

Artykuł problemowo-przeglądowy

STANISŁAW MERCIK, STANISŁAW MOSKAL, WOJCIECH STĘPIEŃ

EMISJA DO ATMOSFERY PODTLENKU AZOTU (N₂O) Z UŻYTKÓW ROLNYCH W POLSCE W ASPEKCIE EFEKTU CIEPLARNIANEGO

Katedra Chemii Rolniczej SGGW w Warszawie

WSTĘP

W badaniach nad globalnymi zmianami klimatu bierze się pod uwagę promieniowanie słoneczne i czynniki klimatyczne na Ziemi. Do czynników tych zalicza się między innymi zmiany w absorpcji ziemskiego promieniowania podczerwonego przez tzw. gazy cieplarniane, do których zalicza się głównie: CO₂, CH₄, N₂O, CO i NO₂. Z podanych gazów rolnictwo emituje do atmosfery najmniej podtlenku azotu (N₂O). Na przykład Iserman [1993] podaje następujące wielkości emisji tych gazów przez rolnictwo światowe oraz ich wpływ na efekt cieplarniany:

Gazy cieplarniane Greenhouse gases	Emisja Emission [mln ton]	Globalny Potencjał Cieplarniany (GPC) Global Warming Potential (GWP)	
		współczynnik* coefficient	% od całości GPC % of total GWP
N ₂ O	8,5	290	15
NO ₂	36	40	9
CH ₄	245	21	32
CO	775	2	10
CO ₂	5505	1	33

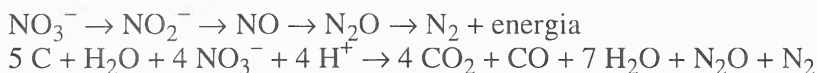
* Współczynnik GPC wskazuje, ile razy bardziej cząsteczka danego gazu pochłania ziemskie promieniowanie podczerwone niż CO₂.

Jak podaje Iserman [1993], spośród gazów emitowanych przez rolnictwo największy wpływ na efekt cieplarniany mają CO_2 i CH_4 . Metan powstaje głównie w wyniku fermentacji jelitowej i z odchodów zwierząt gospodarskich. Rolnictwo emituje do atmosfery ponad dwadzieścia razy mniej CH_4 niż CO_2 , ale efekt cieplarniany tych dwóch gazów jest podobny. Emisja podtlenku azotu (N_2O) przez rolnictwo jest ok. 650 razy mniejsza niż emisja CO_2 , lecz efekt cieplarniany CO_2 jest tylko o ok. 2,3 razy większy niż N_2O . Podtlenek azotu wywiera ponadto destrukcyjny wpływ na ozon w jego warstwie stratosferycznej. Bouwman [1990] szacuje, że w całkowitej emisji N_2O do atmosfery aż w 70% uczestniczy rolnictwo. Według Radwańskiego [1994], emitowany w Polsce N_2O pochodzi w 64% z rolnictwa.

PROCESY POWSTAWANIA PODTLENKU AZOTU W GLEBIE

Podtlenek azotu wywołujący efekt cieplarniany powstaje głównie w wyniku procesu denitryfikacji azotu azotanowego (NO_3^-) w glebie. W specyficznych warunkach podtlenek azotu może również powstawać w procesie nityfikacji azotu amonowego (NH_4^+) do azotanów [Bremner i in. 1982; Groffman 1991; Goreau i in. 1980] oraz w wyniku wiązania N_2 przez bakterie *Rhizobium* współdziałające z roślinami motylkowatymi [Smith G. B., Smith S. M. 1986].

Proces denitryfikacji przebiega w glebie w kilku etapach i można go zapisać następująco:



Proces ten może zachodzić w glebie, jeżeli zapewnione są następujące warunki:

- obecność bakterii denitryfikacyjnych [Barabasz 1985],
- obecność donorów elektronów do redukcji azotu, to jest związków organicznych [Webster, Goulding 1989; Weier i in. 1993a, b].
- obecność akceptorów elektronów (azotany),
- ograniczony dostęp tlenu [Ambus, Christensen 1993; Monaghan, Barraclough 1993].

Denitryfikację przeprowadzają mikroorganizmy (bakterie, a niekiedy również grzyby) [Shoun i in. 1992], które wykorzystują tlen z NO_3^- do utleniania materii organicznej. Elektrony pochodzące z węgla organicznego przenoszone są przez bakterie na azot azotanowy powodując jego redukcję. Produktami końcowymi takiej reakcji są gazowe związki azotu, głównie N_2 i N_2O . Ilość tych związków zależy od działania różnych mikroorganizmów w określonych warunkach glebowych. Poszczególne etapy redukcji azotu w procesie denitryfikacji przeprowadzają różne gatunki bakterii. Jedne z nich redukują NO_3^- do NO , inne NO do N_2O , a jeszcze inne N_2O do N_2 [Schloemer 1989].

Szybkość denitryfikacji, a tym samym ilość emitowanego do atmosfery podtlenku azotu zależy głównie od ilości NO_3 w glebie, od jej wilgotności, zawartości węgla organicznego, temperatury gleby oraz pH.

