

Antoni Faber, Zuzanna Jarosz*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach***WPLYW SYSTEMU UPRAWY ROLI
NA BEZPOŚREDNIĄ EMISJĘ PODTLENKU AZOTU*****Słowa kluczowe:** rola, system uprawy, emisja, podtlenek azotu**Wstęp**

Podtlenek azotu (N_2O) jest gazem cieplarnianym mającym w Polsce 5,03% udziału w ogólnej emisji tych gazów (18). Charakteryzuje się on jednak globalnym potencjałem ocieplenia 265 razy większym niż dwutlenek węgla (25), który jest głównym antropogenicznym gazem cieplarnianym. Z tego względu ograniczenie emisji N_2O ma duże znaczenie dla ochrony klimatu.

Największy udział (78,6%) w emisjach N_2O ma rolnictwo (18). Gaz ten jest produktem zachodzących w glebach biologicznych procesów nityfikacji i denityfikacji (2, 5, 16). W warunkach tlenowych glebowe drobnoustroje autotroficzne w procesie nityfikacji przekształcają amoniak w azotany, przy czym powstają niewielkie emisje N_2O (0,1–1% przekształcanego N) (2, 5). W warunkach beztlenowych glebowe drobnoustroje heterotroficzne w procesie denityfikacji przekształcają azotany w N_2O (1–100% przekształcanego N), NO oraz N_2 (2, 5). Relacje ilościowe między gazowymi produktami denityfikacji zależą od: dostępności azotanów i tlenu w glebie, ilości łatwo rozkładalnego węgla organicznego jako źródła energii, odczynu i temperatury gleby oraz składu mikrobiologicznego i aktywności mikrobiologicznej gleby (3, 8, 11, 30). Emisje N_2O z gleby są wynikiem nityfikacji wtedy, gdy pory glebowe są wypełnione wodą w 30–60%, zaś denityfikacji – przy zawartości wody w porach 50–90% (7). Omawiane procesy oraz emisje N_2O zachodzą w różnym nasileniu zarówno w glebach użytków naturalnych, jak również użytkowanych rolniczo. W tych ostatnich ich nasilenie jest większe ze względu na zabiegi uprawowe (8, 11).

Głównym czynnikiem zwiększającym emisję bezpośrednią N_2O z użytków rolnych jest stosowanie azotu w postaci nawozów mineralnych i naturalnych.

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 2.6 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

Często przyjmuje się, że szacunkowa wielkość globalnej emisji z tych nawozów rośnie liniowo wraz z dawką, stanowiąc średnio 1% zastosowanego N w nawozach (12). Szacunek ten (metoda poziomu 1) dość dobrze zgadza się z dokonaną ostatnio metaanalizą globalnego współczynnika emisji, która wykazała, iż w latach 2005–2014 współczynnik emisji wynosił 1,05 zastosowanej dawki azotu (33). Uśredniona wartość globalnego współczynnika emisji obarczona jest jednak zazwyczaj wysoką niepewnością, co powoduje, że szacunkowa emisja może się wahać w zakresie 0,3–3,0% zastosowanej dawki azotu (12). Niekiedy podawane w literaturze mierzone wielkości emisji przekraczają podany zakres niepewności przyjętej przez IPCC (6, 27, 28, 29). W dodatku pomiary emisji sugerują, że zależność pomiędzy wielkością emisji a dawką nawozu azotowego jest lepiej opisywana przez funkcje nieliniowe (17, 31), co może zmniejszać zakres niepewności szacunków.

Na wielkość emisji N_2O , oprócz dawki azotu, wpływ mają między innymi takie czynniki, jak: klimat, właściwości gleby, rodzaj nawozu azotowego, czas jego aplikacji, sposób uprawy roli, uprawiana roślina oraz gospodarowanie resztkami poźniwnymi (1, 4, 9, 10, 24, 20, 21, 23, 26). Wpływ współdziałania tych czynników na emisję szacowaną według metodyki IPCC (poziom 1) (12) trudno jest w pełni uchwycić. Lepsze możliwości dają w tym zakresie metody szacunku emisji poziomu 2 (21, 32) czy metody poziomu 3, które wykorzystują modele emisji (13, 26, 32). Dokładność tych metod rośnie wraz ze wzrostem poziomu metody.

