour Legislation. Chemical Engineering Transactions, 23: 31-36.

Capelli L., Sironi S., Del Rosso R., Guillot J.M. (2013). Measuring odours in the environment vs. dispersion modelling: A review. Atmospheric Environment, 79: 731-743.

DMAH (2005). Direcció General de Qualitat Ambiental. Esborrany de d'avantprojecte de llei contra la contaminació odorífera, Junio 2005. Pozyskano z: <http://mediambient.gencat.net>.

EN 13725:2003. Air quality. Determination of odour concentration by dynamic olfactometry.

EPA (2001). Odour impacts and odour emission control measures for intensive agriculture. Environmental Protection Agency, Wexford, Ireland.

Ferfecki W. (2013). Smród bez regulacji. Rzeczpospolita z dnia 08.10.2013. Pozyskano z: <http://www.rp.pl/artukul/1055016.html>.

Hardwick D.C. (1985). Agricultural problems related to odor prevention and control. In: Nielsen V.C., Voorburg J.H., Hermite P.L. (Red.), Odour Prevention and Control of Organic Sludge and Livestock Farming. Elsevier Applied Science Publishers, New York, 21-26.

Herbut E., Walczak J., Krawczyk W., Szewczyk A., Pająk T. (2010). Badania emisji odorantów z utrzymania zwierząt gospodarskich. W: Współczesna problematyka odorów. Pod Red. Szyrkowskiej M. I. i Zwoździaka J. WNT. Warszawa, 1-13.

Informacja Ministerstwa Środowiska nt. uciążliwości zapachowych. 2017, <https://www.mos.gov.pl/srodowisko/uciazliwosc-zapachowa/> (Dostęp 30.10.2017).

Jacobson L.D., Guo H., Schmidt D.R., Nicolai R.E., Zhu J., Janni K.A. (2005). Development of the offset model for determination of odor-annoyance-free setback distances from animal production sites: Part I. Review and experiment. *Transactions of the ASAE*, 48(6): 2259-2268.

Jugowar J.L., Piotrkowski M. (2012). Porównanie emisji odorów z kurników dla różnych systemów utrzymania ptaków. *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering*, 57(3): 182-185.

Kim K.H., Park S.Y. (2008). A comparative analysis of malodor samples between direct (olfactometry) and indirect (instrumental) methods. *Atmospheric Environment*, 42: 5061-5070.

Kołodziejczyk T., Jugowar J.L., Piotrkowski M. (2011). Emisja odorów z kurników. *Problemy Inżynierii Rolniczej*, 19(1): 135-141.

Korczyński M., Opaliński S., Kołacz R., Dobrzański Z., Gbiorczyk W., Szołtyś M. (2010). Chemiczne i biotechnologiczne preparaty do ściółki, pomiotu i grojowicy ograniczające emisję odorów i gazów toksycznych „u źródła”. W: *Współczesna problematyka odorów*. Pod Red. Szyrkowskiej M.I. i Zwoździaka J. WNT. Warszawa, 452-478.

Kośmider J., Krajewska B. (2005). Normalizacja olfaktometrii dynamicznej. Podstawowe pojęcia i jednostki miar. *Normalizacja*, 15-22.

Kośmider J.; Mazur-Chrzanowska, B.; Wyszyński B. (2002). *Odory*. Warszawa. Wyd. PWN. ISBN 83-01-13744-4.

Mahin T.D. (2001). Comparison of different approaches used to regulate odours around the world. *Water Science Technology*, 44 (9): 87-102.

Mielcarek P. (2015). Wpływ systemu utrzymania tuczników na emisję odorów z chlewni. *Rozprawa doktorska, Poznań*, ss 104.

Mielcarek P., Rzeźnik W. (2015). Odor emission factors from livestock production. *Polish Journal of Environmental Studies*, 24(1): 27-35.

Nicell J.A. (2009). Assessment and regulation of odour impacts. *Atmospheric Environment*, 43: 196-206.

Nimmermark S. (2011). Influence of odour concentration and individual odour thresholds on the hedonic tone of odour from animal production. *Biosystems Engineering*, 108: 211-219.

O'Neill D.H., Phillips V.R. (1992). A review of the control of odor nuisance from livestock buildings: Part 3. Properties of the odorous substances which have been identified in livestock wastes or in the air around them. *J. of Agric. Eng. Res.* 51: 157-165.

Odour guidance (2010). Scottish Environment Protection Agency. Pozyskano z: <http://www.sepa.org.uk/air/odour.aspx>.

PN-EN 13725:2007. Jakość Powietrza. Oznaczanie stężenia zapachowego metodą olfaktometrii dynamicznej.

Rappert S., Müller R. (2005). Odor compounds in waste gas emissions from agricultural operations and food industries. *Waste Management*, 25: 887-907.

Romain A.C., Delva J., Nicolas J. (2008). Complementary approaches to measure environmental odours emitted by landfill areas. *Sensors and Actuators B: Chemical*, 131: 18-23.

Rzeźnik W., Mielcarek P., Jugowar J.L. (2014). The emission of odor from livestock buildings for dairy cattle in Poland, *Applied Engineering in Agriculture*, 30(6): 961-970.

Sarkar U., Hobbs S.E., Longhurst P. (2003). Dispersion of odour: a case study with a municipal solid waste landfill site in North London, United Kingdom. *Journal of Environmental Management*, 68: 153-160.

Schiffman S.S., Sattely-Miller E.A., Suggs M.S., Graham B.G. (1995). The effect of environmental odors emanating from commercial swine operations on the mood of nearby residents. *Brain Research Bulletin*, 37(4): 369-375.

Sheridan B.A., Hayes E.T., Curran T.P., Dodd V.A. (2004). A dispersion modelling approach to determining the odour impact of intensive pig production units in Ireland. *Bioresource Technology*, 91: 145-152.

Sironi S., Capelli L., Céntola P., Del Rosso R., Il Grande M. (2005). Odour emission factors for assessment and prediction of Italian MSW landfills odour impact. *Atmospheric Environment*, 39: 5387-5394.

Skorupski J., Kowalewska-Łuczak I., Kulig H., Roggenbuck A. (2012). Wielkotowarowa produkcja zwierzęca w Polsce a ochrona środowiska przyrodniczego Morza Bałtyckiego. *Federacja Zielonych GAJA, Szczecin*.

Sohn J.H., Hudson N., Gallagher E.; Dunlop M., Zeller L., Atzeni M. (2008). Implementation of an electronic nose for continuous odour monitoring in a poultry shed. *Sensors and Actuators B: Chemical*, 133: 60-69.

Stuetz R.M., Fenner R.A., Engin G. (1999). Assessment of odours from sewage treatment works by an electronic nose, H₂S analysis, and olfactometry. *Water Research*, 33: 453-461.

Sucker K., Both R., Winneke G. (2009). Review of adverse effects of odours in field studies. *Water Science and Technology*, 59: 1281-1289.

VDI3471:1986 Emission Control. Livestock management – Hens.

VDI3471:1986 Emission Control. Livestock management – Pigs.

VDI3473 Part 1. 1994. Emission control – Livestock farming: Cattle – Odorants.

VROM (2006). Regulation of Annoyance from Odours and Livestock, n° BWL/2006333382, Official bulletin of the Netherlands, ISSN 0920 - 2064, The Hague, Netherlands.

Wing S., Horton R.A., Marshall S.W., Thu K., Taiik M., Schinasi L. (2008). Air pollution and odor in communities near industrial swine operations. Environmental Health Perspectives, 116(10): 1362-1368.

THE ODOUR EMISSION FROM AGRICULTURE AND THE METHODS OF REDUCTION

S u m m a r y

For many years the odour emissions from agriculture have become increasingly important problem. Odours are mainly emitted from animal production: livestock buildings, the storages of natural fertilizers and their application on fields. Recently, large number of complaints about odour nuisance associated with agricultural production has been observed. Consequently, many countries which care about the human health and environment try to define the limit values of odour emission. Moreover, they still monitor the environment in this area and they develop mitigation methods of odour emissions. So far, the European Union, including Poland, has not developed legal regulations on air quality standards for odours. Many studies on odour emissions from agricultural production and its mitigation have been carried out in the Poznań Branch of the Institute of Technology and Life Sciences. The research concerned the impact of livestock housing systems for pigs, cows and poultry, on odour emissions. Another area of studies was the methods of natural fertilizers application on fields and their influence on odour concentration and emission.

Key words: odour emissions, reduction metod, animal production.

OPRACOWANIE MONOGRAFICZNE:

„Najefektywniejsze metody redukcji niekorzystnych oddziaływań rolnictwa w zakresie środowiska naturalnego i zmian klimatu oraz możliwości szacowania ich efektów”

Biofiltracja powietrza w produkcji zwierzęcej jako możliwość redukcji GHG w rolnictwie

Wojciech Krawczyk, Jacek Walczak

*Dział Technologii, Ekologii i Ekonomiki Produkcji Zwierzęcej,
Instytut Zootechniki PIB*

Emisja GHG w produkcji zwierzęcej wobec wyzwań związanych ze zmianami klimatu

Zachodzące u schyłku dwudziestego wieku globalne zmiany klimatyczne, charakteryzujące się wzrostem średniej temperatury powierzchni Ziemi, zwróciły baczną uwagę świata nauki na problematykę zbilansowania radiacyjnego naszej planety. W wyniku licznych badań stwierdzono, że wzmożony, tak zwany, efekt szklarni ma podłoże antropogeniczne. Winą za taki stan obarczono przemysł i energetykę, emitujące znaczne ilości pyłów i gazów. Było to tym łatwiejsze, że ten uboczny skutek działalności przemysłowej już uprzednio okazał się być przyczyną powstawania kwaśnych deszczy i wynikających stąd zmian jakościowych i ilościowych w licznych ekosystemach. Dopiero w latach osiemdziesiątych wyniki prac badawczych wskazały na rolnictwo, jako równie groźne źródło skażenia środowiska naturalnego. Szczególny udział w tym procesie bierze produkcja zwierzęca, z utrzymaniem swni na czele (Atkinson i Watson, 1996; Strauch, 1992). Dzieje się tak z racji znacznej koncentracji oraz skali produkcji trzody chlewnej.

Negatywne środowiskowe oddziaływanie produkcji trzody sprowadza się do czterech zakresów. Pierwszy z nich to nadmierna depozycja w środowisku glebowym i wodnym pierwiastków biogennych, prowadząca do przenawożenia, eutrofizacji, a następnie skażenia tych środowisk. Głównym czynnikiem są tu tzw. produkty uboczne, w postaci obornika i gnojowicy. Trzy kolejne zakresy powiązane są z emisją związków, znanych w zootechnice pod nazwą szkodliwych domieszek gazowych. Są to amoniak, dwutlenek węgla, siarkowodór, tlenki azotu, metan, ozon a nawet para wodna. Gazy te, wyemitowane do troposfery wraz z wentylowanym powietrzem, współdziałają w potęgowaniu efektu cieplarnianego i powstawaniu kwaśnych deszczy. Ostatni zakres obejmuje reakcje zachodzące w stratosferze i prowadzące do zaniku strefy ozonowej, chroniącej żywe organizmy przed promieniowaniem ultrafioletowym, oraz wysokoenergetycznym promieniowaniem kosmicznym. Zanim badania potwierdziły szkodliwe oddziaływanie wspomnianych gazów na środowisko naturalne, od dawna znanym był ich negatywny wpływ na same świnie. Długotrwałe przebywanie w przekraczającym normy stężeniu tych domieszek powoduje szereg konsekwencji behawioralnych, histologicznych, fizjologicznych, biochemicznych, immunologicznych, a nawet patogennych czy patologicznych.

W nasilaniu efektu szklarni ze strony produkcji zwierzęcej, udział biorą dwutlenek węgla, para wodna, metan, ozon i amoniak. Częstoteczki tych związków posiadają zdolność adsorpcji promieniowania długofalowego w zakresie podczerwieni, pochodzącego z litosfery i dolnej warstwy troposfery. W stanie naturalnym funkcję tę pełniła głównie para wodna, której poziom jest dość ustabilizowany w wyniku nieustannego obiegu wody. W miarę postępu cywilizacji, coraz ważniejszą rolę w opisanych zjawiskach zaczął odgrywać dwutlenek węgla. Jego obecność w przyrodzie związana jest z przemianami węgla, które są o wiele wolniejsze. Dochodzi więc do gromadzenia się tego gazu, w atmosferze jak i oceanicznych osadach dennych. Sprzyja to nasilaniu efektu cieplarnianego. Średnie tempo przyrostu stężenia dwutlenku węgla w skali globu wynosi bowiem 2 ppm/rok. W produkcji trzody gaz ten jest wynikiem procesów oddychania, zarówno świń jak i mikroflory zawartej w oborniku czy przerabianej gnojowicy. W porównaniu do innych domieszek gazowych, dwutlenek węgla produkowany jest w wielokrotnie większych ilościach. Jednak, jak wskazują najnowsze badania w zakresie chemii atmosferycznej, pozostałe wymienione gazy dorównały mu efek-

tem adsorpcji. Pomimo mniejszych stężeń ich cząsteczki są bowiem bardziej reaktywne.

Kwaśne deszcze powstają na skutek zjawisk dysocjacji cząsteczek gazów w nasyconej parą wodną atmosferze. Obniżenie się pH opadów atmosferycznych związane jest ze znacznymi ilościami wyemitowanych domieszek gazowych. Szacuje się, że roczna krajowa emisja związków siarki sięga 70 mln ton, a tlenków azotu 20 mln ton. Ze strony emisji odrolniczej, w tym z produkcji trzody, w reakcję wchodzi tu siarkowodor, tlenki azotu oraz amoniak. O ile dwa pierwsze związki są prekursorami dobrze znanych kwasów, o tyle w ostatnim przypadku można domniemywać oddziaływanie alkalizującego lub generalnie zobojętniania kwaśnego odczynu wody deszczowej. Dzieje się tak tylko w pewnym stopniu. Udowodniono bowiem, iż zanim dojdzie do takiej reakcji, większość amoniaku reaguje z kwaśnymi aerozolami i wolnymi rodnikami, współtworząc kwaśne deszcze. Szacuje się, że z samej tylko produkcji trzody trafia rocznie do atmosfery ok. 100 tys. ton amoniaku, podczas gdy z innych nierolniczych źródeł o połowę mniej. Dane holenderskie mówią, iż 25-30% kwaśnych deszczy powodowanych jest amoniakiem uwolnionym z produkcji zwierzęcej. Kwaśne deszcze powodują nie tylko zmiany florystyczne, ale między innymi sprzyjają większej akumulacji w roślinach uprawnych metali ciężkich na skutek ich uwalniania w zakwaszonym środowisku kompleksu glebowego.

Zanikanie strefy ozonowej jest szczególnie groźnym zjawiskiem w skali globu. Główną odpowiedzialnością obarcza się tu związki z grupy chlorofluorowęglanów (CFC).

Ich źródłem jest przemysł oraz stosowane na co dzień aerozole. Drugą grupą związków reagujących z ozonem są tlenki azotu, pochodzące z przemysłu i motoryzacji, ale również z rolnictwa. Jeśli idzie o metan to początkowo sądzono, że jego obecność w górnych warstwach atmosfery może mieć charakter osłonowy w stosunku do ozonu. Szczegółowe badania udowodniły jednak, iż w trakcie oksydacji metanu dochodzi do heterogenicznych reakcji, w których ulega on rozkładowi (EPA, 1991). Z tego też powodu emisja metanu nabrała w tej problematyce równie dużej rangi.

W swym zasięgu występowania, efekty depozycji i eutrofizacji mają charakter lokalny, natomiast trzy pozostałe zakresy oddziaływań, z racji lotności związków tworzą zagrożenie regionalne, a w dalszej perspektywie globalne. Specyfika środowiska glebowego i wodnego pozwa-

ła na okresowe ich samooczyszczanie, przy współudziale roślin, mikroflory i mikrofauny. Znacznie gorzej jest w przypadku zakwaszenia, którego skala przekracza możliwości naturalnych mechanizmów buforowych. Efekty cieplarniany oraz dziury ozonowej, z powodu swej fizykalno-chemicznej natury są najtrudniejsze do wyeliminowania. Dlatego do najważniejszych posunięć przeciwdziałających tym negatywnym wpływom zaliczono ograniczenie emisji szkodliwych domieszek gazowych do atmosfery.

Na ilość uwalnianych gazów, oprócz retencji poszczególnych pierwiastków w organizmie zwierzęcia, ma wpływ szereg czynników środowiskowych i technicznych. Należą do nich: temperatura pomieszczeń, wilgotność, prędkość ruchu powietrza, wielkość dostępnej powierzchni, rodzaj posadзки, stosowanie ściółki i jego rodzaj, konstrukcja systemu wentylacji, sposób postępowania z obornikiem. W większości elementy te można przyporządkować, jako charakterystyczne dla danego systemu utrzymania. Można więc stwierdzić bezpośrednią zależność emisji domieszek gazowych od systemu utrzymania (Aarnink A.J.A., 1997; Tymczyna i in., 2004, 2007, 2009). Już obecnie rozwiązania techniczne ograniczające uwalnianie amoniaku, tlenków azotu czy odorów, uznawane są jako niezbędne wyposażenie chlewni. Nie jest to zadanie proste, gdyż współczesne utrzymanie świń, to wprawdzie tylko dwa rodzaje systemów (ściółkowy i bezściółkowy), ale obejmujące w samej Europie przeszło 30 technologii, nie wspominając o jeszcze liczniejszych odmianach i modyfikacjach (Hendriks H.J.M. i in., 1998). Według danych duńskich i francuskich, 30-40% amoniaku emitowane jest z budynków i zbiorników gnojowicy (Peet-Schwering C.M.C. i in., 1997).

Badania określające rzeczywistą ilość uwalnianych gazów w jednostce czasu od pojedynczego zwierzęcia, należą do nielicznych. Są one przeważnie prowadzone w drogich komorach klimatycznych, co ogranicza ich powszechność (Walczak, 2013). Tańsze i znacznie częściej prowadzone są badania wykorzystujące metodę kloszy lub kolumn, w których przy znanej objętości określa się stężenie poszczególnych gazów, zakumulowanych w jednostce czasu. Metoda ta jednak odnosi się tylko do fragmentu posadзки, nie obejmując reszty kojca czy pomieszczenia. Powierzchnia pomiarowa jest przy tym okresowo wyłączona z użycia. Do najnowszych metod zaliczyć należy tzw. "respiration chamber" i "tunnel system" wykorzystujące szczelne namioty foliowe, wyposażone w urządzenia kontrolujące ilość i skład przepływającego

powietrza. O ich uniwersalnym charakterze świadczyć mogą badania prowadzone w warunkach pastwiskowych.

Od dawna w chowie zwierząt starano się przeciwdziałać wysokim stężeniom szkodliwych domieszek gazowych w pomieszczeniach inwentarskich. Nie brano przy tym pod uwagę skutków środowiskowych, a jedynie oddziaływanie amoniaku czy siarkowodoru na zdrowie i produktywność świń. W pierwszej kolejności usiłowano wykorzystać związki mineralne i organiczne, reagujące z emitowanymi gazami i poprawiające jednocześnie stan sanitarny. Były to: formaldehyd, wapno palone, superfosfat, kwasy organiczne i nieorganiczne, glinokrzemiany, naturalne substancje bitumiczne, torf, węgiel brunatny. Zamiast słomy wprowadzano do ściółkowania torf, ściółkę leśną, korę (Tymczyna i in., 2010).

Dopiero od niedawna w redukcji emisji gazów, głównie amoniaku i metanu, stosuje się także inne metody przeciwdziałania. Aktualnie można wyróżnić spośród nich trzy rodzaje: technologiczne, żywieniowe i addytywne.

Przeprowadzone badania wskazują na blisko 50 czynników technologicznych, zabiegów i rozwiązań technicznych mogących ograniczyć emisję gazów z pomieszczeń chlewni.

Należą tu: system utrzymania, częstotliwość usuwania odchodów z kanałów, ograniczenie zużycia wody, wprowadzenie podrusztowych zgarniaków, umieszczenie wlotów i wyciągów wentylacyjnych (Demmers T.G.M. i in., 1999). Dla systemu głębokiej ściółki wprowadza się na przykład odpowiednie szczepionki bakteryjne, alkalizujące dodatki ściółkowe czy zabiegi aeracyjne. Samo wprowadzenie wyselekcjonowanych szczepów bakterii może tu zredukować straty azotu (amoniak i tlenki azotu) o ok. 50% (Nicks B. i in., 1995) W systemie samospławnym rozplanowanie stref bytowych i samooczyszczanie posadzki również ogranicza emisję.

Pośród różnego rodzaju dodatków dominują materiały pochodzenia mineralnego i organicznego. Są one stosowane zarówno w samych budynkach jak i zbiornikach z odchodami. Dodatki mineralne mogą działać w ograniczeniu emisji na dwa sposoby. Pierwszy polega na obniżeniu pH odchodów, co pozwala na zahamowanie działania ureazy w przypadku uwalniania amoniaku, lub na zmiany jakościowe w mikroflorze aktywnej w procesach metanogenezy. Drugi sposób sprowadza się

do wykorzystania chłonności i higroskopijnych właściwości niektórych kopalín. Jest to oddziaływanie czysto fizyczne, ograniczające parowanie.

Dodatki organiczne działają podobnie jak chłonne kopaliny. W użyciu znajdują się tu zarówno słoma zbóż, roślin oleistych, jak i trociny czy torf. Mają one znaczenie głównie w przypadku emisji amoniaku. Niestety, na skutek dużej dostępności węgla, tego rodzaju dodatki mogą zwiększać emisje metanu oraz tlenków azotu.

Stosowane metody żywieniowe, polegają na zwiększeniu wykorzystania składników pokarmowych i zmniejszeniu ich strat (Atkinson D. i Watson C.A., 1996). Osiąga się to na drodze odpowiedniego bilansowania dawki, żywieniu wielofazowym, bilansowaniu składu aminokwasowego, zwiększeniu strawności paszy, ograniczeniu poziomu białka i fosforu. Dobre efekty daje również wprowadzenie do paszy takich komponentów jak zioła, zeolity, saponiny, preparaty enzymatyczne, czy nawet zakazane ostatnio antybiotyki. Samo ograniczenie ilości białka ogólnego w dawce powoduje zmniejszenie ilości wydalanego azotu i metanu o ok. 20%. Natomiast żywienie wielofazowe zmniejsza straty azotu aż do ok. 46%.

Jednak żadne z tych rozwiązań nie rozwiązuje istniejącego problemu w sposób uniwersalny, całkowity i - co najważniejsze - tani. Mając na względzie opisany aktualny stan zagadnienia proponuje się badania, których celem będzie określenie możliwości redukcji emisji pyłów oraz odorów powstających z produkcji zwierzęcej na drodze biofiltracji zużytego powietrza. Dla pełnej realizacji założonego celu niezbędne było:

- wykonanie oznaczeń redukcji stężeń związków będących domieszkami powietrza emitowanymi z budynków, poddanych i nie poddanych biofiltracji przy pomocy chromatografii gazowej,
- zastosowanie różnych rodzajów mieszanek biofiltrów (złóż) dla ukierunkowania przemian stopnia i zakresu filtracji.

Zastosowanie biofiltracji w produkcji zwierzęcej

Materiał doświadczalny stanowiły mieszanki 3 złóż biofiltracyjnych i powietrze włączane do tych złóż z komór klimatycznych, w których utrzymywano 120 tuczników mieszańców rasy (pbz x wbp) x du-roc. Zwierzęta żywione były zgodnie z aktualnymi polskimi normami

żywienia świń, z automatów paszowych, przy stałym dostępie do wody. Okres tuczu wynosił 110 dni. Tuczniki utrzymywane były grupowo, po 10 sztuk w każdej komorze w kolejnych powtórzeniach.

Do biofiltracji gazów wylotowych, uwzględniając ograniczone właściwości sorpcyjno-filtrujące naturalnych materiałów organicznych, a jednocześnie pamiętając, że nie jest to jedyna cecha, którą należy uwzględnić przy doborze złoża wykorzystano mieszanki: torfu (duża chłonność), sieczki słomistej (stosunkowo wysokie właściwości chłonne) oraz rozdrobnionej kory drzewnej (duża porowatość materiału).

- Pierwsza mieszanka (1) została skomponowana w proporcjach: 50% torfu, 25% sieczki słomistej i 25% trocin.
- Druga mieszanka (2) zawierała: 50% sieczki słomistej, 25% torfu i 25% trocin.
- Trzecia mieszanka biofiltracyjna (3) to: 50% trocin, 25% torfu i 25% sieczki słomistej.

Te trzy rodzaje mieszanek biofiltracyjnych zastosowano jako złoża w biofiltrze, wykorzystanym do oczyszczenia powietrza w komorach tuczników.

Zastosowany rodzaj biofiltra jest urządzeniem, w którym powietrze wylotowe przechodzi przez kurtynę wodną w obiegu zamkniętym. Woda z obiegu kurtyny przepływa przez złoża mieszanek zawierających materiał organiczny, eliminując w ten sposób cząsteczki rozpuszczonych w niej związków chemicznych.

W doświadczeniu wykorzystano ściółkowe systemy utrzymania, gdzie każda grupa tuczników zajmowała oddzielną komorę klimatyczną o optymalnym, standaryzowanym zgodnie z normami zootechnicznymi mikroklimacie. Doświadczenie wykonano w trzech powtórzeniach w okresach: od maja do sierpnia, od września do grudnia i od stycznia do kwietnia.

Tab. 1. Układ doświadczenia

Zadanie	Powtórzenie	Bez biofiltra	Biofiltr		
			(1) mieszanka złoża biofiltra- cyjnego	(2) mieszanka złoża biofiltra- cyjnego	(3) mieszanka złoża biofiltra- cyjnego
Utrzymanie trzody	1.	10	10	10	10
	2.	10	10	10	10
	3.	10	10	10	10

W każdym powtórzeniu ustalono różnice w składzie i stężeniu domieszek gazowych emitowanych z badanego gatunku oraz wpływu zastosowania różnego rodzaju materiałów biologicznych na skład, stężenie oraz redukcję gazów. Jako złoża filtracyjne wykorzystano w/w mieszanki, a grupę kontrolną stanowiła komora bez biofiltra.

