



*The World's Largest Open Access Agricultural & Applied Economics Digital Library*

**This document is discoverable and free to researchers across the globe due to the work of AgEcon Search.**

**Help ensure our sustainability.**

Give to AgEcon Search

AgEcon Search

<http://ageconsearch.umn.edu>

[aesearch@umn.edu](mailto:aesearch@umn.edu)

*Papers downloaded from **AgEcon Search** may be used for non-commercial purposes and personal study only. No other use, including posting to another Internet site, is permitted without permission from the copyright owner (not AgEcon Search), or as allowed under the provisions of Fair Use, U.S. Copyright Act, Title 17 U.S.C.*

*No endorsement of AgEcon Search or its fundraising activities by the author(s) of the following work or their employer(s) is intended or implied.*

**Antoni Faber<sup>1</sup>, Zuzanna Jarosz<sup>2</sup>, Tomasz Żyłowski<sup>3</sup>**

Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut

Badawczy w Puławach

## **Weryfikacja możliwości redukcji emisji amoniaku dla różnych praktyk aplikacji gnojowicy w Polsce**

### **Verification of the Possibilities to Reduce Ammonia Emission for Various Slurry Application Practices in Poland**

**Synopsis.** Rolnictwo polskie zobowiązane jest do redukcji emisji amoniaku ( $\text{NH}_3$ ), w stosunku do 2005 r., o 1% corocznie w latach 2020-29 oraz o 17% corocznie od 2030 r. Znaczącym źródłem emisji jest stosowanie gnojowicy. W Polsce aplikuje się ją głównie rozbryzgowo na powierzchnię pola i przyoruje po 4-24 godzinach od aplikacji. W pracy zastosowano model ALFAM2 do scharakteryzowania emisji  $\text{NH}_3$  z rozbryzgowego stosowania gnojowicy w zależności od specyficznych dla Polski: dawek gnojowicy, jej suchej masy, temperatury powietrza, prędkości wiatru, opadów oraz pH gnojowicy. W stosunku do emisji  $\text{NH}_3$  z gnojowicy stosowanej na powierzchnię pola oszacowano emisje powstające przy aplikacji gnojowicy za pomocą węzów wleczonych, węzów z redlicami oraz aplikacji do otwartych szczelin, płytko doglebowo i głęboko doglebowo. Na podstawie uzyskanych wyników oszacowano wielkości redukcji emisji dla podstawowych praktyk jej aplikacji.

**Słowa kluczowe:** rolnictwo, gnojowica, amoniak, emisje, ograniczenie emisji

**Abstract.** Polish agriculture is obliged to reduce ammonia ( $\text{NH}_3$ ) emissions, compared to 2005, by 1% annually in 2020-29 and by 17% annually from 2030. A significant source of emissions is the use of slurry. In Poland, it is mainly broadcast on the field surface and incorporated 4-24 hours after application. The ALFAM2 model was used to characterize the  $\text{NH}_3$  emissions from the slurry broadcast depending on the specific parameters for Poland: doses of slurry, its dry matter, air temperature, wind speed, precipitation and the pH of the slurry. In relation to the  $\text{NH}_3$  emission from the slurry applied broadcast to the field surface, the emissions resulting from the application of slurry by trailing hoses, trailing shoe, open slot injection, shallow and deep injection were estimated. On the basis of the obtained results, the emission reduction values were estimated for the basic practices of its application.

**Key words:** agriculture, slurry, ammonia, emission, emission reduction

**JEL Classification:** Q15, Q53

## **Wprowadzenie**

W ogólnej ilości amoniaku emitowanego do atmosfery rolnictwo ma 97% udział w Polsce (KOBIZE, 2018) oraz 94% udział w UE (EUROSTAT, 2017). Amoniak

<sup>1</sup> prof. dr hab., IUNG-PIB, ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy, e-mail: faber@iung.pulawy.pl; <https://orcid.org/0000-0002-3055-1968>

<sup>2</sup> dr, e-mail: zjarosz@iung.pulawy.pl; <https://orcid.org/0000-0002-3428-5804>

<sup>3</sup> mgr, e-mail: tzyłowski@iung.pulawy.pl; <https://orcid.org/0000-0002-6665-2787>

Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.6 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

emitowany jest do atmosfery w postaci gazowej ( $\text{NH}_3$ ) z pomieszczeń inwentarskich, z przechowywanych i stosowanych nawozów naturalnych (83% emisji) oraz z nawozów mineralnych (17% emisji) (KOBIZE, 2018). Przemieszczanie się  $\text{NH}_3$  w atmosferze zachodzi na stosunkowo małe odległości (<10-100 km) (Asman i in., 1998, Fowler i in., 1998). Gaz ten reaguje jednak z kwaśnymi zanieczyszczeniami atmosfery ( $\text{SO}_2$  i  $\text{NO}_x$ ) tworząc drobno zdyspergowane aerozole związków  $\text{NH}_4^+$ , które mogą się przemieszczać transgranicznie (100->1000 km) (Asman i in., 1998, Fowler i in., 1998).