Tempo denitryfikacji zwiększa się przy większej zawartości NO_3 , ale tylko przy odpowiednio wysokiej zawartości węgla organicznego. Przy dużej zawartości azotanów w glebie mniejsza ich część ulega denitryfikacji, ale w takich warunkach produktem tego procesu jest przede wszystkim N_2O . Na przykład Mosier i in. [1983] przy wzrastającym stężeniu NO_3^- w glebie otrzymali znaczny przyrost emisji N_2O , a zmniejszenie emisji N_2 . Przy niskim stężeniu azotanów w glebie ich redukcja przebiega aż do końca, to jest do wydzielenia N_2 . Denitryfikacja i straty azotu gazowego są szczególnie intensywne po zbiorze roślin, gdy nie pobierają one NO_3^- , a korzenie i ich wydzieliny lub rozkładający się w tym czasie obornik są źródłem węgla łatwo dostępnego dla mikroorganizmów.

Silne uwilgotnienie gleby sprzyja denitryfikacji. Na przykład Goodroad, Kenney [1984] otrzymali siedmiokrotny wzrost produkcji N_2O przy 30% zawartości wody w glebie w porównaniu z glebą zawierającą 10% wody. Wilgotność gleby decyduje również o tym, czy denitryfikacja kończy się na wydzieleniu N_2O , czy też przebiega do końca aż do wydzielenia N_2 . Davidson [1991] otrzymał największe wydzielanie N_2O przy wilgotności 50–70% maksymalnej pojemności wodnej gleby. Powyżej tego poziomu wilgotności raptownie wzrastała emisja N_2 , a malała emisja N_2O . Nadmiar wody w glebie przy zbyt silnych deszczach może niekiedy ograniczyć straty N spowodowane denitryfikacją, w wyniku wymywania NO_3^- do głębszych warstw gleby. W warstwach tych panują często warunki anaerobowe sprzyjające denitryfikacji, ale niedobór węgla organicznego ogranicza ten proces. Jedynie w glebach organicznych i wilgotnych denitryfikacja może przebiegać bardzo intensywnie w głębszych warstwach.

Proces denitryfikacji uzależniony jest od ilości materii organicznej gleby. Wiele badań wskazuje na pozytywną korelację między produkcją N_2O a zawartością węgla organicznego w glebie [Arcara i in. 1985; Iqbal 1992]. Większość bakterii denitryfikacyjnych jest heterotrofami, zdolnymi do wykorzystywania węgla organicznego jako donora elektronów. Proste związki organiczne (np. glukoza) są łatwiej wykorzystywane przez te bakterie niż związki złożone (np. wielocukry, fenole) i większa jest wtedy emisja N_2O . Następujące po sobie susza i deszcze albo zamarzanie i odmrażanie gleby sprzyjają tworzeniu się prostych związków organicznych zawierających węgiel. Warunki takie sprzyjają też denitryfikacji.

Denitryfikacja, podobnie jak wszystkie inne procesy mikrobiologiczne, zwiększa się wraz ze wzrostem temperatury gleby aż do temperatur najwyższych, spotykanych w naszych glebach. Wyniki badań laboratoryjnych wykonane przez wielu autorów i zestawione przez Granli'ego i Bockmana [1994] wskazują, że podniesienie temperatury z 20 do 40°C powoduje wzmożenie intensywności denitryfikacji, a tym samym zwiększenie produkcji N_2O . Emisja N_2O uzależniona

jest więc od pory roku. Bremner i in. [1980] podają, że w Stanie Iowa (USA) największa emisja N_2O miała miejsce w lecie (55–83%), znacznie mniejsza była wiosną (9–23%) i jesienią (6–32%), a najmniejsza w zimie (1–5% w stosunku do emisji w ciągu całego roku).

Denitryfikacja przebiega najintensywniej przy obojętnym i słabo zasadowym odczynie gleby. W miarę obniżania pH zazwyczaj maleje proces denitryfikacji, a tym samym emisja N_2O . Na zależność taką wskazują m.in. badania Weiera i Gilliana [1986]. Mniejsza emisja N_2O z gleb kwaśnych może być uwarunkowana następującymi czynnikami:

- zmniejszenie aktywności bakterii denitryfikacyjnych,
- zmniejszenie dostępności molibdenu, który wchodzi w skład reduktazy azotanowej,
- zwiększenie toksyczności glinu i manganu w stosunku do mikroorganizmów denitryfikacyjnych.

W glebach silnie kwaśnych denitryfikacja często kończy się na redukcji NO_3^- do N_2O . Natomiast w glebach o odczynie słabo kwaśnym i obojętnym denitryfikacja zachodzi do końca, tj. do wydzielenia N_2 . Tłumaczy się to wysoką wrażliwością reduktazy N_2O na niskie pH oraz możliwością przebiegu w tych warunkach czysto chemicznego procesu redukcji NO_3^- do N_2O . Natomiast dalsza redukcja N_2O do N_2 nie zachodzi już bez udziału bakterii denitryfikacyjnych [Schloemer 1989].

Przy ustaleniu współczynników niezbędnych do oszacowania emisji N_2O do atmosfery w Polsce uwzględniono warunki glebowe, klimatyczne i agrotechniczne.