Rodzaj danych i sposób ich zbierania

W czasie trwania poszczególnych powtórzeń, zbierano następujące dane pomiarowe:

- temperatura powietrza w komorach klimatycznych - w sposób ciągły,
- temperatura powietrza w kanałach nawiewnych - jednocześnie z pomiarem gazów,
- temperatura powietrza w kanałach wywiewnych - jednocześnie z pomiarem gazów,
- wilgotność względna w kanale nawiewnym - jednocześnie z pomiarem gazów,
- wilgotność względna w kanale wywiewnym - jednocześnie z pomiarem gazów,

- wilgotność względna w komorach klimatycznych - w sposób ciągły,
- prędkość ruchu powietrza w komorze klimatycznej - jednocześnie z pomiarem gazów,
- prędkość ruchu powietrza w kanale wywiewnym - jednocześnie z pomiarem gazów,
- objętość przepływającego powietrza w kanale wywiewnym - wyliczona z danych.

Pomiary mikroklimatyczne zostały przeprowadzone przy pomocy elektronicznego systemu monitoringu firmy Jotafan w sposób ciągły z zapisem cyfrowym:

- stężenia VOC, amoniaku, tlenków azotu, metanu i dwutlenku węgla w kanałach nawiewnych i wywiewnych oraz na wylocie biofiltra:
- stężenia były mierzone codziennie w godzinach 8.00, 13.00 i 19.00. Pomiar stężeń poszczególnych domieszek gazowych, przeprowadzony został chromatografem gazowym Voyager firmy Photovac;
- emisja poszczególnych domieszek gazowych w jednostce czasu, w przeliczeniu na sztukę została obliczona z objętości przepływu powietrza i występującego w nim stężenia gazu, podzielone przez ilość zwierząt;
- określenie składu złożeń biofiltracyjnych.

Wszystkie zadania badawcze przeprowadzone zostały w komorach klimatycznych, opartych o doświadczenia z tzw. "climatic-respiration chamber". Ich konstrukcja oraz wykonanie, pozwalały na uzyskanie całkowitej szczelności pomieszczeń. Dopływ i usuwanie powietrza odbywało się w nich poprzez komputerowo sterowany, podciśnieniowo-nadciśnieniowy system wentylacji. Przez komorę przepuszczano ustaloną objętość powietrza, włączanego mechanicznie przez wlot wentylacyjny i usuwanego także mechanicznie przez przewód wentylacyjny wyciągowy. Monitoringowi poddano zarówno skład powietrza wlotowego, jak i wylotowego. Przepływ regulowany był elektronicznym sterownikiem. Objętość przepływającego powietrza obliczono z mierzonej prędkości ruchu, czasu jego trwania oraz znanego przekroju kanału pomiarowego (wywiewnego), przy wykorzystaniu stosowanego w fizyce równania, opisującego tzw. „prawo przepływu”.

Wszystkie komory klimatyczne znajdowały w jednym budynku. Każda komora zasilana była osobnym kanałem wentylacyjnym, którego wlot znajduje się na zewnątrz budynku, poza strefą zrzutu powietrza zużytego.

Integralną część doświadczenia stanowiła oryginalna konstrukcja biofiltra. Oparto ją o metalowy prostopadłościenny szkielet, obudowany blachą. W środku bryły na 1/3 wysokości umieszczono metalowy kosz wypełniony złożem filtrującym. Zużyte powietrze z budynku było doprowadzane do biofiltra mechanicznie, wentylatorem tłoczącym, a następnie zasysane przez złożo wentylatorem wyciągowym i wyprowadzane na zewnątrz. W stosunku do innych konstrukcji, rozwiązanie doświadczone ma budowę kolumnową i dodatkowy wentylator wyciągowy. Wprowadzone modyfikacje pozwalały na sterowanie wielkością przepływu powietrza oraz łatwą wymianę złoża filtrującego. Samo złożo o wymiarach 0,9 m x 0,9 m x 0,9 m o określonym eksperymentalnie składzie, przed jego wykorzystaniem w biofiltrze było doświadczone kondycjonowane i stabilizowane pod kątem mikroflory.

Sposób działania biofiltracji opierał się na procesach fizykochemicznych zachodzących przy współdziałaniu mikroflory zasiedlającej złożo filtrujące. Domieszki gazowe zawarte w wentylowanym z budynku powietrzu ulegały rozpuszczeniu i związaniu przez wodę oraz materiał filtrujący. Następnie osadzone związki wykorzystywane były w procesach metabolicznych mikroflory. Po okresie wysycenia materiału filtrującego i namnożenia się mikroorganizmów, dokonywano, jak wspomniano wyżej, wymiany wkładu filtrującego, który można wykorzystać jako nawóz naturalny.

Omówienie wyników

Tabela 2. Średnie wartości parametrów mikroklimatycznych pomieszczeń komór dla tuczników

Parametr	Bez biofiltra	Biofiltr/Rodzaj mieszanki złoża		
		(1) mieszanka złoża biofiltracyjnego	(2) mieszanka złoża biofiltracyjnego	(3) mieszanka złoża biofiltracyjnego
Temperatura (°C)	17,30	17,70	16,92	17,50
Wilgotność wzgl. (%)	72,50	72,60	74,00	70,80
Prędkość ruchu powietrza (m/s)	0,30	0,23	0,30	0,21

Mikroklimat pomieszczeń

Rozpatrując średnie wartości temperatury, wilgotności i prędkości ruchu powietrza komór, zebrane w trakcie kolejnych powtórzeń w tabeli 1 stwierdzić należy brak istotności różnic dla ich średnich wartości, pomiędzy poszczególnymi grupami biofiltra. Jest to rezultatem założenia metodycznego i możliwości technicznych wyposażenia komór. System wentylacji posiada, bowiem możliwość regulacji, tak przepływu powietrza, jak i jego temperatury, zgodnie do zadanych wartości. Uzyskane wyniki ilustruje tabela 2. Ujednolicenie parametrów komór pozwoliło na porównanie zdolności filtracyjnej biofiltra w zależności od zastosowanego wkładu.

Tabela 3. Średnia wielkość emisji grup związków chemicznych z utrzymania tuczników po zastosowaniu biofiltra (kg/szt./rok)

Grupa związków	Bez biofiltra	Biofiltr/Rodzaj mieszanki złoża		
		(1) mieszanka złoża biofiltracyjnego	(2) mieszanka złoża biofiltracyjnego	(3) mieszanka złoża biofiltracyjnego
NO	0,014a	0,027b	0,021b	0,023b
NO ₂	0,095A	0,084A	0,084A	0,019B
NO _x	0,109A	0,111A	0,105A	0,042B
CH ₄	0,51	0,49	0,48	0,50

ab – różnice istotne przy $P \leq 0.05$; AB – różnice istotne przy $P \leq 0.01$.

Pomiary emisji gazowych z biofiltrów

Przeprowadzane badania obok stosowanych metod żywieniowych, polegających na zwiększeniu wykorzystania składników pokarmowych i zmniejszeniu ich strat (Burton i in., 1998), co jest możliwe na drodze odpowiedniego bilansowania dawki, żywieniu wielofazowym, bilansowaniu składu aminokwasowego, zwiększeniu strawności paszy, ograniczeniu poziomu białka i fosforu, (Feddes i in., 1998) wskazały blisko 50 czynników technologicznych, zabiegów i rozwiązań technicznych mogących ograniczyć emisję gazów z pomieszczeń chlewni (Hartung i in., 2001). Należą tu: system utrzymania, częstotliwość usuwania odchodów z kanałów, ograniczenie zużycia wody, wprowadzenie podrusztowych zgarniaków, umieszczenie wlotów i wyciągów wentylacyj-

nych (Demmers i in., 1999). Dla systemu głębokiej ściółki wprowadza się na przykład odpowiednie szczepionki bakteryjne, alkalizujące dodatki ściółowe czy zabiegi aeracyjne. Samo wprowadzenie wyselekcjonowanych szczepów bakterii może tu zredukować straty azotu (amoniak i tlenki azotu) o ok. 50%. W systemie samospławialnym rozplanowanie stref bytowych i samooczyszczanie posadzki również ogranicza emisję. Różnice między samymi odmianami głębokiej ściółki dochodzić mogą do 0,26 g N/h/szt. emitowanego azotu (Louhelainen i in., 2001).

Pośród różnego rodzaju dodatków dominują materiały pochodzenia mineralnego i organicznego. Są one stosowane zarówno w samych budynkach jak i zbiornikach z odchodami. Dodatki mineralne mogą działać w ograniczeniu emisji na dwa sposoby. Pierwszy polega na obniżeniu pH odchodów, co pozwala na zahamowanie działania ureazy w przypadku uwalniania amoniaku, lub na zmiany jakościowe w mikroflorze aktywnej w procesach metanogenezy. Drugi sposób sprowadza się do wykorzystania chłonności i higroskopijnych właściwości niektórych kopalin. Jest to oddziaływanie czysto fizyczne, ograniczające parowanie. Dodatki organiczne działają podobnie jak chłonne kopaliny. W użyciu znajdują się tu zarówno słoma zbóż, jak i trociny czy torf. Mają one znaczenie głównie w przypadku emisji amoniaku, wchodząc także w skład złóż filtrujących powietrze z budynków chlewni. Omawiając efektywność redukcji emisji gazowych na drodze biofiltracji w utrzymaniu tuczników, stwierdzić można dużą skuteczność tej metody w przypadku zastosowania biofiltra powietrza dla większości badanych związków chemicznych, zależną jednak od rodzaju złoża filtrującego (Martens i in., 2001).

W przypadku biofiltra zastosowanego u tuczników na uwagę zasługuje selektywność materiału filtrującego, przyczyniającego się do redukcji poszczególnych grup związków. Mieszanka 3 obniża maksymalnie emisję 2 związków chemicznych: NO_2 i NO_x do 0,019 kg/szt./rok i 0,042 kg/szt./rok. Jednocześnie jest nieskuteczna w redukcji emisji NO . Natomiast żadna z mieszanek nie ogranicza emisji metanu. Zróżnicowanie składu mieszanek, uwzględnione przy ich komponowaniu wskazuje na duże znaczenie ich właściwości fizycznych, a także możliwości wykorzystania przez mikroflorę, jako składników pokarmowych. Źródła literaturowe mówią wręcz o konieczności zachowania wysokiego stosunku C/N, podobnie jak w materiale przeznaczonym do kompostowania (Choi i in., 2003). Wprawdzie słoma posiada stosunkowo dobre właści-

wości chłonne, jest jednak mało porowata, a zawarty w niej węgiel nie jest aż tak prosty do zużytkowania jako substrat przez mikroorganizmy. Stąd zastosowanie substratu mieszanego jako złoża biofiltrów, co pozwala na wykorzystanie jego naturalnych cech (Cloirec i in., 2001; Nicolai i Janni, 2001). Ponadto, co w tym przypadku wydaje się najważniejsze, obok wspomnianych właściwości fizycznych komponentów mieszanek filtracyjnych, zasadniczą rolę w selektywności odgrywają ich właściwości chemiczne wpływając na wielkość redukcji emisji wybranych związków chemicznych.

Najwyższą skutecznością redukcji NO_x , potwierdzoną statystycznie wysoką istotnością, charakteryzowała się 3 mieszanka biofiltracyjna zawierająca w swoim składzie 50% trocin. Swoje istotnie statystycznie właściwości redukujące potwierdziła także w przypadku NO_2 . Natomiast żadna z zastosowanych w złożu biofiltra mieszanek nie ograniczyła emisji NO . Analizując redukcję metanu warto podkreślić, że mieszanka 3, zawierająca w swoim składzie 50% trocin okazała się nieskuteczna, tak jak i dwie pozostałe, nie redukując stężenia tego gazu w stosunku do grupy kontrolnej. Brak redukcji metanu przez mieszanki komponujące złoża filtracyjne z pewnością wymaga dalszych badań i doskonalenia złożeń biofiltracyjnych.

Na podstawie uzyskanych wyników można wysunąć trzy najważniejsze uogólnienia dotyczące redukcji GHG z utrzymania świń poprzez zastosowanie biofiltracji powietrza:

1. Zastosowanie wykorzystanego w doświadczeniu rodzaju biofiltra oczyszczającego powietrze z budynków inwentarskich, gdzie utrzymywane są tuczniaki, jest skuteczną metodą ograniczenia emisji NO_2 i NO_x .
2. Najlepszymi właściwościami filtracyjnymi w opisywanym biofiltrze cechowała się mieszanka zawierająca w swoim złożu zwiększoną ilość trocin.
3. Zakres biofiltracji wykazał selektywność redukcji związanej z charakterem chemicznym emitowanych związków, co sugerować może znaczący wpływ właściwości chemicznych, a nie wyłącznie fizycznych, mieszanek złożeń na skuteczność zachodzących procesów redukcji zanieczyszczeń.

Literatura

Aarnink A.J.A. (1997). Ammonia emission from houses for growing pigs as affected by pen design, indoor climate and behaviour. Ph.D. thesis Agricultural University Wageningen, 175.

Atkinson D., Watson C.A. (1996). The environmental impact of intensive systems of animal production in the lowlands. *Anim. Sci.* 63: 353-361.

Burton C.H., Sneath R.W., Misselbrok T.H., Pain B.F., (1998). The effect of farm scale aerobic treatment of piggery slurry on odour concentration, intensity and offensiveness. *Jour. of Agri. Engin. Res.* 71: 203-211.

Chapin A., Bouлинд Ch., Moore A., (1998). Controlling odor and gaseous emission problems from industrial swine facilities. *Handbook - Yale Environmental Protection Clinic.*

Choi J.K., Y.H. Kim, D.J. Joo, S.J. Choi, T.W. Ha, D.H. Lee, I.H. Park and Y.S. Jeong. (2003). Removal of ammonia by biofilters. A study with flow-modified system and kinetics. *Jour. Air Waste Manag. Assoc.* 53: 92-101.

Cloirec P., Humeau P., Ramirez-Lopez E.M., (2001). Biotreatments of odours: control and performances of a biofilter and a bioscrubber. *Water Sci. Technol.* 44 (9): 219-226.

Demmers T.G.M., Burgess L.R., Short J.L., Philips V.R., Clark J.A., Wathes C.M. (1999). Ammonia emissions from two mechanically ventilated UK livestock buildings. *Atmosph. Environ.* 33 (2): 217-227.

Feddes J.J.R., Wang Y., Edeogu I.E., Coleman R.N., (1998). Oligolysis: effect of voltage on odour and sulphide removal in stored pig manure. *Can. Agri. Eng.* 40: 113-120.

Hartung E., Martinec M., Jungbluth T. (2001). Biofilters-the influence of different filter materials and different operating conditions on the reduction efficiency. *Wat. Sci. Technol.* 44 (9): 253-260.

Hendriks H.J.M, Pedersen B.K., Vermeer H.M., Wittmann M., (1998). Pig housing systems in Europe current distributions and trends. *Pig News and Information*. 19 (4): 97-104.

Jeppsson K.H., (1998). Ammonia emission from different deep-litter materials for growing-finishing pigs. *Swedish J. Agric. Res.* 28 (4): 197-206.

Louhelainen K., Kangas J., Veijanen A., Viilos P. (2001). Effect of in situ composting on reducing offensive odors and volatile organic compounds in swineries. *AIHAJ* 62 (2): 159-167.

Martens W., Martinec M., Zapirain R., Stark M., Hartung, E., Palmgren U. (2001). Reduction potential of microbial, odour and ammonia emissions from a pig facility by biofilters. *Int. Journal Hyg. Environ. Health*. 203: 335-345.

Mayrhofer S., Mikoviny T., Waldhuber S., Wagner A.O., Innerebner G., Franke-Whittle I.H., Märk T.D., Hansel A., Insam H. (2006). Microbial community related to volatile organic compound (VOC) emission in household biowaste. *Environ. Microb.* 1: 1462-2920.

McCroory D.F., Hobbs P.J., (2001). Additives to reduce ammonia and odor emissions from livestock wastes: a review. *J. Environ. Qual.* 30 (2): 345-355.

Nicolai R.E., Janni K.A. (2001). Biofilter media mixture ratio of wood chips and compost treating swine odors. *Wat. Sci. Technol.* 44 (9): 261-267.

Osada T., Fukumoto Y. (2001). Development of a new dynamic chamber system for measuring harmful gas emissions from composting livestock waste. *Wat. Sci. Technol.* 44 (9): 79-86.

Peet Schwering C.M.C, Aarnink A.J.A., Rom H.B., Dourmand J.Y. (1999). Ammonia emissions from pig houses in The Netherlands, Denmark and France. *Liv. Prod. Sci.* 58: 265-269.

Sheridan B.; Curran T.; Dodd V. (2002). Biofiltration of Odour and Ammonia from a Pig Unit a pilot-scale Study. *Coll. Bios. Eng.* 82 (4): 441-453.

Strauch D. (1992). Environmental loads from animal production and possibilities for their reduction-hygenic aspects. *Züchtungskunde.* 64: 245-253.

Stuetz R.M., Nicolas J. (2001). Sensor arrays: an inspired idea or an objective measurement of environmental odours? *Wat. Sci. Technol.* 44, (9): 53-58.

Tymczyna L., Chmielowiec-Korzeniowska A., Drabik A. (2007). The effectiveness of various biofiltration substrates in removing bacteria, endotoxins, and dust from ventilation system exhaust from a chicken hatchery. *Poult. Sci.:* 2095-2100.

Tymczyna L., Chmielowiec-Korzeniowska A., Drabik A. (2009). Wpływ systemu utrzymania świń na emisję gazowych zanieczyszczeń powietrza. *Przem. Chem.* 88 (5): 574-578.

Tymczyna L., Chmielowiec-Korzeniowska A., Drabik A., Raczyńska J. (2010). Biofiltracja lotnych związków organicznych (LZO) powietrza odlotowego tuczarni. *Przem. Chem.* 89 (4): 567-573.

Tymczyna L., Chmielowiec-Korzeniowska A., Drabik A., Skórska Cz., Sitkowska J., Cholewa G., Dutkiewicz J. (2007). Efficacy of a novel biofilter in hatchery sanitation: II. Removal of odorogenous pollutants. *Ann. Agric. Environ. Med.* 14: 151-157.

Tymczyna L., Chmielowiec-Korzeniowska A., Saba L. (2004). Biological treatment of laying house air with open biofilter use. *Pol. J. Environ. Stud.* 13 (4): 425-428.

Walczak J. (2013). Oddziaływanie chowu świń na środowisko naturalne. *RNZ. Monografie i Rozprawy.* 49, 1-90.

BIOFILTRATION OF AIR IN LIVESTOCK PRODUCTION AS AN OPPORTUNITY TO REDUCE GHG IN AGRICULTURE

Summary

The aim of the study was to determine the reduction potential of GHG emissions from livestock production by filtration of air from indoor pig housing. This required determining the groups of gas compounds in filtered and unfiltered air from pig housing and using an air biofilter with different mixtures that formed biofilter bed in order to direct the transformations and the extent and range of filtration. The highest emission reduction of 80% was obtained for NO₂. Mixture 3, which contained 50% sawdust, was most efficient in reducing NO₂ emissions.

Key words: GHG emission, air biofiltration, biofilter bed, pig housing.

Fot. 1 i 2. Tuczniki w komorze mikroklimatycznej oraz skrzynia biofiltra przed podłączeniem do komór mikroklimatycznych (fot. Jacek Walczak)



OPRACOWANIE MONOGRAFICZNE:

„Najefektywniejsze metody redukcji niekorzystnych oddziaływań rolnictwa w zakresie środowiska naturalnego i zmian klimatu oraz możliwości szacowania ich efektów”

Opracowanie metod redukcji tlenków azotu z produkcji zwierzęcej

Agata Szewczyk, Joanna Pawłowska

*Instytut Zootechniki Państwowy Instytut Badawczy,
Dział Technologii, Ekologii i Ekonomiki Produkcji Zwierzęcej*

Wstęp

Zachodzące zmiany w globalnym klimacie stają się coraz poważniejszym problemem dla współczesnego rolnictwa. Sektor ten nie tylko odczuwa skutki tych zmian, ale także przyczynia się do ich powstawania. Analizując emisję gazów cieplarnianych z poszczególnych gałęzi rolnictwa, można zauważyć, że produkcja zwierzęca ma w nich niebagatelny udział, poprzez depozycję do środowiska szkodliwych domieszek gazowych. Są to przede wszystkim dwutlenek węgla (CO_2), amoniak (NH_3), siarkowodór (SO_3), tlenki azotu (NO_x) oraz metan (CH_3). Związki te, powstają głównie z fermentacji jelitowej, a także w trakcie przemian zachodzących podczas zalegania czy przechowywania odchodów zwierzęcych. Problemem emisji gazów pochodzących z wymienionych źródeł zajęło się szereg instytucji naukowych, organizacji krajowych i międzynarodowych. Do najważniejszych z nich należą UE, OECD i ONZ, które opracowały założenia i programy, zmierzające do określenia wielkości emisji, monitoringu tych związków i skutków ich oddziaływań. W szczególności dotyczy to takich aktów jak Protokół z Kioto (UNFCCC, 1997), Dyrektywa azotanowa (Dyrektywa

Rady 91/676/EWG, 1991) czy Dyrektywa IPPC (Dyrektywa Unii Europejskiej nr 96/61/WE, 1996). Mając na względzie regulacje prawne realizowane są na szeroką skalę badania w kierunku wprowadzenia nowych metod ograniczania emisji szkodliwych domieszek gazowych pochodzących z budynków inwentarskich, zbiorników na gnojowice czy przyzm z odchodami zwierzęcymi.

Według raportu Krajowego Ośrodka Bilansowania i Zarządzania Emisjami z 2016 roku (KOBiZE, 2016), rolnictwo jest odpowiedzialne prawie za całkowitą emisję amoniaku (NH_3) do atmosfery w Polsce (ok. 98%). Największy 69% udział emisji mają odchody zwierząt gospodarskich, a pozostałe 31% stanowi zużycie nawozów azotowych. Konsekwencją przedostawania się amoniaku i tlenu azotu do atmosfery jest zakwaszanie oraz eutrofizacja ekosystemów. Natomiast wydzielanie podtlenku azotu (N_2O) wywiera istotny wpływ w nasilaniu efektu cieplarnianego (Galloway i in., 2004). Dlatego niezwykle ważnym zadaniem jest usunięcie/ograniczenie emisji szkodliwych domieszek gazowych z produkcji hodowlanej. Jednocześnie inwentaryzacja uwalnianych gazów w jednostce czasu od pojedynczego zwierzęcia pozwoli uzyskać pełniejszy obraz badanego zjawiska.

Celem przeprowadzonych badań było określenie możliwości redukcji emisji tlenków azotu powstających w chowie drobiu, bydła mlecznego i trzody chlewnej poprzez zastosowanie zabiegów żywieniowych, technologicznych i zootechnicznych.

Material i metody

Doświadczenie zostało wykonane na 1600 kurczętach brojlerach linii Cobb, 1400 tucznikach mieszańców ras pbz x wbp oraz 158 sztukach bydła (krowy mleczne rasy holsztyńsko-fryzyjskiej) utrzymywanych w odpowiednich systemach: na ściółce słomistej płytkiej i głębokiej, na płytkiej ściółce trocinowej, klatkowo, rusztowo i bezściołowo. Zwierzęta były żywione zgodnie z obowiązującymi normami IZ INRA, przy stałym dostępie do wody. Ustalone zostały różnice w stężeniu emitowanych tlenków z każdego badanego systemu utrzymania. Każda grupa zwierząt zajmowała osobną komorę klimatyczną o optymalnym, standaryzowanym zgodnie z normami zootechnicznymi mikroklimacie. W 3. kolejnych powtórzeniach

określony został wpływ zastosowania różnego rodzaju neutralizatorów i urządzeń na wielkość emisji tlenków azotu. Wykorzystane były: jonizacja powietrza pomieszczeń, węglan wapnia (CaCO_3), glinokrzemiany i preparaty mikrobiologiczne jako dodatki ściółkowe, oraz dodatki żywieniowe Galli-Zyme, Rumino-Zyme, Pig-Zyme firmy dr Bata wpływające na poprawę strawności azotu i fosforu zawartych w paszy (obniżenie do 13% poziomu białka ogólnego w paszy przy zastosowaniu aminokwasów syntetycznych oraz enzymatycznego dodatku poprawiających strawność i zwiększającego stopień wykorzystania białka).

W badaniu wykorzystano komory klimatyczne (fot. 1.), oparte o doświadczenia z tzw. "climatic-respiration chamber". Ich konstrukcja oraz wykonanie, pozwalały na uzyskanie całkowitej szczelności pomieszczeń. Dopływ i usuwanie powietrza odbywało się poprzez komputerowo sterowany, podciśnieniowo-nadciśnieniowy system wentylacji. Przez komorę przepuszczana została ustalona objętość powietrza, włączanego mechanicznie przez wlot wentylacyjny i usuwanego - także mechanicznie - przez przewód wentylacyjny wyciągowy. Monitoringowi poddany był zarówno skład powietrza wlotowego, jak i wylotowego. Przepływ regulowano elektronicznym sterownikiem. Objętość przepływającego powietrza obliczono z mierzonej jego prędkości ruchu, czasu jego trwania oraz znanego przekroju kanału pomiarowego (wywiewnego), przy wykorzystaniu stosowanego w fizyce równania, opisującego tzw. „prawo przepływu” (fot. 2.) Wszystkie komory klimatyczne mieściły się w jednym budynku, wyposażone w promienniki podczerwieni w celu ujednoczenia warunków termicznych. Każda komora zasilana była osobnym kanałem wentylacyjnym, którego wlot znajdował się na zewnątrz budynku, poza strefą zrzutu powietrza zużytego. W czasie trwania poszczególnych powtórzeń, zbierano następujące dane pomiarowe:

- temperatura powietrza w komorach klimatycznych - w sposób ciągły;
- wilgotność względna w komorach klimatycznych - w sposób ciągły;
- prężność pary wodnej (obliczona z dostępnych danych);
- prędkość ruchu powietrza w komorze klimatycznej - jednocześnie z pomiarem gazów;

– stężenia tlenków azotu w kanałach wentylacyjnych mierzone na początku i na końcu okresu utrzymania w sposób ciągły (24 h) oraz codziennie o godzinie 8.00, 13.00 i 19.00. Szczegółowe dane pomiarowe dotyczące mikroklimatu zostały zebrane przy pomocy miernika elektronicznego firmy Testoterm - Testo 9610, natomiast poziom emisji tlenków azotu w powietrzu został określony poprzez wykorzystanie fotojonizacyjnego miernika gazowego (MEXA-1170HCLD) firmy Horiba.