Celem badań było symulowanie emisji podtlenu azotu z gleb w zmianowaniu rzepak ozimy – pszenica ozima – pszenica ozima – pszenżyto ozime przy użyciu mechanistycznego modelu DNDC w okresie 20-lecia w zależności od warunków pogodowych, dawek azotu, systemu uprawy roli i sposobu gospodarowania słomą.

Materiały i metodyka

W badaniach wykorzystano mechanistyczny model DNDC, który został skalibrowany dla warunków Europy i poddany rekaliibracji w IUNG-PIB (13). Model wymaga wprowadzenia takich danych wejściowych, jak: minimalna i maksymalna temperatura, suma opadów, szerokość geograficzna, zawartość azotu w opadach, stężenie NH_3 w powietrzu, tempo wzrostu zawartości CO_2 w powietrzu, zawartość iłu koloidalnego w glebie, jej ciężar objętościowy i pH, zawartość węgla organicznego, NO_3 i NH_4 w powierzchniowej warstwie gleby, uprawiane rośliny w zmianowaniu, terminy ich siewu i zbioru, ilości słomy pozostającej na polu, stosowane zabiegi uprawy roli i daty ich wykonania, rodzaj nawozu azotowego oraz jego dawki i terminy zastosowania.

Symulacje wykonano dla okresu 20-lecia w 136 kwadratach o wymiarach 50×50 km, które pokrywały całe terytorium Polski. Wykorzystano w nich dzienne dane meteorologiczne z okresu 20 lat, które dla każdego kwadratu pozyskano z JRC EC. Symulacje wykonano dla typu gleb ilastych żyznych według klasyfikacji WRB. Wymagane przez model charakterystyki gleb pochodziły z baz danych IUNG-PIB.

Symulacje wykonano dla zmianowania roślin: rzepak ozimy - pszenica ozima – pszenica ozima – pszenżyto ozime. W badaniach uwzględniono cztery warianty uprawy roli: płużną ze zbiorem słomy (U1), płużną z przyoraniem całej słomy (U2) oraz uproszczoną (bez odwracania skiby) (U3) i bezorkową (siew bezpośredni) (U4) z pozostawieniem na polu całej ilości słomy. Uprawiane rośliny nawożono azotem w postaci saletry amonowej w dawkach: rzepak – 180; pszenica – 100; pszenica – 120 oraz pszenżyto – 100 kg N·ha⁻¹. Dawki nawozów dzielono w proporcji 60/40%. Dodatkowo na słomę pozostawioną na polu stosowano 30 kg N·ha⁻¹ w uprawach U2-U4 w celu przyspieszenia jej mineralizacji. W polu rzepaku, w którym występują znaczne ilości azotu następczego, nie stosowano dodatkowego nawożenia tym składnikiem na rozkład słomy. Średnia ilość azotu wniesiona do gleby wraz ze słomą w każdym polu zmianowania wynosiła 40 kg N·ha⁻¹.

Uzyskane z symulacji wielkości emisji N₂O przedstawiono jako mediany policzone dla województw i dla kraju. Wyrażono je w kg N₂O-N·ha⁻¹·r⁻¹. Uzyskane z symulacji wartości emisji porównano z szacunkami emisji wykonanymi według metody IPCC poziomu 1 (12) oraz metody poziomu 2 według Lesschen i in. (21). Obliczenia statystyczne wykonano w programach Excel i Stagraphics.

Wyniki badań i dyskusja

W polu rzepaku ozimego mediana emisji N₂O dla całego zbioru symulacji, policzona niezależnie od systemów uprawy, wynosiła 0,40 kg N₂O-N·ha⁻¹. Była to wartość mniejsza od dolnej granicy szacunkowej emisji według metody IPCC (12), która wynosiła 0,54 kg N₂O-N·ha⁻¹ (dawka 180 kg N/ha * 0,003) i również mniejsza niż stwierdzona w Polsce dla rzepaku (1,80 kg N₂O-N·ha⁻¹) we wcześniejszych symulacjach przy użyciu tego samego modelu (32). Była ona również mniejsza od stwierdzanej w warunkach Niemiec (14, 15, 29), gdzie według modelu wykładniczego emisja w przypadku rzepaku wynosiła 0,6% dawki (200 kg N·ha⁻¹), co przy nawożeniu w omawianych symulacjach (180 kg N·ha⁻¹) dawałoby 1,08 kg N₂O-N·ha⁻¹. Emisje były zróżnicowane w województwach i badanych systemach uprawy (tab. 1).