OSZACOWANIE EMISJI PODTLENKU AZOTU Z GLEB UŻYTKOWANYCH ROLNICZO W POLSCE

Emisja podtlenku azotu z nawozów mineralnych. Aby oszacować emisję N_2O z nawozów mineralnych w Polsce, należy ustalić:

- jakie są łączne straty azotu z nawozów w wyniku ulatniania się do atmosfery N_2 i N_2O ,
- jaka część tych strat przypada na N_2O ,
- jakie jest zużycie poszczególnych form nawozów azotowych w kraju.

W literaturze podaje się bardzo zróżnicowane straty azotu gazowego z nawozów mineralnych. Dla tych nawozów, które stosuje się w Polsce w znaczących ilościach, podaje się następujące straty azotu gazowego w stosunku do dawki azotu (w % wagowych):

Andrejewa [1972]*	(NH ₄) ₂ SO ₄	17,0
Jakovljevic i in. [1979]*	NH ₄ NO ₃	20,2
	(NH ₄) ₂ SO ₄	24,7
	CO(NH ₂) ₂	16,0
Dincev, Badzow [1978]*	H (NH ₄) ₂ SO ₄	10,3
Lyngstad [1991]*	głównie NH ₄ NO ₃	11,0

*Doświadczenia prowadzono z zastosowaniem ¹⁵N.

Podane wyniki pochodzą z badań, w których gleby były wilgotne i przeważały w nich warunki anaerobowe. Biorąc pod uwagę skład granulometryczny gleb Polski [Witek 1974], można założyć, że tylko w połowie z nich mogą przeważać warunki sprzyjające denitryfikacji w okresie wegetacyjnym, kiedy to stosuje się nawozy azotowe. Uwzględniając, że w 50% naszych gleb przeważają warunki aerobowe, nie sprzyjające denitryfikacji, podane wyżej straty azotu gazowego należałoby zmniejszyć do połowy. Dzieliąc przez 2 uśrednione dane dotyczące emisji N można obliczyć, że całkowite straty azotu gazowego z poszczególnych form nawozów azotowych wyniosą (w % wagowych):

(NH ₄) ₂ SO ₄	17,3 : 2 = 8,7%
NH ₄ NO ₃	15,6 : 2 = 7,8%
CO(NH ₂) ₂	16,0 : 2 = 8,0%

Wynika z tego, że w naszych warunkach gazowe straty azotu w wyniku denitryfikacji powinny wynosić 7,8% z saletry amonowej, 8,7% z nawozów amonowych i 8,0% z mocznika.

Drugim ważnym czynnikiem, który należy uwzględnić przy obliczaniu emisji N₂O z nawozów azotowych, jest procentowy udział emisji N₂O w stosunku do całkowitych strat azotu gazowego. Jak wynika z literatury, procentowy udział strat N₂O w całkowitych stratach gazowych jest większy w przypadku: wyższych dawek azotu, gleb kwaśnych niż słabo kwaśnych i obojętnych, stosowania formy amonowej niż azotanowej oraz gleb o średnim uwilgotnieniu niż gleb bardzo wilgotnych. Być może czynniki te decydowały o tym, że w literaturze podaje się bardzo zróżnicowany udział strat N₂O w stosunku do całkowitej emitowanej ilości N w formie gazowej N₂O + N₂:

Colbourn i in. [1984]:	przeciętnie	28%
Dincev, Badzow [1978]:	Ca(NO ₃) ₂	17%
	i (NH ₄) ₂ SO ₄	47%
IPCC [1994]		10%

Colbourn i in. [1984] oraz Dincev, Badzow [1978] prowadzili badania w warunkach bardziej odbiegających od polskich niż badania prowadzone przez licznych autorów zamieszczone w IPCC [1994]. Upoważnia to do przyjęcia 10%

strat w stosunku do całkowitych strat azotu gazowego. Przy takim założeniu do dalszych obliczeń przyjęto, że w naszych warunkach w formie N_2O ulatnia się 0,87% N z siarczanu amonowego, 0,78% N z saletry amonowej, saletrzaku i nawozów wieloskładnikowych oraz 0,80% N z mocznika. Uwzględniając te współczynniki oraz zużycie N mineralnego w Polsce w latach 1989 i 1992, obliczono globalną emisję N_2O z nawozów mineralnych w tych latach z obszaru użytków rolnych, to jest z 18 700 tys. ha (tab. 1).

Emisja podtlenku azotu z obornika. Obornik (w tym gnojowica) zawiera zarówno materię organiczną, jak i łatwo rozpuszczalne związki azotu. Wprowadzenie do gleby tych dwóch komponentów obornika wzmacnia procesy denitryfikacji, a tym samym emisję N_2O . Jednakże aby proces denitryfikacji nasilił się znacząco po zastosowaniu obornika, muszą panować w glebie warunki anaerobowe, gdyż tworzenie się N_2O w warunkach aerobowych w wyniku nityfikacji jest niewielkie.