Zebrane dane opracowano statystycznie przy użyciu pakietu komputerowego Statgraph z zastosowaniem jednoczynnikowej analizy wariancji. Do stwierdzenia istotności różnic posłużono się testem Dunca-
na.

Wyniki

Na podstawie pomiarów wykonanych w komorach klimatycznych, stwierdzono istotne różnice między poszczególnymi grupami w obrębie gatunków. Średnia wielkość emisji NO (tab. 1), w komorach w których utrzymywano krowy różniła się statystycznie wysoko istotnie pomiędzy grupą w której zastosowano dodatek enzymów do paszy, gdzie była największa, a grupami, w których zastosowano pozostałe czynniki redukujące – jonizację, dodatek CaCO₃, i zeolitu do ściółki, w których wielkość emisji tlenków azotu była najmniejsza. Najniższą średnią emisję NO w komorach w których utrzymywano tuczniaki stwierdzono w grupie, w której zastosowano dodatek biosanu. Niewiele wyższa była ona w grupach z dodatkami CaCO₃ i enzymów. Najwyższą średnią emisję NO odnotowano natomiast w grupie kontrolnej. Różnice pomiędzy nią a wcześniej wymienionymi były statystycznie wysoko istotne. W komorach, w których utrzymywano brojlery również odnotowano różne poziomy emisji NO między grupami. Najniższa średnia emisja została stwierdzona w grupach, w których jako dodatek zastosowano jonizację oraz dodatek enzymów do paszy. Najwyższą średnią emisję odnotowano w grupie kontrolnej i niewiele niższą w przypadku biosanu, CaCO₃ oraz zeolitu. Wykazano różnice statystycznie wysoko istotne pomiędzy grupą kontrolną, a grupami w których zastosowano jonizację, enzymy, zeolit oraz CaCO₃.

Emisja NO_2 w komorach cechowała się podobnymi zależnościami, jak NO (tab. 2). W komorach w których utrzymywano krowy najwyższa średnia emisja na jedną sztukę fizyczną wystąpiła w przypadku grupy u której zastosowano enzymy do paszy, natomiast najniższą wykazano w grupach z dodatkami biosanu, zeolitu i w grupie kontrolnej. Różnice pomiędzy tymi emisjami były statystycznie wysoko istotne. Średnia emisja NO_2 od tuczników różniła się zasadniczo pomiędzy grupą w której zastosowano biosan, gdzie była najniższa, a grupami w których zastosowano jonizację, zeolit oraz CaCO_3 . W komorach, w których utrzymywano brojlery najwyższą średnią emisję NO_2 odnotowano w grupie, w której zastosowano jonizację, a najniższe wartości w grupach u których zastosowano dodatek enzymów, w grupie kontrolnej i z dodatkiem zeolitu. Były to różnice statystycznie wysoko istotne.

Analizując średnią wielkość emisji wszystkich tlenków azotu łącznie od jednej sztuki fizycznej na dobę (tab. 3) w przypadku krów stwierdzono, że dodatek enzymów do paszy powoduje jej znaczne podwyższenie. Różnice statystycznie wysoko istotne wykazano pomiędzy tą grupą, a pozostałymi. W utrzymaniu tuczników najlepszym efektem okazało się zastosowanie dodatku biosanu, który powoduje znaczne zmniejszenie emisji tlenków. Stwierdzono różnice statystycznie wysoko istotne pomiędzy tą grupą a grupą kontrolną oraz grupami, w których zastosowano enzymy, jonizację, CaCO_3 , zeolit. W przypadku brojlerów znaczne zmniejszenie emisji NO_x odnotowano w przypadku zastosowania enzymów do paszy i w mniejszym stopniu zeolitu. Różnice statystycznie istotne stwierdzono między grupą w której zastosowano enzymy a grupą kontrolną oraz grupami, w których zastosowano biosan oraz CaCO_3 .

Analizując roczną wielkość emisji NO_x w kilogramach na sztukę fizyczną (tab. 4) stwierdzono, że najlepszymi dodatkami ograniczającymi emisję w przypadku krów był zeolit oraz zastosowanie jonizacji, natomiast dodatki enzymatyczne do paszy zwiększają zdecydowanie emisję. W przypadku tuczników najlepszym dodatkiem okazał się biosan a w następnej kolejności dodatek enzymatyczny do paszy. Pozostałe w niewielkim stopniu mają wpływ na wielkość emisji tlenków. Zeolit w tym przypadku to najgorsze rozwiązanie. Natomiast w przypadku brojlerów najlepszym działaniem redukującym emisję tlenków wykazał się dodatek enzymatyczny do paszy, a w następnej

kolejności dodatek zeolitu, pozostałe może z wyjątkiem jonizacji mają niewielki wpływ na redukcję emisji tlenków azotu.

Tabela 1. Średnia wielkość emisji NO w komorach klimatycznych w przeliczeniu na 1 sztukę fizyczną w kg/szt./24 h

Grupa/dodatek	Gatunek		
	krowy	tuczniaki	brojlery
kontrolna	0,0007541 ABa	0,000212 A	0,0000398 Aa
jonizacja	0,0003844 Aa	0,000096 B	0,00000631 Cc
CaCO ₃	0,0005323 Aa	0,0000874 B	0,0000163 BCbc
biosan	0,0008954 ABab	0,00003614 B	0,0000273 ABb
zeolit	0,0005865 Aa	0,000174 AB	0,0000143 BCc
enzymy	0,001395 Bb	0,0000953 B	0,00000792 Cc
SEM	0,00009	0,00001	0,000002

ab - różnice istotne przy $P \leq 0.05$; AB - różnice istotne przy $P \leq 0.01$ (między wierszami)

Tabela 2. Średnia wielkość emisji NO₂ w komorach klimatycznych w przeliczeniu na 1 sztukę fizyczną w kg/szt./24h

Grupa/dodatek	Gatunek		
	krowy	tuczniaki	brojlery
kontrolna	0,0006999 Aab	0,0001564 ABCbc	0,0000128 BCb
jonizacja	0,0009578 ABbc	0,0002017 ABab	0,0000312 Aa
CaCO ₃	0,0008428 ABab	0,0002323 Aa	0,0000273 ABa
biosan	0,0006013 Aa	0,00007557 Cd	0,0000269 ABa
zeolit	0,0006851 Aab	0,0002168 ABab	0,0000134 BCb
enzymy	0,0011796 Bc	0,00012223 BCcd	0,0000111 Cb
SEM	0,00005	0,00001	0,000002

ab - różnice istotne przy $P \leq 0.05$; AB - różnice istotne przy $P \leq 0.01$ (między wierszami)

Tabela 3. Średnia wielkość emisji NOx w komorach klimatycznych w przeliczeniu na 1 sztukę fizyczną w kg/szt./24 h

Grupa/dodatek	Gatunek		
	krowy	tuczniaki	brojlery
kontrolna	0,0014539 Aa	0,000368 Aa	0,0000527 Aa
jonizacja	0,0013422 Aa	0,000297 ABab	0,0000375 ABCbc
CaCO ₃	0,0013751 Aa	0,000319 ABab	0,0000436 ABab
biosan	0,0014966 Aa	0,0001117 Cc	0,0000542 Aa
zeolit	0,0012716 Aa	0,0003907 Aa	0,0000276 BCcd
enzymy	0,0025744 Bb	0,000217 BCb	0,0000189 Cd
SEM	0,0001	0,00002	0,000003

ab - różnice istotne przy $P \leq 0.05$; AB - różnice istotne przy $P \leq 0.01$ (między wierszami)

Tabela 4. Wielkość emisji NOx w komorach klimatycznych w przeliczeniu na 1 sztukę fizyczną w kg/szt./rok

Grupa/dodatek	Gatunek		
	krowy	tuczniaki	brojlery
kontrolna	0,5292	0,1341	0,0192
jonizacja	0,4886	0,1082	0,0136
CaCO ₃	0,5005	0,1164	0,0159
biosan	0,5448	0,0407	0,0197
zeolit	0,4628	0,1422	0,0101
enzymy	0,9371	0,0792	0,0069

Omówienie wyników

Monitrowanie ilości emitowanych gazów do środowiska, opiera się o wytyczne zaczerpnięte z „Good practice guidance and uncertainty management in national greenhouse gas inventories”. Polska jako państwo członkowskie jest zobowiązana do ewidencji danych dotyczących emisji GHG. Ponieważ zalecane techniki obliczeniowe opierają się o jednostkowe współczynniki emisji przypisane do poszczególnych gatunków zwierząt (Jungowar, 2008), w niniejszej pracy zastosowano komory klimatyczne własnego pomysłu opartego o doświadczenie z tzw. „climatic-respiration chamber”. Metoda ta pozwoliła na dokładny pomiar rzeczywistej ilości uwalnianych gazów w jednostce czasu od pojedynczego zwierzęcia. Jest to niezwykle istotne, ponieważ to właśnie dokładność i precyzja technik pomiarowych

pozwała opracować skuteczne metody ograniczające emisję szkodliwych domieszek gazowych.

Szeroko pojęte rolnictwo – w tym produkcja zwierzęca, szczególnie przemysłowa i wielkoobszarowa, ma swój znaczny udział w całkowitej emisji gazów cieplarnianych do środowiska. Przyczyną takiego stanu rzeczy jest wyraźna maksymalizacja i intensyfikacja produkcji zwierzęcej. Dotyczy to przede wszystkim ferm przemysłowych gdzie chów i hodowla opiera się o intensywne metody żywienia, utrzymanie bezściołwe (rusztowe), a także wysoką obsadę zwierząt na jednostce powierzchni. Ponadto, duże zagęszczenie zwierząt na fermach generuje trudności w racjonalnym zagospodarowaniu odchodów, zwłaszcza gnojowicy. W budynkach utrzymujących zwierzęta powstaje specyficzny mikroklimat, który znacznie różni się od warunków środowiska naturalnego. W miejscu bytowania zwierząt gospodarskich występują tzw. domieszki gazowe, które przedostają się do atmosfery wraz z wentylovanym powietrzem. Najczęściej występującą domieszką gazową powietrza w budynkach inwentarskich jest amoniak (NH_3), który w przypadku rolnictwa stanowi prawie całkowitą krajową emisję lotnego amoniaku (Mendes L.B. i in., 2017). Co ważniejsze, amoniak wraz z tlenkami azotu przyczyniają się do powstawania kwaśnych deszczy oraz eutrofizacji wód (Ndegwa i in., 2008). Jednocześnie tlenki azotu powstają w procesie nityfikacji i denityfikacji i wydzielane są z odchodów zwierzęcych (Hou i in., 2014). Obecnie, wg Walczaka (2011) w przypadku zwierząt monogastrycznych od 70-91% azotu trafia z powrotem do środowiska wraz z kałem i moczem, natomiast u przeżuwaczy poziom strat azotu kształtuje się na poziomie od 75 do 95%. Dlatego jedną z proponowanych metod ograniczania wydalania azotu do środowiska jest prawidłowe i zbilansowane żywienie przy dostosowaniu ilości białka ogólnego w paszy do potrzeb zwierząt, a także zastosowanie właściwych komponentów paszowych (Grela, 2010). W przeprowadzonych badaniach własnych zastosowanie enzymów paszowych w żywieniu kurcząt brojlerów miało istotny wpływ na strawność azotu z paszy, a co za tym idzie – zwiększyło także stopień wykorzystania białka ogólnego, ograniczając tym samym emisję tlenków azotu do środowiska. Jednakże w przypadku tuczników, zastosowanie dodatków paszowych nie spowodowało znacznego zmniejszenia emisji tlenków azotu. Badania przeprowadzone przez Leek i in. (2007) również nie potwierdziły tego

wpływu, a nawet spowodowały efekt odwrotny. Zastosowanie mieszaniny enzymów paszowych u tuczników spowodowało zwiększone uwalnianie azotu wraz moczem i kałem. W żywieniu zwierząt monogastrycznych najabardziej efektywnym sposobem ograniczenia wydalanego azotu wydają się być zmniejszenie ilości białka ogólnego w diecie (Velthof i in., 2005; Lordelo i in., 2008; Galassi i in., 2010; Chalova i in., 2016). Według Aarninka i Verstege (2007) redukcja białka ogólnego w diecie świń o 30-40 g/kg przy jednoczesnej suplementacji aminokwasami limitującymi, nie wykazuje negatywnego oddziaływania na wydajność paszową oraz tempo wzrostu zwierząt. Również system tuczu fazowego, kompatybilnego z potrzebami zwierząt w zależności od stanu fizjologicznego oraz etapów produkcji pozwala uniknąć strat cennych składników odżywczych, ograniczając tym samym ich wydalanie wraz z odchodami (Pomar i in., 2014). W przypadku zwierząt przeżuwiających, zastosowanie enzymów paszowych wpłynęło negatywnie na ilość wydalonych azotynów. Jednocześnie, wyniki badań uzyskane przez Küllinga i in. (2001) sugerują, że zastosowanie diety niskobiałkowej w żywieniu krów mlecznych nie ma wpływu na ogólną emisję gazów cieplarnianych z produkcji, a nawet powoduje wzrost ilości emitowanego metanu. Dlatego, uzasadniona wydaje się być opinia Pietrzaka (2009), iż skuteczną metodą żywieniową w przypadku krów jest zmniejszenie dawek skarmianych zielonek na rzecz pasz objętościowych o niższej zawartości białka przy jednoczesnym zwiększaniu udziału wysokoenergetycznych pasz treściwych, a także utrzymanie zwierząt odznaczających się wysoką wydajnością, gdyż wysokoprodukcyjne krowy wydalają w odchodach mniejsze ilości N w przeliczeniu na jednostkę mleka w porównaniu ze zwierzętami o słabszych cechach użytkowych (Pietrzak, 2009; Podkówka, 2011).

Jak wskazują badania własne, problem powstawania tlenków azotu w miejscu przebywania krów mlecznych i trzody chlewnej wydają się być najlepiej łagodzony poprzez zastosowanie specyficznych dodatków do ściółki. W przypadku świń, analizując roczną wielkość emisji NO_x w kilogramach na sztukę fizyczną, stwierdzono iż najlepszymi właściwościami ograniczającymi emisję tlenków azotu charakteryzował się biopreparat - BIOSAN. Preparat ten, zastosowany do ściółki wpłynął pozytywnie na degradację tlenków azotu. Skuteczność tej metody, jednakże u kurcząt brojlerów, potwierdzają badania Iwańczuk-Czernik i in. (2007), gdzie wykazano korzystny

wpływ preparatu mikrobiologicznego Biosan-GS i dezynfekcyjnego Lubisan na właściwości fizykochemiczne ściółki. Aplikacja tych preparatów do ściółki na której utrzymywane były kurczęta brojlery, spowodowała obniżenie wilgotności względnej ściółki oraz zmniejszenie zawartości amoniaku w pomieszczeniach.

Jak wykazała analiza danych własnych dotyczących emisji tlenków azotu od krów mlecznych, naskuteczniejszym reduktorem szkodliwych domieszek gazowych był dodany do ściółki zeolit. Dodatek ten, należy do glinokrzemianów o właściwościach higroskopijnych. Przypisuje mu się także zdolność do wychwytywania jonów metali ciężkich (Mikuła i Łach, 2012). Rezultaty badań przedstawionych przez Korczyńskiego i in. (2008) wskazują jednoznacznie na skuteczność zastosowania preparatów glinokrzemianowych na ograniczenie amoniaku z bydlęcego obornika. Wg autorów, redukcja amoniaku z obornika przy zastosowaniu halozytu wyniosła 43%, natomiast dodatek wermikulitu zmniejszył emisję amoniaku o 70%. Ściółowe dodatki mineralne, z punktu widzenia hodowcy należą do stosunkowo tanich materiałów i poza swoimi korzystnymi właściwościami, nie wykazują szkodliwego wpływu na zwierzęta.

Na podstawie porozumień międzynarodowych, Polska jest zobowiązana do redukcji emisji gazów cieplarnianych na terenie całego kraju. Warto zaznaczyć, że wszystkie praktyki zmierzające do ograniczenia GHG z rolnictwa muszą być mocno przemyślane. Zarówno ze względu technicznego, jak i ekonomicznego. Realizacja tych celów wymaga od hodowcy/rolnika pewnej świadomości zarówno prawnej jak i ekologicznej. Szczegółwe wytyczne w tym zakresie wyznacza Kodeks Dobrej Praktyki Rolniczej. Dokument ten, zawiera praktyczne rady jak zmniejszyć ryzyko zanieczyszczenia środowiska. Jednocześnie zastosowanie dobrych praktyk może mieć także przełożenie na aspekt ekonomiczny hodowli. Jak wynika z analizy badań, ograniczenie białka ogólnego w diecie zwierząt gospodarskich nie tylko redukuje poziom szkodliwych domieszek gazowych, ale także obniża koszty związane z ich żywieniem (FAO, 2013).

Wnioski

Na podstawie uzyskanych wyników można wysunąć następujące uogólnienia dotyczące redukcji tlenków z chowu zwierząt gospodarskich poprzez zastosowanie różnych metod ograniczających:

1. U krów największą redukcję tlenków azotu uzyskuje się modyfikując środowisko bytowe, przy zastosowaniu dodatku zeolitu do ściółki oraz przy użyciu jonizacji pomieszczenia.
2. U tuczników znaczną redukcję tlenków azotu uzyskuje się na drodze żywieniowej poprzez zastosowanie enzymów paszowych oraz na drodze środowiskowej przy użyciu Biosanu do higienizacji ściółki.
3. W chowie kurcząt brojlerów, na drodze środowiskowej, ogranicza emisję tlenków azotu dodatek zeolitu, a na drodze żywieniowej zastosowanie enzymów paszowych.

Literatura

Aarnink A.J.A., Verstegen M.W.A. (2007). Nutrition, key factor to reduce environmental load from pig production. *Livest. Sci.*, 109: 194-203.

Chalova V.I., Kim J.H., Patterson P.H., Ricke S.C., Kim W.K. (2016). Reduction of nitrogen excretion and emissions from poultry: a review for conventional poultry. *J. Environ. Sci. Health B.*, 51: 230-235.

Dyrektywa Azotanowa. (1991). Dyrektywa Rady 91/676/EWG z dnia 12 grudnia 1991 r. dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego.

Dyrektywa IPPC. (1996). Dyrektywa Rady 96/61/WE z dnia 24 września 1996 r. dotycząca zintegrowanego zapobiegania zanieczyszczeniom i ich kontroli.

FAO (2013) Mitigation of Greenhouse gas emissions in livestock production. *Animal Production and Health*.

Galassi G., Colombini S., Malagutti L., Groveto G.M, Rapetti L. (2010). Effects of high fibre and low protein diets on performance, digestibility,

nitrogen excretion and ammonia emission in the heavy pig. *Anim. Feed Sci. Technol.*, 3: 140-148.

Galloway J.N., Dentener F.J., Capone D.G. (2004). Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry*, 70: 153-226.

Grela E.R., Czech A., Semeniuk W. (2010). Żywieniowe metody ograniczania wydalania azotu do środowiska podczas chowu trzody chlewnej. W: *Współczesna problematyka odorów*, M.I. Szykowska, J. Zwoździak (red.), Warszawa, 383-407

Hou Y., Velthof G.L., Oenema O. (2014) Mitigation of ammonia, nitrous oxide and methane emissions from manure management chains: a meta-analysis and integrated assessment. *Glob. Change. Biol.*, 21: 1293-1312.

Iwanczuk-Czernik K., Witkowska D., Sowinska J., Wojcik A., Mituniewicz T. (2007). The effect of a microbiological and a disinfecting preparation on the physical and chemical properties of litter and the results of broiler chicken breeding. *Pol. J. Natur. Sc.*, 22: 395-406.

Jugowar J.L. (2008) Ekspertyza. Aktualne kierunki badań nad redukcją gazów i odorów z budynków inwentarskich. *AgEngPol.* 1-19. <http://www.agengpol.pl/LinkClick.aspx?fileticket=%2BVh%2BgBILb%2Fw%3D&tabid=144>.

KOBIZE (2016). Krajowy bilans emisji SO₂, NO_x, CO, NH₃, NMLZO, pyłów, metali ciężkich i TZO za lata 2013-2014 w układzie klasyfikacji SNAP i NFR. Raport podstawowy.

Korczyński M., Opaliński S., Gbiorczyk W., Dobrzański Z., Kołacz R. (2008) Application of bentonite and vermiculite to limit the emission of ammonia from cattle manure. *Chem. Agric.*, 9: 543-548.

Külling D.R., Menzi H., Krober T.F., Neftel A., Sutter F., Lischer P., Kreuzer M. (2001) Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from different types of dairy manure during storage as affected by dietary protein content. *J. Agri. Sci.* 137: 235-250.

Leek A.B.G., Callan J.J., Reilly P., Beattie V.E., O'Doherty J.V. (2007). Apparent component digestibility and manure ammonia emission in finishing pigs fed diets based on barley, maize or wheat prepared without or with exogenous non-starch polysaccharide enzymes. *Anim. Feed Sci. Technol.*, 135: 86-99.

Lordelo M.M., Gaspar A.M., Le Bellego L., Freire J.P.B. (2008). Isoleucine and valine supplementation of a low-protein corn-wheat-soybean meal-based diet for piglets: growth performance and nitrogen balance. *J. Anim. Sci.*, 86: 2936-2941.

Medes L.B, Pieters J.G, Snoek D., Ogink N.W.M, Brusselman E., Demeter P. (2017) Reduction of ammonia emissions from dairy cattle cubicle houses via improved management- or design-based strategies: A modeling approach. *Sci. Of The Total Environ.* 574: 520-531.

Mikuła J., Łach P. (2012). Potencjalne zastosowanie glinkorzemianów pochodzenia wulkanicznego. *Mechanika.*, 08:109-122.

Ndegwa P.M., Hristov A.N., Arogo J., Sheffield R.E. (2008) A review of ammonia emission mitigation techniques for concentrated animal feeding operations. *Biosyst. Eng.* 100: 453-469.

Pietrzak S. (2009). Dobre praktyki w zakresie ograniczania emisji amoniaku z nawozów. *Mat. Inst.*, 133/17, IMUZ, Falenty.

Podkówka Z., Podkówka W. (2011). Emisja gazów cieplarnianych przez krowy. *Przeł. Hod.*, 3: 1-4.

Pomar C., Pomar J., Dubeau F., Joannopoulos E., Dussault J.P. (2014) The impact of daily multiphase feeding on animal performance, body composition, nitrogen and phosphorus excretions, and feed costs in growing-finishing pigs. *Animal.*, 8: 704-713.

UNFCCC, (1997). Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change, 23 pp.

Velthof G.L., Nelemand J.A., Oecema O., O.&Kuikman P.J. (2005) Gaseous nitrogen and carbon losses from pig manure derived from different diets. J. Environ. Qual. 34: 698-706.

Walczak J. Materiały Instytutu Zootechniki, Państwowego Instytutu Badawczego.
http://izoo.krakow.pl/zalaczniki/aktualnosci/content/1101/pub_01.pdf

MANAGEMENT TO REDUCE NITROGEN OXIDES IN ANIMAL PRODUCTION

S u m m a r y

Given the current knowlegde about greenhouses gas emission from agriculture, the aim of this experiment was to determine the reduction potential of nitrogen oxides generated during livestock production. This paper analyzes the emission status nitrogen oxides, and provides some technology selections for their reduction by using feed additives, air ionisation and calcium carbonate (CaCO₃), aluminosilicate and microbial additives. It was observed that effectiveness of nitrogen oxide emission reduction methods depends on the animal species. Analyzing the cows, zeolite was the most efficient. However, in the case of pigs, microbial-litter additives significantly reduced the nitrogen oxides level. The feed additives have proven effective at reducing nitrogen oxides in the case of broiler chickens.

Key words: GHG emissions, nitrogen oxides, broiler chickens, dairy cattle, pig

Fot. 1a, 1b, 1c. Komory mikroklimatyczne (tylna ściana komór z kanałami nawiewnymi; wewnątrz komory z jednym ze stosowanych rodzajów posadzki; tylna ściana komór z dolnymi szufladami gnojowymi) (fot. Jacek Walczak)





Fot. 2. Wnętrze komory mikroklimatycznej zasiedlone tucznikami
(fot. Agata Szewczyk)



OPRACOWANIE MONOGRAFICZNE:

„Najefektywniejsze metody redukcji niekorzystnych oddziaływań rolnictwa w zakresie środowiska naturalnego i zmian klimatu oraz możliwości szacowania ich efektów”

Wpływ kompostowania i temperatury na zakres emisji amoniaku z pomiotu kurzego

Wojciech Krawczyk

*Dział Technologii, Ekologii i Ekonomiki Produkcji Zwierzęcej,
Instytut Zootechniki PIB*

Oddziaływanie produkcji drobiarskiej na środowisko

Współczesne rolnictwo staje przed nowym wyzwaniem, którym jest przystosowanie się do zmian klimatu, co wiąże się z koniecznością m.in. mitygacji emisji gazów cieplarnianych i amoniaku. Opisana sytuacja w dużej mierze dotyczy produkcji zwierzęcej, a szczególnie drobiarskiej. Decydują o tym zarówno znaczna jej skala, intensywne obsady budynków i duża koncentracja ptaków. Dodatkowo fermy drobiu na ogół pozbawione są bezpośredniego związku z powierzchnią paszową. Wszystko to sprawia, że powstające w trakcie utrzymania drobiu uboczne produkty i związki od razu w znacznym stopniu obciążają środowisko naturalne (Pratt i in., 2002; Kim i Patterson, 2003). Jest to tym istotniejsze, że krajowe fermy obowiązują szereg dyrektyw UE regulujących nie tylko jakość wytwarzanych produktów, ale także ustalających i definiujących środowiskowe oddziaływania produkcji, regulacji zapobiegających problemom zagospodarowania odchodów i emisji gazów oraz pyłów obciążających środowisko. Należą do nich najważniejsze w krajach UE dyrektywa nr 91/676/EWG dotycząca ochrony wód przed zanie-

czyszczeniem powodowanym przez azotany pochodzące ze źródeł rolniczych oraz dyrektywa IPPC nr 96/91/WE.