Największe emisje, niezależnie od systemu uprawy, występowały w województwach lubuskim oraz dolnośląskim, co wiązało się z większymi zasobnościami tamtejszych gleb w węgiel organiczny. W badanych systemach uprawy emisje nie różniły się statystycznie istotnie. Wpływu systemu uprawy i gospodarowania resztkami poźniwnymi na emisję nie stwierdzono także w warunkach Niemiec (14, 15). Uzasadniano to szerokim stosunkiem C/N (52) w resztkach poźniwnych rzepaku, co powodowało uwstecznianie azotu związane z rozkładem jego słomy.

W polu pszenicy ozimej uprawianej po rzepaku mediana emisji N₂O dla całego zbioru symulacji wynosiła 0,25 kg N₂O-N·ha⁻¹ i była znacznie mniejsza niż 1,0 kg N₂O-N·ha⁻¹, co wynikałoby z szacunku według metody IPCC (12). Z pomiarów wynikałoby, że w Europie północnozachodniej wielkość emisji w przypadku zbóż jest mniejsza od 0,6% zastosowanej dawki N (26), co przy dawce uwzględnionej

w symulacjach ($100 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$) dawałoby emisję mniejszą od $0,6 \text{ kg N}_2\text{O} \cdot \text{N} \cdot \text{ha}^{-1}$. Równie niskie emisje jak w badaniach własnych, stwierdzano w przypadku zbóż uprawianych w klimacie śródziemnomorskim (6, 27).

Tabela 1

Mediany emisji podtlenku azotu w polu rzepaku ozimego w zależności od systemu uprawy roli, gospodarki resztkami pożywnymi oraz nawożenia azotem

Województwo	Liczba symulacji	Emisja podtlenku azotu ($\text{N}_2\text{O} \cdot \text{N} \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)			
		U1*	U2	U3	U4
Dolnośląskie	50	0,61	0,89	0,75	0,56
Kujawsko-pomorskie	35	0,44	0,56	0,59	0,50
Lubelskie	45	0,28	0,36	0,33	0,29
Lubuskie	25	1,37	1,79	1,74	0,94
Łódzkie	35	0,39	0,60	0,56	0,52
Małopolskie	35	0,34	0,44	0,44	0,42
Mazowieckie	75	0,24	0,34	0,33	0,30
Opolskie	15	0,39	0,52	0,53	0,47
Podkarpackie	40	0,39	0,43	0,38	0,34
Podlaskie	45	0,21	0,32	0,31	0,28
Pomorskie	45	0,26	0,34	0,33	0,31
Śląskie	35	0,57	0,76	0,62	0,46
Świętokrzyskie	20	0,28	0,39	0,38	0,36
Warmińsko-mazurskie	70	0,24	0,30	0,30	0,28
Wielkopolskie	55	0,59	0,90	0,81	0,71
Zachodniopomorskie	55	0,38	0,42	0,41	0,36
Polska	680	0,39	0,44	0,43	0,36

*U1 – uprawa płuzna ze zbiorem słomy, U2 – uprawa płuzna z przyoraniem całej słomy, U3 – uprawa uproszczona (bez odwracania skiby) z pozostawieniem całej słomy, U4 – uprawa bezorkowa (siew bezpośredni) z pozostawieniem całej słomy

Źródło: opracowanie własne

Największe emisje wystąpiły w województwie lubuskim (tab. 2). W badanych systemach uprawy emisje rosły istotnie statystycznie w szeregu: $U1 < U2 = U3 = U4$. Tak więc przyoranie lub pozostawienie na polu resztek pożywnych zwiększało emisję w we wszystkich uprawach w stosunku do uprawy płuznej ze zbiorem słomy. Wpływ uprawy konserwującej na zwiększenie emisji stwierdzano także w innych badaniach (19, 23). Jakkolwiek z innych badań wynikałoby, że uprawa i pozostawienie na polu resztek pożywnych zmniejszało emisję (24) lub nie miało na nią istotnego wpływu (9).