Bardzo znaczne straty azotu powodowane denitryfikacją podają Webster i in. [1989], ale badali oni denitryfikację na poletkach w Rothamsted, na których przez 140 lat stosowano co rok bardzo wysokie dawki obornika (45 t/ha), wprowadzając w tym nawozie 225 kg N na ha. W tych warunkach roczne straty azotu w wyniku denitryfikacji wynosiły 29 kg N na ha (13% N z obornika). Na obiektach z

TABELA 1. Zużycie nawozów azotowych oraz emisja N_2O z tego źródła w latach 1989 i 1992
TABLE 1. Consumption of nitrogen fertilizers, and emission of N_2O from this source in 1989 and 1992

Nawóz Fertilizer	1989			1992		
	Zużycie Consump- tion of N[Gg]	Emisja – Emission N_2O -N		Zużycie Consump- tion of N [Gg]	Emisja – Emission N_2O -N	
		%	Gg		%	Gg
Siarczan amonowy Amonium sulphate	84	0,87	0,73	79	0,87	0,69
Saletra amonowa Ammonium nitrate	674	0,78	5,26	318	0,78	2,48
Saletrzak – Lime- ammonium nitrate	174	0,78	1,36	66	0,78	0,51
Mocznik – Urea	422	0,80	3,38	180	0,80	1,44
Wieloskładnikowe Multiple-nutrient fertilizers	124	0,78	0,97	34	0,78	0,26
Razem – Together	1478	–	11,70	678	–	5,38
Przeciętnie Average [kg N/ha]	79	–	0,63	36	–	0,29

TABELA 2. Zwierzęta gospodarskie w Polsce w przeliczeniu na sztuki obornikowe (S.O.), wielkość produkcji obornika oraz emisja N_2O z obornikaTABLE 2. Number of manure unit animals (M.U.A.) in Poland, production of manure and emission of N_2O from manure

Wyszczególnienie – Item	1989	1992
S.O. w tys. sztuk – M.U.A. in thousands	7943	6417
bydło – cattle	2744	2368
trzoda chlewna – pigs	412	195
owce – sheeps	781	984
konie – horses	544	437
drób – poultry	–	74
zwierzęta futerkowe – fur animals		
Razem S.O. – Total M.U.A.	12427	10475
Produkcja obornika [Gg*] Production of manure [Gg]	124270	104750
Zużycie N w oborniku [Gg] Consumption of N with manure [Gg]	621,00	524,00
Średnia ilość kg N na ha użytków rolnych Average amount of kg N per ha of arable land	33,20	28,00
Emisja N_2O -N z obornika [Gg] Emission of N_2O -N from manure [Gg]	7,14	6,03
Emisja N_2O -N [kg/ha] Emission of N_2O -N [kg per ha]	0,30	0,32

*Gg – gigagram

nawozami mineralnymi (90 kg N na ha) roczne straty azotu w wyniku denitryfikacji wynosiły tylko 4,5 kg N na ha, to jest 5%. Jak wcześniej podano, przyjęto dla warunków krajowych zgodnie z IPCC [1994] 10% strat N_2O w stosunku do całkowitych strat azotu w wyniku denitryfikacji. Jeżeli weźmie się pod uwagę tę wartość, to straty N_2O w wyniku denitryfikacji wynosiły w glebach ze statycznych doświadczeń w Rothamsted 1,3% przy stosowaniu obornika i 0,5% przy stosowaniu nawozów mineralnych.

Badania Comforta i in. [1990] przeprowadzone z izotopem ^{15}N wykazały, że straty N_2O z obornika zastosowanego na glebie średnio zwięzłej w Stanie Wisconsin (USA) wahały się w granicach 1,0–1,3% (średnio 1,15%) w stosunku do ilości N w tym nawozie. Badania te prowadzono w warunkach klimatycznych zbliżonych do naszych, a dawki obornika były znacznie niższe niż podane wyżej w Rothamsted.

Z przytoczonych dwóch przykładów badań nad stratami N_2 z obornika można wnioskować, że dla warunków Polski bardziej właściwe jest przyjęcie współczynnika emisji N_2O podawanego przez Comforta i in. [1990] i wynoszącego 1,15%. Jest również uzasadnione, że współczynnik emisji N_2O jest większy dla obornika (1,15) niż dla nawozów mineralnych (0,78–0,87). Azot mineralny uwalnia się

bowiem z obornika w znaczących ilościach po zakończeniu wegetacji, gdy nie jest już pobierany przez rośliny, może więc łatwo ulegać denitryfikacji. Poza tym z obornikiem wprowadza się materię organiczną, która wzmacnia rozwój bakterii, w tym również bakterii denitryfikacyjnych.

W celu obliczenia globalnej emisji N_2O z obornika w Polsce należało również ustalić produkcję tego nawozu. Produkcję obornika oblicza się powszechnie na podstawie pogłowia poszczególnych gatunków zwierząt przeliczonego na tzw. sztuki obornikowe (S.O.). Zakłada się [Fotyma, Mercik 1992], że 1 S.O. = 500 kg masy ciała zwierząt i że produkcja obornika od 1 S.O. wynosi 10 t rocznie. Przyjmując te parametry, zestawiono w tabeli 2 obsadę zwierząt w Polsce przeliczoną na sztuki obornikowe oraz obliczono produkcję obornika i emisję N_2O z obornika.