Fermy o dużej koncentracji ptaków produkują nie tylko znaczne ilości mięsa oraz jaj, ale również odchody i gnojowicę. Wraz z zużytym powietrzem emituje się z budynków do otoczenia znaczne ilości dwutlenku węgla, amoniaku, siarkowodoru, metanu, tlenków azotu, pyłów i odorów (Rotz, 2004; Kristensen i in., 2000; Williams i in., 1999; Wathes, 1998). Środowiskowa uciążliwość ubocznych produktów produkcji drobiarskiej zależy przede wszystkim od ich formy. Pomiot czy gnojowica użytkowane są oczywiście jako nawóz organiczny stosowany bezpośrednio do gleby. W zależności od zawartości pierwiastków biogenych i ich przyswajalności w samej glebie dochodzić może do szeregu procesów. Najgroźniejsze są odchody, powstające w trakcie klatkowego utrzymania kur nieśnych. Dorosła kura produkuje dziennie 160-200 g świeżych odchodów, tak więc w typowym kurniku (1000 m²) o obsadzie 6000 niosek przybywa dziennie ok. 1 tony pomiotu (Dobrzański i Rudzik, 1998). Jego znaczny potencjał biogeny (27 kg azotu i 27 kg fosforu/1 tonę) (Herbut, 1997), przy jednoczesnej łatwości mineralizacji składników w środowisku glebowym sprawia, że na skutek wymywania jest on źródłem eutrofizacji środowiska glebowego i wodnego. Niekorzystny stosunek węgla do azotu ogranicza dostępność tego ostatniego dla bakterii powodując w konsekwencji dalsze straty i obciążenia. Azot jest pierwiastkiem odgrywającym zasadniczą rolę w produkcji zwierzęcej (Rotz, 2004). Zwierzęta pobierają go pod postacią białka zawartego w paszy. W charakterze aminokwasów jest on wbudowywany w białkowe struktury tkanek organizmu. Średnia efektywność retencji azotu u drobiu wynosi do 30%. Większość tego pierwiastka jest jednak wydalana w odchodach. Z faktem tym powiązane są największe obciążenia dla środowiska naturalnego (Rotz, 2004; Kim i Patterson, 2003). Azot organiczny i mineralny będące składnikami odchodów ulegają wielu przemianom biochemicznym. Należy tutaj wspomnieć o procesach amonifikacji, nitrifikacji i denitrifikacji. Azot organiczny w procesie amonifikacji (dezaminacji) przekształca się w formę nieorganiczną i jako amoniak emitowany jest do atmosfery (Chambers i in., 2001). Produktem nitrifikacji są azotany i azotyny powstałe w wyniku przekształcenia azotu amonowego przez wiele rodzajów bakterii w tym *Nitrosomonas* i *Nitrobacter*, dla których jest on jedynym źródłem energii metabolicznej. Azot cząsteczkowy wydzielany na skutek procesów denitrifikacyj-

nych azotanów przeprowadzanych przez bakterie z grupy *Nitrococcus* i *Achromobacter* (NEH, 2000 i NEH 2002).

Emisje gazowe uwalniane z utrzymania zwierząt i przechowywania odchodów, doprowadzają nie tylko do zanieczyszczenia środowiska naturalnego, biorąc udział w szeregu niekorzystnych zjawisk zachodzących w biosferze (Sommer i in., 2001), ale również wpływają na powstawanie interakcji mających niepożądany wpływ na fizjologię, behawior i zdrowotność ptaków (Kristensen i in., 2000). Gazy te nie tylko obniżają produktywność i zdrowotność, ale także dobrostan ptaków.

Rolnictwo, zwłaszcza produkcja drobiarska, stanowi największe źródło zanieczyszczenia atmosfery amoniakiem. Szacuje się, że 50-85% tego gazu pochodzi z produkcji zwierzęcej (Rose, 2003). Amoniak jest podstawowym związkami neutralizującym kwaśne gazy atmosferyczne, powstające głównie na skutek utleniania dwutlenku siarki i tlenków azotu. Obecność tych bezwodników kwasowych wpływa na powstawanie różnych pochodnych azotu (McCulloch i in., 1998), czego skutkiem jest występowanie zjawiska kwaśnych deszczy i powiększanie się dziury ozonowej (Wolter i in., 2002). Amoniak występując w atmosferze wchodzi również w reakcje z innymi związkami azotu i aerozolami (Singh i in., 2001), absorbując przy tym cząsteczki wody, również na tej drodze przyczynia się do powstawania kwaśnych opadów. Zaburzają one pH ekosystemów (Kangas i Sanna, 2001; Kazutaka i in., 2004), doprowadzając do eutrofizacji wód i środowiska glebowego (Sutton i in., 1995; Pain i in., 1998), wpływają na zdrowie ludzi i zwierząt.

W produkcji zwierzęcej podstawowym źródłem amoniaku jest mocznik i kwas moczowy z odchodów. Proces rozkładu mocznika i powstawania amoniaku trwa od kilku godzin do kilku dni (Rose, 2003). Reakcja ta ma charakter hydrolizy z udziałem ureazy. Na rozkład mocznika i białek duży wpływ ma temperatura, pH, wilgotność, prędkość ruchu powietrza (Erisman i in., 2001). Równie ważny charakter ma aerobowa dekompozycja kwasu moczowego, stanowiąca pierwszy krok w produkcji amoniaku z pomiotu kurzego. Źródłem amoniaku mogą być zarówno zwierzęta amonioteliczne tj. owady żyjące w wodzie wydalające go bezpośrednio do środowiska zewnętrznego, jak i ureotyliczne, do których należą oprócz owadów także ssaki, wydalające wspomniany już mocznik. Trzecią zaś grupę stanowią ptaki, podobnie zresztą jak pozostałe owady i gady, należące do zwierząt urykotelicznych, wydalających kwas moczowy, który pod wpływem urykazy przekształcany jest

w mocznik, a ten pod wpływem działania ureazy w amoniak. Reakcja rozkładu kwasu moczowego do mocznika możliwa jest dzięki działaniu urykazy, która przekształca go do alantoiny. Działanie kolejnych enzymów amidohydrolazy kwasu alantoinowego oraz ureidoglikolazy sprawia, że z kwasu moczowego powstaje mocznik. Kolejna reakcja z udziałem ureazy powoduje, że powstały mocznik przekształcany jest w amoniak (Kim i Patterson, 2003). Szacuje się, że 50-70% azotu organicznego znajdującego się w odchodach zwierzęcych przekształcane jest w amoniak (Thompson i Meisinger, 2002).

Kompostowanie pomiotu, jako praktyka rolnicza ograniczająca emisję amoniaku w produkcji zwierzęcej

Problem obciążenia środowiska wynikający z nieodpowiedniego zagospodarowania pomiotu jest godny naukowego zainteresowania z racji tego, że współczesna produkcja zwierzęca staje przed koniecznością certyfikacji nie tylko jakości produktu, ale również metod jego wytwarzania. W dobie walki o rynki zbytu ważne stają się zagadnienia dobrostanu i ekologii. Szczególnie aspekt ekologiczny chowu nabiera priorytetowego, etycznego i zarazem ekonomicznego znaczenia.

Jednym ze sposobów zredukowania zagrożenia stwarzanego przez pomiot jest jego kompostowanie. Stosowana od lat technologia utylizacji nie tylko odchodów, ale i różnego rodzaju odpadów w nowoczesnym ujęciu wymaga poznania wielu aspektów. Zaliczyć należy do nich m.in. oddziaływanie czynników fizycznych na procesy kompostowania. Temperatura otoczenia, jak i kompostowanych odchodów ma znaczący wpływ na dynamikę przemian i procesów zachodzących w kompostach, w tym i na szybkość emisji amoniaku (Rose, 2003). Badania wykazały, że kompostowane odchody niosek, składowane przez okres 18. tygodni w stałych temperaturach 12⁰C, 15⁰C, 20⁰C i 25⁰C tracą około 60% azotu początkowego, ponadto wzrost temperatury wpływa na wzrost strat azotu (Pratt i in., 2002). Drugim istotnym czynnikiem fizycznym jest wilgotność, optymalna w przypadku kompostowania winna wynosić około 60-65%. Jej wartość określa m. in. wielkość emisji i strat azotu (Pratt i in., 2004).

Odczyn pH decyduje o ewentualnym późniejszym przeznaczeniu kompostów. Wielość dodatków zmieniających pH, wchodzących

w skład kompostowanych odchodów sprawia, że jego regulacja jest stosunkowo łatwa. Dostępność tlenu decyduje o kierunku przemian zachodzących w kompostowanych mieszankach, tym samym aktywując odpowiednią mikroflorę. Niebagatelną rolę ma także struktura kompostowanych komponentów. Jej zależność od wcześniej wymienionych czynników decyduje w równie ważnym stopniu o wielkości emisji i jej rodzaju.

Druga grupa to czynniki biochemiczne, spośród których należy wymienić stosunek C:N, jego znaczenie w przebiegu kompostowania zostało wcześniej opisane. Wybór technologii kompostowania ma także znaczny wpływ na proces kompostowania, nie jest bowiem obojętna techniczna skala tych procesów, okres kompostowania, jednostkowe nakłady kosztów. Kompostowanie w mniejszej skali wymusza większy nadzór warunków przebiegu procesu. Natomiast jego mechanizacja pozwala na zwiększenie skali produkcji. Warunkują ją także kwestie ekonomiczne np. torf jest drogim źródłem węgla, najlepiej więc jest wykorzystać do kompostowania istniejący obornik. Warto pamiętać także, że spośród komponentów wykorzystywanych w procesie kompostowania istnieją na terenie gospodarstw materiały tanie i łatwo dostępne np. słoma, która jest dobrym źródłem węgla.

Sytuacja ta zmienia się w przypadku ferm utrzymujących drób, które pozbawione są własnego areалу uprawowego. Ważne jest wtedy docelowe określenie przeznaczenia kompostu. Czy proces ten ma służyć pozyskaniu dobrego nawozu w sensie łatwo dostępnych dla roślin składników pokarmowych? Czy ma za zadanie wyeliminowanie uciążliwego odpadu produkcyjnego, który należy ukryć w innym produkcie lub wręcz znaleźć dla niego inne przeznaczenie?

Celem doświadczenia było porównanie wielkości emisji NH_3 z czystego pomiotu i obornika słomiastego pochodzących od niosek, przechowywanych w okresie niskich i wysokich temperatur otoczenia.

Materiał i metody

Materiał doświadczalny stanowił czysty pomiot, pochodzący od 2 grup niosek rasy Isa Brown (nieśność 320 jaj) oraz obornik (pomiot zmieszany ze słomą pszenną nie ciętą użytą jako ściółka) w ilości 5

t/pryzmę. Nioski utrzymywano w klatkach oraz w systemie podłogowym i żywiono identyczną paszą typu DJ (11,5 MJ EM, 16% BO).

Czysty pomiot niosek oraz pomiot zmieszany ze słomą były kompostowane przez okres 3 miesięcy w okresie niskich temperatur tj. od stycznia do marca oraz w okresie wysokich temperatur tj. od lipca do września na płytach obornikowych o identycznych wymiarach 3,0 x 5,0 x 2,5 m. Założono 3 przyzmy z czystym pomiotem i 3 z obornikiem. Doświadczenie zostało przeprowadzone w 4 powtórzeniach (tab. 1).

Tab. 1. Schemat doświadczenia

Powtórzenie	Czysty pomiot	Pomiot z dodatkiem słomy
1.	5t	5t
2.	5t	5t
3.	5t	5t
4.	5t	5t

W czasie trwania poszczególnych powtórzeń zbierano dane pomiarowe dotyczące mikroklimatu zewnętrznego (tab. 2 i 3) oraz właściwości fizyko-chemicznych przyzm: temperatura, wilgotność względna oraz pH.

Tab. 2. Wartości wybranych zewnętrznych parametrów mikroklimatycznych w okresie wysokich temperatur

Zakres	Miesiąc	Temperatura (°C)	Wilgotność (%)	Ruch powietrza (m/s)
Średnia	VII	25,00	57,20	0,90
Min		23,00	57,10	0,50
Max		27,00	57,30	1,30
Średnia	VIII	24,50	71,40	1,20
Min		23,00	68,80	0,60
Max		26,00	74,00	1,80
Średnia	IX	13,00	62,30	1,40
Min		10,00	53,80	0,70
Max		16,00	70,90	2,10

Tab. 3. Wartości wybranych zewnętrznych parametrów mikroklimatycznych w okresie niskich temperatur

Zakres	Miesiąc	Temperatura (°C)	Wilgotność (%)	Ruch powietrza (m/s)
Średnia	I	-9,25	33,00	1,75
Min		-10,00	21,00	1,60
Max		-8,00	40,50	1,90
Średnia	II	-2,75	39,62	2,17
Min		-5,00	30,90	2,10
Max		-1,00	43,40	2,30
Średnia	III	6,75	49,40	1,75
Min		3,00	38,20	1,60
Max		10,00	56,10	1,90

Pomiary mikroklimatyczne zostały zrealizowane przy pomocy elektronicznego miernika firmy Testosterm, Testo 9610 w sposób ciągły. Określano także stężenie amoniaku mierzone codziennie o godzinie 8.00, 13.00 i 19.00. Pomiar emisji przeprowadzono sondami elektrochemicznymi, będącymi elementami pomiarowymi elektronicznego miernika gazów Multiwarn II firmy Dräger przy wykorzystaniu tuneli aerodynamicznych "wind tunnel". Konstrukcja oraz wykonanie tuneli, pozwalały na uzyskanie w pełni kontrolowanych przepływów przy prędkości powietrza 1,0 m/s. Dopływ i usuwanie powietrza odbywało się poprzez komputerowo sterowany, nadciśnieniowy system wentylacji. Monitorin-gowi poddano zarówno skład powietrza wlotowego jak i wylotowego. Dokonano także pomiarów składu pomiotu i obornika (NPK, sucha masa) na początku i na końcu 3 miesięcznego okresu przechowywania.

Wyniki i ich omówienie

Wyniki składu początkowego pomiotu i obornika pochodzącego od niosek są zróżnicowane pod względem zawartości trzech analizowanych form azotu (tab. 4).

Tab. 4. Wybrane elementy składu początkowego czystego pomiotu i pomiotu z dodatkiem słomy

Wyszczególnienie	Czysty pomiot	Pomiot ze słomą
C:N	14:1	20:1
N-całkowity (kg/t)	7,02a	7,62b
N-organiczny (kg/t)	5,63A	4,01B
N-nieorganiczny (kg/t)	1,39A	3,61B
Sucha masa (%)	29,6	39,5
pH	7,2	8,6

ab - różnice statystycznie istotne przy $P \leq 0,05$.

AB - różnice statystycznie istotne przy $P \leq 0,01$.

Zawartość N-całkowitego w pomioście (7,02 kg/t św. m.) była niższa niż w oborniku (7,62 kg/t św. m.). Spośród pozostałych dwóch form tego pierwiastka większym udziałem odznaczał się N-organiczny, przy czym było go więcej w pomioście (5,63 kg/t św. m.) niż w oborniku (4,01 kg/t św. m.). Natomiast ilość formy nieorganicznej tego pierwiastka różniła się wysoko istotnie, bowiem w pomioście określono udział tej formy azotu na poziomie 1,39 kg/t św. m., a w oborniku na 3,61 kg/t św. m. Bardzo ważną rolę w badanym materiale miał także stosunek C:N. To jego wartość decyduje bowiem o efektywności przemian mikrobiologicznych zachodzących w oborniku, pomioście i wielkości emisji NH_3 . Optymalny kształtuje się w zakresie 20-30:1 i sprawia, że azot może być przetwarzany przez bakterie. Stosunek C:N wynosił w pomioście i oborniku odpowiednio 14:1 oraz 20:1. Jego wyższa wartość w oborniku wynikała z dodatku słomy, która jest materiałem zawierającym znaczną ilość węgla. Po trzech miesiącach przechowywania w okresie wysokich temperatur uległ zmniejszeniu (tab. 5) i osiągnął wartość 6,2:1 i 12,7:1.

Tab. 5. Wybrane elementy składu końcowego czystego pomiotu i pomiotu z dodatkiem słomy w okresie wysokich temperatur

Wyszczególnienie	Czysty pomiot	Pomiot ze słomą
C:N	6,2:1	12,7:1
N-całkowity (kg/t)	5,34A	6,6B
N-organiczny (kg/t)	2,18a	1,54b
N-nieorganiczny (kg/t)	3,16A	5,05B
Sucha masa (%)	57,3	63,8
pH	7,8	8,5

ab - różnice statystycznie istotne przy $P \leq 0,05$.

AB - różnice statystycznie istotne przy $P \leq 0,01$.

Pomimo niskiego stosunku C:N wskazującego na ograniczenie przemian mikrobiologicznych w pomioście i oborniku namnażanie mikroflory względnie termofilnej było możliwe dzięki wysokiej temperaturze otoczenia. Zaobserwowano wprost proporcjonalną zależność temperatury zewnętrznej otoczenia od temperatury wewnętrznej pomiotu i obornika. Osiągnięcie fazy względnie termofilnej spowodowało zahamowanie aktywności ureazy, przyczyniając się do redukcji emisji NH_3 (tab. 6).

Tab. 6. Emisja NH_3 (kg/t) z czystego pomiotu i pomiotu z dodatkiem słomy w okresie wysokich temperatur

Wyszczególnienie	Czysty pomiot	Pomiot ze słomą
NH_3	1,67a	1,02b

ab - różnice statystycznie istotne przy $P \leq 0,05$.

AB - różnice statystycznie istotne przy $P \leq 0,01$.

Emisja amoniaku w okresie wysokich temperatur była znacznie niższa i różniła się wysoko istotnie od emisji tego gazu z pomiotu

i obornika po trzy miesięcznym przechowywaniu w okresie niskich temperatur (tab. 7).

Tab. 7. Emisja NH_3 (kg/t) z czystego pomiotu i pomiotu z dodatkiem słomy w okresie niskich temperatur

Wyszczególnienie	Czysty pomiot	Pomiot ze słomą
NH_3	6,95A	4,94B

ab - różnice statystycznie istotne przy $P \leq 0,05$.

AB - różnice statystycznie istotne przy $P \leq 0,01$.

Od stycznia do marca aktywność mikroflory w badanym materiale była bardzo ograniczona, ale mimo ujemnej temperatury otoczenia, nie uległa zahamowaniu. Temperatura wewnętrzna pomiotu i obornika dochodziła bowiem do 4°C aktywując mikroflorę psychrofilną. Opiswane zjawisko świadczy o niezależności termicznej przechowywanego materiału doświadczalnego i zachodzących w nim procesów mikrobiologicznych od temperatury otoczenia. Na przełomie lutego i marca zależność ta miała już charakter wprost proporcjonalny i pozwoliła na osiągnięcie fazy względnie mezofilnej. Odpowiadająca tej fazie mikroflora nie mogła jednak ograniczyć aktywności ureazy, a tym samym znaczących emisji NH_3 , które osiągnęły wartości 6,95 kg/t św. m. i 4,94 kg/t św. m., odpowiednio dla pomiotu i obornika, i różniły się wysoko istotnie od emisji w okresie wysokich temperatur, które wynosiły odpowiednio 1,62 kg/t św. m. oraz 1,02 kg/t św.m. Wzrost wartości C:N w przypadku obornika 53,5:1 spowodowany został wysoką emisją NH_3 . W oborniku aktywność przemian biochemicznych osiągnęła więc wysoki poziom, jednak emisja amoniaku była blisko 2 kg/t św. m. niższa (tab. 7) niż z pomiotu, gdzie ten stosunek był niższy. Różnicę wielkości emisji można więc tłumaczyć znaczną redukcją zawartości N-całkowitego, której towarzyszyły straty dwóch pozostałych form tego pierwiastka.

Straty azotu na drodze emisji gazowych mają swoje źródło zarówno w działalności ureazy rodzimej dla odchodów, jak i przemianach

mikrobiologicznych zdefiniowanych w procesach amonifikacji, nityfikacji (Petersen i in., 2001). Szczególną rolę odgrywa tu oczywiście emisja amoniaku. Straty te są w okresie niskich temperatur znacząco większe niż w temperaturach wysokich.

pH pomiotu i obornika był odpowiednio obojętny i zasadowy, i po trzech miesiącach przechowywania w okresie niskich temperatur (tab. 8) w przypadku pomiotu zmienił się na zasadowy, a w oborniku nie uległ zmianie. W okresie wysokich temperatur stwierdzono podobną zależność.

Tab. 8. Wybrane elementy składu końcowego czystego pomiotu i pomiotu z dodatkiem słomy w okresie niskich temperatur

Wyszczególnienie	Czysty pomiot	Pomiot ze słomą
C:N	12,5:1	53,5:1
N-całkowity (kg/t)	0,5a	2,67b
N-organiczny (kg/t)	0,2a	1,72b
N-nieorganiczny (kg/t)	0,1a	1,1b
Sucha masa (%)	35,1	38,5
Ph	8,1	8,6

ab - różnice statystycznie istotne przy $P \leq 0,05$.

AB - różnice statystycznie istotne przy $P \leq 0,01$.

Uzyskane w trakcie realizacji doświadczenia wyniki oraz przeprowadzona ich analiza pozwalają na sformułowanie następujących wniosków:

- straty zawartości azotu z pomiotu i obornika odbywają się na drodze emisji związków gazowych głównie w formie amoniaku,
- kompostowanie pomiotu i obornika w okresie wysokich temperatur, pozwala na ograniczenie strat azotu,
- kompostowanie pomiotu i obornika w okresie niskich temperatur doprowadza do znacząco wyższych strat azotu w postaci gazowej i przez to do prawie całkowitej redukcji jego zawartości,

– dla uzyskania wysokiej wartości nawozowej pomiotu i obornika oraz zredukowania niekorzystnych wpływów środowiskowych konieczne jest osiągnięcie fazy termofilnej w trakcie zachodzących procesów mikrobiologicznych.

Literatura

Chambers B. (2001). Making better use of livestock manures on arable land. Booklet 1: 1-25.

Dobrzański Z., Rudzik F. (1998). Jakość ściółki drobiowej - problem wciąż aktualny. *Pol. Drob.* 5: 3-6.

Erisman J.W., Otjes R., Hensen P., Jongejan P., van den Bulk P., Khlystov A., Möls H., Slanina S. (2001). Instrument development and applications in studies and monitoring of ambient ammonia. *Atmosph. Env.* 35: 1913-1922.

Herbut E. (1997). Ekologiczne spojrzenie na zagospodarowanie odchodów drobiowych. *Pol. Drob.* 7: 4-6.

Kangas L., Sanna S. (2001). Regional nitrogen deposition model for integrated assesment of acidification and eutrophization. *Atmosph. Env.* 36: 1111-1122.

Kazutaka K., Hanajima D., Fukumoto Y., Suzuki K., Kawamoto S., Shima J., Haga K. (2004). Isolation of thermophilic ammonium-tolerant bacterium and its application to reduce ammonia emission during composting of animal wastes. *Biosci. Biotech.* 68 (2): 286-292.

Kim W.K., Patterson P.H. (2003). Effect of minerals on activity of microbial uricase to reduce ammonia volatilization in poultry manure. *Poult. Sc.* 82 (2): 223-231.

Kristensen H.H., Burgess L.R., Demmers T.G.H., Wathes C.M. (2000). The preferences of laying hens for different concentrations of atmospheric ammonia. *Appl. Anim. Behav. Sc.*, 68: 307-318.

McCulloch R.B., Few G.S., Murray G.C., Aneja J.P. (1998). Analysis of ammonia, ammonium aerosols and acid gases in the atmosphere at a commercial hog farm in eastern North Carolina, USA. *Env. Pollut.* 102: 263-268.

National Engineering Handbook. (2000). US Dept. of Agriculture. Part 637. Environmental Engineering. Chapter 2, Composting. 2-7.

National Engineering Handbook. (2002). US Dept. of Agriculture. Part 637. Environmental Engineering. Chapter 3, Constructed Wetlands. 3-18.

Pain B.F., Van der Weerden T.J., Chambers B.J., Philips V.R., Jarvis S.C. (1998). A new inventory for ammonia emissions from U.K. agriculture. *Atmosph. Env.* 32: 309-313.

Petersen S.O., Kristensen K., Eriksen J. (2001). Denitrification losses from outdoor piglet production. *Journal of Environmental Quality.* 30: 1051-1056.

Pratt E.V., Rose S.P., Keeling A.A. (2002). Effect of ambient temperature on losses of volatile nitrogen compounds from stored laying hen manure. *Bioresour. Tech.*, Sept. 84 (2): 203-205.

Pratt E.V., Rose S.P., Keeling A.A. (2004). Effect of moisture content and ambient temperature on the gaseous nitrogen loss from stored laying hen manure. *Br. Poult. Sci.* 45(30): 301-305.

Rose A.J. (2003). Development of an ammonia emission protocol and preliminary emission factor for a central Texas dairy. Thesis, 12.

Rotz C.A. (2004). Management to reduce nitrogen losses in animal production. *J. Anim. Sci.*, 82 (E. Suppl.): 119-137.

Singh S.P., Satsanagi G.S., Khare P., Lakhani A., Kumari K.M., Sirvastava S.S. (2001). Multiphase measurement of atmospheric ammonia. *Chemosph.* 3: 107-116.