Ze względu na transgraniczne przemieszczanie się zanieczyszczeń, kraje członkowskie UNECE (51 krajów Europy, Ameryki Północnej i Azji) podpisały konwencję w sprawie transgranicznego zanieczyszczenia powietrza na dalekie odległości (1983 r.). Obejmuje ona osiem protokołów dotyczących monitorowania i ograniczania zanieczyszczenia atmosfery. Problematyka dotycząca zanieczyszczenia atmosfery amoniakiem objęta została protokołem z Göteborga (1999 r.), który ustalił cele redukcji emisji na lata 2010-2020. (UNECE, 1999, [http://www.unece.org/env/lrtap/multi\\_h1.html](http://www.unece.org/env/lrtap/multi_h1.html)). Cele ograniczenia emisji transgranicznych w UE i krajach członkowskich zostały określone w dyrektywie UE 2016/2284 (UE, 2016). Zgodnie z dyrektywą emisje amoniaku w Polsce, w stosunku do roku 2005, mają być obniżane corocznie o 1 % w latach 2020-2029 oraz o 17% corocznie od 2030 r. Obowiązki w tym zakresie zostały uszczegółowione w decyzji wykonawczej UE (UE 2018). W dokumencie tym podkreśla się, że głównym narzędziem realizacji dyrektywy 2016/2284 ma być krajowy program ograniczania zanieczyszczeń powietrza. W programie środki służące ograniczaniu emisji amoniaku powinny być realizowane poprzez: sporządzenie krajowego kodeksu doradczego dobrej praktyki rolniczej uwzględniającego kodeks ramowy (UNECE, 2015). Kodeks krajowy powinien zawierać co najmniej następujące elementy: zarządzanie azotem z uwzględnieniem pełnego obiegu tego pierwiastka, strategię żywienia zwierząt gospodarskich, niskoemisyjne praktyki stosowania nawozów naturalnych, niskoemisyjne systemy przechowywania nawozów, niskoemisyjne systemy chowu zwierząt, sposoby ograniczenia emisji  $\text{NH}_3$  ze stosowania nawozów mineralnych.

W kodeksie ramowym przedstawiono, między innymi, niskoemisyjne praktyki aplikacji gnojowicy oraz przypisano im domyślne wartości ograniczeń emisji  $\text{NH}_3$  (UNECE, 2015). Przed zastosowaniem tych wartości w krajowym kodeksie, obecnie przygotowywanym w Polsce, należałoby je zweryfikować dla warunków Polski.

Celem badań było przedstawienie wpływu na emisję  $\text{NH}_3$  podstawowych czynników, od których uzależniona jest jej wielkość oraz zweryfikowanie wielkości redukcji emisji dla niskoemisyjnych praktyk aplikacji gnojowicy w warunkach Polski.

## **Model ALFAM2**

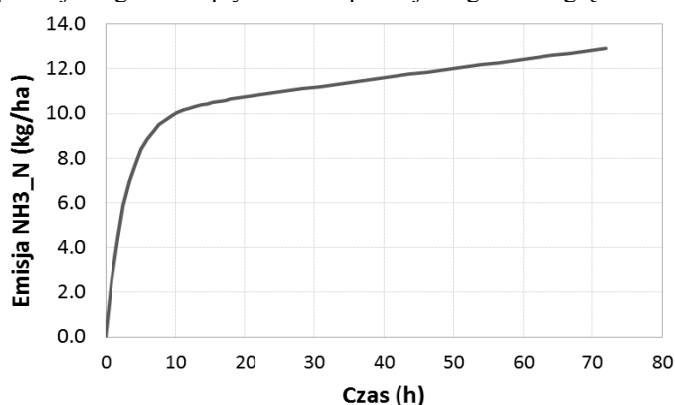
Weryfikacja możliwych do osiągnięcia wielkości redukcji emisji  $\text{NH}_3$  dla praktyk stosowania gnojowicy wymaga obszernej bazy danych. Obecnie baza taka (ALFAM2) obejmuje 30 tys. danych; emisji  $\text{NH}_3$ , właściwości gnojowicy i gleb, pogody, praktyk aplikacji dla 1895 poletek z 22 badań przeprowadzonych w 12 krajach (Hafner i in., 2018). Baza danych jest publicznie dostępna (<http://projects.au.dk/alfam/>). Na podstawie tej bazy danych opracowano semi-empiryczny model ALFAM2 do szacowania emisji  $\text{NH}_3$  dla podstawowych praktyk stosowania gnojowicy (Hafner i in., 2019). Model symuluje emisję amoniaku z gnojowicy w zależności od czasu po zastosowaniu gnojowicy (0-72 godziny). Opracowano go na podstawie 490 doświadczeń przeprowadzonych w 6 krajach. Model

szacuje emisje  $\text{NH}_3$  w zależności od: dawki gnojowicy ( $\text{t ha}^{-1}$ ), całkowitej zawartości w gnojowicy azotu amoniakowego i amonowego ( $\text{TAN} = \text{suma } \text{NH}_3 \text{ i } \text{NH}_4^+$ , zakres TAN 0,5-5  $\text{kg t}^{-1}$ ), praktyk aplikacji (rozbryzg na powierzchnię pola, węże wleczone, węże z redlicami, otwarte szczeliny, aplikacja doglebową płytka oraz aplikacja doglebową głęboka), suchej masy gnojowicy (1-15 %), temperatury powietrza ( $0-35^\circ\text{C}$ ), prędkości wiatru ( $\text{m s}^{-1}$ ), opadu atmosferycznego ( $\text{mm h}^{-1}$ ) oraz zakwaszania gnojowicy (pH 6,4 oraz 6,0). Model dostępny jest w postaci arkusza Excel (wersja uproszczona) lub w wersji rozszerzonej w pakiecie statystycznym R (<http://projects.au.dk/alfam/>).