Emisja podtlenku azotu z upraw roślin motylkowatych. Rośliny motylkowate wiążą N_2 z atmosfery, tworząc organiczne związki azotu za pośrednictwem bakterii brodawkowych (*Rhizobium*). W wyniku mineralizacji azotu organicznego uwalnia się azot mineralny NH_4^+ , który następnie utlenia się do NO_3^- . Forma ta może dalej ulegać denitryfikacji z wydzieleniem N_2O i N_2 .

Smith G. B., Smith S. M. [1986] podają wyniki badań własnych oraz innych autorów, które wskazują, że w warunkach beztlenowych możliwe jest tworzenie N_2 i N_2O nie tylko przez bakterie denitryfikacyjne, ale również przez bakterie *Bradyrhizobium japonicum* współżyjące z soją i innymi roślinami motylkowatymi. Ilość wytworzonego N_2 i N_2O w wyniku działalności tych bakterii wynosiła średnio 16% w stosunku do ilości azotu związanego przez bakterie denitryfikacyjne. Według Smitha G. B., Smith S. M. [1986] w wyniku działalności bakterii *Bradyrhizobium japonicum* współżyjących z soją powstało w glebie 1,8 kg N na ha (16%) w formie N_2 i N_2O . Jeżeli przyjąć, że 1,8 kg N ($N_2 + N_2O$) powstałego w następstwie działalności *Rhizobium* stanowi 16% N w stosunku do ilości N związanego przez *Rhizobium* i zdenitryfikowanego przez wolno żyjące bakterie denitryfikacyjne, to łączna ilość N ulegająca denitryfikacji wynosiłaby: 1,8 kg (16%) + 11,25 kg (100%) = 13,05 kg (116%). Zakładając, że 10% tej ilości azotu [IPCC 1994] to azot w formie N_2O , otrzymamy 1,3 kg N_2O-N na ha wydzielanego do atmosfery.

Bremner i in. [1980] obliczyli, że w 6 różnych doświadczeniach przeprowadzonych w Stanie Iowa (USA) na polach z soją ulatniało się od 0,34 do 1,97 kg N_2O-N z ha rocznie (średnio 1,2 kg N_2O-N). Jeżeli przyjąć, że w doświadczeniach przeprowadzonych przez Smitha G. B., Smith S. M. [1986] oraz Bremnera i in. [1980] soja związała rocznie na 1 ha 150 kg N, to następująca część azotu związanego uległa denitryfikacji do N_2O :

w doświadczeniu Smitha G. B. i Smitha S. M. [1986]
w doświadczeniu Bremnera i in. [1980]

$1,3 \cdot 100 : 150 = 0,87\%$
 $1,2 \cdot 100 : 150 = 0,80\%$

TABELA 3. Powierzchnia roślin motylkowatych w Polsce oraz emisja N₂O-N z tych roślin w latach 1989 i 1992TABLE 3. Area under legumes in Poland and emission of N₂O-N from these plants in 1989 and 1992

Wyszczególnienie – Item	1989	1992
Powierzchnia roślin motylkowatych [tys. ha] Area under legumes [thousands ha]	1928	1697
Ilość N w resztkach poźniwnych roślin motylkowatych [kg N/ha] Amount of N in legume residues [kg N per ha]	90	90
Ogólna [Gg] – Total [Gg]	173,5	152,7
Emisja N ₂ O-N – Emission of N ₂ O-N:		
– z resztek poźniwnych roślin motylkowatych [Gg] – from legume residues [Gg]	1,73	1,53
– w kg/ha użytków rolnych – kg/ha of arable land	0,093	0,082
– kg/ha pod roślinami motylkowatymi – kg/ha under legumes	0,90	0,80

Duxbury i in. [1982] podają, że przy uprawie lucerny uwalniało się do atmosfery w dwu kolejnych latach 4,2 i 2,3 kg N₂O-N z ha rocznie (przeciętnie 3,25 kg). Gdy założy się, że lucerna zwiąże rocznie 250 kg N na ha, wtedy 3,25 kg stanowi 1,3%. Galbally i in. [1992] podają, że po przyoraniu lucerny może się wydzielić nawet 4 kg N₂O-N z 1 ha rocznie. Jest to jednak ilość wyraźnie wyższa niż podawana przez innych autorów i dlatego nie jest uwzględniona w dalszych obliczeniach.

Podane wyniki badań wskazują, że przeciętnie ok. 1,0% (0,87 + 0,80 + 1,3/3) azotu związanego przez rośliny motylkowate ulega denitryfikacji do N₂O. Taki współczynnik przyjęto w dalszych obliczeniach emisji N₂O z roślin motylkowatych w Polsce.

W tabeli 3 zestawiono powierzchnię wszystkich roślin motylkowatych uprawianych w kraju w latach 1989 i 1992. Wynika z niej, że w Polsce uprawiano odpowiednio 1,93 i 1,70 mln ha roślin motylkowatych, co stanowi ok. 10% użytków rolnych. Rośliny te sporadycznie tylko uprawiano na zielony nawóz (na przyoranie całych roślin). Jednakże w resztkach poźniwnych roślin motylkowatych znajduje się również dużo azotu. Wyniki badań przeprowadzonych przez Batalina [1962] wskazują, że z resztek poźniwnych koniczyny i lucerny, zajmujących około 80% powierzchni uprawy roślin motylkowatych w Polsce, pozostaje przeciętnie w glebie na powierzchni 1 ha 90 kg N. Z tego powodu w dalszych obliczeniach emisji N₂O z roślin motylkowatych (tab. 3) przyjęto 90 kg N na ha.

