

STUDIA I RAPORTY IUNG-PIB

ZESZYT 59(13): 29-40

2019

Antoni Faber, Zuzanna Jarosz*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa- Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*REGIONALNE ZRÓŻNICOWANIE EMISJI AMONIAKU
W ZALEŻNOŚCI OD PRAKTYK APLIKACJI GNOJOWICY***Słowa kluczowe:** gnojowica, aplikacja, amoniak, emisja**Wstęp**

Walka o czyste powietrze jest od wielu lat jedną z najważniejszych kwestii polityki środowiskowej Unii Europejskiej (UE). W krajach UE prowadzi się intensywne działania zmierzające do doskonalenia zasad gospodarowania nawozami naturalnymi, a tym samym ograniczania emisji amoniaku. W grudniu 2016 r. Parlament Europejski i Rada Unii Europejskiej przyjęły *Dyrektywę 2016/2284 w sprawie redukcji krajowych emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych, zmiany dyrektywy 2003/35/WE oraz uchylecia dyrektywy 2001/81/WE*, zawierającej wytyczne dotyczące ograniczania emisji amoniaku. Celem jest zmniejszenie potencjalnych zagrożeń dla zdrowia ludzi oraz dla środowiska.

Wykonanie dyrektywy UE 2016/2284 ma sprawić, że emisja amoniaku (NH_3) i pyłów zawieszonych ($\text{PM}_{2.5}$) zmaleją w UE-28 co rok odpowiednio o 6% i 22% w latach 2020-2029 oraz corocznie od 2030 r. o 19 i 49% w stosunku do 2005 r. (23). Cele te mają być zrealizowane poprzez nałożenie na kraje członkowskie limitów ograniczeń emisji. W przypadku Polski limity te dla omawianych zanieczyszczeń wynoszą w latach 2020-29 odpowiednio 1 i 16%, zaś od 2030 r. 17 i 58% w stosunku do 2005 r. (23).

Zrealizowanie nałożonych celów redukcji emisji wymagać będzie wprowadzenia na szerszą skalę niskoemisyjnych praktyk stosowania nawozów naturalnych i mineralnych, których udziały w emisji NH_3 wynoszą w UE odpowiednio 75% i 25% (7). Prognozuje się, że w ten sposób można będzie w UE zmniejszyć emisję do 2030 r., w stosunku do 2012 r., o 9% (5). Na wielkość tę złożą się redukcje emisji

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 2.2 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

z nawozów naturalnych (-12%), aplikacji tych nawozów (-12%), wypasu zwierząt (-4%) oraz prognozowany wzrost emisji z nawozów mineralnych (2%). Podane redukcje wystąpią pomimo 9% wzrostu produkcji mięsa i 20% wzrostu produkcji mleka. Będzie to możliwe dzięki większej efektywności produkcji, ponieważ liczba zwierząt zmaleje o 3%, zaś zawartość azotu w nawozach naturalnych o 2% (5).

Realizacja dyrektywy w krajach członkowskich może sprawiać jednak pewne trudności. Prognozuje się, że limitów ograniczenia emisji NH_3 i $\text{PM}_{2.5}$ w 2020 r. może nie osiągnąć w UE-28 odpowiednio 13 i 8 państw, zaś w 2030 r. 18 i 16 państw (7). W Polsce limity ograniczeń powinny być osiągnięte w 2020 r., lecz mogą nie zostać zrealizowane do 2030 r. Z tego względu poszukuje się rozwiązań i praktyk, które mogłyby zapewnić osiągnięcie założonych celów ograniczeń emisji. Priorytetowe znaczenie w tym względzie ma niskoemisyjne gospodarowanie nawozami naturalnymi.

Przegląd literatury

Amoniak wydziela się podczas hydrolizy mocznika lub kwasu moczowego zawartych w nawozach naturalnych (14). Pewne jego ilości mogą powstawać podczas przemian nawozów mineralnych wniesionych do gleby (9). Gaz ten uwolniony do atmosfery może reagować z tlenkami siarki lub azotu tworząc drobno zdyspergowane aerozole pyłów zawieszonych, np. $\text{PM}_{2.5}$ o średnicy cząstek do 2,5 μm (10).

Amoniak jest gazem silnie toksycznym w większych stężeniach. Utrzymywanie zwierząt w pomieszczeniach źle wentylowanych, powoduje zwiększenie stężenia NH_3 w powietrzu, co jest szkodliwe dla zwierząt i może zmniejszać konsumpcje pasz oraz ograniczać przyrosty masy (22). Pyły związków amonowych, głównie azotanu amonu, w formie $\text{PM}_{2.5}$, mogą być przyczyną poważnych schorzeń układu krążenia, płuc oraz nowotworów (11, 26, 27). Emisje amoniaku przyczyniają się do powstania tylko części $\text{PM}_{2.5}$, w Polsce ok. 35% (6), głównym ich źródłem jest ogrzewanie mieszkań. Istnieją dane wskazujące, że emisje $\text{PM}_{2.5}$ przyczyniają się do przedwczesnej śmierci 400 000 ludzi w UE (20). Ograniczenie szkodliwości tych pyłów jest możliwe, ponieważ redukcja emisji amoniaku o 50% może prowadzić do ograniczenia emisji $\text{PM}_{2.5}$ o 24% (2).

