

Andrzej Sapek

Instytut Melioracji i Użytków Zielonych w Falentach

Emisja amoniaku z produkcji rolnej

Wstęp

Azot tracony w produkcji rolnej ulega rozproszeniu do środowiska w postaci różnych związków, które powodują istotne szkody. Straty azotu wynikają głównie z trzech procesów:

- wymywania azotanów do wód gruntowych i powierzchniowych [1];
- ulatniania z gleby azotu i tlenków azotu [29];
- ulatniania amoniaku do atmosfery [6, 30, 47].

W badaniach rolniczych główne zainteresowanie skupiało się dotychczas na zagrożeniu, jakie niesie dla jakości wody wymywanie azotanów z gleby. Mniej natomiast uwagi poświęcano emisji amoniaku do atmosfery, która stanowi istotne zagrożenie dla środowiska, gdyż amoniak i jego produkt — jon amonowy, szybko wracają z opadem na powierzchnię ziemi i powodują degradację środowiska poprzez współdziałanie w zakwaszaniu wody i gleby oraz eutrofizacji naturalnych ekosystemów lądowych i wodnych, w tym także Bałtyku. Badania nad stratami amoniaku z produkcji rolnej i sposobami ich zapobiegania podjęto w Liebesfeldzkim Instytucie Chemii Rolnej w Szwajcarii już w 1910 roku [38], lecz pełniejsze badania podjęto jednak dopiero współcześnie [16].

Celem niniejszego opracowania było omówienie procesów związanych z ulatnianiem amoniaku ze źródeł rolniczych oraz zagrożeń, jakie stwarza ono dla środowiska. Podjęto także próbę oszacowania strat amoniaku z rolnictwa w Polsce.

Źródła emisji amoniaku

Światowa emisja amoniaku wynosi 62 mln t rocznie [46], z czego około 42% pochodzi z produkcji zwierzęcej (tab. 1). Emisja amoniaku w krajach europejskich szacowana jest na około 8 mln t rocznie [36], w tym około 72% z produkcji zwierzęcej.

Rolnictwo jest dominującym źródłem emisji amoniaku. W skali światowej udział energetyki, przemysłu i motoryzacji nie ma istotnego znaczenia w zanieczyszczeniu atmosfery tym związkiem. Potwierdzeniem tego są kraje silnie rozwinięte prze-

Tabela 1. Źródła globalnej emisji [46]

Źródło	Emisja [Mt/rok NH ₃ -N]
Zwierzęta domowe i ich odchody	26
Morza i oceany	11
Nie zagospodarowane ekosystemy	8
Nawożone gleby rolnicze	7
Spalanie biomasy	4
Inne źródła, w tym odpady bytowe, spalanie węgla	6
Razem	62

Tabela 2. Źródła emisji amoniaku w Republice Federalnej Niemiec (przed zjednoczeniem) w procentach emisji całkowitej (100% = 750 000 t/rok) według Blessa [8]

Źródło	Emisja
Produkcja zwierzęca	
Przebywanie zwierząt w zabudowaniach	15
Przechowywanie odchodów zwierzęcych	15
Stosowanie odchodów zwierzęcych jako nawozów	35
W czasie wypasu	25
Produkcja roślinna	
Nawożenie mineralne	6
Uprawy polowe	2
Inne	
Gleby naturalne	1 (?)
Przemysł i energetyka	1 (?)

mysłowo, w których ilości amoniaku emitowanego ze źródeł pozarolniczych wynoszą tylko około 2% całkowitej emisji (tab. 2).

Produkcja zwierzęca

W krajach rozwiniętych około 90% suchej masy produkcji roślinnej w rolnictwie przeznaczana się na żywność dla zwierząt. W ten sposób wykorzystanie azotu zależy w głównej mierze od jego strat w produkcji zwierzęcej. Wydajność produkcji białka zwierzęcego z azotu roślinnego nie przekracza zazwyczaj 15%. Nie wykorzystany azot jest wydalany z odchodami zwierzęcymi. Sposób gospodarowania tymi odchodami ma więc decydujące znaczenie w wykorzystaniu azotu w gospodarstwie.

Odchody ssaków składają się z kału i moczu. Zawartość amoniaku lub jonu amonowego w kale wynosi około 25% azotu całkowitego. W moczu natomiast około 90% azotu występuje w postaci mocznika, który przy udziale enzymu ureazy szybko hydrolizuje do amoniaku i dwutlenku węgla. Pomiot drobiu zawiera również znaczne ilości mocznika, który także ulega w nim szybko hydrolizie. Nawet krótkotrwałe

pozostawienie moczu na powierzchni w pomieszczeniach, na pastwisku lub polu jest połączone ze znacznymi stratami amoniaku. To samo dotyczy pomiotu. Długotrwałe pozostawianie tych odchodów na powierzchni może powodować straty amoniaku osiągające 90% jego zawartości. Przechowywanie obornika lub gnojowicy połączone jest z ich tlenowym lub beztlenowym rozkładem, w których produktach są znaczne ilości amoniaku (jonu amonowego).

Przeprowadzono liczne badania nad stratami amoniaku w różnych fazach gospodarowania odchodami zwierzęcymi. Wyniki tych badań wskazują często na znaczne różnice w ocenie strat azotu przez ulatnianie się amoniaku. Różnice te nie wynikają tylko z odmiennych metod badawczych, lecz z innych sposobów gospodarowania odchodami.

Straty amoniaku zaczynają się już w pomieszczeniach inwentarskich i zależą od konstrukcji pomieszczeń i sposobu gospodarowania odchodami. Większość przeprowadzonych współcześnie badań dotyczyło gnojowiczowego systemu zagospodarowania odchodów, podczas gdy w Polsce dominuje obecnie system obornikowy przy często przestarzałych konstrukcjach budynków. Straty amoniaku zawartego w odchodach w każdym rodzaju pomieszczeń nie przekraczają na ogół 10% i zależą między innymi od pory dnia, temperatury, wydajności wentylacji i nadmiaru białka w paszy [42].

Straty amoniaku zależą od czasu składowania obornika lub gnojowicy, mimo to w licznych krajach regulacje prawne wymagają, by pojemność miejsc składowania odchodów wynosiła co najmniej 9 miesięcy. Ta pozorna sprzeczność wynika z zagrożenia dla jakości wody, gdyby nawozy organiczne zastosowano w nieodpowiednim terminie. Te same regulacje szczegółowo określają niezbędne zabezpieczenia mające ograniczyć ulatnianie amoniaku z miejsc składowania odchodów. Budowa tak zabezpieczonych miejsc składowania jest dość kosztowną inwestycją, więc w wielu krajach część kosztów takich inwestycji pokrywa się z budżetu państwa.

Ulatnianie amoniaku z gnojowicy odpowiednio przechowywanej w zbiornikach jest raczej niewielkie i wyraźnie mniejsze niż z tradycyjnie składowanego obornika i gnojówki. Przyjmuje się, że ze względu na ochronę środowiska rozwijać się będzie raczej system gnojowicowy.

W Polsce, w większości gospodarstw, przyjęty sposób składowania odchodów zwierzęcych sprzyja dużym stratom azotu. Obornik w licznych gospodarstwach jest składowany w luźnych przyzmach bezpośrednio na gruncie, często dobrze przepuszczalnym. Woda gnojowa wyciekająca z przyzmy wsiąka do gruntu lub rozlewa się na podwórze wokół przyzmy, skąd nierzadko znajduje ujście w najbliższym cieku. Z luźno ułożonej przyzmy obornika ulatnia się znaczna część zawartego w nim amoniaku. O wiele jednak gorzej jest przechowywana gnojówka. Zbiorniki do jej przechowywania są na ogół nieszczelne, co umożliwia ulatnianie się dużej ilości amoniaku. Zbiorniki te są też często o małej pojemności, co powoduje przelewanie się gnojówki i zmusza do stosowania jej w nieodpowiednich terminach.