Z metaanalizy danych wynikałoby, że emisje N_2O rosną, gdy stosunek C/N w resztkach pożywnych był mniejszy niż 45, umiarkowanie rosną przy C/N 45–100 oraz obniżają się, kiedy stosunek ten jest większy niż 100 (7). Słoma rzepakowa ma C/N 52, co mogło zwiększać emisję w pszenicy uprawianej następnie po rzepaku (tab. 2).

Tabela 2

Mediany emisji podtlenku azotu w polu pszenicy ozimej uprawianej po rzepaku ozimym w zależności od systemu uprawy roli, gospodarki resztkami pożywnymi oraz nawożenia azotem

Województwo	Liczba symulacji	Emisja podtlenku azotu ($\text{N}_2\text{O-N kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)			
		U1*	U2	U3	U4
Dolnośląskie	50	0,24	0,48	0,48	0,38
Kujawsko-pomorskie	35	0,19	0,36	0,36	0,29
Lubelskie	45	0,11	0,23	0,20	0,22
Lubuskie	25	0,60	1,02	0,92	0,30
Łódzkie	35	0,16	0,30	0,27	0,25
Małopolskie	35	0,16	0,33	0,27	0,32
Mazowieckie	75	0,12	0,23	0,21	0,26
Opolskie	15	0,32	0,60	0,44	0,36
Podkarpackie	40	0,18	0,40	0,28	0,28
Podlaskie	45	0,08	0,15	0,16	0,18
Pomorskie	45	0,14	0,25	0,23	0,23
Śląskie	35	0,24	0,43	0,33	0,28
Świętokrzyskie	20	0,09	0,22	0,20	0,23
Warmińsko-mazurskie	70	0,11	0,24	0,22	0,22
Wielkopolskie	55	0,15	0,34	0,27	0,26
Zachodniopomorskie	55	0,21	0,34	0,29	0,23
Polska	680	0,16	0,34	0,29	0,23

*objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

W polu pszenicy ozimej uprawianej po pszenicy emisje N_2O wzrosły w stosunku do przedplonu, a mediana dla całego zbioru danych osiągnęła wartość $0,41 \text{ kg N}_2\text{O-N}\cdot\text{ha}^{-1}$. Wartość ta była jednak nadal mniejsza niż wynikałoby z szacunków wykonanych według metody IPCC ($1,2 \text{ kg N}_2\text{O-N}\cdot\text{ha}^{-1}$) (12). Największa emisja notowana była, podobnie jak we wcześniej uprawianych roślinach, w województwie lubuskim (tab. 3). W systemach uprawy emisje rosły statystycznie istotnie według szeregu: $U1 < U2 = U3 = U4$. Uzyskany wynik był więc analogiczny jak dla przedplonu.

Tabela 3

Mediany emisji podtlenku azotu w polu pszenicy ozimej uprawianej po pszenicy ozimej w zależności od systemu uprawy roli, gospodarki resztkami poźniwnymi oraz nawożenia azotem

Województwo	Liczba symulacji	Emisja podtlenku azotu ($\text{N}_2\text{O-N kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)			
		U1*	U2	U3	U4
Dolnośląskie	50	0,55	0,82	0,73	0,58
Kujawsko-pomorskie	35	0,40	0,65	0,58	0,51
Lubelskie	45	0,24	0,42	0,38	0,38
Lubuskie	25	0,78	1,20	1,14	0,62
Łódzkie	35	0,27	0,42	0,43	0,38
Małopolskie	35	0,36	0,38	0,36	0,36
Mazowieckie	75	0,26	0,45	0,43	0,41
Opolskie	15	0,44	0,78	0,69	0,47
Podkarpackie	40	0,24	0,42	0,36	0,36
Podlaskie	45	0,16	0,25	0,24	0,27
Pomorskie	45	0,24	0,50	0,41	0,37
Śląskie	35	0,46	0,62	0,51	0,51
Świętokrzyskie	20	0,26	0,34	0,31	0,32
Warmińsko-mazurskie	70	0,17	0,32	0,31	0,32
Wielkopolskie	55	0,40	0,77	0,60	0,49
Zachodniopomorskie	55	0,31	0,47	0,42	0,36
Polska	680	0,29	0,46	0,42	0,36

*objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

W ostatnim polu zmianowania, w którym uprawiano pszenżyto ozime po pszenicy, emisja N_2O w całym zbiorze symulacji osiągnęła wartość mediany $0,45 \text{ kg NO}_3\text{-N} \cdot \text{ha}^{-1}$. Była więc bardzo bliska stwierdzonej w polu przedplonu. Największą emisję stwierdzono w województwach lubuskim i dolnośląskim (tab. 4). W systemach uprawy emisje rosły statystycznie istotnie według szeregu: $\text{U1} < \text{U2} = \text{U3} = \text{U4}$.

Podsumowując uzyskane wyniki, można stwierdzić, że w całym badanym zmianowaniu emisje podtlenku azotu wzrastały w systemach uprawy, w których pozostawiano na polu całą ilość resztek poźniwnych w stosunku do uprawy płuźnej ze zbiorem słomy (tab. 5). Emisje rosły statystycznie istotnie w szeregu $\text{U1} < \text{U2} = \text{U3} = \text{U4}$. Wynik ten nie zgadzał się z innymi badaniami (19, 23) i był niezgodny z badaniami, w których emisje największe stwierdzano w uprawie płuźnej (9, 24, 34). Prawdopodobnym jest, że w badaniach własnych przyczyną uzyskania większych emisji w uprawach U2-U4 było uwalnianie azotu z mineralizującej się słomy, jak również dodatkowe nawożenie azotem w dawce $30 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$, które miało przyspieszać jej mineralizację.

Tabela 4

Mediany emisji podtlenku azotu w polu pszenżyta uprawianego po pszenicy ozimej w zależności od systemu uprawy roli oraz gospodarki resztkami poźniwnymi

Województwo	Liczba symulacji	Emisja podtlenku azotu ($\text{N}_2\text{O-N kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)			
		U1*	U2	U3	U4
Dolnośląskie	50	0,42	0,91	0,81	0,67
Kujawsko-pomorskie	35	0,26	0,72	0,81	0,52
Lubelskie	45	0,18	0,45	0,45	0,42
Lubuskie	25	1,16	1,76	1,79	1,20
Łódzkie	35	0,28	0,56	0,52	0,48
Małopolskie	35	0,13	0,43	0,46	0,45
Mazowieckie	75	0,19	0,49	0,49	0,42
Opolskie	15	0,27	0,48	0,48	0,39
Podkarpackie	40	0,14	0,44	0,44	0,43
Podlaskie	45	0,13	0,30	0,31	0,30
Pomorskie	45	0,18	0,38	0,38	0,36
Śląskie	35	0,19	0,49	0,50	0,51
Świętokrzyskie	20	0,18	0,64	0,68	0,54
Warmińsko-mazurskie	70	0,14	0,34	0,33	0,34
Wielkopolskie	55	0,62	0,98	0,90	0,81
Zachodniopomorskie	55	0,23	0,49	0,49	0,39
Polska	680	0,19	0,49	0,49	0,39

*objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

Tabela 5

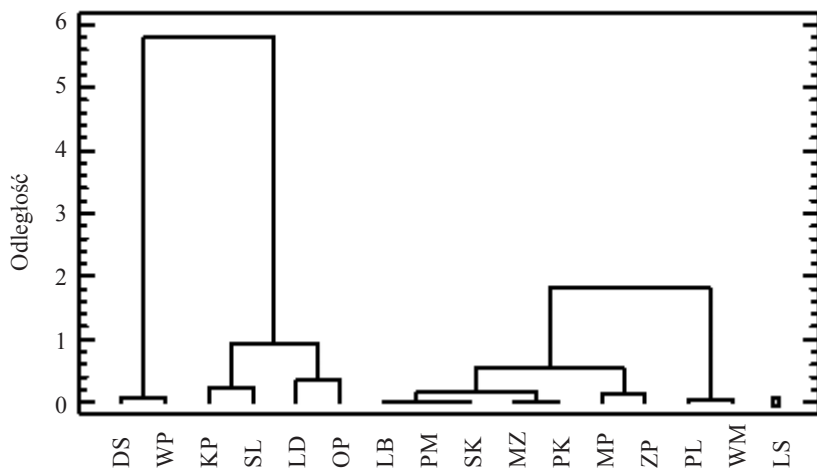
Mediany emisji podtlenku azotu w całym zmianowaniu w zależności od systemu uprawy roli, gospodarki resztkami poźniwnymi oraz nawożenia azotem