Amoniak i $\text{PM}_{2.5}$ mogą być transportowane na odległości od <10 do 1000 km (1, 12). W postaci mokrej lub suchej pyły związków amonowych ulegają depozycji, co powoduje eutrofizację ekosystemów i zakwaszenie gleb, czego skutkiem jest znacząca utrata bioróżnorodności ekosystemów (5,18).

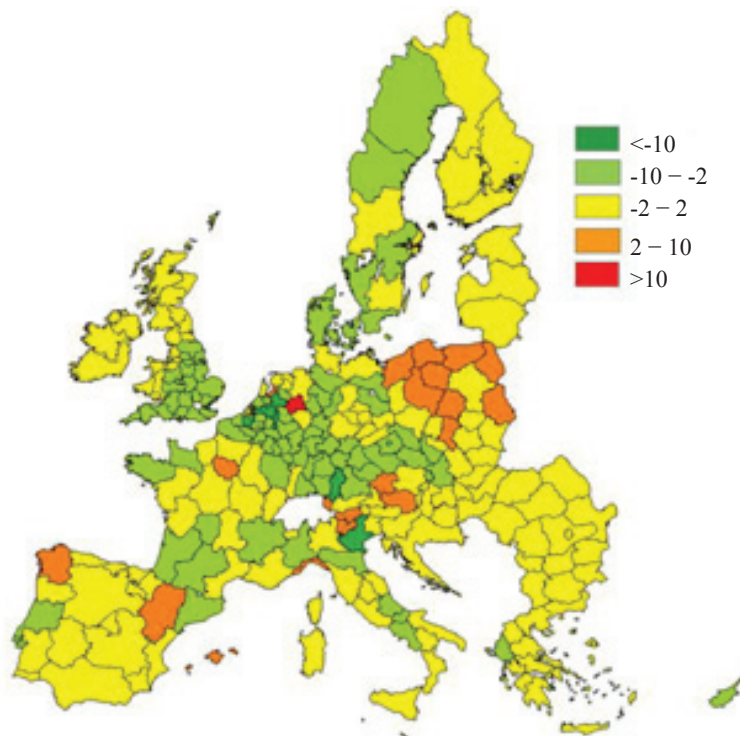
Opisane skutki zdrowotne i środowiskowe emisji amoniaku prowadzą do wymiernych kosztów społecznych, które szacowane są w Niemczech, Polsce i Danii odpowiednio na 22, 12, 10 € na kg emitowanego amoniaku (3).

W Polsce emisja amoniaku w latach 1990-2016 zmniejszyła się z 441 Gg do 267 Gg, czyli o 39%. Zmalał też w tym okresie udział emisji z Polski w całkowitej emisji z 28 krajów UE z 8,7 do 6,8% (8). Jednakże w 2016 r. emisja NH_3 wzrosła o 0,1% w stosunku do 2015 r. Pod względem wielkości emisji NH_3 Polska lokuje się w UE-28 na 6 pozycji po Niemczech, Francji, Hiszpanii, Włochach i Wielkiej Brytanii

(8). W latach 2000-2016 zmalały w Polsce również emisje PM_{2.5} ze 170 do 146 Gg (-14%), jednakże w 2016 r. odnotowano wzrost emisji tych pyłów o 5,2%. Polska pod względem emisji PM_{2.5} lokuje się na 3 miejscu w UE-28 po Francji i Włochach z udziałem 10,8% w emisji UE-28.

Wielkość emisji NH₃ w przyszłości zależeć będzie w Polsce od pogłowia zwierząt, gospodarki nawozowej i jej efektywności oraz stosowania niskoemisyjnych praktyk w produkcji roślinnej i zwierzęcej, w tym zwłaszcza w aplikacji nawozów.