Największe straty amoniaku z odchodów zwierzęcych następują podczas stosowania ich jako nawozów na pola i łąki. Straty te mogą wahać się od 5 do 95% azotu amonowego zawartego w nawozie [3, 31]. Rozprowadzenie stałych lub płynnych nawozów na pole powoduje przyspieszenie ulatniania amoniaku. Wydajność ulatniania zależy od czasu pozostawiania nawozu na powierzchni pola oraz od temperatury otoczenia i prędkości wiatru. Straty amoniaku są jednak zawsze największe w pierwszym dniu po rozprowadzeniu nawozu — tak stałego, jak płynnego [8].

W celu ograniczenia strat azotu z nawozów organicznych zastosowanych na powierzchnię pola zaleca się możliwie szybkie wymieszanie ich z glebą, stosując odpowiednie zabiegi. Czynności tych nie można wykonać na użytku zielonym, dlatego zaleca się tam rozcieńczanie gnojowicy czy gnojówki wodą przed jej zastosowaniem. Wszystkie te zabiegi tylko częściowo ograniczają ulatnianie amoniaku. Istotne ograniczenie tych strat uzyskuje się, gdy płynne nawozy wprowadza się pod powierzchnię gleby, pól ornych, jak i użytków zielonych. Wprawdzie urządzenia do wtryskiwania gnojowicy są drogie, to jednak w kilku krajach europejskich rozważa się wprowadzenie nakazu wprowadzania gnojowicy pod powierzchnię gleby.

Wypasane bydło i owce pozostawiają odchody bezpośrednio na pastwisku. Jeśli zwierzęta przebywają tam całą dobę, to ilości wydalanego azotu są mniejsze od ilości spożytej jedynie o azot w wyprodukowanym mleku lub przyroście wagi. Wydalane odchody pozostają cały czas na powierzchni pastwiska aż do ich zasymilowania przez glebę lub rośliny. Warunki te sprzyjają emisji amoniaku, aczkolwiek bezpośrednie pomiary na pastwisku wykazały, że tylko około 10% azotu zawartego w moczu ulatnia się w postaci amoniaku [11, 12, 13, 31, 32] i znacznie mniej z krowieńca [10]. Dane te jednak nie są zgodne z bilansem azotu w gospodarce pastwiskowej, na podstawie którego Buijsman i in. [9] ocenili, iż emisja amoniaku na pastwisku stanowi 40% azotu zawartego w moczu i 30% w krowieńcu. Steele i Vallis [48] oceniają te straty na 20 do 30% azotu zawartego w moczu. Przyjmuje się jednak, że całkowite ulatnianie amoniaku na pastwisku jest mniejsze niż w alkierzowym systemie żywienia. Conway [14] podaje, iż w wyniku ulatniania amoniaku traci się na pastwisku przeciętnie 35% azotu z odchodów, a w systemie alkierzowym aż 45%.

Zwiększenie ilości białka podawanego z paszą krowom mlecznym nie zwiększa na ogół wydajności produkcji mleka, lecz zwiększa ilość wydalonych związków azotu (tab. 3). Dlatego w celu zmniejszenia emisji amoniaku z odchodów zwierzęcych zaleca się ograniczanie zawartości azotu w paszy do niezbędnego minimum oraz równocześnie zwiększanie strawności białka, nawet przez dodawanie do paszy przyswajalnych aminokwasów [28]. Zastępowanie białka roślinnego w paszy przez syntetyczne aminokwasy jest paszą przyszłości proponowaną przez "ekologów". Pasza taka ograniczy straty azotu z produkcji zwierzęcej i zmniejszy zanieczyszczenie wody i powietrza związkami azotu (tab. 4). Sprawą dyskusyjną jest opłacalność produkcji przy zastosowaniu takiej paszy.

Tabela 3. Wpływ zawartości białka surowego w paszy pastwiskowej na wydzielanie azotu z mlekiem, kałem i moczem przez krowę mleczną o wadze 550 kg i wydajności mleka 20 kg dziennie [35]

Zawartość białka surowego [g/m s.m.]	Współczynnik strawności białka surowego [%]	Dzienne pobranie azotu [g]	Azot w wydzielinach		
			mleko [g]	kał [g]	mocz [g]
150	72,0	360	106	101	153
185	76,8	444	106	103	235
220	79,5	528	106	108	314
255	82,0	612	106	110	396

Tabela 4. Zmniejszenie wydalania azotu poprzez zmianę składu paszy dla świń (o wadze 30 do 100 kg) karmionych poprzednio mieszanką pszenicy ze śrutą sojową (=100%) [28]

Pasza	Zmniejszenie [%]
Zamiana pszenicy na owies	20
Zamiana soi na groch i metioninę	20
Zamiana soi na fasolę i metioninę	12
Zmniejszenie ilości soi, dodanie lizyny i metioniny	27
Zmniejszenie ilości soi, dodanie lizyny, metioniny, treoniny i tryptofanu	34

Współczynniki emisji amoniaku z produkcji zwierzęcej

Ilość amoniaku emitowanego z produkcji zwierzęcej jest sumą strat amoniaku w kolejnych etapach gospodarowania odchodami zwierzęcymi. Sposoby gospodarowania nimi różnią się znacznie nawet w obrębie każdego kraju. Praktycznie większość dostępnych danych uogólniających pochodzi głównie z Holandii i częściowo z byłej NRD. W obydwóch tych krajach intensyfikacja produkcji zwierzęcej i jej koncentracja są lub były największe. Obliczone współczynniki emisji amoniaku dla Holandii i byłej NRD [40, 41] miały większe wartości w porównaniu z odpowiednimi współczynnikami obliczonymi dla innych krajów europejskich (tab. 5).

Współczynniki emisji proponowane przez różnych autorów wykazują znaczne rozbieżności, zwłaszcza w przypadku krów mlecznych (tab. 6). W obliczeniach za pomocą modelu RAINS [44] przyjęto dla każdego kraju europejskiego specyficzne współczynniki emisji (tab. 7). Przy ich wyznaczaniu opierano się głównie na zużyciu nawozów, wydajności produkcji zwierzęcej i warunkach klimatycznych. Współczynniki emisji, które i zaproponowano także dla Polski (tab. 7), wymagają weryfikacji, co jest pilnym zadaniem badawczym dla wyspecjalizowanych zespołów w kraju.

Tabela 5. Porównanie współczynników emisji amoniaku w przeliczeniu kg NH₃ na zwierzę według różnych autorów [36, 37]

Zwierzę	Model RAINS	Buijsman i in. [9]	Möller i Schieferdecker [40]	Holandia 1988/199	Asman i in. [6]
Krowy mleczne	24, 0–35,5	18,4	42,5	35,5	25,1
Inne bydło	12,4–14,8	18,4	18,7	12,2	25,1
Świnie	4,2–5,3	2,8	6,3	5,1	4,8
Kury nioski	0,32	0,26	0,27	0,18	0,32
Brojlery	0,18	0,26	0,27	0,18	0,32
Owce	1,7–3,0	3,1	3,6	2,1	1,9
Konie	12,5	9,4	18,2	12,5	12,5

Tabela 6. Współczynniki emisji amoniaku stosowane w modelu RAINS dla różnych krajów [kg NH₃ na zwierzę rocznie]

Kraj	Krowy mleczne	Inne bydło	Świnie	Owce i kozy
Austria	27,9	12,5	5,2	1,9
Belgia	26,4	14,1	5,3	1,7
Dania	31,3	12,6	4,6	1,9
Finlandia	33,2	11,4	5,1	3,0
Francja	24,6	14,2	5,0	2,0
Węgry	24,6	12,5	5,1	1,9
Włochy	26,0	13,8	4,9	2,0
Holandia	35,5	12,5	5,1	2,0
Polska	27,8	12,5	5,1	1,9
Portugalia	26,3	12,5	5,1	2,1
Szwecja	30,2	12,5	5,1	2,9
Szwajcaria	32,9	13,3	4,2	2,1
Wielka Brytania	26,5	14,8	5,1	2,7
Dawne ZSRR	24,3	12,5	5,1	2,0

Tabela 7. Współczynniki emisji amoniaku z nawozów mineralnych

Nawóz	Emisja amoniaku w przeliczeniu na N w procentach zawartości N w nawozie [%]			
	RAINS (1992)	Buijsman i in. (1987)	Whitehead i Raistrich (1990)	
			grunty orne	użytki zielone
Siarczan amonowy	15	15	9,9	7
Azotan amonowy	10	10	2,5	1,8
Azotan wapniowo-amonowy	2	2		
Mocznik	10	10	16,5	11,6
Fosforan amonowy	5	5	1,5	1,1
Nawozy kompleksowe	1	1		

Przy obliczaniu emisji amoniaku z produkcji zwierzęcej uwzględniano specyfikę każdego kraju. Na przykład w Finlandii brano pod uwagę fermy zwierząt futerkowych odznaczających się dużym stężeniem amoniaku w odchodach z uwagi na karmę bogatą w białko. Przyjęto więc współczynnik emisji 0,65 kg NH₃-N dla lisa lub nutrii [43].