Walidacja modelu wykazała, że średni błąd szacunku stosowanego TAN wynosił około 12%, błąd dla całkowitej emisji  $\text{NH}_3$  wynosił 82% w okresie po 72 godzinach od zastosowania gnojowicy, zaś objaśniona zmienność emisji wahała się w granicach 50-70% (Hafner i in., 2019).

## Dane i metody

W pracy przedstawiono analizę wrażliwości modelu na zmiany podstawowych parametrów wejściowych w okresach czasu 4, 12, 24, 36, 48, 60 i 72 godziny po zastosowaniu gnojowicy odpowiednią praktyką (rys. 1). Emisje po 72 godzinach od zastosowania gnojowicy rosną już nieznacznie. Badanymi praktykami aplikacji gnojowicy były: rozbryzg na powierzchnię pola, węże wleczone, węże z redlicami, otwarte szczeliny, aplikacja doglebową płytka oraz aplikacja doglebową głęboka.



Rys. 1. Typowa zależność emisji amoniaku od czasu po zastosowaniu gnojowicy według modelu ALFAM2

Fig. 1. Typical dependence of ammonia emissions from time after slurry application according to the ALFAM2 model

Źródło: opracowanie własne.

W symulacjach założono, że gnojowica może być stosowana w Polsce na gruntach ornych od 1 marca do 31 października, zaś na uprawy trwałe, wieloletnie i użytki zielone od 1 marca do 30 listopada (IUNG-PIB, 2018) w dawce nie większej niż około  $40 \text{ t ha}^{-1}$  ( $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ), co odpowiada dopuszczalnej dawce  $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$  (Duer i in., 2002). We wszystkich symulacjach zawartość całkowitą azotu amonowego (TAN) przyjęto jako wartość stałą wynoszącą  $2,5 \text{ kg t}^{-1}$ , co odpowiada górnej wartości TAN dla gnojowicy bydłowej

(0,5-2,5 kg t<sup>-1</sup>) oraz dolnej wartości dla gnojowicy świńskiej (2-5 kg t<sup>-1</sup>). We wszystkich symulacjach referencyjną praktyką aplikacji gnojowicy było rozbryzgowe rozlewanie na powierzchnię pola. Analizę wrażliwości modelu prowadzono według siedmiu scenariuszy:

- S1) Dawka gnojowicy (D) -10, 20, 25, 30, 35 i 40 t ha<sup>-1</sup>; sucha masa gnojowicy (Sm) – 5%; temperatura powietrza (T) – 9 °C (średnia wieloletnia kwietnia); prędkość wiatru (W) 3,3 m s<sup>-1</sup> (średnia wieloletnia wiosna); opad atmosferyczny (Op) – 0 mm;  
 S2) D – 20 t ha<sup>-1</sup>; Sm – 1, 3, 5, 7, 10, 15%; T – 9 °C; W – 3,3 m s<sup>-1</sup>; Op – 0 mm;  
 S3) D – 20 t ha<sup>-1</sup>; Sm – 5%; T – 3, 5, 9, 12, 15, 20 °C; W – 3,3 m s<sup>-1</sup>; Op – 0 mm;  
 S4) D – 20 t ha<sup>-1</sup>; Sm – 5%; T – 9 °C; W – 0,2, 1, 2, 3, 4, 5 m s<sup>-1</sup>; Op – 0 mm;  
 S5) D – 20 t ha<sup>-1</sup>; Sm – 5%; T – 9 °C; W – 3,3 m s<sup>-1</sup>; Op – 0, 5, 10, 15, 20 mm;  
 S6) D – 20 t ha<sup>-1</sup>; Sm – 5%; T – 9 °C; W – 3,3 m s<sup>-1</sup>; Op = 0 mm; pH gnojowicy – 8, 6,4, 6,0;

Dawka gnojowicy w scenariuszach S2 – S6 jest bliska średniej dawce gnojowicy, która wynosi dla Polski 21 t ha<sup>-1</sup> (GUS, 2017, 2018, 2019). Uzyskane wyniki przedstawiono graficznie w postaci funkcji regresji, w których y jest emisją amoniaku, zaś x jest logarytmem naturalnym czasu po zastosowaniu gnojowicy (4, 12, 24, 36, 48, 60 i 72 godziny).