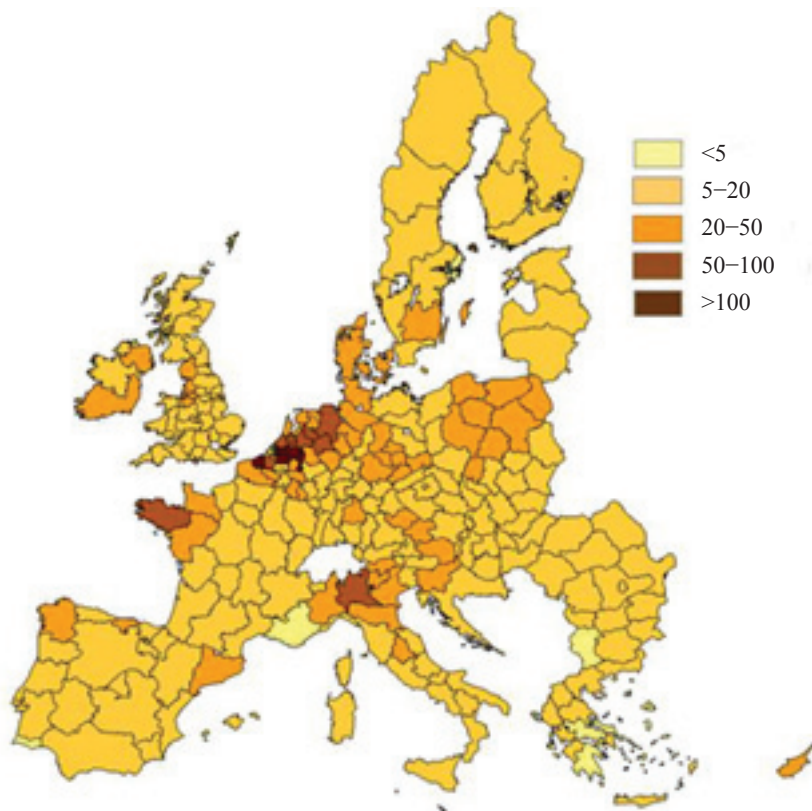
Prognozuje się, że w perspektywie do 2030 r. może wystąpić w Polsce wzrost produkcji białka zwierzęcego o 35% (wieprzowina i drób) oraz 15% wzrost zawartości azotu w nawozach naturalnych, przy jednoczesnym obniżeniu wytwarzania nawozów naturalnych w hodowli bydła mlecznego (5). Dodatkowo wzrosnąć może produkcja zbóż o 30% i zużycie nawozów mineralnych o 21% (5). W konsekwencji doprowadzić to może w Polsce do wzrostu emisji NH₃ o 13% w 2030 r., w stosunku do 2012 r., w tym emisji z nawozów naturalnych o 15%, a z nawozów mineralnych o 22% (5). W skali regionalnej emisje NH₃ mogą wzrosnąć w okresie 2012-2030 w 9 województwach o 2-10 kg NH₃·ha⁻¹ UR (rys. 1). Dotyczyć to może województw: zachodniopomorskiego, pomorskiego, warmińsko-mazurskiego, podlaskiego, kujawsko-pomorskiego, wielkopolskiego, łódzkiego, śląskiego i lubelskiego. Będą to jedne z większych przyrostów emisji UE (rys. 1). W pozostałych województwach emisje zmaleją lub wzrosną umiarkowanie (-2 do 2 kg NH₃·ha⁻¹ UR).



Rysunek 1. Zmiany emisji amoniaku w latach 2012-2030 (kg NH₃ ha⁻¹ UR)

Źródło: DG JRC, based on the 2018 CAPRI baseline (2030; MTO 2017) za (6)

Prognozowane wzrosty emisji spowodują, że w 2030 r. emisja NH_3 w 8 województwach osiągnie wartości 20-50 $\text{kg NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$ UR (rys. 2). Sytuacja taka może mieć miejsce w województwach: pomorskim, warmińsko-mazurskim, podlaskim, wielkopolskim, kujawsko-pomorskim, mazowieckim, łódzkim i opolskim. Na tle regionów UE emisje te należy uznać za dość wysokie, dlatego w tych województwach należałoby przede wszystkim stosować praktyki redukujące emisje. W pozostałych województwach emisje wynoszą mogą 5-20 $\text{kg NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$ UR.



Rysunek 2. Emisje amoniaku w 2030 r. ($\text{kg NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$ UR)

Źródło: DG JRC, based on the 2018 CAPRI baseline (2030; MTO 2017) za (6)

Najsukuteczniejszym, ale niełatwym do osiągnięcia, sposobem redukcji emisji NH_3 byłoby zwiększenie efektywności wykorzystywania azotu. Generalnie rzecz ujmując im większa efektywność wykorzystywania azotu tym mniejsze emisje i *vice versa*. Duże znaczenie mogłoby mieć zwiększenie efektywności wykorzystywania azotu przede wszystkim w produkcji zwierzęcej, zważywszy, że 80% zbieranego w rolnictwie azotu wykorzystywane jest w żywieniu zwierząt, z czego 20% jest tracone w postaci emisji NH_3 . Pewne możliwości w tym zakresie zostały już zaproponowane do zastosowań w praktyce (24). Zwiększenie tych możliwości może przynieść upowszechnienie precyzyjnego chowu zwierząt (13).