Dzika zwierzyna

W niektórych krajach w bilansie emisji amoniaku uwzględnia się także dzikie zwierzęta. Fekete [21] przyjęła następujące współczynniki emisji: zwierzyna płowa — 9,4 kg, dzik — 2,8, zające, bażanty, kuropatwy — 0,26 kg NH₃-N na zwierzę rocznie.

Produkcja roślinna

Omówiono tutaj emisję amoniaku z wysianych nawozów mineralnych i z rosnących roślin. Emisję z typowych nawozów organicznych omówiono w rozdziale o produkcji zwierzęcej.

Nawozy mineralne

Amoniak ulatnia się z wysianych nawozów mineralnych, które zawierają kation amonowy lub szybko hydrolizują do amoniaku. Najwięcej ulatnia się go z mocznika i siarczanu amonowego, a najmniej z saletry amonowo-wapniowej i nawozów kompleksowych. Ulatnianie to zależy od odczynu gleby i jej pojemności wymiennej wobec kationów. Jest ono największe z gleb zasadowych i obojętnych, lecz następuje także z gleb kwaśnych. Ilości traconego amoniaku zależą od czasu pozostawiania nawozu na powierzchni gleby. Emisja amoniaku zwiększa się w miarę wzrostu temperatury otoczenia i maleje wraz ze zwiększeniem uwilgotnienia gleby.

W obliczeniach za pomocą modelu RAINS [44] stosuje się najczęściej średnie współczynniki emisji amoniaku z nawozów azotowych [tab. 7] zaproponowane przez Buijsmana [9]. Klaassen [37], w ocenie emisji amoniaku w różnych krajach europejskich, przyjął dla Polski współczynnik emisji 9,8% z uwagi na duży udział mocznika i saletry amonowej w stosowanych u nas nawozach, a mały udział nawozów wieloskładnikowych.

Emisja z rosnących roślin

Rośliny poprzez liście zarówno pobierają, jak i emitują amoniak [29]. Generalnie obserwuje się jednak większe straty niż pobranie amoniaku. Przyjmuje się, iż straty netto z roślin uprawnych wynoszą około 1,5 kg/ha/rocznie NH₃-N. Wielkość tę można przyjąć jako współczynnik emisji amoniaku z użytków rolnych, aczkolwiek jest on obciążony przedziałem niepewności w granicach ± 30–40 % [9]. Straty te mogą być

jeszcze większe, jeśli zastosuje się więcej azotu, niż wynoszą potrzeby roślin. Choroby roślin lub niesprzyjająca pogoda mogą również zwiększyć emisję amoniaku z rosnących roślin.

Amoniak emituje również z rozkładających się resztek roślinnych, zwłaszcza na użytkach zielonych. Whitehead i Lockyer [50] stwierdzili, że roczne straty amoniaku z rozkładających się roślin na nawożonych łąkach wynoszą około 1,4 kg/ha $\text{NH}_3\text{-N}$.

Amoniak ulatnia się także z gleb nie nawożonych. Möller [41] uważa, że z "naturalnych" gleb ulatnia się rocznie 3 kg/ha $\text{NH}_3\text{-N}$. Denmeand [15] na podobną wielkość ocenia straty amoniaku z "naturalnych" gleb w Australii, lecz większą z gleb nawożonych. Natomiast Graf [23] twierdzi, iż emisja amoniaku z gleb "naturalnych" (leśnych) wynosi tylko 0,09 kg/ha $\text{NH}_3\text{-N}$ rocznie.

Inne źródła emisji amoniaku

Gospodarka komunalna

Bytowa działalność człowieka także powoduje emisję amoniaku. Klaassen [36] ocenia, że człowiek emituje bezpośrednio 0,3 kg NH_3 na osobę rocznie, podobną liczbę (0,29 kg) podaje Egglestone [17]. Möller [41] przyjmuje, iż w wyniku całej działalności bytowej (także ścieki oraz odpady bytowe i komunalne) emisja wynosi 1,3 kg $\text{NH}_3\text{-N}$ na osobę rocznie. Graf [23] szacuje tę emisję na 3,4 kg $\text{NH}_3\text{-N}$ na osobę rocznie.

Niewiele jest danych dotyczących emisji amoniaku ze źródeł typowo komunalnych. Gaudioso i in. [22] podają, że na wysypisku emisja ta wynosi 0,06 kg NH_3 na tonę śmieci rocznie. Podaje on też, iż emisja amoniaku z osadów ściekowych zastosowanych jako nawozy wynosi 0,5 kg NH_3 / t osadu. Ogólnie przymuje się, że ta emisja nie ma istotnego znaczenia na bilans azotu w atmosferze. Aczkolwiek wyjątkowo Graf [1992] obliczył emisję ze źródeł komunalnych w byłej NRD, szacując jej wartość na 55t/rok, co stanowi 18,5% emisji amoniaku na tym terenie.

Przemysł

Produkcja nawozów sztucznych jest głównym źródłem przemysłowej emisji amoniaku. Pomniejsze znaczenie ma także emisja z produkcji kwasu azotowego, sulfonamidów, cyjanku sodowego, węglanu sodowego (proces Solvaya) i włókien syntetycznych [20]. W syntezie amoniaku jego straty wynoszą około 0,8 kg NH_3 na tonę wytworzonego. Emisja amoniaku w produkcji nawozów zależy od ich rodzaju i waha się w granicach od 0,01 do 12,5 kg NH_3 na tonę azotu w nawozie. Największe straty powstają w czasie produkcji nawozów wieloskładnikowych — około 12,5 kg NH_3 na tonę azotu w nawozie, oraz mniejsze w trakcie wytwarzania azotanu amo-

nowego, siarczanu amonowego i fosforanu amonowego — około 5 kg NH₃ na tonę azotu w produkcji [17]. Klaassen [36] przyjął średnie straty 5 kg NH₃ na tonę i po dodaniu strat powstałych w czasie syntezy amoniaku wyznaczył współczynnik emisji równy 5,8 kg NH₃ na tonę azotu w wytworzonych nawozach.

Energetyka

Allemand [4] w obliczaniu emisji amoniaku we Francji przyjął średni współczynnik emisji wynoszący 12,5 g NH₃ na tonę spalonego węgla. Gaudioso i in. [22] przyjmują emisję 0,86 g NH₃ na GJ energii z węgla brunatnego i 0,48 NH₃ na GJ energii z węgla kamiennego.

Transport

Silniki dieslowskie uwalniają około 20 mg NH₃ na litr oleju, a silniki benzynowe przeciętnie 11 mg NH₃ na litr paliwa. Silniki wyposażone w katalizatory powodują 40-krotne zwiększenie uwalniania amoniaku w porównaniu do silników bez katalizatora [20]. Allemand [4] przyjmuje współczynnik emisji amoniaku w transporcie wynoszący 25 mg NH₃ /km, a Gaudioso i in. [22] określają ten współczynnik dla silników diesla jako 3 mg NH₃/ km.