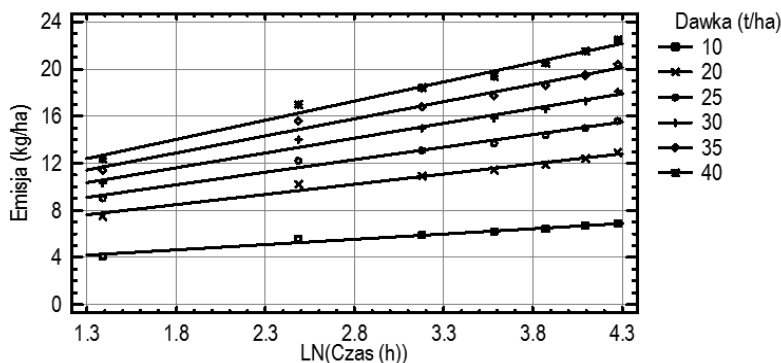
Weryfikację redukcji emisji dokonano dla scenariusza:

- S7) D – 20 t ha<sup>-1</sup>; Sm – 5%; T – 9 °C; W – 3,3 m s<sup>-1</sup>; Op – 0 mm; praktyki aplikacji gnojowicy – węże wleczone, węże z redlicami, otwarte szczeliny, aplikacja doglebowa płytka, aplikacja doglebowa głęboka.

Redukcje emisji obliczono w stosunku do aplikacji gnojowicy rozbryzgowej na powierzchnię pola, dla której emisję po 72 godzinach NH<sub>3</sub> przyjęto jako 100%. Wyniki przedstawiono jako redukcje emisji o wyliczony %.

## Wyniki badań

Dawki gnojowicy według scenariusza S1, odpowiadające dawkom TAN w zakresie 25-100 kg NH<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup>, różnicowały wielkość emisji w zakresie 6,9–22,5 kg NH<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> po 72 godzinach od rozbryzgowej aplikacji na powierzchnię pola (rys. 2).



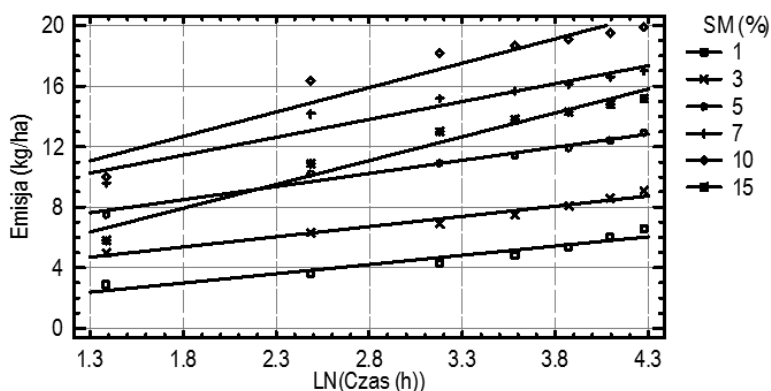
Rys. 2. Emisja NH<sub>3</sub>-N w zależności od dawek gnojowicy dla scenariusza S1 (R<sup>2</sup> = 99,5%)

Fig. 2. NH<sub>3</sub>-N emission depending on the slurry doses for the S1 scenario (R<sup>2</sup> = 99,5%)

Źródło: opracowanie własne.

Odpowiadało to 27,6% ogólnej ilości  $\text{NH}_3\text{-N}$  w dawce minimalnej gnojowicy ( $10 \text{ t ha}^{-1}$ ) oraz 22,5% tej formy azotu przy dawce maksymalnej ( $40 \text{ t ha}^{-1}$ ). Uzyskane wyniki wskazują, że zalecany niekiedy podział dawki maksymalnej gnojowicy na dwie dawki, powodować może wzrost emisji amoniaku. W przypadku zastosowania dwóch dawek gnojowicy po  $20 \text{ t ha}^{-1}$  wzrost ten, w stosunku do dawki  $40 \text{ t ha}^{-1}$ , wyniósłby  $3,3 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$  (14,5%). Podział dawek wydaje się więc uzasadniony jedynie na użytkach zielonych, zaś stosowanie mniejszych dawek rozcieńczonej gnojowicy w okresie wegetacji roślin jest możliwe po zwarciu łąnów roślin.

Wpływ suchej masy gnojowicy na wielkość emisji po 72 godzinach od rozbryzgowej aplikacji, scenariusz S2, był najmniejszy w przypadku gnojowicy bardzo rozcieńczonej (1% Sm; emisja  $6,6 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$ ; 13,2% TAN), największy zaś przy zawartości Sm=10% (emisja  $19,9 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$ ; 39,9% TAN) (rys. 3). Mniejszą emisję notowano przy Sm=15% (emisja  $15,2 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$ ; 30,5% TAN). Średnia Sm gnojowicy wynosi zazwyczaj około 5%, co odpowiadałoby emisji  $12,9 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$  (25,8% zawartego w niej TAN).