Podstawowym sposobem ograniczania emisji NH_3 pozostaje jednak nadal stosowanie niskoemisyjnych praktyk aplikacji nawozów naturalnych i mineralnych (4, 9, 21, 22, 24, 25). W odniesieniu do gnojowicy, sugeruje się zastąpienie praktyki aplikacji rozbryzgowej takimi praktykami jak: aplikacja przez węże wleczone, węże z redlicami, iniekcja w otwarte szczeliny lub iniekcja do gleby, bądź niezwłoczne wymieszanie (bez odwracania skiby) lub przyoranie gnojowicy aplikowanej na powierzchnię pola (4, 24).

Celem badań było oszacowanie emisji NH_3 w województwach oraz określenie wielkości emisji TAN (azotu amonowego) dla różnych praktyk aplikacji gnojowicy.

Material i metodyka badań

W pracy wykorzystano dane statystyczne o produkcji gnojowicy i powierzchniach gruntów, na których była ona stosowana w Polsce i w województwach w latach 2016-2018 (15, 16, 17). Na tej podstawie oszacowano średnie dawki tego nawozu w przeliczeniu na hektar UR. Dla dawek tych oszacowano całkowitą dawkę azotu amonowego (TAN), emisję NH_3 oraz procent emitowanego TAN. Szacunki wykonano przy pomocy modelu ALFAM2 (19) dla praktyk aplikacji: rozbryzgowej – poprzez węże wleczone, węże z redlicami, w otwarte rowki oraz płytką i głęboką inkorporację do gleby po 4 i 24 godzinach. Emisje szacowano przy stałych wartościach następujących parametrów: TAN = $2,5 \text{ kg t}^{-1}$, sucha masa gnojowicy = 5%, opad atmosferyczny = 0 mm, prędkość wiatru = $3,3 \text{ m s}^{-1}$. Obliczenia wykonano dla wszystkich województw i Polski dla temperatur aplikacji 9°C (bliska średniej dla kwietnia i października) oraz 14°C (bliska średniej dla maja i września).

Jak wynika z walidacji modelu błąd szacunków TAN mógł wynosić ok. 12%, błąd dla kumulatywnej emisji NH_3 – 82% w okresie po 72 godzinach od zastosowania gnojowicy, zaś objaśniona zmienność emisji mogła się wahać w granicach 50-70% (19).

Wyniki badań

Średnie dawki gnojowicy w województwach wahały się w zakresie od 8 do $27 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$, co odpowiadało dawkom TAN $20\text{-}68 \text{ kg NH}_3\cdot\text{ha}^{-1}$ (tab. 1). Dawkom tym przy aplikacji w temperaturze 9°C towarzyszyły emisje mieszczące się w zakresie $5,6\text{-}16,6 \text{ kg NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$, co stanowiło 24,6-28,0% TAN.

Wzrost temperatury w okresie aplikacji gnojowicy przyczynił się do wzrostów emisji, które wahały się w granicach $9,5\text{-}19,3 \text{ kg NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$, co stanowiło 28,6-32,4% TAN (tab. 2). Średnio w Polsce przyrost temperatury powietrza w okresie aplikacji gnojowicy o 5°C , zwiększał emisję o $2,1 \text{ kg NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Przyoranie nawozów naturalnych przed upływem 4 godzin od aplikacji lub między 4-24 godzinami po aplikacji jest często stosowane w Polsce i dotyczy odpowiednio 34 i 45% ogółu gospodarstw (15).

Emisje po płytkim wymieszaniu z glebą gnojowicy, aplikowanej przy temperaturze 9 °C, przed upływem 4 godzin wahały się w województwach w zakresie 2,8-9,5 kg NH₃-N·ha⁻¹, co odpowiada 14,1-14,2 % TAN (tab. 3). Były więc mniejsze od występujących przy rozbrzygu gnojowicy w tej samej temperaturze o 11,4% TAN. Zaś po 24 godzinach od aplikacji, emisje wynosiły 3,1-10,4 kg NH₃-N·ha⁻¹, tj. 15,3-15,5 % TAN. Były więc mniejsze od występujących przy rozbrzygowej aplikacji o 10,2% TAN.

Tabela 1

Średnie dawki gnojowicy, zawarte w niej całkowitej ilości azotu amonowego (TAN) oraz emisje amoniaku podczas aplikacji rozbrzygowej przy temperaturze 9 °C