Zachowanie się amoniaku w atmosferze

Amoniak w powietrzu pochodzi z licznych źródeł o małym nasileniu emisji. W atmosferze, w pobliżu powierzchni ziemi, w zasięgu kilkuset metrów od źródeł, stężenie amoniaku jest stosunkowo duże i stosunkowo duży jest tam suchy opad amoniaku. Jego wielkość jest funkcją warunków meteorologicznych. Suchy opad powoduje średnio redukcję stężenia amoniaku (NH₃) w atmosferze o około 6% na godzinę. Suchy opad aerozolu NH₄⁺ jest znacznie mniejszy i wynosi około 0,7% na godzinę jego stężenia w atmosferze. Zarówno NH₃, jak i aerozol NH₄⁺ są usuwane z atmosfery z opadem mokrym z wydajnością około 70% ich stężenia [6].

W atmosferze amoniak reaguje z kwasami, głównie z aerozolem kwasu siarkowego i kwasem azotowym, z przeciętną wydajnością 30% na godzinę stężenia amoniaku w powietrzu. Ta duża reaktywność amoniaku z kwasami ma poważne skutki środowiskowe, gdyż aerozol NH₄⁺ nie jest skutecznie usuwany z suchym opadem i jeśli nie pada, to może przemieszczać się na większe odległości. Po opadnięciu na ziemię amoniak jest wiązany przez aniony w kation NH₄⁺, który wraz z aerozolem NH₄⁺ z opadu bierze udział w procesie nityfikacji. W wyniku tej reakcji z jednej cząsteczki amoniaku powstają dwa protony:



Tabela 8. Obserwowane i dopuszczalne wartości krytyczne ładunków związków azotu wnoszonych z atmosfery do naturalnych ekosystemów w Zachodniej Europie [31]

Ekosystem	Wnoszenie azotu z atmosfery [kg/ha/rok N]	
	obserwowane	dopuszczalne (maksimum)
Obiekty chronionej przyrody, jak torfy wysokie, wrzosowiska itp.	<10–30	10
Lasy	10–200	15–20
Bałtyk i Morze Północne	10	5
— w tym wody przybrzeżne	9–15	3–7

Amoniak z atmosfery jest więc silnym czynnikiem zakwaszającym środowisko. Cząsteczka amoniaku powoduje takie samo zakwaszenie jak cząsteczka SO_2 z atmosfery i dwa razy większe niż cząsteczka dwutlenku azotu.

W próbkach mokrego opadu atmosferycznego, zbieranych na terenie Polski, stężenie amoniaku i jonu amonowego waha się w granicach od 0,5 do 3 mg/dm^3 $\text{NH}_4\text{-N}$. Stanowi to około 50% stężenia związków azotu ($\text{NH}_4\text{-N}$ i $\text{NO}_4\text{-N}$) w opadzie. Przeciętnie z opadem mokrym wnosi się rocznie 15 do 25 kg/ha N . Ładunek azotu z opadu suchego nie jest oszacowany. Te ilości wnoszonego azotu z opadu nie przedstawiają istotnego problemu na użytkach rolnych, a nawet są dodatkowym źródłem azotu w dobie obecnego kryzysu stosowania nawozów. Ilości te stwarzają jednak poważne zagrożenie dla naturalnych ekosystemów, lasów i wód Bałtyku (tab. 8), powodując ich eutrofizację i zakwaszenie [47]. Dlatego należy ograniczać emisje tlenków azotu z przemysłu i transportu oraz emisję amoniaku z produkcji zwierzęcej [18].

Ocena emisji amoniaku ze źródeł rolniczych w Polsce

W uzupełnieniu do prac symulujących za pomocą modelu RAINS, dotyczących rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń atmosferycznych, przeprowadzono ocenę emisji amoniaku dla wszystkich krajów europejskich, w tym i dla Polski [6, 37], oraz bardziej szczegółowe oceny dla Węgier [21], Finlandii [43], dawnej NRD [23, 41], Niemiec [20], Wielkiej Brytanii [17], Włoch [22] i Danii [5, 7]. Wszystkie te oceny wykonano na podstawie współczynników emisji amoniaku stosowanych w modelu RAINS i w przeliczeniu na amoniak [NH_3]. Poprzednią ocenę emisji amoniaku we wszystkich krajach europejskich przeprowadzili Buijsman i in. [9].

W ramach Unii Europejskiej powołano w Europejskim Centrum dla Ekotoksikologii i Toksykologii Chemikalii (European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals — (ECOTOC) grupę roboczą w celu wykonania oceny emisji

Tabela 9. Ocena antropogenicznej emisji amoniaku w krajach Unii Europejskiej w roku wykonanej przez ECOTOC [16] i porównanie z danymi uzyskanymi za pomocą współczynników emisji stosowanych w modelu RAINS

Kraj	ECATOC 1990										Razem		
	pomiesz- czenia/ składo- wanie kt NH ₃ -N	stoso- wanie na użytki rolne kt NH ₃ -N	wypas kt NH ₃ -N	razem produk- cja zwie- rzęca kt NH ₃ -N	nawozy mineralne kt NH ₃ -N	emisja z roślin upraw- nych kt NH ₃ -N	przemysł kt NH ₃ -N	pozostałe źródła kt NH ₃ -N	ECATOC 1990 kt NH ₃ -N	RAINS 1986, [36] kt NH ₃ -N	ocena 1986 [9] kt NH ₃ -N		
Austria	30	28	4	62	1,6	5,3	0,4	6,1	76	65	88		
Belgia	29	61	8	99	4,2	2,3	1,1	9,2	115	86	107		
Dania	31	62	5	97	7,5	4,2	0,4	9,5	119	90	118		
Finlandia	9	25	2	36	2,7	3,9	0,7	3,8	47	40	50		
Francja	285	216	63	564	127,6	46,1	2,0	64,3	804	534	800		
Niemcy	245	212	46	504	78,4	27,1	1,5	53,1	664	635	815		
Grecja	25	18	14	57	18,6	13,8	0,5	7,8	98	82	92		
Irlandia	44	55	25	124	12,5	8,5	0,8	12,6	158	105	155		
Włochy	251	131	9	390	64,0	21,0	3,3	41,6	520	301	357		
Holandia	60	124	16	200	8,5	3,0	3,6	18,7	234	196	227		
Norwegia	8	22	2	32	1,1	1,5	0,9	3,1	39	39	31		
Portugalia	34	18	7	59	6,2	6,8	0,3	6,3	78	53	62		
Hiszpania	154	77	36	270	96,1	45,8	1,8	36,0	449	261	300		
Szwajcaria	28	17	2	48	3,4	3,0	0,0	4,7	59	49	56		
Szwecja	14	36	3	54	2,2	5,1	0,3	5,4	67	48	61		
Wielka Brytania	136	161	69	366	55,9	26,9	1,4	39,1	489	404	450		
Razem	1387	1264	310	2961	490	224	19	321	4016	2988	3769		
% emisji	34,5	31,5	7,7	73,7	12,2	5,6	0,5	8	100				

Tabela 10. Współczynniki emisji amoniaku zastosowane do oceny emisji w Polsce

Zwierzę	Współczynnik
Krowy mleczne	27,8 kg NH ₃ na zwierzę/rok
Inne bydło	12,5 kg NH ₃ na zwierzę/rok
Świnie	5,1 kg NH ₃ na zwierzę/rok
Owce lub kozy	1,9 kg NH ₃ na zwierzę/rok
Drób	0,26 kg NH ₃ na zwierzę/rok
Konie	12,5 kg NH ₃ na zwierzę/rok
Z zastosowanych nawozów sztucznych	0,119 kg NH ₃ na kg N w nawozie
Emisja z powierzchni upraw	2,0 kg NH ₃ z ha rocznie

amoniaku w krajach Unii [16]. Ocenę oparto na bilansie azotu w żywieniu zwierząt oraz na analizie strat azotu na każdym etapie produkcji zwierzęcej i roślinnej. Podstawą oceny były liczne badania naukowe. Wykazano emisję amoniaku przeciętnie o 7% większą od określonej przez Buijsmana i in. [9] i aż o 34% większą od ocen uzyskanych według współczynników emisji stosowanych w modelu RAINS [tab. 9]. Emisję amoniaku przeliczono na azot amoniakalny [NH₃-N], co pozwoliło uniknąć licznych nieporozumień. Przelicznik amoniaku na azot amoniakalny [NH₃-N] wynosi:

$$0,822 \cdot \text{NH}_3 = \text{NH}_3\text{-N}$$

W niniejszym opracowaniu ocenę emisji amoniaku w Polsce przeprowadzono według przyjętych dla Polski współczynników emisji z modelu RAINS (tab. 10). Wykonanie oceny według metod ECOTOC wymagałoby dodatkowych badań bilansowych i doświadczalnych.