Województwo	Liczba symulacji	Emisja podtlenku azotu ($\text{N}_2\text{O-N kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)			
		U1*	U2	U3	U4
Dolnośląskie	200	0,49	0,86	0,74	0,57
Kujawsko-pomorskie	140	0,33	0,61	0,59	0,51
Lubelskie	180	0,21	0,39	0,36	0,34
Lubuskie	100	0,97	1,48	1,44	0,78
Łódzkie	140	0,28	0,49	0,48	0,43
Małopolskie	140	0,25	0,41	0,40	0,39
Mazowieckie	300	0,22	0,40	0,38	0,36
Opolskie	60	0,36	0,56	0,51	0,43
Podkarpackie	160	0,21	0,43	0,37	0,35
Podlaskie	180	0,15	0,28	0,28	0,28
Pomorskie	180	0,21	0,36	0,36	0,34
Śląskie	80	0,35	0,56	0,51	0,49
Świętokrzyskie	140	0,22	0,37	0,35	0,34
Warmińsko-mazurskie	280	0,16	0,31	0,31	0,30
Wielkopolskie	220	0,50	0,84	0,71	0,60
Zachodniopomorskie	220	0,27	0,45	0,42	0,36
Polska	2720	0,25	0,44	0,42	0,36

*objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

Pod względem wielkości emisji N_2O województwa można podzielić na trzy grupy (rys. 1). Największe emisje notowano w województwie lubuskim (rys. 1, tab. 5). Stwierdzone emisje N_2O w całym zmianowaniu we wszystkich województwach był mniejsze od minimalnych emisji szacowanych według metodyki IPCC (12). Metoda ta nie uwzględnia jednak specyfiki właściwości gleb, opadów, form nawozów oraz zróżnicowania emisji z nawozów i resztek poźniwnych. Na uwzględnienie tej specyfiki pozwala metoda szacunków emisji opracowana przez Lesschen i in. (21). Zastosowano ją dla porównania wyników symulacji i szacunków (tab. 6). Wyniki symulacji emisji okazały się istotnie statystycznie mniejsze od szacunków wykonanych metodą poziomu 2 (21). Sugeruje to, że badane zmianowanie było pod względem emisji specyficzne, ponieważ emisje określone obu metodami były dość zgodne we wcześniejszych badaniach (32). Większe emisje niż stwierdzone w tych badaniach notowano w symulacjach przy użyciu modelu DNDC dla zmianowania kukurydza na ziarno – pszenica ozima – rzepak ozimy – pszenica ozima (13).



Rys. 1. Klastry województw o zbliżonych emisjach podtlenku azotu w badanym zmianowaniu
Źródło: opracowanie własne

Tabela 6

Porównanie emisji podtlenku azotu symulowanych przez model DNDC (mediany) z szacunkami emisji wykonanymi przy użyciu współczynników emisji podanych przez Lesschen i in. (2011) dla badanego zmianowania roślin