Emisja podtlenku azotu ze zmineralizowanej materii organicznej gleby. Brak jest ścisłych badań dotyczących wielkości współczynnika emisji N₂O, powstającego w wyniku denitryfikacji azotu ze zmineralizowanej materii organi-

TABELA 4. Emisja N_2O-N z użytków rolnych w Polsce [Gg] oraz z 1 ha [kg]
 TABLE 4. Emission of N_2O-N from arable land in Poland [Gg] and from 1 ha [kg]

Źródła emisji Source of emission	1989		1992	
	Gg N	kg N	Gg N	kg N
Nawozy mineralne (tab. 1) Mineral fertilizers	11,70	0,63	5,38	0,29
Obornik (tab. 2) – Manure	7,14	0,38	6,03	0,32
Rośliny motylkowate (tab. 3) Legumes	1,73	0,09	1,53	0,08
Materia organiczna gleby Organic matter of soil	7,11	0,38	7,11	0,38
Razem – Together	27,68	1,48	20,05	1,07
Razem bez nawozów mineralnych – Together without mineral fertilizers	15,98	0,85	14,67	0,78

cznej gleby. Można jednak z dużym prawdopodobieństwem założyć, że współczynnik ten będzie podobny do tego, jaki przyjęto dla resztek poźniwnych roślin motylkowatych (1,0%). Przyjmując ten współczynnik, można dokonać następującego obliczenia:

Gleby mineralne Polski zawierają 0,025–0,29% N [Mazur i in. 1991]. Jednakże przeważają u nas piaski gliniaste, a te zawierają przeciętnie 0,096% N [Fotyma i in. 1987]. Przyjmując tę przeciętną wartość (0,096%), można obliczyć, że w warstwie ornej (25 cm) na powierzchni 1 ha (4 Gg gleby) znajduje się 3840 kg N. Jeżeli założy się, że ok. 1% azotu z materii organicznej gleby ulega rocznie mineralizacji, to powstaje ok. 38 kg N mineralnego [Mazur i in. 1991]. Azot ten ulega podobnym przemianom jak azot mineralny z resztek poźniwnych roślin motylkowatych. Do globalnej emisji N_2O do atmosfery zostanie zatem wprowadzone 1,0% z 38 kg N, czyli 0,38 kg N_2O-N na ha rocznie. Ponieważ powierzchnia użytków rolnych w Polsce wynosi 18,700 tys. ha, więc globalna emisja N_2O-N z mineralizacji materii organicznej gleby jest równa 7,11 Gg.

Globalna emisja podtlenku azotu z użytków rolnych w Polsce. W tabeli 4 zestawiono globalną emisję N_2O-N z użytków rolnych całego kraju (w Gg) oraz z 1 ha (w kg), która stanowi sumę emisji tego gazu z nawozów azotowych, obornika, roślin motylkowatych oraz z mineralizacji materii organicznej gleby.

PODSUMOWANIE

W obliczeniach uwzględniono wszystkie ważniejsze rolnicze źródła azotu, z których może powstać N_2O . Według tych obliczeń globalna emisja N_2O z gleb użytkowanych rolniczo w Polsce wynosiła w latach 1989 i 1992 odpowiednio

15,98 i 14,67 Gg N₂O-N. Mnożąc te dane przez współczynnik GPC wynoszący 290 (patrz Wstęp), otrzymamy za lata 1989 i 1992 odpowiednik 4 600 i 4 300 Gg CO₂. Z obliczeń Pilarczyka [1994], podającego emisję metanu z fermentacji jelitowej i odchodów zwierząt gospodarskich w Polsce za rok 1992, wynika, że roczna emisja CH₄ z tych źródeł wynosi 728 Gg CH₄, co, przeliczając przez współczynnik GPC (równy 21), daje odpowiednik 15 300 Gg CO₂. Porównanie rolniczej emisji metanu i podtlenku azotu wskazuje, że efekt cieplarniany CH₄ jest około 3,5 razy większy niż efekt cieplarniany N₂O.

Brak jest danych dotyczących emisji rolniczej CO₂ w Polsce. Jednakże materiały podawane przez Isermana [1993] wskazują, że produkowane przez rolnictwo gazy CH₄ i CO₂ dają podobny efekt cieplarniany.