Metody i dane

Naczelnym zadaniem przy określaniu emisji amoniaku jest wyznaczenie współczynnika emisji. Na ogół można dokładnie umiejscowić rolnicze źródła i ich wielkość, jak liczbę i rodzaj zwierząt gospodarskich na danym terenie oraz ilości stosowanych tam nawozów. Gospodarstwa różnią się jednak urządzeniem i sposobami gospodarowania.

Dostępne wyniki badań krajowych nad stratami amoniaku w produkcji rolnej mają charakter fragmentaryczny, gdyż większość tych badań dotyczyła wartości nawozowej odchodów zwierzęcych lub wydajności nawożenia. Dlatego w niniejszym opracowaniu korzystano ze współczynników emisji zaproponowanych przez Klaasena [37] do obliczania za pomocą modelu RAINS (tab. 10). Nie wprowadzono żadnych korekt do tych współczynników, chociaż wydaje się, że w Polsce sposoby

składowania odchodów zwierzęcych i ich stosowania na pola sprzyjają większemu ulatnianiu amoniaku, niż to ma miejsce w krajach zachodnich. Straty natomiast prawie 10% azotu zastosowanego z nawozami mineralnymi wygląda na wygórowaną. Dodano ponadto współczynnik emisji amoniaku z użytków rolnych.

Dane dotyczące arealu użytków rolnych, obsady zwierząt i zużycia nawozów, zestawione w Roczniku Statystycznym Rolnictwa [45] i danych GUS [24–27], posłużyły do oceny emisji amoniaku w skali kraju i województw w latach 1985, 1990 i 1992.

Wyniki

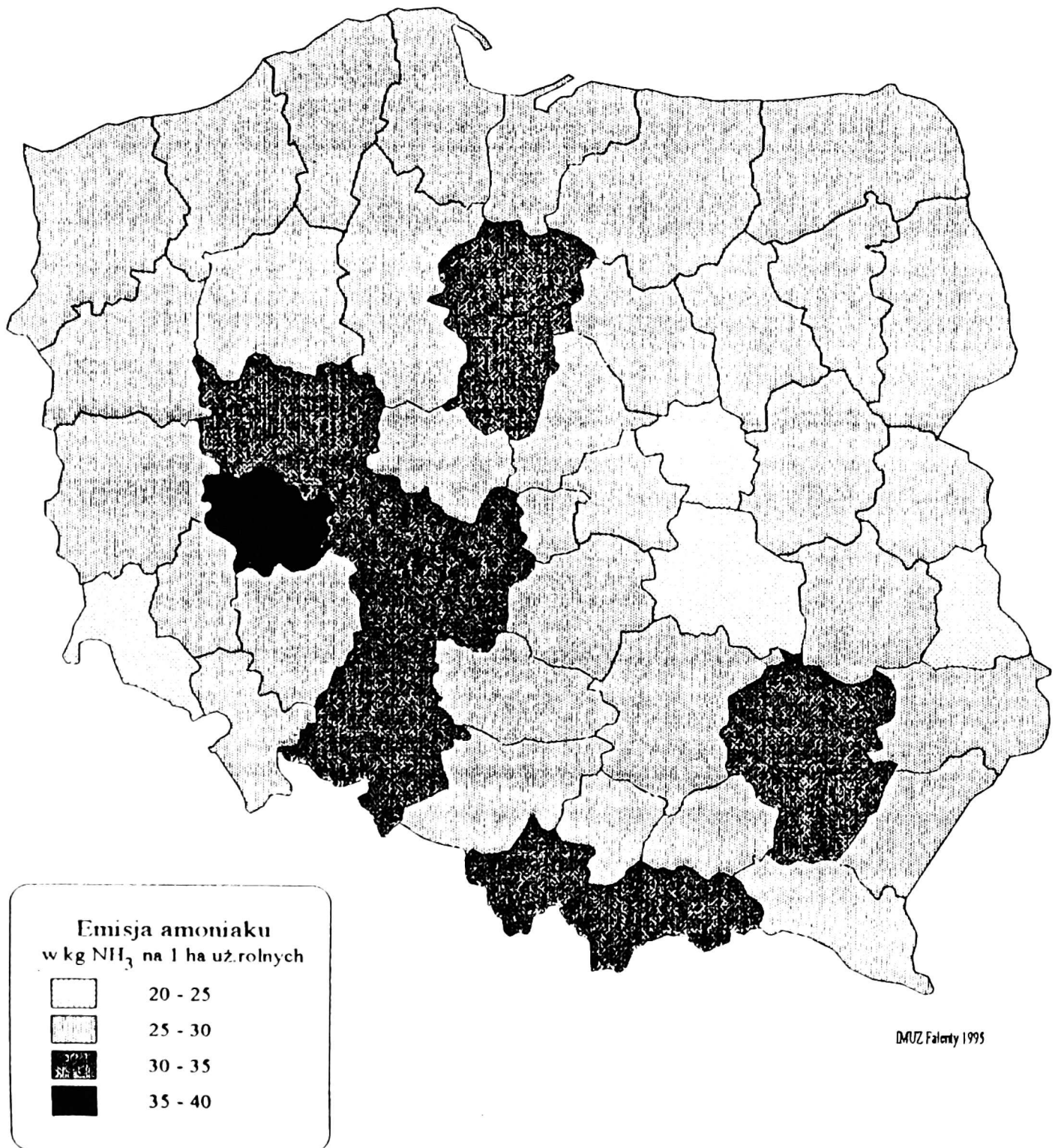
Emisja amoniaku ze źródeł rolniczych w Polsce, według przeprowadzonej oceny, wyniosła ponad 400 tys. t NH_3 w roku 1992 i uległa wyraźnemu obniżeniu w porównaniu do roku 1985 (tab. 11). Otrzymane wyniki wykazują zgodność z oceną wykonaną dla Polski przez Asmana i Jaarvela [6] oraz wykonaną w Międzynarodowym Instytucie Stosowanych Analiz Systemowych (IIASA) w Laxenburgu [36].

Obserwowane zmniejszenie emisji amoniaku w roku 1992 wynika z regresji produkcji rolnej, polegającej na zmniejszeniu pogłowia bydła i owiec, zmniejszenia liczby drobiu i ograniczeń w zużyciu nawozów sztucznych. Tylko pogłowie trzody chlewnej uległo ostatnio zwiększeniu. Można się spodziewać, że w najbliższych latach emisja amoniaku będzie wzrastać w miarę ustępowania regresji produkcji rolnej