Województwo	Średnia dawka gnojowicy (t·ha ⁻¹)	TAN (kg NH ₃ ·ha ⁻¹)	Emisja amoniaku po 72 godzinach (kg NH ₃ -N·ha ⁻¹)	Emisja amoniaku po 72 godzinach (% TAN)
Dolnośląskie	22	55,0	14,0	25,5
Kujawsko-pomorskie	23	57,5	14,6	25,3
Lubelskie	26	65,0	16,1	24,8
Lubuskie	27	67,5	16,6	24,6
Łódzkie	21	52,5	13,5	25,6
Małopolskie	12	30,0	8,2	27,2
Mazowieckie	20	50,0	12,9	25,8
Opolskie	26	65,0	16,1	24,8
Podkarpackie	8	20,0	5,6	28,0
Podlaskie	22	55,0	14,0	25,5
Pomorskie	24	60,0	15,1	25,1
Śląskie	17	42,5	11,2	26,3
Świętokrzyskie	12	30,0	8,2	27,2
Warmińsko-mazurskie	18	45,0	11,8	26,2
Wielkopolskie	24	60,0	15,1	25,1
Zachodniopomorskie	21	52,5	13,5	25,6
Polska	20	50,5	12,9	25,8

Źródło: opracowanie własne

Tabela 2

Średnie dawki gnojowicy, zawarte w niej całkowitej ilości azotu amonowego (TAN) oraz emisje amoniaku podczas aplikacji rozbrzygowej przy temperaturze 14 °C

Województwo	Średnia dawka gnojowicy (t·ha ⁻¹)	TAN (kg NH ₃ ·ha ⁻¹)	Emisja amoniaku po 72 godzinach (kg NH ₃ -N·ha ⁻¹)	Emisja amoniaku po 72 godzinach (% TAN)
Dolnośląskie	22	55,0	16,2	29,5
Kujawsko-pomorskie	23	57,5	16,9	29,3
Lubelskie	26	65,0	18,7	28,7
Lubuskie	27	67,5	19,3	28,6

Tabela 2. cd.

Łódzkie	21	52,5	15,6	29,7
Małopolskie	12	30,0	9,5	31,6
Mazowieckie	20	50,0	15,0	29,9
Opolskie	26	65,0	18,7	28,7
Podkarpackie	8	20,0	6,5	32,4
Podlaskie	22	55,0	16,2	29,5
Pomorskie	24	60,0	17,5	29,1
Śląskie	17	42,5	13,0	30,5
Świętokrzyskie	12	30,0	9,5	31,6
Warmińsko-mazurskie	18	45,0	13,6	30,3
Wielkopolskie	24	60,0	17,5	29,1
Zachodniopomorskie	21	52,5	15,6	29,7
Polska	20	50,5	15,0	29,9

Źródło: opracowanie własne

Tabela 3

Emisje amoniaku po płytkim wymieszaniu gnojowicy z glebą, nie później niż 4 i 24 godziny od aplikacji przy temperaturze 9°C

Województwo	Emisja amoniaku			
	po 4 godzinach (kg NH ₃ -N·ha ⁻¹)	po 4 godzinach (TAN %)	po 24 godzinach (kg NH ₃ -N·ha ⁻¹)	po 24 godzinach (TAN %)
Dolnośląskie	7,8	14,2	8,51	15,5
Kujawsko-pomorskie	8,1	14,1	8,82	15,3
Lubelskie	9,2	14,2	10,1	15,5
Lubuskie	9,5	14,1	10,4	15,4
Łódzkie	7,4	14,1	8,1	15,3
Małopolskie	4,3	14,2	4,6	15,5
Mazowieckie	7,1	14,2	7,7	15,5
Opolskie	9,2	14,2	10,1	15,5
Podkarpackie	2,8	14,2	3,1	15,5
Podlaskie	7,8	14,2	8,51	15,5
Pomorskie	8,5	14,2	9,3	15,5
Śląskie	6,0	14,1	6,5	15,3
Świętokrzyskie	4,3	14,2	4,6	15,5
Warmińsko-mazurskie	6,4	14,2	7,0	15,5
Wielkopolskie	8,5	14,2	9,3	15,5
Zachodniopomorskie	7,4	14,1	8,1	15,3
Polska	7,1	14,2	7,8	15,4

Źródło: opracowanie własne

Wzrost temperatury w okresie aplikacji (14 °C) powodował, że emisje wzrosły i mieściły się po 4 i 24 godzinach od przyorania odpowiednio w przedziałach 3,3-11,1 kg NH₃-N ha⁻¹ (19,5-19,8% TAN) oraz 3,9-13,2 (19,5-19,8% TAN); (tab. 4). Tak więc redukcje emisji w stosunku do rozbryzgu gnojowicy wynosiły odpowiednio 13,5 i 10,3 % TAN.