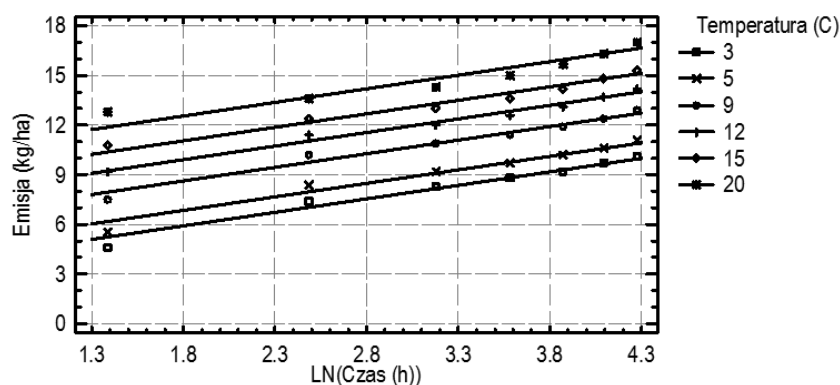
Rys. 3. Emisja amoniaku w zależności od suchej masy gnojowicy dla scenariusza S2 ( $R^2 = 98,5\%$ )

Fig. 3. Emission of ammonia depending on the slurry dry mass for the S2 scenario ( $R^2 = 98,5\%$ )

Źródło: opracowanie własne.

Z przedstawionych szacunków wynika, że gnojowice gęste ( $\text{Sm} > 8\%$ ) należałoby rozcieńczać wodą, jeśli dysponuje się wystarczającymi jej zasobami. Rozcieńczając gnojowice o Sm = 10% do zawartości Sm = 5% (1:1), można ograniczyć emisję  $\text{NH}_3$  o 35%. Jest to jednak opcja raczej dla małych gospodarstw ze względu na duże ilości potrzebnej do rozcieńczenia wody.

Wpływ temperatury powietrza, scenariusz S3, na emisję  $\text{NH}_3$  po rozbryzgowym zastosowaniu gnojowicy różnicował je w zakresie od  $10,1$  do  $17,0 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$  w zakresie temperatur  $3\text{--}20^\circ\text{C}$  (rys. 4). Bardzo wczesne stosowanie ( $3^\circ\text{C}$ ), ryzykowne ze względu na niepełne odmarznięcie gruntu, zapewnić może obniżenie emisji w stosunku do temperatury  $9^\circ\text{C}$  (wieloletnia średnia dla kwietnia) o 28%.



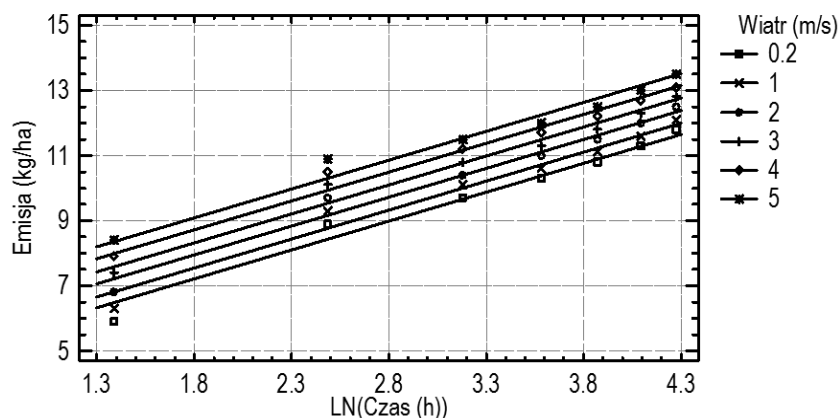
Rys. 4. Emisja amoniaku w zależności od temperatury powietrza dla scenariusza S3 ( $R^2 = 98,5\%$ )

Fig. 4. Emission of ammonia depending on the air temperature for scenario S3 ( $R^2 = 98,5\%$ )

Źródło: opracowanie własne.

Wzrosty emisji dla temperatur 12, 15 i 20 °C, w stosunku do 9 °C, wynosiły odpowiednio: 10, 19 i 32%. Stosowanie gnojowicy przy temperaturze powietrza > 15 °C zwiększać będzie straty gazowe oraz obniżać znacznie efektywność jej nawozowego działania.

Wpływ prędkości wiatru na emisję badano w zakresie wiatrów słabych (0,2-5 m s<sup>-1</sup>). Miały one umiarkowany wpływ na emisję różnicując ją w zakresie 11,8-13,5 kg NH<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> (23,6-26,9 % TAN) (rys. 5). Stosowanie gnojowicy przy wiatrach większych jest niewskazane.



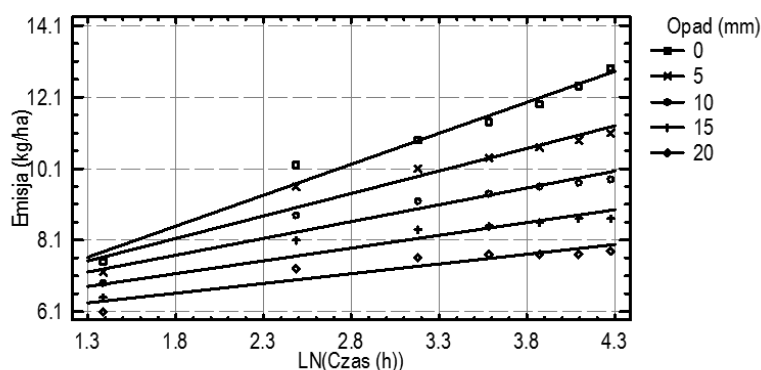
Rys. 5. Emisja amoniaku w zależności od prędkości wiatru według scenariusza S4 ( $R^2 = 97,4\%$ )

Fig. 5. Emission of ammonia depending on the wind speed according to scenario S4 ( $R^2 = 97,4\%$ )

Źródło: opracowanie własne.