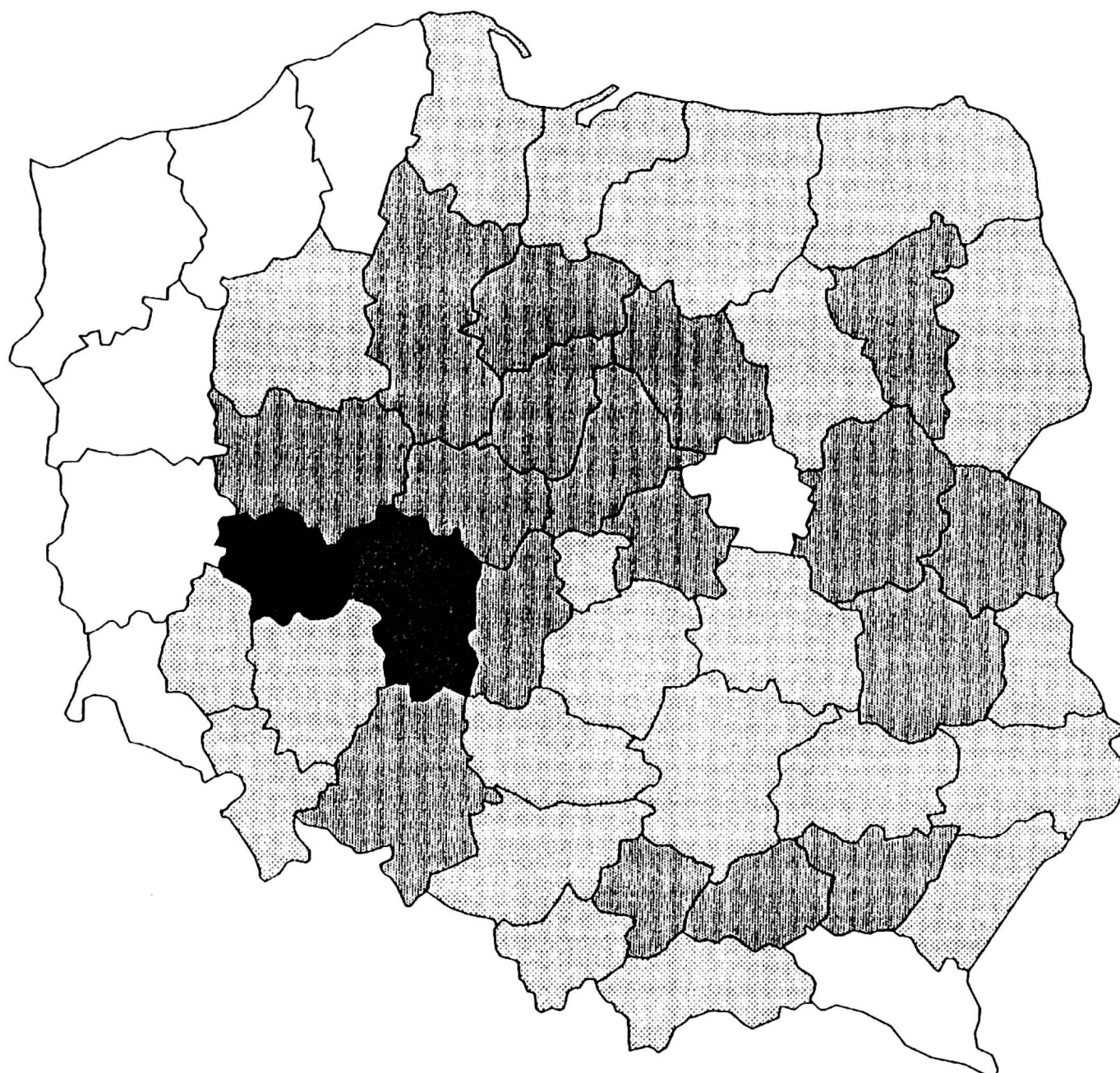
Tabela 11. Ocena emisji amoniaku ze źródeł rolniczych w Polsce (kt NH_3)

Źródło	Ocena wykonana w IMUZ				Asman i Jaarveld [6]	Klaassen [36]
	1985 kt NH_3	1990 kt NH_3	1992 kt NH_3	1992 % emisji	1987 kt NH_3	1987 kt NH_3
Krowy mleczne	154	137	118	28,4	264*	
Inne bydło	69	64	50	12,0		
Trzoda chlewna	90	99	113	27,2	89	
Owce	9	8	4	1,0	9	
Konie	18	12	11	2,6	14	
Drób	16	12	10	2,4	18	
Razem zwierzęta	356	332	306	73,6	394	
Nawozy sztuczne	147	151	73	17,5	164	
Uprawy	38	38	37	8,9	1	
Przemysł						
Razem	541	521	416	100	561	520

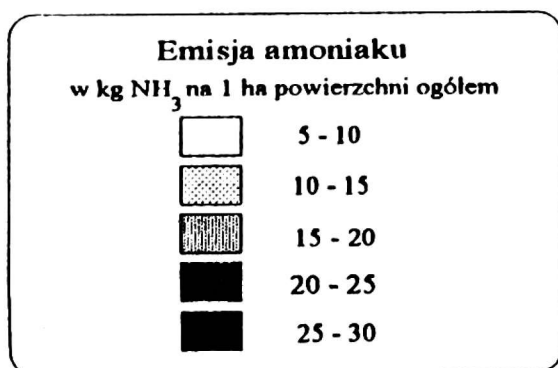
* Krowy mleczne i inne bydło.



Rysunek 1. Emisja amoniaku z produkcji rolnej za rok 1985



DMUZ Falenty 1995



Rysunek 2. Emisja amoniaku z produkcji rolnej za rok 1992

Tabela 12. Ocena emisji amoniaku w wybranych województwach

Województwo	Emisja z produkcji zwierzęcej			Emisja ze wszystkich źródeł rolniczych		
	1985 kt NH ₃	1992 kt NH ₃	1992 % emisji w 1985	1985 kt NH ₃	1992 kt NH ₃	1992 % emisji w 1985
Bydgoskie	11 324	11 052	97,6	17 438	15 821	90,7
Elbląskie	6 873	5 032	73,2	11 578	7 695	66,5
Kaliskie	10 179	9 797	96,2	15 417	13 312	86,3
Koszalińskie	6 728	4 501	66,9	11 792	6 523	55,3
Krośnieńskie	4 748	3 601	75,8	6 378	4 369	68,3
Leszczyńskie	7 548	8 034	106,4	11 274	10 617	94,2
Łomżyńskie	9 023	8 977	99,5	12 838	11 859	92,4
Olsztyńskie	11 183	8 813	78,8	18 433	12 728	69,1
Ostrołęckie	7 701	7 610	98,8	10 388	9 542	85,4
Poznańskie	12 235	11 824	96,6	18 888	16 137	85,4
Szczecińskie	8 588	6 125	71,3	15 488	9 495	61,3
Toruńskie	7 667	7 751	101,1	11 410	10 393	91,1
Zielonogórskie	6 150	4 287	69,7	10 214	6 219	60,9
Polska	354 912	305 140	86,0	540 126	426 285	77,1

i stopniowego zwiększania się pogłowia i zużycia nawozów. W województwach o tradycyjnie dobrym rolnictwie lub gdzie rolnictwo bazuje na produkcji mleka emisja amoniaku uległa tylko niedużemu obniżeniu w stosunku do roku 1985 i to głównie na skutek zmniejszonego zużycia nawozów (tab. 12). Główną przyczyną obniżenia emisji amoniaku była likwidacja państwowych gospodarstw rolnych. Produkcja rolna, jak i emisja amoniaku koncentrują się w określonych regionach kraju, w których będzie wzrastać presja rolnictwa na środowisko (rys. 1 i 2).

Dyskusja i podsumowanie

Przeprowadzona ocena jest związana z błędami szacunku, które należy brać pod uwagę przy interpretacji wyników. Möller i Schieferdecker [40] przyjmują 40-procentowy błąd oceny emisji amoniaku, Kruse i in. [34] — 20% błąd, a Asman [5] — 30–40%.

Ocena dotyczyła tylko emisji amoniaku ze źródeł rolniczych. Emisja z innych źródeł także przyczynia się do degradacji środowiska, lecz nie odgrywa tak wielkiej roli, jak rolnictwo. Emisja amoniaku spowodowana działalnością przemysłu, energetyki i transportu wynosi w Polsce tylko kilka tysięcy ton rocznie i można ją pominąć w bilansie. Trudniejsza do oceny jest emisja amoniaku ze źródeł zbliżonych do naturalnych, stanowiących tło tej emisji, jak z lasów, bagien, jezior itp. oraz od dzikiej zwierzyny. Szacuje się ją na kilka do kilkunastu tysięcy ton rocznie.