Tabela 4

Emisje amoniaku po płytkim wymieszaniu gnojowicy z glebą, nie później niż 4 i 24 godziny od aplikacji przy temperaturze 14 °C

Województwo	Emisja amoniaku			
	po 4 godzinach (kg NH ₃ -N·ha ⁻¹)	po 4 godzinach (TAN %)	po 24 godzinach (kg NH ₃ -N·ha ⁻¹)	po 24 godzinach (TAN %)
Dolnośląskie	9,0	16,4	10,8	19,6
Kujawsko-pomorskie	9,4	16,3	11,3	19,7
Lubelskie	10,7	16,5	12,7	19,5
Lubuskie	11,1	16,4	13,2	19,6
Łódzkie	8,6	16,4	10,3	19,6
Małopolskie	4,9	16,3	5,9	19,7
Mazowieckie	8,2	16,4	9,9	19,8
Opolskie	10,7	16,5	12,7	19,5
Podkarpackie	3,3	16,5	3,9	19,5
Podlaskie	9,0	16,4	10,8	19,6
Pomorskie	9,8	16,3	11,7	19,5
Śląskie	7,0	16,5	8,3	19,5
Świętokrzyskie	4,9	16,3	5,9	19,7
Warmińsko-mazurskie	7,4	16,4	8,8	19,6
Wielkopolskie	9,8	16,3	11,7	19,5
Zachodniopomorskie	8,6	16,4	10,3	19,6
Polska	8,3	16,3	9,9	19,6

Źródło: opracowanie własne

Przyoranie obornika przy temperaturze powietrza 9 °C związane było z wystąpieniem emisji 2,5-8,2 kg NH₃-N·ha⁻¹ (12,1-12,2 % TAN) po 4 godzinach oraz 2,6-8,6 kg NH₃-N·ha⁻¹ (12,6-12,8 % TAN); (tab. 5). Redukcje emisji w stosunku do aplikacji rozbryzgowej wynosiły odpowiednio 13,3 i 12,8% TAN.

Tabela 5

Emisje amoniaku po przyoraniu gnojowicy, nie później niż 4 i 24 godziny od aplikacji przy temperaturze 9 °C

Województwo	Emisja amoniaku			
	po 4 godzinach (kg NH ₃ -N·ha ⁻¹)	po 4 godzinach (TAN %)	po 24 godzinach (kg NH ₃ -N·ha ⁻¹)	po 24 godzinach (TAN %)
Dolnośląskie	6,8	12,3	7,0	12,8
Kujawsko-pomorskie	7,0	12,2	7,3	12,7
Lubelskie	8,0	12,3	8,3	12,8
Lubuskie	8,2	12,2	8,6	12,7
Łódzkie	6,4	12,2	6,7	12,7
Małopolskie	3,7	12,3	3,8	12,8
Mazowieckie	6,2	12,3	6,4	12,8

Tabela 5. cd.

Opolskie	8,0	12,3	8,3	12,8
Podkarpackie	2,5	12,3	2,6	12,8
Podlaskie	6,7	12,3	7,3	12,8
Pomorskie	7,4	12,3	7,7	12,8
Śląskie	5,2	12,1	5,4	12,6
Świętokrzyskie	3,7	12,3	3,8	12,8
Warmińsko-mazurskie	5,5	12,3	5,8	12,8
Wielkopolskie	7,4	12,3	7,7	12,8
Zachodniopomorskie	6,5	12,3	6,7	12,8
Polska	6,2	12,3	6,5	12,8

Źródło: opracowanie własne

Przyoranie gnojowicy w temperaturze większej (14 °C) zwiększyło emisje po 4 godzinach od aplikacji do 3,3-11 kg NH₃-N·ha⁻¹ (16,3-16,5 % TAN), zaś po 24 godzinach do 3,5-11,7 kg NH₃-N·ha⁻¹ (17,3-17,5 % TAN) (tab. 6). Redukcje emisji w stosunku do rozbryzgowej aplikacji gnojowicy osiągały wartości odpowiednio 13,5 i 12,5 % TAN.

Emisje i redukcje emisji TAN przy aplikacji gnojowicy przez węże wleczone lub węże z redlicami były nieco większe niż w przypadku płytkiego przykrycia gnojowicy glebą (tab. 6).

Najefektywniejszą praktyką pod względem redukcji emisji okazała się iniekcja gnojowicy w otwarte szczeliny (tab. 8). Praktyka ta w temperaturach 9 i 14°C zapewniała redukcję emisji odpowiednio o 64 i 60% (16,6 i 18,5 % TAN).

Tabela 6

Emisje amoniaku po przyoraniu gnojowicy, nie później niż 4 i 24 godziny od aplikacji przy temperaturze 14 °C

Województwo	Emisja amoniaku			
	po 4 godzinach (kg NH ₃ -N·ha ⁻¹)	po 4 godzinach (TAN %)	po 24 godzinach (kg NH ₃ -N·ha ⁻¹)	po 24 godzinach (TAN %)
Dolnośląskie	9,0	16,4	9,6	17,5
Kujawsko-pomorskie	9,4	16,3	10,0	17,4
Lubelskie	10,7	16,5	11,3	17,4
Lubuskie	11,1	16,4	11,7	17,3
Łódzkie	8,6	16,4	9,1	17,3
Małopolskie	4,9	16,3	5,2	17,3
Mazowieckie	8,2	16,4	8,7	17,4
Opolskie	10,7	16,5	11,3	17,4
Podkarpackie	3,3	16,5	3,5	17,5
Podlaskie	9,0	16,4	9,5	17,3
Pomorskie	9,8	16,3	10,4	17,3
Śląskie	7,0	16,5	7,4	17,4
Świętokrzyskie	4,9	16,3	5,2	17,3
Warmińsko-mazurskie	7,4	16,4	7,8	17,3
Wielkopolskie	9,8	16,3	10,4	17,3
Zachodniopomorskie	8,6	16,4	9,1	17,3
Polska	8,3	16,4	8,8	17,4