Przeciętna emisja N₂O z 1 ha wynosiła w Polsce w latach 1989 i 1992 odpowiednio 1,48 i 1,07 kg N₂O-N, a bez uwzględnienia nawozów azotowych odpowiednio 0,85 i 0,78 – średnio 0,82 N₂O na ha rocznie. Jak widać, emisja N₂O-N z obornika, roślin motylkowatych i z gleby była podobna w obydwu latach. Można zatem założyć, że emisja N₂O-N z tych źródeł będzie zbliżona na przestrzeni wielu lat. Zmienia się natomiast znacznie zużycie nawozów azotowych w poszczególnych latach. Z tego powodu przeciętną emisję N₂O-N w kg/ha dla dowolnego roku i określonej dawki N można obliczyć dla naszych warunków z następującego wzoru:

$$\text{kg N}_2\text{O-N/ha/rok} = 0,82 + 0,0080 \cdot N$$

gdzie N = dawka N [kg/ha]

Współczynnik 0,0080 był jednakowy w latach 1989 i 1992, a obliczono go w następujący sposób:

$$1989: 1,48a - 0,85b = 0,63c; 0,63c : 79d = 0,0080e$$

$$1992: 1,07a - 0,78b = 0,29c; 0,29c : 36d = 0,0080e$$

gdzie:

a – łączna emisja N₂O-N [kg/ha],

b – emisja kg N₂O-N na ha bez nawozów mineralnych,

c – emisja kg N₂O-N na ha z nawozów mineralnych,

d – dawka N [kg na ha],

e – emisja N₂O-N w kg na 1 kg N w nawozach mineralnych.

W literaturze podaje się bardzo zróżnicowane wartości emisji N₂O z użytkowanych rolniczo gleb. Według Bouwmana [1990] i Eichnera [1990], emisja podtlenku azotu z 1 ha gleb użytkowanych rolniczo i nawożonych nawozami azotowymi najczęściej wynosi 1–2 kg N₂O-N na ha rocznie. Wyniki tych autorów zostały w największym stopniu uwzględnione przy opracowaniu IPCC [1994].

LITERATURA

- AMBUS P., CHRISTENSEN S., 1993: Denitrification variability and control in a riparian fen irrigated with agricultural drainage water. *Soil Biol. Biochem.* **25**: 915–923.
- ANDREJEWA E. A., 1972: The application of the stable ^{15}N isotope for measuring fertilizer nitrogen balance in soil. Conf. of the Joint FAO/IAEA Division. Moscow: 1–16.
- ARCARA P. G., GISPERT M. A., PRIGNANO F., 1985: Denitrification, organic matter and physico-chemical properties in four Italian soils. Current perspectives in environmental biogeochemistry. C.N.R. – I.P.R.A. Giovannozzi–Sermanni. Via Nizza. Roma: 187–195.
- BARABASZ W., 1985: Denitryfikacja w świetle współczesnych badań mikrobiologicznych i ekologicznych. *Post. Mikrob.* **1/2**: 83–101.
- BATALIN M., 1962: Studium nad resztkami poźniwnymi roślin uprawnych w łanie. *Rocz. Nauk Rol.* **98**. D
- BOUWMAN A. T., 1990: Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystem and the atmosphere. (In:) Soil and the greenhouse effect. A.F. Bouwman (ed.). John Willey-Sohus Ltd. Chichester: 61–127.
- BREMNER J. M., ROBINS S. G., BLACKMER A. M., 1980: Seasonal variability in emission of nitrous oxide from soil. *Geophys. Res. Lett.* **7**: 641–644.
- BREMNER J. M., BLACKMER A. M., 1982: Composition of soil atmosphere. (In:) Methods of soil analysis. P. II. *Agron. Monograph*, 9, Amer. Soc. Agron. Madison (Wis.)
- COLBOURN P., IQUBAL M. M., HARPER I. W., 1984: Estimation of the total gaseous nitrogen losses from clay soils under laboratory and field conditions. *J. Soil Sci.* **35**: 11–22.
- COMFORT S. D. i in., 1990: Nitrous oxide production from injected liquid dairy manure. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **54**: 421–427.
- DAVIDSON E. A., 1991: Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystem. (In:) Microbiological production and consumption of greenhouse gases: Methane, nitrogen oxides and halomethanes. I. E. Rogers et al. (eds) American Society for Microbiology, Washington D. C.: 219–235.
- DINCEV D., BADZOW K., 1978: Umwandlung des Stickstoffes im Boden und seine Ausnutzung durch die Pflanzen. Stickstoffverluste im Boden. Akad. Landwiss. **89**, DDR.
- DUXBURY I. M., BOULDIN D. R., TERRY R. E., TATE R. L., 1982: Emission of nitrous oxide from soil. *Nature* **298**: 462–464.
- EICHNER M. I., 1990: Nitrous oxide emission from fertilized soils: Summary of available data. *J. Environ. Qual.* **19**: 272–280.
- FOTYMA M., MERCIK S., FABER A., 1987: Chemiczne podstawy żywności gleb i nawożenia. PWRL, Warszawa: 57–96.
- FOTYMA M., MERCIK S., 1992: Chemia rolna. PWN, Warszawa.
- GALBALLY i in., 1992: Biosphere – atmosphere exchange of trace gases over Australia. (In:) Australia's renewable sources. R. M. Gifford – M. M. Barson (eds). Canberra: 117–149.
- GOODROAD L. L., KEENEY D. R., 1984: Nitrous oxide production in aerobic soils under varying pH, temperature and water content. *Soil Biol. Biochem.* **16**: 39–43.
- GOREAU T. J., KAPLAN W. W., WOFYSY S. C., McELORY M. B., VALOIS F. W., WATSON S. W., 1980: Production of nitrate and nitrous oxide by nitrifying bacteria at reduced concentrations of oxygen. *Appl. Environ. Microbiol.* **40**: 526–532.
- GRANLI T., BOCKMAN O. C., 1994: Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian J. Agricult. Sci. Suppl.* **12**: 71–77.
- GROFFMAN P. M., 1991: Ecology of nitrification and denitrification in soil evaluated at scales relevant to atmospheric chemistry. (In:) Microbial production and consumption of greenhouse gases: Methane, nitrogen oxides and halomethanes. J. E. Rogers and W. B. Whitman (eds.). American Society for Microbiology, Washington, D. C.: 201–217.