Ważnym źródłem emisji amoniaku, nie ujętym w ocenie, jest bytowa działalność człowieka i jej ocena jest bardzo potrzebna do celów bilansowania zagrożeń dla środowiska. Człowiek spożywa przeciętnie 4,5 kg azotu rocznie, a azot w produktach do bezpośredniego spożycia stanowi około 6 kg N na osobę rocznie. Nie spożyte resztki trafiają do śmieci lub kanalizacji. W produktach przeznaczonych rocznie do bezpośredniego spożycia w Polsce znajduje się około 240 tys. t azotu, z czego 20 do 25% może ulec emisji w postaci amoniaku przed lub po spożyciu produktu. Jak dotąd ocenę bytowej emisji amoniaku dokonano jedynie w byłej NRD [23, 41], lecz obydwaj autorzy znacznie się różnią w wyznaczeniu współczynnika emisji.

Emisja amoniaku do atmosfery nie jest postrzegana w Polsce jako zagrożenie dla środowiska. Uwagę skupia się głównie na emisji dwutlenku siarki przez energetykę i w mniejszym stopniu na emisji tlenków azotu przez motoryzację i energetykę. Tymczasem amoniak staje się coraz ważniejszym składnikiem kwaśnego deszczu, gdyż — jak już wspomniano — cząsteczka amoniaku powoduje takie samo zakwaszenie jak cząsteczka dwutlenku siarki i dwa razy większe niż cząsteczka dwutlenku azotu.

Na podstawie dokonanej oceny emisji amoniaku i oceny emisji dwutlenku siarki i tlenków azotu, sporządzonej przez EMEP (Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe) [2] wykazano, iż emisja amoniaku ze źródeł rolniczych przyczyniła się w 30% do zakwaszającego działania opadu w roku 1992 (tab. 13). Wartość ta w przypadku Holandii wynosiła 62% [19]. Emisja amoniaku bierze udział w tym samym stopniu jak tlenki azotu w eutrofizacji lasów i naturalnych ekosystemów w Polsce.

Emisja dwutlenku siarki szybko zmniejsza się dzięki wprowadzaniu "czystych" technologii w energetyce, a emisja tlenków azotu będzie ograniczana w miarę wyposażania silników spalinowych w katalizatory. Natomiast emisja amoniaku w Polsce będzie zwiększała się wraz ze zwiększaniem zapotrzebowania na białko zwierzęce, o ile zapobieganie tej emisji nie będzie istotnym elementem ochrony środowiska w Polsce. Emisja amoniaku pochodząca ze źródeł rolniczych, zwłaszcza

Tabela 13. Udział amoniaku w zakwaszaniu i eutrofizacji środowiska na tle emisji innych gazów

Przeliczenie	Emisja gazów w Polsce [kt/rok]					
	tlenki siarki		tlenki azotu		amoniak	
	1985	1992	1985	1992	1990	1992
W przeliczeniu na SO ₂	4300	2817				
W przeliczeniu na NO ₂			1500	1130		
W przeliczeniu na NH ₄					541	416
W przeliczeniu na N			456	344	444	342
W przeliczeniu na proton	134,2	87,9	32,6	24,6	63,6	48,9
Udział w kwaśnym opadzie [%]	58,2	54,5	14,2	15,2	27,6	30,3

z produkcji zwierzęcej, powoduje liczące się straty ekonomiczne i przyczynia się do takich strat w leśnictwie. Powoduje ponadto degradację naturalnych systemów, której koszty materialne są również duże, choć trudne do wycenienia. Dziwi więc brak zainteresowania tym problemem tak ze strony ekonomistów, jak i osób odpowiedzialnych za ochronę środowiska.

Straty azotu spowodowane ulatnianiem się amoniaku są ściśle związane z produkcją rolną i nie można ich uniknąć. Znane są procesy tych strat i znane są właściwe zabiegi agrotechniczne mające je ograniczyć, chociaż nie będące w stanie im całkowicie zapobiec.

Nasuwają się więc dwa pytania:

- Czy zabiegi te są stosowane, a jeśli tak — to czy właściwie?
- Czy i w jakim zakresie zabiegi te można ulepszać lub zastąpić bardziej skutecznymi?

Pytanie pierwsze jest skierowane do ośrodków doradztwa rolniczego. Drugie do ośrodków naukowych. Należy tylko oczekiwać postawienia takich pytań przez ośrodki decydujące o polityce rolnej i ochronie środowiska.

Wnioski

1. Emisję amoniaku ze źródeł rolniczych w Polsce oceniono na 416 tys. t NH_3 w roku 1992, z czego 306 tys. t pochodziło z produkcji zwierzęcej. Emisja ta wyraźnie zmniejszyła się w porównaniu do roku 1985.
2. Emisja amoniaku z rolnictwa w Polsce stanowi w około 30% przyczynę powstawania kwaśnego deszczu.

Literatura

- [1] Addiscott T.M., Whitemore A.P., Powlson D.S. 1991. Farming, fertilizers and the nitrate problem. Redwood Press Ltd., Melksham, UK.
- [2] Agren C. 1994. New figures presented, Acid News 5, December 1994, 14–15.
- [3] Aldag R., Döhler H. 1990. Mesung der Ammoniak-Emission nach der Gülleausbringung. BEF 1989: Emission von Ammoniak. Quelle — Verbleib — Wirkungen — Schutzmaßnahmen. Arbeitsmaterialien des Bundesamtes für Ernährung und Forstwirtschaft. Frankfurt, März 1990.
- [4] Allemand N. 1992. Tentative emission inventory of NH_3 in France in 1985. W: Ammonia emissions in Europa: Emission coefficients and abatement costs. Proceedings of a Workshop held 4–6 February at IIASA, Laxenburg, Austria. CP-92-04 September 1992, 127–134.
- [5] Asman W.A.H. 1990. A detailed ammonia emission inventory for Denmark. DMU luft A133. National Environmental Research Institute, Roskilde.
- [6] Asman W.A.H., Jaarveld H.A. 1992. Ammonia emission for use in atmospheric transport model. W: Ammonia emissions in Europa: Emission coefficients and abatement costs. Proceedings of a Workshop held 4–6 February at IIASA, Laxenburg, Austria. CP-92-04 September 1992, 3–16.
- [7] Asman W.A.H. 1992. A detailed ammonia emission inventory for Denmark and some deposition calculations. W: Ammonia emissions in Europa: Emission coefficients and abatement costs. Proceedings of a Workshop held 4–6 February at IIASA, Laxenburg, Austria. CP-92-04 September 1992, 159–168.