Sommer S.G., Sogaard H.T., Noller H.B., Morsing S. (2001). Ammonia volatilization from sows on grassland. *Atmosp. Env.* 35: 2023-2032.

Sutton M.A., Place C.J., Eager M., Fowler D., Smith R.I. (1995). Assessment of the magnitude of ammonia emissions in the U.K. *Atmosp. Env.* 29: 1393-1411.

Thompson R.B., Meisinger J.J. (2002). Management factors affecting ammonia volatilization from land applied cattle slurry. *J. Env. Qual.* 31, 1329-1338. *J. Appl. Microbiol.* 99, 4: 816-828.

Wathes C.M. (1998). Aerial emissions from poultry production. *Wor. Poult. Sci. J.* 54: 241-251.

Williams C.M., Barker J.C., Sims J.T. (1999). Management and utilization of poultry wastes. *Rev. Environ. Toxicol.* 162: 105-157.

Wolter M., Praytino S., Schuchard F. (2002). Comparison of greenhouse gas emission from solid pig manure during storage versus during composting with respect to different dry matter contents. *Landbauforschung Volkenrode.* 52 (3): 167-174.

EFFECT OF COMPOSTING AND TEMPERATURE CONDITIONS ON AMMONIA EMISSION RATES FROM CHICKEN MANURE

S u m m a r y

The aim of the experiment was to determine NH₃ emission rates from pure chicken manure and chicken manure with straw, composted during the period of low and high ambient temperatures, and to deter-

mine the concentration of nitrogen compounds. Nitrogen losses through gaseous emissions originate both in the activity of native urease for manure and microbiological changes defined in ammonification and nitrification processes. The most important is ammonia emission. These losses are in the period of low temperatures significantly higher than at high temperatures. The N-total content in chicken manure (7.02 kg/t) was lower than in manure (7.62 kg/t). Of the other two forms of this element, N-organic was the major contributor, with more in the chicken manure (5.63 kg/t) than in manure (4.01 kg/t m). On the other hand, the amount of inorganic form of this element differed considerably, as the amount of this form of nitrogen was determined at the level of 1.39 kg/t, and in manure at 3.61 kg/t. The C: N ratio was also very important in the study material. It is the value that determines the effectiveness of the microbial transformations occurring in the manure, the amount and the amount of NH₃ emissions. The optimum is in the range of 20-30: 1 and makes the nitrogen can be processed by the bacteria.

Key words: chicken manure, ammonia emission, biogenic compounds, storage period.

Fot. 1. Pryzma obornika pod tunelem przed pomiarem emisji metodą „aerodynamic tunnel” (wnętrze tunelu) (fot. Jacek Walczak).



Fot. 2. Pryzma obornika pod tunelem przed pomiarem emisji metodą „aerodynamic tunnel” (widok zewnętrzny tunelu) (fot. Jacek Walczak).



Fot. 3. Pomiary temperatury przyżm sondami termicznymi prototypowa aparatura wyposażona we własne zasilanie i Data Logger (fot. Jacek Walczak).



Fot. 4. Skrzynia, wyścielona nieprzepuszczalną folią, służąca do przechowywania obornika (fot. Jacek Walczak).



Fot. 5. Nioski rasy Isa Brown (fot. Jacek Walczak).



Fot. 6. Aparatura pomiarowa: miernik elektroniczny „Multiwarm II” Drager, miernik elektroniczny Testo 445, sonda termiczna (fot. Jacek Walczak).



Fot. 7. Monitoring mikroklimatu elektronicznym
miernikiem Testosterm, Testo 9610
(fot. Jacek Walczak).



Fot. 8 i 9. Wnętrze komór klimatycznych z wyposażeniem przystosowanym do utrzymania drobiu (fot. Jacek Walczak).



OPRACOWANIE MONOGRAFICZNE:

„Najefektywniejsze metody redukcji niekorzystnych oddziaływań rolnictwa w zakresie środowiska naturalnego i zmian klimatu oraz możliwości szacowania ich efektów”

Możliwość odzwierciedlenia w krajowych raportach emisji efektu redukcyjnego

Jacek Walczak

*Dział Technologii, Ekologii i Ekonomiki Produkcji Zwierzęcej,
Instytut Zootechniki PIB*

Jednostką odpowiedzialną za opracowywanie krajowej inwentaryzacji gazów cieplarnianych jest Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBiZE) w Instytucie Ochrony Środowiska – Państwowym Instytucie Badawczym, nadzorowany przez Ministra Środowiska. Krajowa inwentaryzacja i towarzyszące jej tablice w układzie wspólnego formatu raportowania (Common Reporting Format - CRF) zostały przygotowane zgodnie z uaktualnionymi wytycznymi do rocznego raportowania inwentaryzacji (*Reporting Guidelines on Annual Inventories* (FCCC/SBSTA/2006/9)). Wytyczne stosowane do obliczania emisji i pochłaniania gazów cieplarnianych są zgodne z metodyką zalecaną w podstawowych publikacjach Międzyrządowego Zespołu ds. Zmian Klimatu (Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC), a mianowicie: Zweryfikowane wytyczne do krajowych inwentaryzacji gazów cieplarnianych (*Revised 1996 Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*), Przewodnik dobrych praktyk i zarządzania niepewnościami w krajowych inwentaryzacjach gazów cieplarnianych (*Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*) oraz Przewodnik dobrych praktyk w użytkowaniu gruntów, zmianach użytkowania gruntów i leśnictwie (*Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry*). Zgodnie z obowiązują-

cymi wytycznymi IPCC, w celu uzyskania dokładniejszych danych o emisji zastosowano, tam gdzie to było możliwe, krajową metodykę szacowania emisji.

Inwentaryzacja emisji i pochłaniania gazów cieplarnianych jest wykonywana na podstawie obecnie obowiązujących wytycznych IPCC, a w przypadku prekursorów GHG zgodnie z metodyką opracowaną przez UNECE/EMEP. Tam, gdzie było to możliwe, wypracowane zostały krajowe wskaźniki (także dla rolnictwa) i metodyka inwentaryzacji (nie w przypadku rolnictwa). Najważniejsze cechy charakterystyczne dla procesu przygotowywania inwentaryzacji można przedstawić następująco:

- dane o aktywnościach źródeł emisji pochodzą z publikacji statystycznych GUS, z bazy danych Eurostatu, a w przypadku kategorii, dla których brak jest oficjalnych danych statystycznych wykorzystywane są wyniki zamawianych opracowań specjalistycznych lub ocen eksperckich,

- wskaźniki emisji dla głównych źródeł emisji opracowywane są na podstawie badań krajowych, a w przypadku braku wskaźników krajowych albo w przypadku ich dużej niepewności przyjmowane są domyślne wskaźniki IPCC (np. emisje CH₄ i N₂O ze spalania w źródłach stacjonarnych),

- wszystkie dane o aktywnościach, wskaźniki emisji i wyniki emisji są przechowywane w bazie danych ZBiRE w KOBiZE, która jest sukcesywnie rozbudowywana dla spełniania stale rosnących wymagań odnośnie raportowania danych o emisji na potrzeby Ramowej konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie zmian klimatu i Konwencji w sprawie transgranicznego zanieczyszczenia powietrza na dalekie odległości oraz protokołów do ww. konwencji.

Stosowana metodyka szacowania emisji GHG jest zgodna z obowiązującymi wytycznymi opracowanymi przez Międzyrządowy Zespół ds. Zmian Klimatu [IPCC 1997, IPCC 2000, IPCC 2003, IPCC 2006]. Zgodnie z wytycznymi IPCC raportowane corocznie źródła emisji gazów cieplarnianych w sektorze rolnictwa (sektor 4) obejmują:

4.A - Fermentacja jelitowa (emisja CH₄), udział w całkowitej emisji 2,2%

4.B - Odchody zwierzęce (emisja CH₄), udział w całkowitej emisji 0,6%

- 4.B - Odchody zwierzęce (emisja N₂O), udział w całkowitej emisji 1,2%
4.D.1 - Emisja bezpośrednia z gleb (emisja N₂O), udział w całkowitej emisji 3,1%
4.D.3 - Emisja pośrednia z gleb (emisja N₂O), udział w całkowitej emisji 1,9%

Fermentacja jelitowa

W szacowaniu emisji metanu z fermentacji jelitowej zwierząt zastosowano dwa typy metod – w przypadku koni, kóz i świń zastosowano uproszczoną metodę IPCC *Tier 1* oraz domyślne wskaźniki emisji CH₄ [kg CH₄/zwierzę/rok] [IPCC 1997]: konie 18,0; kozy 5,0; świnię 1,5. Emisja metanu z fermentacji jelitowej drobiu nie została oszacowana z powodu braku stosownych wytycznych IPCC. Natomiast emisję metanu z fermentacji jelitowej bydła i owiec (główne źródła emisji) obliczono przy pomocy bardziej szczegółowej metody IPCC *Tier 2*, w ramach której opracowano krajowe wskaźniki emisji CH₄ w oparciu o codzienne zapotrzebowanie na energię zwierząt [IPCC 2000, równanie 4.14]:

$$EF = (GE * Y_m * 365 \text{ dni/rok}) / (55,65 \text{ MJ/kg CH}_4)$$

gdzie:

EF – wskaźnik emisji, kg CH₄/zwierzę/rok,

GE – zapotrzebowanie na energię, MJ/zwierzę/dzień,

Y_m – współczynnik konwersji do metanu (udział GE w paszy przekształcony w metan).

Dzienne zapotrzebowanie na energię ogólną pobraną w paszy GE [IPCC 2000, równanie 4.11] dla bydła oszacowano w podkategorii: krowy, cielęta poniżej jednego roku, młode bydło w wieku 1–2 lata oraz pozostałe dorosłe bydło (jałówki oraz buhaje i opasy). Krajowe parametry wykorzystane tu do obliczeń, jak np. cielność [GUS, 2013], produkcja mleka [GUS 2013] czy zawartość tłuszczu w mleku [GUS, 2013] pochodzą z krajowej statystyki. Energia pochodząca ze strawności (DE – wyrażona jako % całkowitej energii) została zróżnico-

wana dla krów od 58,6% w 1988 r., przez 60% w 1995 r. do 63,3% w 2012 r. [Walczak 2006, 2013]. Wpływa na to zarówno poprawa wartości genetycznej krów, jak i zmiana w kierunku niewielkiego wzrostu strawności stosowanych pasz.

W przypadku pozostałego bydła wielkości wskaźnika DE wynoszą: 71,1–71,3% dla cieląt poniżej 1 roku, 66,1–66,5% dla młodego bydła w wieku 1–2 lata oraz dla dorosłego bydła: 62,4 dla jałówek i 59,1% bydła dla opasów i buhajów. W obliczeniach wykorzystano domyślne współczynniki konwersji do metanu Y_m : 6% dla bydła i 7% dla owiec [IPCC 2000, tab. 4.8].

W obecnej formule szacowania brak możliwości wykazywania praktyk redukcyjnych z wyjątkiem postępu hodowlanego i wielkości pogłowa. Konieczne będzie zatem, wypracowanie modyfikacji wzoru, lub nowej metodyki szacowania.

Odchody zwierząt

Do oszacowania emisji CH_4 z odchodów takich zwierząt jak: konie, kozy i drób zastosowano domyślne wskaźniki emisji CH_4 [IPCC 1997] oraz uproszczoną metodę *Tier 1*. Dla bydła, owiec oraz trzody chlewnej zastosowano bardziej szczegółową metodę *Tier 2* do obliczenia krajowych wskaźników emisji CH_4 z ich odchodów stosując równanie 4.17 z wytycznych [IPCC 2000]:

$$EF = V_s * 365 \text{ dni/rok} * B_o * 0,67 \text{ kg/m}^3 * \Sigma MCF * MS$$

gdzie:

EF – wskaźnik emisji (kg CH_4 /zwierzę/rok),

V_s – wskaźnik ilości wydalanych lotnych substancji [IPCC 2000] obliczony przy użyciu krajowego współczynnika GE dla bydła i owiec (w przypadku świń zastosowano domyślny wskaźnik V_s [IPCC 1997],

B_o – wskaźnik maksymalnej emisji CH_4 z odchodów zwierząt [IPCC 1997, tablice B–3,4,6,7],

MCF – współczynnik konwersji do metanu dla systemów przechowywania odchodów zwierząt charakterystycznych dla klimatu chłodnego [IPCC 2000, tablica 4.10].

MS – udział zwierząt w danym systemie utrzymania.

Oceny emisji N₂O z odchodów zwierząt hodowlanych w 2012 r. dokonano za pomocą metody zalecanej przez [IPCC 1997] oraz przy zastosowaniu krajowych danych o systemach utrzymania poszczególnych kategorii zwierząt, który przedstawiono w tabeli 6.9 oraz rozdziale 6.3.2. Zgodnie z zaleceniami międzynarodowego zespołu dokonującego przeglądu polskiej inwentaryzacji w 2009 r. zastosowano krajowe wskaźniki zawartości azotu w odchodach zwierząt gospodarskich (Nex). Podstawę do obliczeń ilości azotu w odchodach zwierząt gospodarskich (Nex), wykorzystaną w obliczeniach emisji N₂O dla bydła, owiec, koni i świń, stanowią wyznaczone standardowe współczynniki ich zawartości w kale i moczu dla poszczególnych kategorii użytkowych zwierząt w oparciu o standardowe ilości i strawności zadawanych pasz. Stanowią one podstawę do określenia masy nawozów i zawartych w nich ilości składników nawozowych wytwarzanych w gospodarstwach rolnych przy pomocy modelu SFOM [Jadczyzyn i in., 2000]. Dla drobiu krajowe wartości wskaźnika Nex zaczerpnięto z publikacji [Jadczyzyn, 2009]. Dla kóz przyjęto wartość średnią dla okresu 1988–2011 obliczoną dla wskaźnika Nex owiec. Krajowe wskaźniki Nex zastosowane w inwentaryzacji są zbieżne z tymi opublikowanymi przez Europejską Komisję Gospodarczą NZ [UNECE 2001]. Zostały one zastosowane do całej serii inwentaryzacyjnej.

W obecnej formule szacowania brak możliwości wykazywania praktyk redukcyjnych z wyjątkiem postępu hodowlanego i wielkości pogłowia. Konieczne będzie zatem, wypracowanie modyfikacji wzoru, lub nowej metodyki szacowania.

Emisja bezpośrednia z gleb

Do oszacowania emisji N₂O związanej ze zużyciem mineralnych nawozów azotowych w Polsce zastosowano metodę *Tier 1* z obowiązujących wytycznych [IPCC 2000], w której wielkość zużytych nawozów korygowana jest najpierw o udział azotu przekształconego do NH₃ i NO_x:

$$\text{FSN} = \text{NFERT} * (1 - \text{FracGASF})$$

gdzie:

FSN - ilość nawozów mineralnych zastosowanych na gleby skorygowany emisją w postaci NH_3 i NO_x ,

NFERT - zużycie roczne nawozów mineralnych,

FracGASF - udział azotu w nawozach mineralnych wyemitowany jako NH_3 i NO_x .

Wskaźnik FracGASF zaczerpnięto z wytycznych [IPCC 1997, tab. 4-19] i wynosi on $0,1 \text{ kg NH}_3\text{-N} + \text{NO}_x\text{-N/kg}$ zastosowanych nawozów azotowych. Do oszacowania emisji N_2O z zastosowanych nawozów mineralnych wykorzystano domyślny wskaźnik emisji $0,0125 \text{ kg N}_2\text{O-N/kg N}$ [IPCC 2000,].

W obecnej formule szacowania brak możliwości wykazywania praktyk redukcyjnych z wyjątkiem wielkości zużycia nawozów. Konieczne będzie zatem, wypracowanie modyfikacji wzoru, lub nowej metodyki szacowania.

Emisję podtlenu azotu z zastosowania nawozów organicznych oszacowano przy zastosowaniu metody *Tier 1a* rekomendowanej w wytycznych [IPCC 2000, równanie 4.23]:

$$\text{FAM} = \Sigma T(\text{N}(\text{T}) * \text{Nex}(\text{T})) * (1 - \text{FracGASM}) * (1 - \text{FracGRAZ})$$

gdzie:

FAM - azot zawarty w nawozach organicznych skorygowany emisją w postaci NH_3 i NO_x ,

$\Sigma T(\text{N}(\text{T}) * \text{Nex}(\text{T}))$ - całkowita ilość azotu zawartego w nawozach organicznych wyprodukowana w ciągu roku,

FracGASM - udział azotu w odchodach wyemitowany w postaci NH_3 i NO_x ,

FracGRAZ - udział azotu w odchodach pozostawionych na glebach przez wypasane zwierzęta.

Wskaźnik FracGASM zaczerpnięto z wytycznych [IPCC 1997] i wynosi on $0,2 \text{ kg NH}_3\text{-N} + \text{NO}_x\text{-N/kg}$ azotu wydalonego przez zwierzęta. Wskaźnik FracGRAZ oszacowano jako stosunek azotu pozostawionego przez zwierzęta na pastwiskach w całkowitym azocie wydalonym,

ten parametr został skorygowany na podstawie rekomendacji międzynarodowego zespołu ekspertów dokonującego przeglądu polskiej inwentaryzacji w 2003 r. Emisję podtlenku azotu z nawozów organicznych oszacowano na podstawie ilości azotu pochodzącego z odchodów zwierząt gospodarskich na podstawie ich pogłowia oraz krajowych wskaźników zawartości azotu w odchodach zwierząt Nex. Dane o systemach gospodarowania odchodami pochodzą z krajowych badań [Myczek, 2001; Walczak, 2006, 2009, 2011, 2012, 2013]. Udział odchodów spalanych przyjęto jako 0, ponieważ w Polsce odchody zwierząt nie są wykorzystywane w celach energetycznych. Wskaźnik emisji N₂O przyjęto jako 0,0125 kgN₂O-N/kg N z wytycznych [IPCC 2000, tab. 4.17].

W obecnej formule szacowania brak możliwości wykazywania praktyk redukcyjnych z wyjątkiem wielkości zużycia nawozów. Konieczne będzie zatem, wypracowanie modyfikacji wzoru, lub nowej metodyki szacowania.

Emisja podtlenku azotu związaną z uprawą roślin motylkowych

Zgodnie z zaleceniami zespołu dokonującego przeglądu polskiej inwentaryzacji emisję podtlenku azotu związaną z uprawą roślin motylkowych oszacowano w oparciu o wytyczne [IPCC 2000] dla każdej z upraw:

$$\text{FBN} = \text{CropBF} * (1 + \text{Res/Crop}) * \text{FracDM} * \text{FracNCRBF}$$

gdzie:

FBN - ilość azotu związanego przez rośliny motylkowe rocznie,

CropBF - roczna wielkość zbiorów danej rośliny motylkowej,

Res/Crop - stosunek plonu nierolniczego do plonu rolniczego dla danej rośliny motylkowej,

FracDM - udział suchej masy w biomase nadziemnej dla każdej z upraw,

FracNCRBF - udział azotu w biomase naziemnej danej rośliny motylkowej.

Wielkość zbiorów roślin wiążących azot pochodzi ze statystyki publicznej [GUS R3, 2013]. Współczynniki takie jak: stosunek plonu

nierolniczego do plonu rolniczego (Res/Crop), udział suchej masy plonu nierolniczego w jego świeżej masie (FracDm) oraz zawartość azotu w suchej masie roślinnej (FracNCRBF) dla poszczególnych upraw zostały zaczerpnięte ze studiów krajowych [Łoboda i in., 1994; IUNG, 2012] i są zgodne ze współczynnikami zastosowanymi w szacowaniu emisji CH₄ i N₂O ze spalania resztek roślinnych (patrz rozdz. 6.5 i tab. 6.23). W przypadku roślin pastewnych stosunek plonu nierolniczego do plonu rolniczego wynosi 0 (zgodnie z wytycznymi IPCC 2000), jako że cała masa roślinna wykorzystywana jest jako pasza. Zastosowano domyślny wskaźnik emisji podtlenku azotu, który wynosi 0,0125 kgN₂O-N/kg N [IPCC 2000, tab. 4.17]

W obecnej formule szacowania istnieje pełna możliwość wykazywania praktyk redukcyjnych związanych z uprawą roślin bobowatych lecz brak efektu w żywieniu zwierząt. Konieczne będzie zatem, wypracowanie modyfikacji wzoru, lub nowej metodyki szacowania.

Emisja podtlenku azotu związanej z azotem w resztkach roślinnych

Do oszacowania emisji podtlenku azotu związanej z azotem w resztkach roślinnych pozostających w glebie zastosowano zmodyfikowane, zgodnie z wytycznymi IPCC 2000 (rozdział 4.7.1.1), równanie 4.28, dla każdej z upraw:

$$FCR = CropY * FracDM * Res/Crop * FracNCR * (1 - FracBURN - FracR)$$

gdzie:

FCR - ilość azotu w resztkach roślinnych pozostałych w glebie,

CropY - roczna wielkość zbiorów danej uprawy,

FracDM - udział suchej masy w biomase nadziemnej dla każdej z upraw
Res/Crop - stosunek plonu nierolniczego do plonu rolniczego dla danej uprawy,

FracNCR - zawartość azotu w biomase danej rośliny,

FracBURN - udział spalanej biomasy,

FracR - udział biomasy danej uprawy usuniętej z pola w jej całkowitej biomase.

Współczynniki takie jak $FracDM$, $Res/Crop$, $FracNCRO$ i $FracBURN$ pochodzą z opracowań krajowych [Łoboda i in., 1994; IUNG 2012], w których wykorzystano własne dane eksperymentalne, informacje literaturowe oraz domyślne współczynniki IPCC. Udział biomasy naziemnej usuniętej z pola ($FracR$) zostały skonsultowane z Instytutem Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowym Instytutem Badawczym i przedstawiono w tabeli 6.17. Emisja podtlenku azotu z resztek roślinnych została obliczona na podstawie wielkości zbiorów tych upraw [GUS, 2013] oraz domyślnego wskaźnika emisji ($0,0125 \text{ kg N}_2\text{O-N/kg N}$ [IPCC 2000]).

Do oszacowania emisji podtlenku azotu z gleb organicznych przyjęto wartość domyślną współczynnika emisji dla klimatu chłodnego: $8 \text{ kg N}_2\text{O-N/rok}$ [IPCC 2000]. Powierzchnia gleb organicznych w Polsce została oszacowana w ramach studium wykonanego na potrzeby krajowej inwentaryzacji [Oświecimska Piasko 2008]. W oparciu o informacje z Komputerowej Bazy Danych TORF oraz System Informacji Przestrzennej o Mokradłach (GIS Mokradła) dokonano oceny powierzchni gleb organicznych w Polsce dla połowy lat 1970 oraz 1990. Obszar, dla którego oszacowano emisję N_2O , obejmuje gleby organiczne w obrębie gruntów rolnych użytkowanych rolniczo, w tym także poddawanych odwodnieniu.

Do oszacowania emisji N_2O zastosowano metodę *Tier 1b* oraz domyślny wskaźnik emisji $0,0125 \text{ kg N}_2\text{O-N/kg N}$ azotu zawartego w osadach [IPCC 2000, tab. 4.17]. W celu obliczenia ilości azotu wprowadzanego do gleb rolnych z osadami ściekowymi zastosowano następujące równanie:

$$NSEWSLUDGE = SSLUDGE * SN$$

gdzie:

NSEWSLUDGE - azot wprowadzony do gleb rolnych z osadami ściekowymi,

SSLUDGE - ilość osadu ściekowego zastosowanego na glebę,

SN - zawartość azotu w suchej masie.

Średnią zawartość azotu w osadach ściekowych przyjęto w wielkości 2,61% na podstawie publikacji [Siebielec, Stuczyński, 2008].

Emisja podtlenku azotu pochodząca z odchodów pozostawianych przez zwierzęta gospodarskie na pastwiskach i wygonach obliczana jest na podstawie pogłowia zwierząt, krajowych wskaźników zawartości azotu w odchodach zwierząt N_{ex} (tab. 6.11) oraz danych o systemach gospodarowania odchodami (tab. 6.9) przy zastosowaniu poniższego równania:

$$N_2O-NGR = NexGR * EFGR$$

gdzie:

N_2O-NGR - emisja N_2O-N z odchodów zwierząt pozostawionych na pastwiskach,

$NexGR$ - azot pozostawiony przez zwierzęta na pastwiskach,

$EFGR$ - wskaźnik emisji N_2O-N dla odchodów pozostawionych na glebach.

Wskaźnik emisji N_2O dla pastwiskowego systemu chowu zwierząt wynosi 0,02 kg N_2O-N/kg N i został zaczerpnięty z wytycznych IPCC [IPCC 2000, tab. 4-12].

W obecnej formule szacowania brak możliwości wykazywania praktyk redukcyjnych w zakresie pastwiskowania wyjątkiem wielkości powierzchni pastwisk. Konieczne będzie zatem, wypracowanie modyfikacji wzoru, lub nowej metodyki szacowania.

Depozycja związków azotu z atmosfery do gruntu powoduje nawożenie gleb oraz wód powierzchniowych, co powoduje powstawanie podtlenku azotu. Ilość azotu uwalniana z atmosfery do gruntu szacowana jest na podstawie ilości nawozów mineralnych i organicznych oraz osadów ściekowych zastosowanych na gleby rolne. Zastosowano tu metodę *Tier 1b* oraz równanie 4.32 [IPCC 2000] do oceny emisji pośredniej N_2O z depozycji azotu z atmosfery:

$$N_2O(G)-N = \{(NFERT * FracGASF) + [(\sum T(N(T) * Nex(T)) + NSEWSLUDGE] * FracGASM\} * EFAD$$

gdzie:

$N_2O(G)-N$ – emisja N_2O-N , która powstaje w wyniku depozycji związków azotu z atmosfery do gruntu,

NFERT – zużycie nawozów azotowych w przeliczeniu na czysty azot, $\Sigma T(N(T) * Nex(T))$ – całkowita ilość azotu wydalonego w odchodach zwierząt,

NSEWSLUDGE – azot wprowadzony do gleb rolnych z osadami ściekowymi,

FracGASF – udział azotu w nawozach wyemitowany w postaci NH_3 i NO_x ,

FracGASM – udział azotu w odchodach wyemitowany w postaci NH_3 i NO_x ,

EFAD – wskaźnik emisji N_2O z depozycji związków N z atmosfery.