- IPCC, 1994: Greenhouse Gas Inventory Reference. Manual, IPCC Dr Draft. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, vol. 3.
- ISERMAN K., 1993: Anteile der Landwirtschaft an der Emission klimarelevanter Spurgaseursachen orientierte und hinreichende Lösungsansätze. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellsch.* **69**: 231–238.
- IQBAL M., 1992: Potential rates of denitrification in 2 field soils in southern England. *J. Agric. Sci.* **118**: 223–227.
- JAKOVLJEVIC M. i in., 1979: The change of nitrogen compounds in soil. Europ. Soc. of Nuclear Methods in Agric. X Ann. Meeting. Beograd-Zemun: 1–10.
- LYNGSTAD I., 1991: A lysimeter study on the nitrogen balance in soil. II. Fate of ^{15}N -labelled nitrate fertilizer applied to grass. *Norwegian J. Agric. Sci.* **5**: 143–151.
- MAZUR T., i in., 1991: Azot w glebach uprawnych. PWN, Warszawa: 56.
- MONAGHAN R. M., BARRACLOUGH D., 1993: Nitrous oxide and dinitrogen emissions from urine – affected soil under controlled conditions. *Plant and Soil* **151**: 127–138.
- MOSIER A. R., PARTON W., J., HUTCHINSON G. L., 1983: Modelling nitrous oxide evolution from cropped and native soils. *Biogeochem. Ecol. Bull.* **35**: 229–241.
- PILARCZYK A., 1994: Emisja metanu z fermentacji jelitowej i odchodów zwierząt gospodarskich w Polsce w 1992. (Materiały niepublikowane).
- RADWAŃSKI E., 1994: Inwentaryzacja gazów cieplarnianych w Polsce. Metodologia i przegląd problemów badawczych w ramach studium dla UNEP. Fundacja na Rzecz Efektywnego Wykorzystania Energii. Warszawa: 1–17.
- SCHLOEMER S., 1989: Stickstoffverluste durch Denitrifikation in einem gemüsebaulich genutzten Boden. Inaugural-Dissertation, Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn.
- SHOUN H. D. M., KIM H., UCHIYAMA, SUCIYAMA J., 1992: Denitrification by fungi. *FEMS Microbiol. Lett.* **94**: 277–282.
- SMITH G. B., SMITH S. M., 1986: Symbiotic and free-living denitrification by *Bradyrhizobium japonicum*. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* **50**: 349–354.
- WEBSTER C. P., GOULDING K., 1989: Influence of soil carbon content on denitrification from fallow land during autumn. *J. Sci. Food Agric.* **49**: 131–142.
- WEIER K. L., GILLIAN J. W., 1986: Effect of acidity on denitrification and nitrous oxide evolution from Atlantic coastal-plain soils. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* **50**: 1202–1205.
- WEIER K. L., DORAN J. W., POWER J. F., WALTERS D. T., 1993a: Denitrification and the dinitrogen, nitrogen nitrous oxide ratio as affected by soil water, available carbon, and nitrate. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **57**: 66–72.
- WEIER K. L., MACRAE I. C., MYERS R. J. K., 1993b: Denitrification in a clay soil under pasture and annual crop-losses from ^{15}N labelled nitrate in the subsoil in the field using C_2H_2 inhibition. *Soil Biol. Biochem.* **25**: 999–1004.
- WITEK T., 1974: Rolnicza przestrzeń produkcyjna Polski w liczbach. IUNG, Puławy.

S. Mercik, S. Moskal, W. Stępień

NITROUS OXIDE EMISSION FROM AGRICULTURAL SOILS IN POLAND IN CONNECTION WITH GREENHOUSE GASES EFFECT

Department of Agricultural Chemistry, Warsaw Agricultural University

SUMMARY

Factors influenced the emission of N₂O from mineral fertilizers, manure, legumes and soil organic matter to atmosphere were discussed and the quantitative estimation of N₂O emission from these sources was calculated as well. Losses of N₂O from manure, legumes and soil organic matter are similar during several years. Mean value of losses from these sources is equal 0.82 kg N₂O per ha yearly. Losses of N₂O from mineral fertilizers are equal 0.0080 kg N per 1 kg of applied nitrogen. Emission of N₂O from arable land can be calculated for any year and dose of nitrogen fertilizers from following equation:

$$\text{kg N}_2\text{O-N/ha/year} = 0.82 + 0.0080 \text{ N}$$

where N – dose kg N per ha in mineral fertilizers.

Praca wpłynęła do redakcji we wrześniu 1994 r.

*Prof. dr Stanisław Mercik
Katedra Chemii Rolniczej SGGW
02-528 Warszawa, Rakowiecka 26/30*