Opady atmosferyczne występujące po aplikacji gnojowicy zmniejszały emisję  $\text{NH}_3$  w sposób znaczący (rys. 6). Emisje po 72 godzinach po opadach 0, 5, 10, 15 i 20 mm wynosiły odpowiednio: 12,9; 11,1; 9,8; 8,7 i 7,8 kg  $\text{NH}_3\text{-N ha}^{-1}$ . Wskazaniem jest więc wykonywanie aplikacji gnojowicy w dniach, w których prognozowane są opady.

Zabiegiem skutecznie obniżającym emisję  $\text{NH}_3$  z gnojowicy jest jej zakwaszenie. W Europie zabieg zakwaszania gnojowicy powszechnie stosuje się w Danii (Baltic Slurry Acidification). Gnojowica ma odczyn zasadowy ( $\text{pH} \geq 7,5$ ). Jej zakwaszenie, zwykle kwasem siarkowym, może obniżać emisję  $\text{NH}_3$  o 40-70% z pomieszczeń gospodarskich, zbiorników oraz aplikacji polowej (Baltic Slurry Acidification, Policy brief). Przeprowadzone szacunki wykazały, że obniżenie pH gnojowicy z 8,0 do pH 6,4 i pH 6,0 zmniejszało emisję z 12,9 do 6,8 oraz 5,0 kg  $\text{NH}_3\text{-N ha}^{-1}$  (rys. 7). Ograniczenie emisji wskutek zakwaszenia wynosiło więc 47 oraz 60%, co potwierdza wyniki uzyskiwane w projekcie Baltic Slurry Acidification. Warto jednak zaznaczyć, że zakwaszenie gnojowicy nie powinno być stosowane jeśli ma być ona aplikowana na pola o glebach kwaśnych.



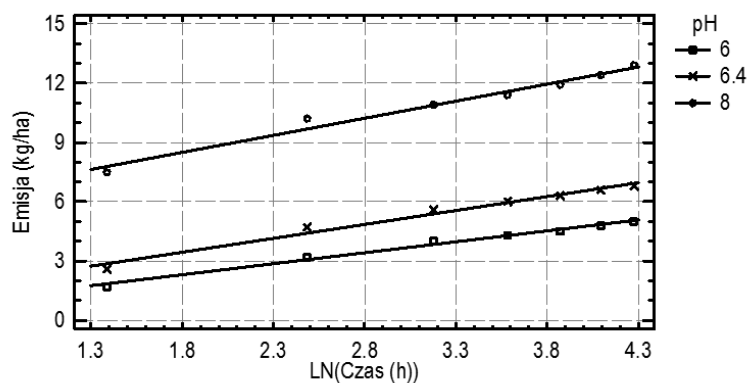
Rys. 6. Emisja amoniaku w zależności od opadów według scenariusza S5 ( $R^2 = 96,8\%$ )

Fig. 6. Emission of ammonia depending on precipitation according to scenario S5 ( $R^2 = 96,8\%$ )

Źródło: opracowanie własne.

Obniżenie emisji  $\text{NH}_3$  zależy nie tylko od właściwości gnojowicy oraz warunków meteorologicznych w czasie jej aplikacji, ale przede wszystkim od niskoemisyjnych praktyk (technik) jej stosowania. Zalicza się do nich stosowanie gnojowicy z użyciem węży wleczonych, węży z redlicami, aplikację w otwarte szczeliny, aplikację doglebową płytką (5-15 cm) oraz doglebową głęboką (> 15 cm). Domyślne wartości możliwych do osiągnięcia ograniczeń emisji  $\text{NH}_3$  przy stosowaniu tych praktyk określone zostały w kodeksie ramowym dobrych praktyk rolniczych ograniczających emisję amoniaku (UNECE, 2015). Zestawienie tych wartości z wartościami oszacowanymi z modelu przedstawiono w tabeli 1. Porównanie tych danych wskazuje, że obie grupy wartości emisji są dość zgodne. Przedstawione porównanie (scenariusz S7) odnosi się jednak do dawki gnojowicy 20 t  $\text{ha}^{-1}$  stosowanej przy temperaturze 9 °C (kwiecień) i nie wyczerpuje mogących zaistnieć w praktyce kombinacji czynników wpływających na emisję amoniaku.