- [8] Bless H-G. 1992. Ammonia emission after the application of manure in the field. W: Baltic Sea Environment Proceedings No. 44. HELCOM, 28–37.
- [9] Buijsman E., Maas J.F.M., Asman W.A.H. 1987. Ammonia emission in Europe. *Atmospheric Environment* 21: 1009–1022.
- [10] Bussink D.W. 1989. Ammonia volatilization from a rationally grazed sward. Proc. of the International Symposium "Fertilizer and the environment" on the University of Leuven, August 27–29.
- [11] Bussink D.W. 1991. Relation zwischen Grünlanddüngung und NH₃-Emission beim Weidegang. VDLUFA-Schriftenreihe 33, Kongreßband, 93–98.
- [12] Bussink D.W. 1992. Ammonia volatilization from grassland receiving nitrogen fertilizer and rotationally grazed by dairy cattle. *Fertilizer Research* 33: 257–265.
- [13] Bussink D.W. 1994. Relationships between ammonia volatilization and nitrogen fertilizer application rate, intake and excretion of herbage by cattle on grazed swards. *Fertilizer Research* 38: 111–121.
- [14] Conway G.R., Pretty J.N. 1990. Unwelcome Harvest [Agriculture and Pollution]. Earthscan Publication Ltd., London.
- [15] Denmead O.T. 1990. An Ammonia Budget for Australia. *Aust. J. Soil Res.* 28: 887–900.
- [16] ECETOC. 1994. Ammonia emissions to air in Western Europe. European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals. Technical Report No. 62, July 1994.
- [17] Eggleston H.S. 1992. An improved UK ammonia emission inventory. W: Ammonia emissions in Europa: Emission coefficients and abatement costs. Proceedings of a Workshop held 4–6 February at IIASA, Laxenburg, Austria. CP-92-04 September 1992, 95–108.
- [18] Elvingson P. 1992. The problem of ammonia. *Acid News* 1, March 1992, 14–15.
- [19] Erisman J.W., Heij G.J., 1991. 3. Concentration and deposition of acidifying compounds. W: Studies in environmental Science 46. Acidification research in the Netherlands. (Heij G.J., Schneider T. eds.). Elsevier 1991, 51–56.
- [20] Fabry H. 1992. Ammonia emissions in the Federal Republic of Germany. W: Ammonia emissions in Europa: Emission coefficients and abatement costs. Proceedings of a Workshop held 4–6 February at IIASA, Laxenburg, Austria. CP-92-04 September 1992, 79–94.
- [21] Fekete K.E. 1992. Regional scale ammonia emission inventory for Hungary. W: Ammonia emissions in Europa: Emission coefficients and abatement costs. Proceedings of a Workshop held 4–6 February at IIASA, Laxenburg, Austria. CP-92-04 September 1992, 49–54.
- [22] Gaudioso D., Trozzi C., Vaccaro R. 1992. Preliminary estimate of ammonia emissions in Italy. W: Ammonia emissions in Europa: Emission coefficients and abatement costs. Proceedings of a Workshop held 4–6 February at IIASA, Laxenburg, Austria. CP-92-04 September 1992, 147–158.
- [23] Graf. M. 1992. The ammonia emission register for the five new "Länder" in Germany. W: Ammonia emissions in Europa: Emission coefficients and abatement costs. Proceedings of a Workshop held 4–6 February at IIASA, Laxenburg, Austria. CP-92-04 September 1992, 71–78.
- [24] GUS, 1993a. Zużycie nawozów sztucznych i wapniowych w roku gospodarczym 1992/1993. Warszawa.
- [25] GUS, 1993b. Wyniki spisu rolniczego 1993. Warszawa.
- [26] GUS, 1993c. Rolnicza produkcja towarowa i środki produkcji w rolnictwie w 1992 r. Warszawa.
- [27] GUS, 1994. Rolnicza produkcja towarowa i środki produkcji w rolnictwie w 1993 r. Warszawa.
- [28] Hartung J. 1992. A general cpde of practice to reduce ammonia volatilization from animal husbandary. W: Baltic Sea Environment Proceedings No. 44. HELCOM, 38–47.
- [29] Holtan-Hartwig L., Bockman O.C. 1994. Ammonia exchange between crops and air. *Norwegian Journal of Agricultural Science*, Supplement No. 14, 5–41.
- [30] Isermann K. 1990. Ammoniakemissionen der Landwirtschaft als Bestandteil ihrer Stickstoffbilanz und Lösungsansätze zur hinreichenden Minderung. Gemeinsames KTBL/VDI-Symposium: Ammoniak in der Umwelt — Kreisläufe, Wirkung, Minderung. Beitrag 1, S. 1.1 — 1.76.

- [31] Isermann K. 1992. Ammonia emissions from agriculture as a component of its nitrogen balance and some proposals for their adequate reduction. W: Baltic Sea Environment Proceedings No. 44. HELCOM, 48–96.
- [32] Jarvis S.C., Hatch D.J., Lockyer D.R. 1989. Ammonia fluxes from grazed grassland: annual losses from cattle production systems and their relation to nitrogen inputs. *Journal of Agricultural Science Cambridge* 112: 99–108.
- [33] Jarvis S.C. 1993. Nitrogen cycling and losses from dairy farms. *Soil Use and Management* 9(3): 99–105.
- [34] Kruse M., ApSimon U.M., Bell J.N.B. 1989. Validity and uncertainty in the calculation of an emission inventory for ammonia arising from agriculture in Great Britain. *Environmental Pollution* 56: 237–257.
- [35] Kemp A., Hemkes O.J., Van Steenbergen T. 1979. The crude protein production of grassland and the utilization by milking cows. *Netherlands Journal of Agriculture Science* 27: 36–47.
- [36] Klaassen G. 1992a. Emissions of ammonia in Europe as incorporated in RAINS. W: Ammonia emissions in Europe: Emission coefficients and abatement costs. Proceedings of a Workshop held 4–6 February at IIASA, Laxenburg, Austria. CP-92-04 September 1992, 25–48.
- [37] Klaassen G. 1992b. Discussion and conclusions on emission inventories and emission coefficients for ammonia. W: Ammonia emissions in Europe: Emission coefficients and abatement costs. Proceedings of a Workshop held 4–6 February at IIASA, Laxenburg, Austria. CP-92-04 September, 169–173.
- [38] Liechi P., Ritter E. 1910. Über das Entweichen von Ammoniak aus Gülle während und nach Ausbringen derselben. *Landw. Jahrbuch der Schweiz*, 481–525.
- [39] Oldenburg J. 1992. Ammonia emissions from animal houses. W: Baltic Sea Environment Proceedings No. 44. HELCOM, 11–16.
- [40] Menzi H., Neftel A., Besson J.-M., Stadelmann F.X. 1992. Special conditions influencing ammonia emission factors in Switzerland. W: Ammonia emissions in Europe: Emission coefficients and abatement costs. Proceedings of a Workshop held 4–6 February at IIASA, Laxenburg, Austria. CP-92-04 September 1992, 135–146.
- [41] Möller D., Schieferdecker H. 1989. Ammonia emission and deposition of NH_4 in GDR. *Atmospheric Environment* 23: 1187–1193.
- [42] Möller D. 1992. Ammonia budget for the former GDR. W: Ammonia emissions in Europe: Emission coefficients and abatement costs. Proceedings of a Workshop held 4–6 February at IIASA, Laxenburg, Austria. CP-92-04 September 1992, 65–70.
- [43] Pipati R. 1992. Ammonia emissions in Finland. W: Ammonia emissions in Europe: Emission coefficients and abatement costs. Proceedings of a Workshop held 4–6 February at IIASA, Laxenburg, Austria. CP-92-04 September 1992, 55–64.
- [44] RAINS. 1992. Regional Acidification Information and Simulation Model, Version 6.0. Manual. IIASA, August 1992.
- [45] Rocznik statystyczny rolnictwa 1993, GUS, Warszawa.
- [46] Schlesinger W.H., Hartly A.E. 1992. A global budget for atmospheric NH_3 . *Biogeochem.* 15: 191–211.
- [47] Stadelmann F.X. 1988. N in der Landwirtschaft: Kreislauf, Probleme, Verluste, Synthese, Schlussfolgerungen. W: Stickstoff in Landwirtschaft, Luft und Umwelt. FAC — Oktobertagung. 27. Oktober 1988.
- [48] Steele K.W., Vallis I. 1988. The nitrogen cycle in pasture. *Advances in nitrogen cycling in agricultural ecosystem*. ed. J.R. Wilson. CAB. International 274–291.
- [49] Whitehead D.C., Lockyer D.R. 1989. Decomposing grass herbage as a source of ammonia in the atmosphere. *Atmospheric Environment* 1867–1869.
- [50] Whitehead D.C., Raistrick N. 1990. Ammonia volatilization from five nitrogen compounds used as fertilizers following surface application to soils. *J. Soil Science* 41: 387–394.

Emission of ammonia from agricultural production

Summary

The global emission of ammonia is about 62 million tons of NH_3 a year with about 42% of this value contributed by animal production. In European countries where farming is based mostly on animal production the latter accounts for 72% of this emission. Ammonia is a troublesome pollutant of the atmosphere since it is quickly removed from it in the form of wet and dry precipitation. The precipitation of ammonia and its product — ammonium ion brings about the acidification of waters and soil and the eutrophication of forest habitats and natural ecosystems.

The emission of ammonia from agricultural sources in Poland in 1992 has been estimated at 416 thousand tons of NH_3 , with 306 thousand tons of this amount from animal production. The emission showed strong drop compared to 1985, this being due mostly to the liquidation of state farms, since the emission of ammonia in voivodships with traditionally good agriculture or basing on milk production decreased but slightly during this time. The emission of ammonia from agriculture in Poland contributes to 30% of acid rains.