Ilości azotu zawartego w nawozach mineralnych, organicznych oraz osadach ściekowych zastosowanych na gleby są zbieżne z tymi przedstawionymi w poprzednich rozdziałach.

Zastosowane wskaźniki wyniosły:

FracGASF – 0,1 kg NH_3 -N+ NO_x -N / kg azotu zawartego w nawozach mineralnych.

FracGASM – 0,2 kg NH_3 -N+ NO_x -N/kg azotu w odchodach zwierząt i obydwa pochodzą z wytycznych [IPCC 1997, tab. 4-19]. Domyślny wskaźnik emisji z depozycji związków N z atmosfery EFAD wynosi 0,01 kg N_2O -N/kg NH_4 -N i NO_x -N [IPCC 2000].

Emisja pośrednia N_2O z gleb

W wyliczaniu emisji pośredniej N_2O z gleb – wymywanie azotu z gruntu (sektor 4.D.3.2) zastosowano u metodę *Tier 1b* oraz równanie 4.36 [IPCC 2000] służące do oceny emisji pośredniej N_2O z wymywania azotu z gruntu:

$$N_2O(L)\text{-N} = [NFERT + (\Sigma T(N(T) * Nex(T)) + NSEWSLUDGE)] * \text{FracLEACH} * \text{EFLR}$$

gdzie:

$N_2O(L)\text{-N}$ – emisja N_2O -N, która powstaje w wyniku wymywania związków azotu z gruntu do wód,

NFERT – zużycie nawozów azotowych w przeliczeniu na czysty azot,
 $\Sigma T(N(T) * Nex(T))$ – całkowita ilość azotu wydalonego w odchodach zwierząt,
NSEWSLUDGE – azot wprowadzony do gleb rolnych z osadami ściekowymi,
FracLEACH – udział azotu wymywanego jako NH_3 and NO_x ,
EFLR – wskaźnik emisji N_2O z wymywania azotu z gruntu.

Ilości azotu zawartego w nawozach mineralnych, organicznych oraz osadach ściekowych zastosowanych na gleby są zbieżne z tymi przedstawionymi we wcześniejszych rozdziałach. Zastosowany wskaźnik FracLEACH wyniósł 0,3 kg N/kg azotu w zastosowanych nawozach mineralnych [IPCC 1997, tab. 4-24]. Również domyślny wskaźnik emisji EFLR, o wartości 0,025 kg N_2O-N /kg azotu wymytego, zastosowano do oceny pośredniej emisji N_2O z wymywania [IPCC 2000, tab. 4.18].

Do obliczenia emisji CH_4 i N_2O ze spalania resztek roślinnych w Polsce za rok 2012 i lata ubiegłe wykorzystano metodę zalecaną przez IPCC i opisaną w wytycznych [IPCC 1997]. Dla potrzeb krajowych sporządzono zestawienie 43 upraw, z których resztki mogą być poddawane spalaniu [Łoboda i in., 1994]. Z tego zbioru wyodrębniono te rośliny uprawne, których resztki są poddawane kompostowaniu lub są wykorzystywane jako pasza dla zwierząt. W rezultacie w obliczeniach emisji wykorzystano dane dla 38 upraw, które zagregowano w 32 grupy roślin obejmujące zboża, rośliny strączkowe, okopowe, oleiste, przemysłowe, warzywa i owoce. Dane o produkcji roślin pochodzą z GUS [2013], natomiast współczynniki zastosowane w obliczeniach pochodzą z opracowań krajowych [Łoboda i in., 1994, IUNG 2012], w których wykorzystano własne dane eksperymentalne, informacje literaturowe oraz domyślne współczynniki IPCC. Przy szacowaniu emisji gazów cieplarnianych w tej podkategorii uwzględniono jedynie metan i podtlenek azotu przyjmując, że CO_2 wyemitowany podczas spalania jest pochłaniany przez rośliny uprawne w kolejnym okresie wegetacyjnym.

Jak widać z przedstawionych powyżej założeń metodycznych w istniejącej metodologii IPCC zasadniczo brak miejsca na wykazywanie efektów działań redukcyjnych, wprowadzanych w rolnictwie. Możliwości takie istnieją jedynie na gruncie ilościowym. Każdy spadek liczby źródeł emisji w naturalny sposób powoduje tu obniżenie jej sumy. Na

tej zasadzie krajowy administrator emisji wykazywał do tej pory redukcja, jak choćby poprzez zmianę wielkości pogłównia bydła czy owiec. Pewne niewielkie obniżenia uzyskać można poprzez poprawę współczynników emisji, jak choćby jakość i strawność pasz. Z drugiej strony w metodologii tej systemu o niewątpliwych prośrodowiskowych oddziaływaniach, jak ściółkowanie, czy pastwiskowanie, posiadają wyższe współczynniki emisji niż np. systemy bezściółkowe lub chów alkiegowy.

Z punktu widzenia efektów dotychczasowych działań redukcyjnych, istotna pozostaje możliwość oddania ich efektu w oficjalnych raportach. W tym kontekście, działania PROW mogą jedynie częściowo zostać ujęte w szacunkach KOBiZE. Na tym tle rysuje się konieczność opracowania tzw. metodyki krajowej lub ustanowienia odrębnego systemu włącznie do celów szacowania redukcji GHG.

Literatura

Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories (2001).

Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry (2004).

GUS (2014). Publikacje statystyczne Departamentu Rolnictwa w latach 2000-2014, Warszawa.

Łoboda i in. (1994). Współczynniki Res/Crop, FracDM, FracNCRBF, Frac NCRO, Frac BURN

Oświęcimska-Piasno Z. (2008). Powierzchnia gleb w Polsce. Krajowa inwentaryzacja.

Reporting Guidelines on Annual Inventories (FCCC/SBSTA/2006/9).

Revised 1996 Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.

Wytyczne Międzyrządowego Zespołu ds. Zmian Klimatu (IPCC 1997, IPCC 2000, IPCC 2003, IPCC 2006).

REDUCTION EFFECT IN NATIONAL EMISSION REPORTS

S u m m a r y

Inventory of greenhouse gas emissions and removals is based on current IPCC guidelines and GHG precursors in accordance with the UNECE / EMEP methodology. Where possible, national indicators (also for agriculture) and inventory methodology (not agricultural) were developed.

Key words: GHG emission, reduction effect, methodology.

OPRACOWANIE MONOGRAFICZNE:

„Najefektywniejsze metody redukcji niekorzystnych oddziaływań rolnictwa w zakresie środowiska naturalnego i zmian klimatu oraz możliwości szacowania ich efektów”

Scenariusze uwzględniające emisję GHG w polskim rolnictwie do 2030 r. oparte na możliwości wykorzystania wybranych praktyk w produkcji roślinnej i zwierzęcej

Wojciech Krawczyk

*Dział Technologii, Ekologii i Ekonomiki Produkcji Zwierzęcej,
Instytut Zootechniki PIB*

Scenariusz „bazowy” – BAU (business as usual)

Scenariusz jest odzwierciedleniem obecnie realizowanej polityki i stosowanych zmian technologii produkcji (tab. 1), uwzględniającym prognozy wykorzystywane w swoich szacunkach przez KOBIZE, a opracowane w MRiRW przy współudziale jednostek naukowo badawczych resortu. Scenariusz zakłada, że do 2030 r. będą następowały prognozowane dziś zmiany w określonych aktywnościach (np. powierzchnia UR, pogłowie bydła i pozostałych gatunków zwierząt gospodarskich), zgodnie z realizowaną polityką, która jednocześnie nie uwzględnia jakichkolwiek działań redukcyjnych.

Analiza danych wyszczególnionych w tabeli 1 wskazuje, że w roku 2005 w stosunku do bazowego 1990 r., pogłowie zwierząt gospodarskich (bydła, świń, drobiu, koni, owiec i kóz) zmniejszyło się, doprowadzając do redukcji emisji zarówno metanu, jak i tlenków azotu

pochodzących z fermentacji metanowej i odchodów zwierząt gospodarskich, obliczonych zgodnie z metodami i wskaźnikami opisanymi w rozdziale „Możliwość odzwierciedlenia w krajowych raportach emisji efektu redukcyjnego”. Dane te są potwierdzone przez krajowe statystyki (GUS) oraz oficjalne szacunki emisji (KOBiZE). Natomiast emisja pochodząca z użytków rolnych była nieznacznie wyższa, na skutek wzrostu ich areалу. Porównanie wielkości emisji GHG między produkcją zwierzęcą, a roślinną, wskazuje na ta ostatnią, a zwłaszcza uprawę gleby, jako główne źródło emisji gazów cieplarnianych w krajowym rolnictwie oraz jako najważniejszy kierunek, w którym rozwijać należy praktyki redukcyjne.

Część scenariusza dotycząca okresu 2015-2030, u swoich podstaw zawiera trendy określone w polskim rolnictwie między 2005 a 2015 r. W okresie tym stwierdzono nie tylko stały spadek powierzchni UR związany z urbanizacją oraz utratą gleb na rzecz innych kierunków gospodarki, ale także stały trend w obniżaniu się pogłowia zwierząt wszystkich gatunków. Jednak scenariusz bazowy nie powieli tych trendów w całej rozciągłości po 2015 r. Przyjmuje on wprawdzie dalszy spadek powierzchni UR, jednak co do pogłowia wykazuje pozytywny wpływ oddziaływania PROW 2014-20. Zakłada się tu, iż pogłowie bydła będzie umiarkowanie wzrastać, chociaż tylko w zakresie bydła mięsnego. Jeśli idzie o krowy mleczne, to trendu wzrostu wydajności i jednocześnie redukcji na tym tle wielkości pogłowia, nie można powstrzymać nawet przyjętym aktualnie systemem wsparcia, gdyż gałąź ta pozbawiona została mechanizmu konserwującego, jakim były kwoty mleczne. System dopłat spowolni jedynie dynamikę tych zmian. Bydło mięsne zyskiwać będzie w omawianym zakresie na znaczeniu, jednak na skutek braku popytu i cen surowca, wzrost pogłowia następować będzie bez gwałtownych przyspieszeń. Odnośnie pogłowia takich gatunków jak owce, kozy i konie dotychczasowe jak i prognozowane trendy, wskazują jednoznacznie na spadek ich populacji. Z pewnością barierą pozostaje wielkość krajowego popytu surowca i niemożność rozwoju na tym tle intensywnych metod produkcji. Ochrona bioróżnorodności gatunkowej wspierana przez kolejne PROWy, ogranicza te spadki, jednak nie spowoduje rozwoju chowu wspomnianych gatunków. Prognoza na lata 2015-2030, zakłada wzrost populacji świń, co na podstawie dotychczasowego trendu dekady, wydaje się mało prawdopodobne. Produkcja wieprzowiny od dłuższego czasu zmierza tą samą drogą co wyprzedzają-

ca ją o najmniej dekadę produkcja drobiarska. Wzrost skali i koncentracji produkcji, przejście na żywienie paszami przemysłowymi, wyparcie dotychczasowych ras przez hybrydy oraz wiele innych wskaźników, potwierdzają takie twierdzenie. W kontekście opanowania chowu masowego przez zwierzęta pochodzące z zagranicznych firm hybrydowych, prognozować należy dalszy spadek krajowej populacji loch, nawet przy wsparciu produkcji prosiąt przez PROW. Nie jest natomiast wykluczone, że krajowy tucz świn rozwinię się nawet na bazie importowanych warchlaków, gdyż duży popyt krajowy, zapewnia rentowność takich inwestycji. Tylko z tej ostatniej przyczyny w zakresie świń przyjęto wzrost tej populacji do 2030r. W przypadku drobiu dotychczasowe trendy wskazują na zwiększanie się jego populacji, a zwłaszcza produkcji kurcząt rzeźnych. Konkurencyjność krajowego surowca uzyskiwana jest jednak poprzez niższe koszty produkcji, a zwłaszcza koszty środowiskowe. Prawie całkowite oderwanie się od bazy paszowej ferm drobiu powoduje tu szereg problemów z zagospodarowaniem odchodów ptaków, co nie do końca znajduje przełożenie w krajowych regulacjach prawnych. Duży popyt wewnętrzny i niska cena detaliczna wydają się gwarantować dalszy rozwój sektora. Nie oznacza to jednak niebezpieczeństwa załamania wzrostu, głównie na skutek nowych wymagań BAT (IED), czy NEC. Bardzo niebezpieczne może okazać się tu wprowadzenie regulacji w zakresie rozpraszania związków fosforu.

Zgodnie z założeniami prognozy wskazującymi na redukcję areалу UR do roku 2030, scenariusz wskazuje na redukcję emisji związanej z uprawą gleby w odniesieniu do 1990 i 2005r. W zakresie produkcji zwierzęcej, to właśnie wzrost pogłowia drobiu w latach 2015-2030 będzie miał decydujący wpływ na sumę emisji wyrażoną w mln. t eq. CO₂. Redukcja emisji w latach 2015 i 2020 będzie wynosiła, odpowiednio, ponad 6% i 3% w stosunku do roku 1990, ale już w latach 2025 i 2030 emisja wzrośnie o ponad 1% i 3%. Prognozy scenariusza bazowego wskazują także wzrost emisji na przestrzeni piętnastolecia w stosunku do roku 2005 o ponad 37% spowodowany wzrostem pogłowia drobiu w Polsce.

Scenariusz wzrostu 10%

Scenariusz ten uwzględnia wzrost wynikający z wykorzystania potencjału produkcyjnego polskiego rolnictwa co oznacza większy niż

przyjęty w scenariuszu „bazowym”, wzrost pogłowia zwierząt przy jednoczesnym zmniejszeniu areálu UR (tab. 2). Na temat spadku powierzchni UR pisano już w części poświęconej scenariuszowi bazowemu. Wydaje się, że jedynie zmiana użytkowania gruntów pod lasami mogła by prowadzić do wzrostu powierzchni UR. Jednak w myśl wdrażanych u nas założeń WPR, sytuacja ta jest praktycznie nie możliwa. Zmniejszenie powierzchni areálu upraw zaplanowane w niniejszym scenariuszu doprowadzi do ponad 25% redukcji emisji z UR w roku 2030 w odniesieniu do 1990 i 2005 r. Wzrost pogłowia bydła, świń, koni, kóz, owiec i przede wszystkim drobiu w latach 2015-2030 o planowane 10% zwiększy sumę emisji tlenków azotu i metanu z produkcji zwierzęcej, jednak będzie ona znacząco niższa od tej prognozowanej w scenariuszu „bazowym”. Analiza danych z tabeli 9, pozwala wnioskować, że 10% zmniejszenie powierzchni UR, przy jednoczesnym wzroście o identyczną wartość procentową pogłowia zwierząt gospodarskich w latach 2015-2030 spowoduje redukcję emisji w stosunku do 1990 o blisko 7% w roku 2015 i ponad 4% w roku 2030, natomiast prognozowana emisja będzie w tym ostatnim roku większa o ponad 27% w stosunku do roku 2005. Szacowane w tym przypadku wartości danych są w odniesieniu do 2030 roku o 10% niższe od tych zakładanych w scenariuszu BAU. Stan taki wynika z równego rozdzielenia 10% wzrostu na każdy gatunek zwierząt. Natomiast w scenariuszu bazowym z jednej strony oddano istniejące trendy (drób, krowy, konie, owce, kozy), jak i bardziej ambitne cele (świnie). Prognozy scenariusza „bazowego” oraz scenariusza dziesięcioprocentowego wzrostu wskazują wzrost pogłowia drobiu w latach 2015-2030 jako największe zagrożenie i źródło znaczącej emisji tlenków azotu pochodzących z pomiotu tych ptaków.

Scenariusz wzrostu 20%

W tym scenariuszu uwzględniono 20% wzrost wynikający z wykorzystania potencjału produkcyjnego polskiego rolnictwa i przez to większy niż przyjęty w scenariuszu „bazowym”, wzrost pogłowia zwierząt przy jednoczesnym 20% zmniejszeniu areálu UR (tab. 3). Zmniejszenie powierzchni areálu upraw zaplanowane w niniejszym scenariuszu prowadzi do blisko 40% redukcji emisji z UR w roku 2030 w odniesieniu do 1990 i 2005 r. Tak znaczący spadek powierzchni przyjęto ze

względu na poziom wzrostu, który nierozzerwalnie wiązać będzie się ze wzrostem koncentracji i skali produkcji. W konsekwencji z użytkowania wypadną grunty małych gospodarstw, które zaprzestana działalności. W obecnych warunkach rynkowych i stosowanych technologiach, 20% wzrost jest nieosiągalny dla małych gospodarstw, ze względu na ponoszone koszty jednostkowe oraz bezwzględna barierę finansową dla inwestycji, które należy w tym celu ponieść. Wzrost pogłowia bydła, świń, koni, kóz, owiec i przede wszystkim drobiu w latach 2015-2030 o planowane 20% zwiększy sumę emisji tlenków azotu i metanu z produkcji zwierzęcej. Szczególnie znaczący będzie wzrost emisji tlenków azotu z odchodów i podobnie, jak w dwóch poprzednio opisanych scenariuszach, wynikał on będzie z planowanej obsady drobiu. W roku 2030 emisja tlenków azotu będzie o 100% większa niż w roku 1990 oraz 200% od tej zmierzonej w roku 2005. Analiza danych z tabeli 10, pozwala wnioskować, że 20% zmniejszenie powierzchni UR, przy jednoczesnym wzroście o identyczną wartość procentową pogłowia zwierząt gospodarskich w latach 2015- 2030 spowoduje redukcję emisji w stosunku do 1990 o blisko 7% w roku 2015 i ponad 1,5% w roku 2030, natomiast prognozowana emisja będzie w tym ostatnim roku większa o ponad 31% w stosunku do roku 2005. Prognozy scenariusza dwudziestoprocentowego wzrostu także wskazują wzrost pogłowia drobiu jako największe zagrożenie uniemożliwiające zakładany wzrost redukcji emisji w roku 2030.

Scenariusz indukowany uwzględniający praktyki bezkosztowe

Grupa scenariuszy indukowanych cechuje się odmiennym podejściem, a mianowicie nie wzrostem produkcji, lecz koniecznym do uzyskania potencjałem redukcji GHG (tab. 4). Jest to prognoza oparta na analizie praktyk wyszczególnionych w tabelach od 14 do 22 wraz z ich kosztami. Pozwala ona osiągnąć różne poziomy redukcji: od ponad 27%, przez 64% do blisko 130% odpowiednio w latach 2020, 2025 i 2030 w stosunku do poziomu emisji z 1990 r. oraz o ponad 36%, 86% i 173% w odniesieniu do wielkości emisji w roku 2005 r., przy założeniu braku ryzyka dla rozwoju produkcji rolnej. Dane wyjściowe (pogłowia, systemy, UR) do naliczania efektu praktyk redukcyjnych przyjęto za scenariuszem bazowym, jako najbardziej prawdopodobnym w przyszłości.

Uwzględniono praktyki obejmujące produkcję zwierzęcą, wymienione w tab. 7 (2020 r.), tab. 8 (2025) i tab. 9 (2030) tj. w sumie 36 praktyk, począwszy od praktyki nr. 21 „Postęp hodowlany”, a skończywszy na nr. 56 „Odzysk ciepła”. Pod względem uprawy gleby i roślin wybrano praktyki wymienione w tabelach 10, 11 i 12 tj. w sumie 7 praktyk, począwszy od praktyki 1B „Dobór gatunkow...”, a skończywszy na nr. 14 „Zmniejszenie intensywności TUZ”.

W praktyce można dokonać większej liczby symulacji scenariuszy bezkosztowych, opierając je o inne bezkosztowe metody, których celowość wyboru może być poparta innymi względami (względami polityczne, wybór grupy docelowej gospodarstw, ograniczony zasięg wdrożenia i in.). Jak wskazują uzyskane wyniki, poziom redukcji emisji możliwych do uzyskania bezkosztowo, jest bardzo wysoki, nawet przy tak oszczędnym doborze metod. Stąd wydaje się, że w efekcie można ograniczyć ich liczbę oraz zasięg.

Scenariusz indukowany zakładający 10% redukcji

Celem opracowanego scenariusza było takie dobranie metod redukcji oraz ich rozpowszechnienia, aby uzyskać 10% poziom redukcji emisji GHG z polskiego rolnictwa (tab. 5). Do jego opracowania użyto optymalnego zestawu praktyk wyszczególnionych w tabelach od 7 do 15 oraz kosztów z nimi związanych. Już dzięki wykorzystaniu w tym scenariuszu indukowanym jedynie najpowszechniejszej i taniej praktyki polegającej na zagospodarowaniu resztek poźniwnych w uprawie pszenicy, rzepaku ozimego i kukurydzy, uzyskano 10% redukcji. Wskazuje to jednoznacznie na duży potencjał redukcji, tkwiący w uprawie gleby i nawożeniu. Powyższe działanie pozwala prognozować redukcję emisji o wartościach 8,3%, 7,9% i 7,4%, odpowiednio, w latach 2020, 2025 i 2030 w stosunku do poziomu emisji w 1990 r. oraz 11%, 10,5% i dokładnie 10% w 2030 r. w odniesieniu do wielkości emisji w roku 2005 r. przy założeniu braku ryzyka dla rozwoju produkcji rolnej. Proponowany w tym scenariuszu zestaw praktyk pozwala na podjęcie wysiłku redukcyjnego przez znaczącą liczbę gospodarstw na terenie kraju.

Scenariusz indukowany zakładający 20% redukcji

Scenariusz (tab. 6), wykorzystuje kombinację optymalnego zestawu praktyk uwzględnionych w tabelach od 7 do 15 oraz kosztów z nimi związanych. Wybrana kombinacja pozwala osiągnąć redukcję na poziomie 20% dzięki wykorzystaniu w tym scenariuszu indukowanym praktyk polegających na zwiększeniu udziału roślin bobowatych w uprawach polowych i użytkach zielonych dla zredukowania emisji tlenków azotu, kompostowania nawozów naturalnych i separacji gnojowicy. Powyższe działania pozwalają prognozować redukcję emisji o wartościach 14,%, 14,4% i 15%, odpowiednio, w latach 2020, 2025 i 2030 w stosunku do poziomu emisji w 1990 r. oraz 18,8%, 19,2% i dokładnie 20% w 2030 r. w odniesieniu do wielkości emisji w roku 2005 r., przy założeniu braku ryzyka dla rozwoju produkcji rolnej. Proponowany w tym scenariuszu zestaw praktyk pozwala na podjęcie wysiłku redukcyjnego przez dużą liczbę gospodarstw na terenie kraju.

Charakterystyka wybranych praktyk kosztowych i bezkosztowych obejmujących produkcję zwierzęcą

Postęp hodowlany/wydajność/ populacja krów

Opis praktyki: Na drodze stałej poprawy produktywności i płodności krów od 25 lat obserwowany jest spadek pogłowia i odpowiadający mu wzrost wydajności mlecznej.

Potencjał redukcyjny GHG: 0,2%/szt./rok, 5,73 kg CO₂ eq./szt./rok łącznie 3% do 2030 r. W przeliczeniu na 1 kg mleka redukcja 7%.

Ocena potencjału redukcyjnego GHG: 1.

Koszty wdrożenia: bez kosztów, proces samoistny, towarzyszący postępowi hodowlanemu

Możliwość aplikacji: 1 - łatwa

Konsekwencje wdrożenia: wzrost skali i koncentracji produkcji zwierzęcej, który to proces i tak następuje z przyczyn niezależnych od zmian klimatu, głównie ekonomicznych. Wprowadzi on konsekwencje w zakresie ochrony środowiska na obszarach dużych ferm przemysłowych. Brak konsekwencji dla innych obszarów niż rolnictwo.

Możliwość szacowania: bardzo łatwa, poprzez liczebność pogłowia ARMIR, GUS, KASHUE. Aktualnie szacowana pośrednio poprzez liczebność populacji. Praktyka częściowo uwzględniana przez KOBiZE, chociaż nie literalnie, lecz na drodze zmian pogłowia oraz stosowania odmiennych wskaźników emisji w zależności od wydajności oraz strawności paszy.

Sposób wdrożenia i promocji: brak konieczności, gdyż proces zachodzi samoczynnie z racji dążenia do poprawy efektywności produkcji. W celu przyspieszenia zmian, możliwa promocja wśród związków hodowlanych odpowiedzialnych za postęp hodowlany oraz zmiana algorytmu szacowania wartości hodowlanej.

Skrócenie długości opasu bydła mięsnego

Opis praktyki: Skrócenie długości opasu związane ze świadomą selekcją, ewentualnie krzyżowaniem ras w celu zwiększenia przyrostów masy ciała i wykorzystania paszy. Docelowa masa ubojowa uzyskiwana jest w krótszym czasie skracającym okres cyklu życiowego, a więc i ilość emitowanych gazów.

Potencjał redukcyjny GHG: 7%, 200,67 kg CO₂ eq./szt./rok.

Ocena potencjału redukcyjnego GHG: 1.

Koszty wdrożenia: związane głównie z koniecznością uzyskania odpowiednich linii handlowych zwierząt, bądź z korektą programów hodowlanych, prowadzące się do działań administracyjnych. Prawdopodobne obniżenie kosztów opasu do 18%, co uatrakcyjni linie dla hodowców.

Możliwość aplikacji: 1 stosunkowo łatwa, lecz wymagająca minimum 5 letniego okresu pracy hodowlanej i dalszych 5 lat upowszechniania na rynku. Efekt ograniczony ze względu na aktualny ekstensywny sposób opasu krajowego bydła mięsnego, dyktowany niskimi cenami skupu. W takich warunkach lepiej sprawdzają się rasy prymitywne (rodzime) lepiej produkujące w oparciu o kiepskie środowisko i żywienie.

Konsekwencje wdrożenia: zagrożenie dla atrakcyjności ras rodzimych (konieczność zwiększenia dopłaty). Możliwe uzyskiwanie niższych kwot za niższą masę ciała zwierzęcia. Brak konsekwencji dla innych obszarów niż rolnictwo.