Źródło: opracowanie własne

Tabela 7

Emisje amoniaku dla gnojowicy aplikowanej poprzez węże wleczone i węże z redlicami

Województwo	Emisja amoniaku			
	Temperatura 9 °C		Temperatura 14 °C	
	(kg NH ₃ -N·ha ⁻¹)	(TAN %)	(kg NH ₃ -N·ha ⁻¹)	(TAN %)
Dolnośląskie	8,9	16,1	11,5	20,9
Kujawsko-pomorskie	9,2	16,0	12,0	20,8
Lubelskie	10,3	15,8	13,3	20,5
Lubuskie	10,6	15,7	13,8	20,4
Łódzkie	8,5	16,2	11,1	21,1
Małopolskie	5,1	17,0	6,6	22,1
Mazowieckie	8,1	16,3	10,6	21,2
Opolskie	10,3	15,8	13,3	20,5
Podkarpackie	3,5	17,3	4,5	22,6
Podlaskie	8,9	16,1	11,5	20,9
Pomorskie	9,6	16,0	12,4	20,7
Śląskie	7,0	16,5	9,1	21,5
Świętokrzyskie	5,1	17,0	6,6	22,1
Warmińsko-mazurskie	7,4	16,5	9,6	21,4
Wielkopolskie	9,6	16,0	12,4	20,7
Zachodniopomorskie	8,5	16,2	11,1	21,1
Polska	8,2	16,3	10,6	21,2

Źródło: opracowanie własne

Tabela 8

Emisje amoniaku dla gnojowicy aplikowanej poprzez iniekcję w otwarte szczeliny

Województwo	Emisja amoniaku			
	Temperatura 9 °C		Temperatura 14 °C	
	(kg NH ₃ -N·ha ⁻¹)	(TAN %)	(kg NH ₃ -N·ha ⁻¹)	(TAN %)
Dolnośląskie	5,0	9,1	6,4	11,6
Kujawsko-pomorskie	5,2	9,1	6,6	11,5
Lubelskie	5,8	9,0	7,4	11,3
Lubuskie	6,0	8,9	7,6	11,3
Łódzkie	4,8	9,2	6,1	11,6
Małopolskie	2,9	9,6	3,7	12,2
Mazowieckie	4,6	9,2	5,8	7,4
Opolskie	5,8	9,0	7,4	11,3
Podkarpackie	2,0	9,8	2,5	12,4
Podlaskie	5,0	9,1	6,4	11,6
Pomorskie	5,4	9,1	6,9	11,5
Śląskie	4,0	9,3	5,0	11,9
Świętokrzyskie	2,9	9,6	3,7	12,2
Warmińsko-mazurskie	4,2	9,3	5,3	11,8
Wielkopolskie	5,4	9,1	6,9	11,5
Zachodniopomorskie	4,8	9,2	6,1	11,6
Polska	4,6	9,2	5,9	11,4

Źródło: opracowanie własne

Podsumowanie

Emisje amoniaku w skali regionalnej zależały od dawki gnojowicy, temperatury w okresie aplikacji oraz praktyki aplikacji. W badaniach stwierdzono, że emisje w województwach były najmniejsze przy iniekcji gnojowicy w otwarte szczeliny (2,0-7,6 kg NH₃-N·ha⁻¹). Przyoranie gnojowicy lub płytkie jej przykrycie glebą powodowało emisje wynoszące odpowiednio 2,5-11,7 oraz 2,8-13,2 kg NH₃-N·ha⁻¹. Aplikacja gnojowicy przez węże wleczone i węże z redlicami powodowała emisje dość bliskie (3,5-13,8 kg NH₃-N·ha⁻¹) praktyce płytkiego mieszania gnojowicy z glebą. Największe emisje występowały przy rozbryzgu gnojowicy na powierzchni pola (5,6-19,3 kg NH₃-N·ha⁻¹). Pod względem malejących wielkości redukcji emisji całkowitej zawartości azotu amonowego (% emitowanego TAN) badane praktyki można uporządkować w szereg: iniekcja w otwarte szczeliny > przyoranie gnojowicy > płytkie przykrycie gnojowicy > węże wleczone = węże z redlicami > rozbryzg gnojowicy.