Rys. 7. Emisja amoniaku w zależności od odczynu gnojowicy według scenariusza S6 ( $R^2 = 99,6\%$ )Fig. 7. Emission of ammonia depending on the pH of slurry according to scenario S6 ( $R^2 = 99,6\%$ )

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 1. Typowe i szacowane wielkości ograniczenia emisji amoniaku dla różnych praktyk stosowania gnojowicy

Table 1. Typical and estimated amounts of ammonia emission reduction for different slurry application practices

Technika ograniczenia emisji amoniaku	Użytkowanie terenu	Domyślne redukcje emisji*	Szacowana redukcja emisji**
Węże wleczone	Użytki zielone i pola uprawne	30-35%	37%
Węże wleczone z redlicami	Użytki zielone i pola uprawne	30-60%	37%
Aplikacja doglebowa – szczeliny otwarte	Użytki zielone i pola uprawne	70%	64%
Aplikacja doglebowa – płytka	Pola uprawne		
- bez odwracania gleby		70%	83%
- wprowadzenie do gleby po 4 godz.		45-65%	55%
- wprowadzenie do gleby po 24 godz.		24-30%	35%
Aplikacja do gleby – głęboka	Pola uprawne		
- natychmiastowe zaoranie		90%	83%
- wprowadzenie do gleby po 4 godz.		45-65%	54%
- wprowadzenie do gleby po 24 godz.		24-30%	50%

Źródło: \*UNECE, 2015; \*\*opracowanie własne.

Z danych statystycznych wynika, że spośród ponad 751 tys. gospodarstw stosujących nawozy naturalne w Polsce – 98% aplikuje je rozrzutowo, w tym 34% przyoruje je w ciągu 4 godzin, 45% przyoruje je po 4-24 godzinach, zaś 19% pozostawia nawozy bez przyorania (GUS, 2016). Przedstawione dane są uogólnione i odnoszą się do wszystkich nawozów naturalnych. Można na ich podstawie jedynie przypuszczać, że gnojowica jest stosowana głównie rozbryzgowo na powierzchnię pola i przyorowana. Większe możliwości redukcji emisji  $\text{NH}_3$  z gnojowicy w ten sposób stosowanej można uzyskać poprzez przyspieszenie

przyorywania do 4 godzin, co dałoby zwiększenie redukcji emisji o 4%. Większe redukcje emisji można osiągnąć w 19% gospodarstw, które stosują nawozy naturalne rozrzutowo bez przyorania. Przypuszczać można, że w tej grupie gospodarstw nawozy naturalne, w tym gnojowice, stosuje się na użytkach zielonych. Aplikacja gnojowicy w tych gospodarstwach poprzez węże wleczone, węże z redlicami przyczyniłaby się do ograniczenia emisji o około 35%. Problemem w tym przypadku może być dostępność sprzętu, zważywszy, że aplikację pasmową gnojowicy (= węże wleczone lub węże z redlicami) stosuje jedynie 1% gospodarstw, z kolei iniekcję doglebową również 1% gospodarstw (GUS, 2016). Z przedstawionych danych wynika, że upowszechnienie bardziej zaawansowanych technik niskoemisyjnej aplikacji gnojowicy będzie koniecznym przedsięwzięciem pozwalającym na ograniczanie emisji, tak aby można było osiągnąć zamierzone poziomy redukcji emisji amoniaku dla Polski w najbliższych kilkunastu latach.

## Podsumowanie

W przeprowadzonych badaniach modelowano oddziaływanie czynników środowiskowych i właściwości fizyko-chemicznych gnojowicy (dawka gnojowicy, sucha masa, temperatura powietrza, prędkość wiatru, opad, pH gnojowicy) na emisję amoniaku z gnojowicy. Wielkość emisji związanej funkcyjnie z czasem od zastosowania gnojowicy (4-72 godziny) przedstawiono w postaci regresji liniowej dla rozbryzgowej aplikacji gnojowicy na powierzchnię pola. W stosunku do tego sposobu aplikacji oszacowano ograniczenia emisji dla aplikacji wykorzystujących: węże wleczone, węże z redlicami, iniekcję w otwarte szczeliny oraz aplikację doglebową płytką i głęboką. Stwierdzono, że ograniczenia emisji dla tych praktyk aplikacji wynosiły odpowiednio: 37%, 37%, 64%, 35-83% oraz 50-83%. Ograniczenia te były co do wartości dość bliskie wartościom ograniczeń emisji zamieszczonym w ramowym kodeksie dobrych praktyk rolniczych ograniczających emisje amoniaku (UNECE, 2015).