Możliwość szacowania: bardzo łatwa, poprzez liczebność pogłowia w związkach hodowców, bądź poprzez informacje o liczbie sprzedanych

zwierząt z centrów hodowli/hybrydyzacji. Docelowo KOBiZE. Aktualnie brak możliwości ujęcia w metodyce szacowania. Pośrednio, poprzez ujęty stan pogłównia bydła mięsnego – skrócenie wpłynie na redukcję pogłównia w danym momencie, lecz w skali roku, może nie ulec zmianie i rejestracji w istniejącym systemie.

Sposób wdrożenia i promocji: Konieczność wzrostu popytu wołowiny, skutkująca większą atrakcyjnością chowu w gospodarstwach. Po części spełnione przez aktualny PROW i dopłaty do chowu bydła, lecz bez wyznaczania długości opasu. Aktualnie brak jest działań o podobnym charakterze.

Selekcja na wykorzystanie paszy przez zwierzęta monogastryczne

Opis praktyki: Wykorzystanie paszy wiąże się pośrednio z emisją powodowaną przez uprawę bazy paszowej oraz ze strawnością związków azotu zawartych w dawce pokarmowej. Niestrawione związki azotu stanowią prekursorsy dla emisji N_2O . Również istotne będzie skrócenie cyklu życiowego tuczników i brojlerów, a przez to ograniczenie emisji oraz kosztów produkcji. Wykorzystanie paszy jest jednym z elementów programów hodowlanych w różnych krajach, lecz do tej pory nie było szerzej uwzględniane w krajowej hodowli świń. Ośrodki hybrydowe drobiu znajdują się zagranicą.

Potencjał redukcyjny GHG: 1,0% rocznie dla świń 1,9 kg CO_2 eq./szt./rok, 1,2%, 0,07 kg CO_2 eq./szt./rok dla drobiu.

Ocena potencjału redukcyjnego GHG: 1.

Koszty wdrożenia: bez dodatkowych kosztów, proces samoistny, towarzyszący postępowi hodowlanemu, atrakcyjny ze względu na niższe koszty produkcji (ok. 12% dla świń, 8% dla drobiu).

Możliwość aplikacji: teoretycznie bardzo łatwa, wymagająca jednak min. 5 lat dla świń i 2,5 roku dla drobiu na uzyskanie udoskonalonych reproduktorów. Praktycznie trudna do oszacowania ze względu na brak wypracowanych rozwiązań oraz sposobów współdziałania z hodowlą. Możliwy opór rolników przed przebudową stad. W przypadku wprowadzenia odpowiednich zapisów w ustawie o rozrodzie i hodowli, możliwe szerokie i łatwe upowszechnienie, poprzez warunkowanie dofinansowania do działalności związków hodowców.

Konsekwencje wdrożenia: powiązane z rozpraszaniem azotu, korzystna synergia z kosztami produkcji. Zwiększenie strawności paszy, a przez to związków azotu, wpłynie korzystnie na stan środowiska naturalnego, obniżając rozpraszanie azotu. Konieczność modyfikacji receptur dla producentów pasz, co skutkować może wyższymi cenami mieszanek przemysłowych. Koszt ten może być zrekompensowany przez wyższe przyrosty masy ciała lub skrócenie długości okresu tuczu. Brak konsekwencji dla pozostałych gałęzi gospodarki.

Możliwość szacowania: na podstawie danych produkcyjnych lub informacji z centrów hodowlanych o liczbie sprzedanych zwierząt, ciężko osiągalna ze statystycznego punktu widzenia. Aktualnie brak możliwości ujęcia w metodyce szacowania. Pośrednio możliwe oddanie efektu techniki poprzez zmianę stosowanego wskaźnika strawności pasz w metodologii KOBiZE.

Sposób wdrożenia i promocji: Promowanie wśród związków hodowców i gremiów naukowych odpowiedzialnych za kształt indeksów hodowlanych. Zmiana algorytmu szacowania wartości hodowlanej. Aktualnie brak jest działań o podobnym charakterze.

Organizacja/remont stada/długowieczność

Opis praktyki: zmniejszenie remontu stada podstawowego w tym brakowań i zachorowalności (poprawa zdrowotności) poprzez wydłużenie okresu użytkowania samic bez straty dla ich produktywności. Skutkiem jest ograniczenie liczby zwierząt hodowanych do remontu.

Potencjał redukcyjny GHG: 15-18% 430-516 kg CO₂ eq./szt./rok

Koszty wdrożenia: 100 zł/szt./rok oraz do 50% redukcja kosztów remontu stada.

Możliwość aplikacji: średnio trudne w ramach działań PROW

Konsekwencje wdrożenia: poprawa dobrostanu zwierząt, obniżenie kosztów produkcji, spadek pogłowia bez zagrożeń dla bezpieczeństwa żywnościowego. Brak konsekwencji dla innych gałęzi gospodarki i środowiska.

Możliwość szacowania: Poprzez liczebność pogłowia, efekt szacowany obecnie w sposób pośredni w metodologii KOBiZE.

Sposób wdrożenia i promocji: Wpłynięcie na gremia odpowiedzialne za krajowe programy hodowlane w celu szerszego uwzględnienia cech

funkcjonalnych w owoenie wartości hodowlanej. Ze względu na dodatkowe koszty zmiany w organizacji stad, konieczność upowszechnienia, jako osobnego działania PROW lub modyfikacji istniejących już dopłat o wymóg odpowiedniej struktury stada (długowieczne zwierzęta). Aktualnie brak jest działań o podobnym charakterze.

Zwiększenie udziału pastwiskowego żywienia krów

Opis praktyki: Mimo wyższej emisji GHG z żywienia krów trawą na pastwisku, łączny bilans takiej praktyki (w bilansie śladu węglowego), jest korzystniejszy, niż w przypadku żywienia kiszonką z kukurydzy lub wysłodków buraczanych.

Potencjał redukcyjny GHG: 40-50%, 1433,36 kg CO₂ eq./szt./rok

Ocena potencjału redukcyjnego GHG: 4.

Koszty wdrożenia: 20% niższy koszt żywienia, ok. 7% spadek wydajności mlecznej pod warunkiem poprawnego bilansowania dawek z wykorzystaniem tanich pasz energetycznych. Bez kosztów w ramach działań dobrowolnych związanych z dyrektywa azotanową lub obowiązkowych dla zazielenienia lub 0,3 zł/l mleka dla prywatnych systemów jakości lub 100 zł/szt./rok dla działań programu rolno środowiskowego.

Możliwość aplikacji: 1- łatwa, poprzez możliwość odpisów w planach nawozowych lub gwarancję sprzedaży w systemach jakości lub udział w programie rolno środowiskowym.

Konsekwencje wdrożenia: powiązanie zazielenienia z funkcją produkcji, redukcja obciążenia azotem TUZ w ramach planów nawozowych. Poprawa właściwości dietetycznych i prozdrowotnych mleka (witaminy, kwasy tłuszczowe) z pastwiskowego żywienia krów powinna mieć pozytywny aspekt na zdrowie publiczne. Brak konsekwencji dla innych gałęzi gospodarki.

Możliwość szacowania: w zależności od przyjętej aplikacji ARMIR (powiązanie dopłat do TUZ z informacją o liczbie pastwiskowanych zwierząt) lub centra certyfikacji (w przypadku wdrożenia systemu jakości produkcji opartego na żywieniu pastwiskowym), a następnie KASHUE. Niestety na obecnym etapie efekt redukcyjny nie do uchwycenia ze względu na brak uwzględnienia śladu węglowego w metodyce IPCC oraz wyższy współczynnik emisji podtlenku azotu z pastwiskowania. Konieczność modyfikacji metodyki KASHUE.

Sposób wdrożenia i promocji: szkolenia i materiały właściwe dla wybranego sposobu wdrożenia, w tym czynnik finansowy w postaci działania PROW, lub wyższej ceny skupu dla produkcji certyfikowanej. Aktualnie brak jest działań o podobnym charakterze.

Zakwaszanie gnojowicy

Opis praktyki: praktyka polega na dodawaniu do gromadzonej w zbiorniku lub kanałach gnojowych świńskiej lub bydłowej, kwasów mineralnych bądź organicznych. Znaczne obniżenie pH roztworu unieczynnia mikroflorę odpowiedzialną za emisje gazowe tak amoniaku, jak i tlenków azotu oraz metanu. Brak krajowych badań w zakresie możliwości potwierdzenia skuteczności metody i konsekwencji jej stosowania.

Potencjał redukcyjny GHG: 17% dla kwasów mineralnych, 95% dla kwasów organicznych 337,11 kg CO₂ eq./szt./rok dla krów, 139,61 kg CO₂ eq./szt./rok dla świń.

Ocena potencjału redukcyjnego GHG: 6.

Koszty wdrożenia: zależne od rodzaju kwasu, średnio ok. 30 zł/t gnojowicy. W kontekście efektu plonotwórczego odnotowuje się dodatkowy zysk

Możliwość aplikacji: 1, łatwa, na poziomie budynku jak i zbiorników, ograniczona do systemów bezściółowych. Biorąc pod uwagę wzrost plonowania, praktyka nie wymaga dodatkowych płatności, a jedynie wprowadzenia w zakres obowiązkowych działań związanych z wdrażaniem dyrektywy azotanowej i BAT.

Konsekwencje wdrożenia: nawożenie zakwaszona gnojowicą powoduje 65% redukcję emisji podtlenku azotu z gleby oraz wzrost dostępności fosforu glebowego. Zwiększenie o 60% plonu suchej masy/ha uprawy kukurydzy lub 20% uprawy jęczmienia. Możliwość ułatwienia wypłukiwania P z gleby, a także emisji toksycznego PH₃ w budynkach lub ze zbiorników. Potwierdzenie tych danych w praktyce może oznaczać negatywny efekt dla środowiska naturalnego.

Możliwość szacowania: wprowadzona jako obowiązkowa praktyka, dotyczyć będzie tej części pogłównia, która utrzymywana jest bezściółowo. Zbierane przez ARMIR, GUS lub bezpośrednio KOBiZE dane o pogłówniu i systemach, mogą być łatwo transformowane przez krajowego operatora. Aktualnie brak możliwości ujęcia w metodyce szacowania.

Sposób wdrożenia i promocji: powiązane z wdrażaniem obowiązkowego programu działań do dyrektywy azotanowej, a aktualnie pozwoleń zintegrowanych (BAT, NEC), a także w prawie nawozowym. Wdrażanie powinno mieć zatem charakter aktów prawnych. Brak konieczności wprowadzania poprzez PROW, chyba że w postaci wymogów dla wsparcia inwestycji w gospodarstwach rolnych.

Kompostowanie nawozów naturalnych

Opis praktyki: Polega na intensyfikacji procesów biochemicznych zachodzących w nawozach naturalnych, a realizowanych przez mikroflorę w celu rozkładu materii organicznej. W efekcie uzyskuje się również nawóz naturalny, lecz o bardzo wysokiej zawartości organicznych połączeń węgla, fosforu i azotu, bezpieczny dla środowiska glebowego i wodnego, zwiększający zawartość materii organicznej w glebie. Istnieje wiele metod kompostowania od prostego przerabiania liniowych pryzm przez areator sprzęgnięty z ciągnikiem, poprzez napowietrzanie zbiorników z gnojowicą, po wysoko sprawne instalacje o charakterze obrotowych bębnow z integralnym systemem podgrzewania i napowietrzania. Potencjał redukcyjny GHG: redukcja emisji metanu o 95% z kompostowanej gnojowicy, o 70% z obornika. W odniesieniu do podtlenku azotu informacje są dość zmienne. Według jednych jego emisja wzrasta o 30-60%. W takim ujęciu metoda powoduje wzrost emisji GHG. W innych badaniach maleje o 95%. Ze względu na niejednoznaczne wyniki, praktyka zwłaszcza w wersji z areatorami ciągnikowymi, wymaga dalszych badań i potwierdzenia.

Ocena potencjału redukcyjnego GHG: 6, 356,93 kg CO₂ eq./szt./rok dla krów, 102,87 kg CO₂ eq./szt./rok dla świń, 2,65 kg CO₂ eq./szt./rok dla drobiu.

Koszty wdrożenia: 25 000 zł dla areatora ciągnikowego i obornika, 50 000 zł aerator bębnowy do obornika, 30 000 zł dla zbiorników gnojowicowych.

Możliwość aplikacji: średnie i duże gospodarstwa ze względu na koszt inwestycyjny oraz wielkość produkcji tak zwierzęcej, jak i wynikającej z niej nawozów naturalnych.

Konsekwencje wdrożenia: korzystny efekt w obszarze zwiększenia zasobności materii organicznej gleb uprawnych. Możliwość produkcji

przez krajowych wytworców maszyn rolniczych. Brak konsekwencji dla innych gałęzi gospodarki.

Możliwość szacowania: w przypadku dofinansowania ze środków PROW informacje przekazywane przez ARMIR do KOBiZE.

Sposób wdrożenia i promocji: dofinansowanie z działania dotyczącego inwestycji w gospodarstwach rolnych, bądź innego dedykowanego działania PROW na zakup sprzętu. Metoda uwzględniona była działaniach PROW 2007-13. Liczba istniejących instalacji bez znaczenia w skali kraju (ok. 1 tys. wg informacji własnej).

Przykrywanie miejsc przechowywania obornika

Opis praktyki: polega ona na szczelnym przykrywaniu miejsc przechowywania nieprzepuszczalną folią. Modyfikacją jest spalanie powstającego w tych warunkach metanu.

Potencjał redukcyjny GHG: 80%, 300,58 kg CO₂ eq./szt./rok dla krów ściółowo, 122,34 kg CO₂ eq./szt./rok dla świń ściółowo, 4,46 kg CO₂ eq./szt./rok dla drobiu ściółowo.

Ocena potencjału redukcyjnego GHG: 6.

Koszty wdrożenia: ok. 4 zł/m² płyty.

Możliwość aplikacji: 1, powszechna dla gospodarstw utrzymujących zwierzęta w systemie ściółowym.

Konsekwencje wdrożenia: ograniczenie objętości gnojówki powstającej w okresie przechowywania, a także wymywanego z obornika azotu i fosforu. Zmniejszenie normatywów dla zbiorników na gnojówkę.

Możliwość szacowania: w przypadku wprowadzenia powszechnego obowiązku, wystarczające będzie pozyskanie informacji o systemach utrzymania przez ARMIR, GUS, a następnie przekazanie jej do KAS-HUE.

Sposób wdrożenia i promocji: wprowadzenie jako powszechnego obowiązku w BAT i ustawie o nawozach i nawożeniu.

Przykrywanie miejsc przechowywania gnojowicy

Opis praktyki: pokrycie zazwyczaj otwartych zbiorników gnojowiczych szczelnym pokryciem z folii na stelażu, bądź płyt betonowych albo

materiałów kompozytowych, ale nie słomą czy warstwą cieczy lub innych materiałów w postaci granul. W przypadku tych ostatnich materiałów efekt jest krótkotrwały, a sedimentacja nasiąkniętych materiałów (np. słomy), powoduje duże problemy techniczne z ich usuwaniem. Wykorzystanie betonu do przykrywania pozostaje zbyt drogie i technicznie trudno wykonalne. Praktyka może być uzupełniona o montaż flar do spalania metanu.

Potencjał redukcyjny GHG: 50-80%, 95% dla zainstalowanych flar/pochodni, 283,88 kg CO₂ eq./szt./rok dla krów bezściółowo, 117,57 kg CO₂ eq./szt./rok dla świń bezściółowo, 3,03 kg CO₂ eq./szt./rok dla drobiu bezściółowo.

Ocena potencjału redukcyjnego GHG: 6.

Koszty wdrożenia: 1 500 zł/m² powierzchni zbiornika dla folii.

Możliwość aplikacji: 1, powszechna.

Konsekwencje wdrożenia: ograniczenie objętości gnojowicy powstającej w okresie przechowywania poprzez eliminację wód opadowych. Zmniejszenie normatywów dla zbiorników na gnojowicę.

Możliwość szacowania: w przypadku wprowadzenia powszechnego obowiązku, wystarczające będzie pozyskanie informacji o systemach utrzymania przez ARMIR, GUS, a następnie przekazanie jej do KASHUE.

Sposób wdrożenia i promocji: wprowadzenie jako powszechnego obowiązku w BAT i ustawie o nawozach i nawożeniu.

Szybkie usuwanie gnojowicy z budynków inwentarskich

Opis praktyki: polega na kilkukrotnym usuwaniu gnojowicy w ciągu dnia z części podrusztowej w budynku inwentarskim dla świń do zbiornika gnojowicowego będącego na zewnątrz budynku. Nie we wszystkich systemach jest to niestety możliwe. Przykładowo w systemie wannowym (vacu system), musi nastąpić wcześniejsze, minimalne napełnienie się zbiornika podrusztowego, aby uzyskać możliwość spływu w instalacji odprowadzającej. Dla bydła praktyka polega na kilkukrotnym zgarnięciu odchodów z korytarza gnojowo-spacerowego. Jako czynniki wpływające na redukcję wymienia się obniżenie temperatury, redukcję powierzchni parowania/emisji, a także ograniczone mieszanie się starej i nowej frakcji gnojowicy.

Potencjał redukcyjny GHG: 40%, 141,94 kg CO₂ eq./szt./rok dla krów, 58,78 kg CO₂ eq./szt./rok dla świń.

Ocena potencjału redukcyjnego GHG: 4.

Koszty wdrożenia: bezkosztowe.

Możliwość aplikacji: 1, powszechna w nowych systemach bezściełowych. Problematiczna w starszych budynkach, niewyposażonych w integralny i zautomatyzowany system usuwania.

Konsekwencje wdrożenia: poprawa mikroklimatu pomieszczeń i dobrostanu zwierząt. Brak konsekwencji dla innych gałęzi gospodarki.

Możliwość szacowania: trudne z punktu widzenia kontroli stosowania praktyki. Taka ocena wynika z faktu, iż praktyka jest czynnością, której stosowanie nie pozostawia w żadnej dokumentacji widocznych śladów. Oprócz deklaracji hodowcy nie ma innej metody weryfikacji stosowania praktyki. Niemniej w sposób bardzo ogólny można dokonać wyliczeń z danych o liczbie zwierząt utrzymywanych w ten sposób a oichidzących z ARiMR. Aktualnie brak możliwości ujęcia efektu redukcyjnego w metodologii IPCC.

Sposób wdrożenia i promocji: wprowadzenie obowiązku szybkiego usuwania gnojowicy w ustawie o nawozach i nawożeniu, programie działań do dyrektywy azotanowej oraz BAT, czy NEC. Aktualnie brak podobnych praktyk w działaniach PROW lub przepisach.

Schładzanie gnojowicy

Opis praktyki: polega na obniżeniu temperatury gnojowicy o 8-10⁰C, zazwyczaj w kanałach gnojowych budynku. Na skutek spadku temperatury obniżona zostaje aktywność życiowa mikroflory oraz jej namnażanie oraz spada tempo przemian biochemicznych, jak również aktywność ureazy. Obniżenie temperatury następuje poprzez zainstalowane w kanałach wymienniki ciepła wypełnione ciekłym medium o wymuszonym pompą obiegową przepływie. Odbiornikiem ciepła może być w sezonie zimowym woda pitna dla zwierząt lub system ogrzewania. Latem konieczne wykorzystanie zewnętrznych, powietrznych wymienników ciepła. Praktyka słabo nadaje się do zbiorników zewnętrznych (niska efektywność) jak i innych nawozów naturalnych, jak obornik, czy głęboka ściółka. W tych ostatnich, efekt schładzania ograniczony jest przez izo-

lacyjność ściółki, gdyż wymiennik może być zainstalowany jedynie w płycie, a akumulacja następuje pionowo.

Potencjał redukcyjny GHG: 35%, 124,2 kg CO₂ eq./szt./rok dla krów, 51,43 kg CO₂ eq./szt./rok dla świń.

Ocena potencjału redukcyjnego GHG: 4.

Koszty wdrożenia: 1 500 zł/stanowisko dla systemów gnojowicowych

Możliwość aplikacji: 2 ograniczona do systemów bezściółkowych, a w ich obrębie do systemów częściowo-rusztowych oraz tzw. systemu wanowego (vacu system).

Konsekwencje wdrożenia: dodatkowe ograniczenie emisji amoniaku, wzrost koncentracji azotu w gnojowicy. Możliwość rozwinięcia produkcji krajowych rozwiązań. Większy ładunek azotu dostający się do gleby z nawożeniem i stąd konieczność korekty odpowiednich wskaźników nawozowych.

Możliwość szacowania: z danych ARMIR, GUS przekazywanie do KASHUE

Sposób wdrożenia i promocji: praktyka bez dodatkowego zysku produkcyjnego, stąd powinna być potraktowana jako BAT, albo wymóg rozporządzenia dotyczącego wymogów technicznych jakie spełniać powinny budynki i budowle rolnicze (efekt powszechności). Aktualnie system odzysku ciepła z obornika i gnojowicy może być sfinansowany w ramach działania modernizacja gospodarstw rolnych, a także jest „punktowany” w ramach działania premia dla młodych rolników” oraz restrukturyzacja małych gospodarstw”. Jednak spopularyzowanie takich rozwiązań pozostaje wątpliwe zwłaszcza w chowie świń, gdzie ciepła woda nie jest niezbędna dla uzyskania odpowiedniej higieny zwierząt u surowca. Inna sytuacja występuje w chowie krow mlecznych, gdzie ciepła woda używana jest do czyszczenia instalacji udojowych, mającego pierwszorzędne znaczenie dla jakości mleka. Dodatkowo, wszystkie oferowane w handlu zbiorniki mleka, zaopatrzone są aktualnie w wymienniki ciepła.

Tab. 1. Scenariusz bazowy

Aktywności	Jednostka	1990	2005	2015	2020	2025	2030
Areal użytków rolnych	tys. ha	18804	19148	15000	14600	14500	14350
Pogłowie bydła	tys. szt.	5135	2688	3300	3700	4100	4400
Pogłowie krów mlecznych	tys. szt.	4919	2795	2500	2300	2000	1800
Pogłowie owiec	tys. szt.	4159	316	201	150	140	110
Pogłowie kóz	tys. szt.	179	142	99	70	60	50
Pogłowie koni	tys. szt.	941	312	290	280	260	250
Pogłowie trzody chlewnej	tys. szt.	19464	18112	9750	10350	10400	10500
Pogłowie drobiu	tys. szt.	228021	125073	400000	440000	480000	500000
Emisja UR	eq. CO ₂ mln.t.	20308	20679	16200	15768	15660	15498
Emisja fermentacja jelitowa	eq. CO ₂ mln.t.	15483	8443	8932	9240	9394	9548
Emisja N ₂ O odchody	eq. CO ₂ mln.t.	8410	4782	13316	14619	15902	16547
Emisja CH ₄ odchody	eq. CO ₂ mln.t.	4205	2391	6658	7309	7951	8273
Suma emisji	eq. CO ₂ mln.t.	48406	36295	45106	46936	48907	48966
Redukcja emisji 1990	%	0,00	25,02	6,82	3,04	1,03	3,01
Redukcja emisji 2005	%	25,02	0,00	24,28	29,31	34,70	37,39

Tab. 2. Scenariusz wzrostu 10%

Aktywności	Jednostka	1990	2005	2015	2020	2025	2030
Areał użytków rolnych	tys. ha	18804	19148	15000	14501	14000	13500
Pogłowie bydła	tys. szt.	5135	2688	3300	3410	3520	3630
Pogłowie krów mlecznych	tys. szt.	4919	3795	2500	2583	2667	2750
Pogłowie owiec	tys. szt.	4159	316	201	208	214	221
Pogłowie kóz	tys. szt.	179	142	99	102	106	109
Pogłowie koni	tys. szt.	941	312	290	300	309	319
Pogłowie trzody chlewnej	tys. szt.	19464	18112	9750	10075	10400	10725
Pogłowie drobiu	tys. szt.	228021	125073	400000	413320	426680	440000
Emisja UR	eq. CO ₂ mln.t.	20308	20679	16200	15661	15120	14580
Emisja fermentacja jelitowa	eq. CO ₂ mln.t.	15483	8443	8932	9159	9527	9825
Emisja N ₂ O odchody	eq. CO ₂ mln.t.	8410	4782	13316	13758	14204	14648
Emisja CH ₄ odchody	eq. CO ₂ mln.t.	4205	2391	6658	6879	7102	7324
Suma emisji	eq. CO ₂ mln.t.	48406	36295	45106	45457	45953	46377
Redukcja emisji 1990	%	0,00	25,02	6,82	6,10	5,07	4,20
Redukcja emisji 2005	%	25,02	0,00	24,28	25,24	26,60	27,77

Tab. 3. Scenariusz wzrostu 20%

Aktywności	Jednostka	1990	2005	2015	2020	2025	2030
Areał użytków rolnych	tys. ha	18804	19148	15000	14000	12999	12000
Pogłowie bydła	tys. szt.	5135	2688	3300	3520	3740	3960
Pogłowie krów mlecznych	tys. szt.	4919	2795	2500	2667	2834	3000
Pogłowie owiec	tys. szt.	4159	316	201	218	236	255
Pogłowie kóz	tys. szt.	179	142	99	114	129	141
Pogłowie koni	tys. szt.	941	312	290	309	329	348
Pogłowie trzody chlewnej	tys. szt.	19464	18112	9750	10400	11051	11700
Pogłowie drobitu	tys. szt.	228021	125073	400000	426680	453360	480000
Emisja UR	eq. CO ₂ mln.t.	20308	20679	16200	15120	14038	12960
Emisja fermentacja jelitowa	eq. CO ₂ mln.t.	15483	8443	8932	9527	10123	10718
Emisja N ₂ O odchody	eq. CO ₂ mln.t.	8410	4782	13316	14205	15093	15980
Emisja CH ₄ odchody	eq. CO ₂ mln.t.	4205	2391	6658	7102	7546	7990
Suma emisji	eq. CO ₂ mln.t.	48406	36295	45106	45954	46800	47648
Redukcja emisji 1990	%	0	25,02	6,82	5,07	3,32	1,57
Redukcja emisji 2005	%	25,02	0	24,28	26,61	28,94	31,27