Literatura

1. Asman W.A.H., Sutton M.A., Schjoerring J.K.: Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition. *New Phytologist*, 1998, **139**: 27-48.
2. Backes A.M., Aulinger A., Bieser J., Matthias V., Quanté M.: Ammonia emissions in Europe, part II: How ammonia emission abatement strategies affect secondary aerosols. *Atmospheric Environment*, 2016, **126**: 153-161.
3. Baltic Slurry Acidification. Status for air quality in the Baltic Sea Region with respect to ammonia. EU Interreg Baltic Sea Region (http://www.organe.dk/docs/article-Status_for_air_quality_in_the_Baltic_Sea_Region_with_respect_to_ammonia.pdf).
4. Bittman S., Dedina M., Howard C.M., Oenema O., Sutton M.A., (eds): Options for Ammonia Mitigation: Guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen, 2014, Centre for Ecology and Hydrology, Edynburg, UK.
5. EC: EU agricultural outlook for markets and income, 2018-2030. European Commission, DG Agriculture and Rural Development, 2018, Brussels.
6. EC: Facts and figures on agriculture reductions as proposed under the Commission's NECD proposal. <http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/review/Facts%20and%20figures%20agriculture%20under%20the%20NEC.pdf>.
7. EEA: NEC Directive reporting status 2018. (<https://www.eea.europa.eu/themes/air/national-emission-ceilings/nec-directive-reporting-status-2018>).
8. EEA: European Union emission inventory report 1990-2016 under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP). EEA Report No 6/2018.
9. EMEP/EEA: EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016. Technical guidance to prepare national emission inventories. LRTAP, EEA, 2016.
10. Erisman J.W., Bleeker A., Hensen A., Vermeulen A.: Agricultural air quality in Europe and the future perspectives. *Atmos. Environ.*, 2008, **42**: 3209-3217.
11. ETC/ACM: Evaluating the contribution of agricultural ammonia emissions to exceedances of air quality limit values for PM, 2013.
12. Fowler D., Sutton M.A., Smith R.I., Pitcairn C.E.R., Coyle M., Campbell G., Stedman J.: Regional mass budgets of oxidized and reduced nitrogen and their relative contribution to the N inputs of sensitive ecosystems. *Environmental Pollution (Nitrogen Conference Special Issue)*, 1998, **102**: 337-342.

13. Groenestein C.M., Hutchings N.J., Haenel H.D., Amon B., Menzi H., Mikkelson M.H., Misselbrook T.H., van Bruggen C., Kupper T., Webb J.: Comparison of ammonia emissions related to nitrogen use efficiency of livestock production in Europe. *Journal of Cleaner Production*, 2019, **211**: 1162-1170.
14. Groenestein C.M., Smits M.C.J., Huijsmans J.F.M., Oenema O.: Measures to reduce ammonia emissions from livestock manures; now, soon and late. Report 488. Wageningen UR, 2011.
15. G U S.: Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 2015/2016. Warszawa, 2017,
16. G U S.: Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 2016/2017. Warszawa, 2018.
17. G U S.: Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 2017/2018. Warszawa, 2019.
18. Guthrie S., Giles S., Dunkerley F., et al.: The impact of ammonia emissions from agriculture on biodiversity. An evidence synthesis RAND Europe, The Royal Society, 2018.
19. Hafner S. D., Pacholski A., Bittman S., et al.: A flexible semi-empirical model for estimating ammonia volatilization from field-applied slurry. *Atmospheric Environment*, 2019, **199**: 474-484.
20. Lelieveld J., Evans J.S., et al.: The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. *Nature*, 525: 367–371, 17 September 2015.
21. Maurer D.L., Koziel J.A., Harmon J.D., Hoff S.J., Rieck-Hinz A.M., Andersen D.S.: Summary of performance data for technologies to control gaseous, odor, and particulate emissions from livestock operations: Air management practices assessment tool (AMPAT). *Data in Brief*, 2016, **7**: 1413–1429.
22. Seedorf J., Hartung J.: Survey of ammonia concentrations in livestock buildings. *J. Agric. Sci.*, 1999, **133**: 433–437.
23. UE. 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. *Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej*, 17.12.2016, L344/1, PL.
24. U N E C E: 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, 2015, <http://www.unece.org/index.php?id=41358>.
25. Webb J., Pain B., Bittman S., Morgan J.: The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response—A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2010, **137**: 39–46.
26. W H O: Health effects of particulate matter, 2013.
27. W H O: Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP project: final technical report, 2013.

Adres do korespondencji:

prof. dr hab. Antoni Faber
Zakład Biogospodarki i Analiz Systemowych
IUNG-PIB
ul. Czarторыskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 4786 767
e-mail: faber@iung.pulawy.pl

AUTOR	ORCID
Antoni Faber	0000-0002-3055-1968
Zuzanna Jarosz	0000-0002-3428-5804