## Literatura

- Asman, W. A.H., Sutton, M.A., Schjoerring, J.K. (1998). Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition. *New Phytologist*, 139, 27-48.
- Baltic Slurry Acidification. EU. Interreg Baltic Sea Region. Pobrane 14 stycznia 2019 z: <http://balticslurry.eu/>.
- Baltic Slurry Acidification. EU. Interreg Baltic Sea Region. Policy brief. Slurry acidification has wide benefits. Pobrane 14 stycznia 2019 z: <http://balticslurry.eu/wp-content/uploads/2017/01/Policy-Brief-Benefits.pdf>.
- Duer, I., Fotyma, M., Madej A. (red.) (2002). Kodeks dobrej praktyki rolniczej (Code of good agricultural practice). Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi, Ministerstwo Środowiska. Warszawa.
- EUROSTAT (2017). Agri-environmental indicator – ammonia emissions. Statistic Explained. Pobrane 14 stycznia 2019 z: [https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Agri-environmental\\_indicator\\_-\\_ammonia\\_emissions](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Agri-environmental_indicator_-_ammonia_emissions).
- Fowler, D., Sutton, M.A., Smith, R.I., Pitcairn, C.E.R., Coyle, M., Campbel, G., Stedman, J. (1998). Regional mass budgets of oxidized and reduced nitrogen and their relative contribution to the N inputs of sensitive ecosystems. *Environmental Pollution*, 102(1), supl. 1, 337-342.
- GUS (2017). Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 2015/2016 (Means of production in agriculture in the 2015/2016 farming year). Warszawa.
- GUS (2018). Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 2016/2017 (Means of production in agriculture in the 2016/2017 farming year). Warszawa.

- GUS (2019). Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 2017/2018 (Means of production in agriculture in the 2017/2018 farming year). Warszawa.
- Hafner, S.D., Pacholski, A., Bittman, S., Burchill, W., Bussink, W., Chantigny, M., Carozzi, M., Genermont, S., Hani, Ch., Hansen, M., Huijsmans, J.F.M., Hunt, D., Kupper, T., Lanigan, G.J., Loubet, B., Misselbrook, T.H., Meisinger, J.J., Neftel, A., Nyord, T., Pedersen, S.V., Sintermann, J., Thompson, R.B., Vermeulen, B., Vestergaard, A.V., Voytkov, P., Williams, J.R., Sommer, S.G. (2018). The ALFAM2 database on ammonia emission from field-applied manure: Description and illustrative analysis. *Agricultural and Forest Meteorology*, 258, 66-79.
- Hafner, S.D., Pacholski, A., Bittman, S., Carozzi, M., Chantigny, M., Genermont, S., Hani, C., Hansen, M.N., Huijsmans, J., Kupper, T., Misselbrook, T.H., Neftel, A., Nyord, T. and Sommer, S.G. (2019). A flexible semi-empirical model for estimating ammonia volatilization from field-applied slurry. *Atmospheric Environment*, 199, 474-484.
- IUNG-PIB (2018). Zbiór zaleceń dobrej praktyki rolniczej mający na celu ochronę wód przed zanieczyszczeniem azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych (A set of recommendations for good agricultural practice aimed at protecting waters against pollution by nitrates from agricultural sources) (projekt, maszynopis).
- KOBIZE (2018). Krajowy bilans emisji SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CO, NH<sub>3</sub>, NMLZO, pyłów, metali ciężkich i TZO za lata 2015-2016 (National balance of emissions of SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CO, NH<sub>3</sub>, NMLZO, dust, heavy metals and POPs for the years 2015-2016). IOŚ-PIB, Warszawa, styczeń 2018.
- UE (2016). Dyrektywa Parlamentu Europejskiego Rady UE 2016/2284 z dnia 14 grudnia 2016r. w sprawie redukcji krajowych emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych, zmiany dyrektywy 2003/35/WE oraz uchylecia dyrektywy 2001/81/WE (Directive (EU) 2016/2284 of the European Parliament and of the Council of 14 December 2016 on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants, amending Directive 2003/35/EC and repealing Directive 2001/81/EC). Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej, 17.12.2016, L344/1, PL.
- UE (2018). Decyzja Wykonawcza Komisji (UE) 2018/1522 z dnia 11 października 2018 r. ustanawiająca wspólny format krajowych programów ograniczania zanieczyszczenia powietrza na podstawie dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/2284 w sprawie redukcji krajowych emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych (Commission Implementing Decision (EU) 2018/1522 of 11 October 2018 laying down a common format for national air pollution control programmes under Directive (EU) 2016/2284 of the European Parliament and of the Council on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants). Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej. 12.10.2018, L256/87 (PL).
- UNECE (1999). Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone. Pobrane 14 stycznia 2019 z: [http://www.unece.org/env/lrtap/multi\\_h1.html](http://www.unece.org/env/lrtap/multi_h1.html).
- UNECE (2015). Framework Code for Good Agricultural Practice for Reducing Ammonia Emissions. Published by the European Commission, Directorate-General Environment on behalf of the Task Force on Reactive Nitrogen of the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Pobrane 14 stycznia 2019 z: <http://www.unece.org/index.php?id=41358>.

#### Do cytowania / For citation:

Faber A., Jarosz Z., Żyłowski T. (2019). Weryfikacja możliwości redukcji emisji amoniaku dla różnych praktyk aplikacji gnojowicy w Polsce. *Problemy Rolnictwa Światowego*, 19(2), 31–40; DOI: 10.22630/PRS.2019.19.2.21

Faber A., Jarosz Z., Żyłowski T. (2019). Verification of the Possibilities to Reduce Ammonia Emission for Various Slurry Application Practices in Poland (in Polish). *Problems of World Agriculture*, 19(2), 31–40; DOI: 10.22630/PRS.2019.19.2.21