Tab. 4. Scenariusz indukowany uwzględniający praktyki bezkosztowe

Aktywności	Jednostka	1990	2005	2015	2020	2025	2030
Areal użytków rolnych	tys. ha	18804	19148	15000	14600	14500	14350
Pogłowie bydła	tys. szt.	5135	2688	3300	3700	4100	4400
Pogłowie krów mlecznych	tys. szt.	4919	2795	2500	2300	2000	1800
Pogłowie owiec	tys. szt.	4159	316	201	150	140	110
Pogłowie kóz	tys. szt.	179	142	99	70	60	50
Pogłowie koni	tys. szt.	941	312	290	280	260	250
Pogłowie trzody chlewnej	tys. szt.	19464	18112	9750	10350	10400	10500
Pogłowie drobiu	tys. szt.	228021	125073	400000	440000	480000	500000
Emisja UR	eq. CO ₂ mln.t.	20308	20679	16200	15768	15660	15498
Emisja fermentacja jelitowa	eq. CO ₂ mln.t.	15483	8443	8932	9240	9394	9548
Emisja N ₂ O odchody	eq. CO ₂ mln.t.	8410	4782	13316	14619	15902	16547
Emisja CH ₄ odchody	eq. CO ₂ mln.t.	4205	2391	6658	7309	7951	8273
Suma emisji	eq. CO ₂ mln.t.	48406	36295	45106	46936	48907	49866
Redukcja zwierzęta	eq. CO ₂ mln.t.	0	0	0	1166	7184	14135
redukcja UR	eq. CO ₂ mln.t.	0	0	0	12261	24157	48765
Suma redukcji	eq. CO ₂ mln.t.	0	0	0	13428	31341	62900
Redukcja emisji 1990	%	0	0	0	27,7	64,7	129,9
Redukcja emisji 2005	%	0	0	0	36,9	86,3	173,3

Tab. 5. Scenariusz indukowany zakładający 10% redukcji

Aktywności	Jednostka	1990	2005	2015	2020	2025	2030
Areał użytków rolnych	tys. ha	18804	19148	15000	14600	14500	14350
Pogłowie bydła	tys. szt.	5135	2688	3300	3700	4100	4400
Pogłowie krów mlecznych	tys. szt.	4919	2795	2500	2300	2000	1800
Pogłowie owiec	tys. szt.	4159	316	201	150	140	110
Pogłowie kóz	tys. szt.	179	142	99	70	60	50
Pogłowie koni	tys. szt.	941	312	290	280	260	250
Pogłowie trzody chlewnej	tys. szt.	19464	18112	9750	10350	10400	10500
Pogłowie drobiu	tys. szt.	228021	125073	400000	440000	480000	500000
Emisja UR	eq. CO ₂ mln.t.	20308	20679	16200	15768	15660	15498
Emisja fermentacja jelitowa	eq. CO ₂ mln.t.	15483	8443	8932	9240	9394	9548
Emisja N ₂ O odchody	eq. CO ₂ mln.t.	8410	4782	13316	14619	15902	16547
Emisja CH ₄ odchody	eq. CO ₂ mln.t.	4205	2391	6658	7309	7951	8273
Suma emisji	eq. CO ₂ mln.t.	48406	36295	45106	46936	48907	49866
Redukcja zwierzęta	eq. CO ₂ mln.t.	0	0	0	0	0	0
redukcja UR	eq. CO ₂ mln.t.	0	0	0	4008	3800	3600
Suma redukcji	eq. CO ₂ mln.t.	0	0	0	4008	3800	3600
Redukcja emisji 1990	%	0	0	0	8,3	7,9	7,4
Redukcja emisji 2005	%	0	0	0	11	10,5	10

Tab. 6. Scenariusz indukowany zakładający 20% redukcji

Aktywności	Jednostka	1990	2005	2015	2020	2025	2030
Areał użytków rolnych	tys. ha	18804	19148	15000	14600	14500	14350
Pogłowie bydła	tys. szt.	5135	2688	3300	3700	4100	4400
Pogłowie krów mlecznych	tys. szt.	4919	2795	2500	2300	2000	1800
Pogłowie owiec	tys. szt.	4159	316	201	150	140	110
Pogłowie kóz	tys. szt.	179	142	99	70	60	50
Pogłowie koni	tys. szt.	941	312	290	280	260	250
Pogłowie trzody chlewnej	tys. szt.	19464	18112	9750	10350	10400	10500
Pogłowie drobiu	tys. szt.	228021	125073	400000	440000	480000	500000
Emisja UR	eq. CO ₂ mln.t.	20308	20679	16200	15768	15660	15498
Emisja fermentacja jelitowa	eq. CO ₂ mln.t.	15483	8443	8932	9240	9394	9548
Emisja N ₂ O odchody	eq. CO ₂ mln.t.	8410	4782	13316	14619	15902	16547
Emisja CH ₄ odchody	eq. CO ₂ mln.t.	4205	2391	6658	7309	7951	8273
Suma emisji	eq. CO ₂ mln.t.	48406	36295	45106	46936	48907	49866
Redukcja zwierzęta	eq. CO ₂ mln.t.	0	0	0	109	592	1199
redukcja UR	eq. CO ₂ mln.t.	0	0	0	6708	6360	6026
Suma redukcji	eq. CO ₂ mln.t.	0	0	0	6817	6952	7224
Redukcja emisji 1990	%	0	0	0	14	14,4	15
Redukcja emisji 2005	%	0	0	0	18,8	19,2	20

Tab. 7. Dane cząstkowe do szacowania scenariuszy indukowanych uwzględniających praktyki bezkosztowe oraz 10% i 20% redukcję emisji (2020)

Nr	Nazwa praktyki	2020 Przewidywany udział emisji objętej praktyką (kg eq. CO ₂ szt./rok)				
		Bydło	Krowy mleczne	Świnie	Drób	Pozostałe
21	Postęp hodowlany/wydajność/populacja krów		476			
22	Skrócenie długości opasu bydła mięsnego	22475				
23	Selekcja na wykorzystanie paszy przez zwierzęta monogastryczne			236	371	
24	Selekcja na redukcję fermentacji metanowej krów		17443			
25	Organizacja/remont stada/długowieczność		17501			
26	Zwiększenie udziału pastwiskowego żywienia krów		65935			
27	Wprowadzenie udziału roślin strączkowych/ bobowatych w dawkach pokarmowych bydła i zwierząt monogastrycznych	23650		3541	15066	
28	Dodatek organicznych kwasów tłuszczowych lub ich soli w dawce		7883			
29	Wzrost udziału w dawce pokarmowej bydła pasz treściwych		68475			
30	Żywienie krów z udziałem związków jonoforowych		1290			
31	Suplementacja dawek pokarmowych węglowodanami niestrukturalnymi		4883			
32	Suplementacja dawek pokarmowych tłuszczami roślinnymi		7883			

33	Suplementacja dawek pokarmowych krów fitobiotykami i ekstraktami roślinnymi		3923			
34	Suplementacja dawek pokarmowych krów pro-biotykami lub eubiotykami		3923			
35	Wzrost udziału azotanów w dawce pokarmowej krów		947			
36	Immunizacja krów		34251			
37	Dodatki halogenków w żywieniu krów		3923			
38	Separacja gnojowicy	29276		31422		
39	Zakwaszanie gnojowicy	97088		57799		
40	Piroliza/spalanie odchodów zwierząt	8566		918	28090	
41	Kompostowanie nawozów naturalnych	17133		17076	14045	
42	Przykrywanie miejsc przechowywania obornika	43284		30340	23638	
43	Przykrywanie miejsc przechowywania gnojowicy	81757		58432	106050	
44	Komora gnojowa z kontrolą szczelności	8874		13435	8550	
45	Zadaszenie gnojowni	2465		3662		
46	System usuwania gnojowicy w kanałach zamkniętych			30485		
47	Biofiltracja			9489		
48	Robot do usuwania odchodów z podłóg szczelinowych			33414		
49	Zmiana ściółowego na beźściółowy system utrzymania krów i świń		989	13809		
50	Szybkie usuwanie gnojowicy z budynków	47692		21925		

	inwentarskich					
51	Schładzanie gnojowicy	1490		6377		
52	Zwiększenie zużycia ściółki			126		
53	Systemy rolnoleśne					
54	Systemy leśnopastwiskowe	192				8
55	Odzysk ciepła z głębokiej ściółki			5582		
56	Odzysk ciepła ze schładzalnika mleka		8354			
21-56	Suma emisji	383942	248079	338068	195810	8

Tab. 8. Dane cząstkowe do szacowania scenariuszy indukowanych uwzględniających praktyki bezkosztowe oraz 10% i 20% redukcję emisji (2025)

Nr	Nazwa praktyki	2025 Przewidywany udział emisji objętej praktyką (kg eq. CO ₂ szt./rok)				
		Bydło	Krowy mleczne	Świnie	Drób	Pozostałe
21	Postęp hodowlany/wydajność/populacja krów		2579			
22	Skrócenie długości opasu bydła mięsnego	176389				
23	Selekcja na wykorzystanie paszy przez zwierzęta monogastryczne			1482	2520	
24	Selekcja na redukcję fermentacji metanowej krów		93443			
25	Organizacja/remont stada/długowieczność		94600			

26	Zwiększenie udziału pastwiskowego żywienia krów		358340			
27	Wprowadzenie udziału roślin strączkowych/ bobowatych w dawkach pokarmowych	131150		22277	100440	
28	Dodatek organicznych kwasów tłuszczowych lub ich soli w dawce		42999			
29	Wzrost udziału w dawce pokarmowej bydła pasz treściwych		373500			
30	Żywienie krów z udziałem związków jonoforowych		7167			
31	Suplementacja dawek pokarmowych węglowodanami niestrukturalnymi		26159			
32	Suplementacja dawek pokarmowych tłuszczami roślinnymi		42999			
33	Suplementacja dawek pokarmowych krów fitobiotykami i ekstraktami roślinnymi		20924			
34	Suplementacja dawek pokarmowych krów pro-biotykami lub eubiotykami		21796			
35	Wzrost udziału azotanów w dawce pokarmowej krów		4982			
36	Immunizacja krów		186825			
37	Dodatki halogenków w żywieniu krów		21796			
38	Separacja gnojowicy	178583		197197		
39	Zakwaszanie gnojowicy	616911		362986		
40	Piroliza/spalanie odchodów zwierząt	54610		57313	190800	
41	Kompostowanie nawozów naturalnych	108864		106985	0	

42	Przykrywanie miejsc przechowywania obornika	275031		190850	0	
43	Przykrywanie miejsc przechowywania gnojowicy	519500		366818	727200	
44	Komora gnojowa z kontrolą szczelności	56388		84172	57000	
45	Zadaszenie gnojowni	15037		22848		
46	System usuwania gnojowicy w kanałach zamkniętych			191451		
47	Biofiltracja			59446		
48	Robot do usuwania odchodów z podłóg szczelinowych			209846		
49	Zmiana ściółkowego na beźściółkowy system utrzymania krów i świń		5364	86778		
50	Szybkie usuwanie gnojowicy z budynków inwentarskich	389625		137545		
51	Schładzanie gnojowicy	56884		40115		
52	Zwiększenie zużycia ściółki			783		
53	Systemy rolnoleśne					
54	Systemy leśnopastwiskowe	1220				44
55	Odzysk ciepła z głębokiej ściółki			35399		
56	Odzysk ciepła ze schładzalnika mleka		45400			
21-56	Suma emisji	2580193	1348871	2174292	1077960	44

Tab. 9. Dane cząstkowe do szacowania scenariuszy indukowanych uwzględniających praktyki bezkosztowe oraz 10% i 20% redukcję emisji (2030)

Nr	Nazwa praktyki	2030 Przewidywany udział emisji objętej praktyką (kg eq. CO ₂ szt./rok)				
		Bydło	Krowy mleczne	Świnie	Drób	Pozostałe
21	Postęp hodowlany/wydajność/populacja krów		4641			
22	Skrócenie długości opasu bydła mięsnego	286757				
23	Selekcja na wykorzystanie paszy przez zwierzęta monogastryczne			2993	5250	
24	Selekcja na redukcję fermentacji metanowej krów		168197			
25	Organizacja/remont stada/długowieczność		170280			
26	Zwiększenie udziału pastwiskowego żywienia krów		645012			
27	Wprowadzenie udziału roślin strączkowych/ bobowatych w dawkach pokarmowych	266600		44982	209250	
28	Dodatek organicznych kwasów tłuszczowych lub ich soli w dawce		77398			
29	Wzrost udziału w dawce pokarmowej bydła pasz treściwych		672300			
30	Żywienie krów z udziałem związków jonoforowych		12900			
31	Suplementacja dawek pokarmowych węglowodanami niestrukturalnymi		47085			

32	Suplementacja dawek pokarmowych tłuszczami roślinnymi		107498			
33	Suplementacja dawek pokarmowych krów fitobiotykami i ekstraktami roślinnymi		37663			
34	Suplementacja dawek pokarmowych krów pro-biotykami lub eubiotykami		39233			
35	Wzrost udziału azotanów w dawce pokarmowej krów		8968			
36	Immunizacja krów		336285			
37	Dodatki halogenków w żywieniu krów		78466			
38	Separacja gnojowicy	363022		398186		
39	Zakwaszanie gnojowicy	1254049		732953		
40	Piroliza/spalanie odchodów zwierząt	110648		115728	397500	
41	Kompostowanie nawozów naturalnych	221297		216027	0	
42	Przykrywanie miejsc przechowywania obornika	559079		385371	0	
43	Przykrywanie miejsc przechowywania gnojowicy	1056034		740691	1515000	
44	Komora gnojowa z kontrolą szczelności	114626		169964	118750	
45	Zadaszenie gnojowni	30567		46135		
46	System usuwania gnojowicy w kanałach zamkniętych			386584		
47	Biofiltracja			120036		
48	Robot do usuwania odchodów z podłóg szczelinowych			423728		

49	Zmiana ściółkowego na bezściółkowy system utrzymania krów i świń		9655	175224		
50	Szybkie usuwanie gnojowicy z budynków inwentarskich	616020		277736		
51	Schładzanie gnojowicy	115506		81002		
52	Zwiększenie zużycia ściółki			1581		
53	Systemy rolno leśne					
54	Systemy leśno pastwiskowe	2480				72
55	Odzysk ciepła z głębokiej ściółki			71479		
56	Odzysk ciepła ze schładzalnika mleka		81720			
21-56	Suma emisji	4996684	2497300	4390398	2245750	72

Tab. 10. Dobór metod i dane cząstkowe do szacowania scenariuszy indukowanych uwzględniających praktyki bezkosztowe oraz 10% i 20% redukcję emisji (2020)

Nr praktyki	Nazwa praktyki	Areal tys. ha	Areal tys. ha	Emisja eq. CO ₂ kg/ha/rok
1B	Dobór gatunków roślin energetycznych o większym potencjale wiązania węgla i azotu w porównaniu do uprawy pszenicy, rzepaku ozimego i kukurydzy	3006		6763500
6	Dobór gatunków i odmian roślin wieloletnich do warunków klimatyczno-glebowych w porównaniu do uprawy pszenicy, rzepaku ozimego i kukurydzy	2004		2254500
11	Wprowadzenie roślin okrywowych w sadach		15	17250

12 A	Ograniczenie uprawy płużnej w praktyce rolniczej w uprawie pszenicy, rzepaku ozimego i kukurydzy– średnie wielkości dla praktyk bezorkowych (siew bezpośredni)	1002		731460
12 B	Ograniczenie uprawy płużnej w praktyce rolniczej w uprawie pszenicy, rzepaku ozimego i kukurydzy– średnie wielkości dla praktyk uproszczonych	1002		360720
13	Przeciwdziałanie zmianie użytkowania łąkowego/pastwiskowego na orne oraz zmiana sposobu użytkowania gruntów ornego na łąkowe na tle intensywnego i ekstensywnego systemu upraw analizowanych roślin	670		2110500
14	Zmniejszenie intensywności użytkowania TUZ w drodze zamienienia pastwisk na łąki w zależności od ich intensywności użytkowania	223		23415

Tab. 11. Dobór metod i dane cząstkowe do szacowania scenariuszy indukowanych uwzględniających praktyki bezkosztowe oraz 10% i 20% redukcję emisji (2020) (2025)

Nr praktyki	Nazwa praktyki	Areal tys. ha	Areal tys. ha	Emisja eq. CO ₂ kg/ha/rok
1B	Dobór gatunków roślin energetycznych o większym potencjale wiązania węgla i azotu w porównaniu do uprawy pszenicy, rzepaku ozimego i kukurydzy	2950		13275000
6	Dobór gatunków i odmian roślin wieloletnich do warunków klimatyczno-glebowych w porównaniu do uprawy pszenicy, rzepaku ozimego i kukurydzy	1980		4455000

11	Wprowadzenie roślin okrywowych w sadach		11,5	27600
12 A	Ograniczenie uprawy płużnej w praktyce rolniczej w uprawie pszenicy, rzepaku ozimego i kukurydzy– średnie wielkości dla praktyk bezorkowych (siew bezpośredni)	990		1534500
12 B	Ograniczenie uprawy płużnej w praktyce rolniczej w uprawie pszenicy, rzepaku ozimego i kukurydzy– średnie wielkości dla praktyk uproszczonych	990		712800
13	Przeciwdziałanie zmianie użytkowania łąkowego/pastwiskowego na orne oraz zmiana sposobu użytkowania gruntów ornego na łąkowe na tle intensywnego i ekstensywnego systemu upraw analizowanych roślin	650		4108000
14	Zmniejszenie intensywności użytkowania TUZ w drodze zamienienia pastwisk na łąki w zależności od ich intensywności użytkowania	210		44100
1B-14	Suma emisji			24157000

Tab. 12. Dobór metod i dane cząstkowe do szacowania scenariuszy indukowanych uwzględniających praktyki bezkosztowe oraz 10% i 20% redukcję emisji (2020) (2030)

Nr praktyki	Nazwa praktyki	Areał tys. ha	Areał tys. ha	Emisja eq. CO ₂ kg/ha/rok
1B	Dobór gatunków roślin energetycznych o większym potencjale wiązania węgla i azotu w porównaniu do uprawy pszenicy, rzepaku ozimego i kukurydzy	2930		26440320
6	Dobór gatunków i odmian roślin wieloletnich do warunków klimatyczno-glebowych w porównaniu do uprawy pszenicy, rzepaku ozimego i kukurydzy	1950		8775000
11	Wprowadzenie roślin okrywowych w sadach		8,5	41284,5
12 A	Ograniczenie uprawy płuźnej w praktyce rolniczej w uprawie pszenicy, rzepaku ozimego i kukurydzy – średnie wielkości dla praktyk bezorokowych (siew bezpośredni)	980		3234000
12 B	Ograniczenie uprawy płuźnej w praktyce rolniczej w uprawie pszenicy, rzepaku ozimego i kukurydzy – średnie wielkości dla praktyk uproszczonych	980		1381800
13	Przeciwdziałanie zmianie użytkowania łąkowego/pastwiskowego na orne oraz zmiana sposobu użytkowania gruntów ornego na łąkowe na tle intensywnego i ekstensywnego systemu upraw analizowanych roślin	640		8800000
14	Zmniejszenie intensywności użytkowania TUZ w drodze zamienienia pastwisk na łąki w zależności od ich intensywności użytkowania	205		92250
1B-14	Suma emisji			48764654,5

Tab. 13. Dobór metod i dane cząstkowe do szacowania scenariuszy indukowanych uwzględniających praktyki bezkosztowe oraz 10% i 20% redukcję emisji (2020)

Nr praktyki	Nazwa praktyki	Areał tys. ha	Areał tys. ha	Emisja eq. CO ₂ kg/ha
3	Zwiększenie udziału roślin bobowatych w uprawach polowych i użytkach zielonych dla zredukowania emisji N ₂ O	4008		3927840
5	Selekcja odmian w kierunku zwiększonej odporności na choroby	3006		2780550
7	Zagospodarowanie resztek poźniwnych w uprawie pszenicy, rzepaku ozimego i kukurydzy	8016		4008000
8	Optymalizacja odczynu gleby w uprawie pszenicy, rzepaku ozimego i kukurydzy	6012		3853692
11	Wprowadzenie roślin okrywowych w sadach		15	48750
12 B	Ograniczenie uprawy płużnej w praktyce rolniczej w uprawie pszenicy, rzepaku ozimego i kukurydzy	1002		1352700
3-14 B	Suma emisji			15971532

Tab. 14. Dobór metod i dane cząstkowe do szacowania scenariuszy indukowanych uwzględniających praktyki bezkosztowe oraz 10% i 20% redukcję emisji (2025)

Nr praktyki	Nazwa praktyki	Areal tys. ha	Areal tys. ha	Emisja eq. CO ₂ kg/ha
3	Zwiększenie udziału roślin bobowatych w uprawach polowych i użytkach zielonych dla zredukowania emisji N ₂ O	3800		3724000
5	Selekcja odmian w kierunku zwiększonej odporności na choroby	2850		2636250
7	Zagospodarowanie resztek poźniwnych w uprawie pszenicy, rzepaku ozimego i kukurydzy	7600		3800000
8	Optymalizacja odczynu gleby w uprawie pszenicy, rzepaku ozimego i kukurydzy	5700		3653700
11	Wprowadzenie roślin okrywowych w sadach		11,5	37375
12 B	Ograniczenie uprawy płuźnej w praktyce rolniczej w uprawie pszenicy, rzepaku ozimego i kukurydzy	950		1282500
3-12 B	Suma emisji			15133825

Tab. 15. Dobór metod i dane cząstkowe do szacowania scenariuszy indukowanych uwzględniających praktyki bezkosztowe oraz 10% i 20% redukcję emisji (2030)

Nr praktyki	Nazwa praktyki	Areal tys. ha	Areal tys. ha	Emisja eq. CO ₂ kg/ha
3	Zwiększenie udziału roślin bobowatych w uprawach polowych i użytkach zielonych dla zredukowania emisji N ₂ O	3600		3528000
5	Selekcja odmian w kierunku zwiększonej odporności na choroby	2700		2497500
7	Zagospodarowanie resztek poźniwnych w uprawie pszenicy, rzepaku ozimego i kukurydzy	7200		3600000
8	Optymalizacja odczynu gleby w uprawie pszenicy, rzepaku ozimego i kukurydzy	5400		3461400
11	Wprowadzenie roślin okrywowych w sadach		8,5	27625
12 B	Ograniczenie uprawy płuźnej w praktyce rolniczej w uprawie pszenicy, rzepaku ozimego i kukurydzy	900		1215000
3-12 B	Suma emisji			14329525

Literatura

Bell, M.J, and Roberts, D.J. (2007). Effect of twinning on the feed intake, performance and health of dairy cows. *Livestock Science*; 107: 274-281.

Casey, J. W., and Holden, N. M. (2005). The relationship between greenhouse gas emissions and the intensity of milk production in Ireland. *Journal of Environmental Quality*, 34: 429-436.

Dillon, P., Berry, D.P., Evans, R.D., Buckley, F., Horan, B. (2006). Consequences of genetic selection for increased milk production in European seasonal pasture based systems of milk production. *Livestock Science*, 99:141-158.

Garnsworthy, P.C. (2004). The environmental impact of fertility in dairy cows: a modelling approach to predict methane and ammonia emissions. *Animal Feed Science and Technology*, 112: 211-223.

GUS, Departament Rolnictwa. Pogłowie zwierząt gospodarskich 1990-2015. Warszawa.

GUS, Departament Rolnictwa. UR. 1990-2015. Warszawa.

Leip, A., Weiss, F., Wassenaar, T., Perez, I., Fellmann, T., Loudjani, P., Tubiello, F., Grandgirard, D., Monni, S., Biala, K. (2010). Evaluation of the livestock sector's contribution to the EU greenhouse gas emissions (GGELS) – final report. European Commission, Joint Research Centre, 323.

Ministerstwo Środowiska. Polityka klimatyczna polski. Strategie redukcji emisji gazów cieplarnianych w Polsce do roku 2020, pp. 1-44. Warszawa. 2003.

Olecka i in. (2016). Poland's National Inventory Report 2016. Greenhouse Gas Inventory for 1988-2014. Submission under the UN Framework Convention on Climate Change and its Kyoto Protocol Reporting entity: National Centre for Emission Management (KOBiZE) at the Insti-

tute of Environmental Protection – National Research Institute, pp. 1-422.

Pakiet tabel z danymi o emisjach GHG, zawierający szczegółowe dane o emisjach 1988-2014.

http://www.kobize.pl/uploads/materialy/materialy_do_pobrania/krajowa_inwentaryzacja_emisji/POL_2016__23052016_103752_submitted.zip

Pellerin S., Bamière L., Angers D., Béline F., Benoît M., Butault J.P., Chenu C., Colnenne-David C., De Cara S., Delame N., Doreau M., Dupraz P., Faverdin P., Garcia-Launay F., Hassouna M., Hénault C., Jeuffroy M.H., Klumpp K., Metay A., Moran D., Recous S., Samson E., Savini I., Pardon L. (2013). How can French agriculture contribute to reducing greenhouse gas emissions? Abatement potential and cost of ten technical measures. Summary of the study report, INRA (France), 92.

GHG EMISSION SCENARIOS IN POLISH AGRICULTURE UP TO 2030 BASED ON THE POSSIBILITY OF USING SELECTED PRACTICES IN PLANT AND ANIMAL PRODUCTION

S u m m a r y

The group of induced scenarios is characterized by a different approach, namely not the increase in production, but the need for the potential for GHG reduction. This is a forecast based on an analysis of the practices listed in Tables 7 to 15, along with their costs. It allows for different levels of reductions: from more than 27%, from 64% to nearly 130% respectively in 2020, 2025 and 2030 in relation to 1990 levels, and by more than 36%, 86% and 173% respectively in 2005, assuming no risk for the development of agricultural production. The output for the calculation of the reduction effect was assumed to be the baseline scenario as the most probable in the future.

Key words: GHG emission, plant and animal production, scenarios.