Województwo	Emisja podtlenku azotu ($\text{N}_2\text{O-N kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)							
	U1*		U2		U3		U4	
	DNDC	L	DNDC	L	DNDC	L	DNDC	L
Dolnośląskie	0,49	0,41	0,86	0,59	0,74	0,50	0,57	0,50
Kujawsko-pomorskie	0,33	0,33	0,61	0,47	0,59	0,40	0,51	0,40
Lubelskie	0,21	0,47	0,39	0,67	0,36	0,57	0,34	0,57
Lubuskie	0,97	0,34	1,48	0,49	1,44	0,42	0,78	0,42
Łódzkie	0,28	0,42	0,49	0,60	0,48	0,51	0,43	0,51
Małopolskie	0,25	0,66	0,41	0,95	0,40	0,80	0,39	0,80
Mazowieckie	0,22	0,41	0,40	0,59	0,38	0,50	0,36	0,50
Opolskie	0,36	0,50	0,56	0,72	0,51	0,61	0,43	0,61
Podkarpackie	0,21	0,75	0,43	1,08	0,37	0,91	0,35	0,91
Podlaskie	0,15	0,41	0,28	0,59	0,28	0,50	0,28	0,50
Pomorskie	0,21	0,44	0,36	0,63	0,36	0,54	0,34	0,54
Śląskie	0,35	0,55	0,56	0,78	0,51	0,66	0,49	0,66
Świętokrzyskie	0,22	0,52	0,37	0,75	0,35	0,63	0,34	0,63
Warmińsko-mazurskie	0,16	0,49	0,31	0,70	0,31	0,60	0,30	0,60
Wielkopolskie	0,50	0,36	0,84	0,52	0,71	0,44	0,60	0,44
Zachodniopomorskie	0,27	0,37	0,45	0,54	0,42	0,45	0,36	0,45
Polska	0,25	0,43	0,44	0,62	0,42	0,52	0,36	0,67

*objaśnienia jak w tab. 1.

Źródło: opracowanie własne

Uzyskane wyniki wskazują, że w zmianowaniu zbóż ozimych z uprawą rzepaku ozimego pozostawienie na polu resztek poźniwnych w uprawie uproszczonej i siewie bezpośrednim, co zwiększa w glebie sekwestrację węgla organicznego, powoduje umiarkowany wzrost emisji podtlenku azotu. Wiadomym jest jednak, że taka zwiększona sekwestracja może zachodzić przez okres 2–3 dekad. Zaniechanie stosowania tych systemów uprawy lub przekroczenie podanego krytycznego okresu sekwestracji węgla organicznego może prowadzić do wzrostu emisji N_2O (19, 22).

Podsumowanie

Skutecznym sposobem obniżania emisji gazów cieplarnianych w rolnictwie jest zastąpienie tradycyjnej orki uprawą uproszczoną lub siewem bezpośrednim z pozostawieniem na polu resztek poźniwnych. Prowadzi to do zwiększenia sekwestracji węgla organicznego w glebach. Nie jest jednak do końca wyjaśnione, czy zabiegi te nie będą powodować zwiększonej emisji podtlenku azotu, co zmniejszałoby efekt mitygacyjny sekwestracji. W przeprowadzonym eksperymencie symulacyjnym

z wykorzystaniem modelu DNDC (metoda poziomu 3) badano, jak systemy uprawy roli oraz pozostawienie na polu resztek poźniwnych wpłynę na wielkość emisji podtlenku azotu w województwach i w Polsce. Badania prowadzono w zmianowaniu rzepak ozimy – pszenica ozima – pszenica ozima – pszenżyto ozime. Stwierdzono, że w uprawie płuźnej, uproszczonej oraz siewie bezpośrednim z pozostawieniem słomy na polu emisje podtlenku azotu były większe niż w uprawie płuźnej ze zbiorem słomy. Emisje we wszystkich badanych systemach uprawy były jednak znacznie mniejsze od szacunków emisji wykonanych przy użyciu mniej dokładnych metod poziomu 1 i 2. Uzyskane wyniki dla okresu 20-lecia nie wykazały, aby emisje podtlenku azotu mogły znacząco zmniejszać efekt mitygujący sekwestracji węgla organicznego w glebach.

Literatura

1. Aguilera E., Lassaletta L., Sanz-Cobena A., Garnier J., Vallejo A.: The potential of organic fertilizers and water management to reduce N₂O emissions in Mediterranean climate cropping systems. A review. *Agric. Ecosyst. Environ.* 2013, **164**: 32-52.
2. Anderson I. C., Poth M., Homstead J., Burdige D. A.: comparison of NO and N₂O production by the autotrophic nitrifier *Nitrosomonas europaea* and the heterotrophic nitrifier *Alcaligenes faecalis*. *Appl. Environ. Microbiol.* 1993, **59**: 3525-3533.
3. Bakken L. R., Bergaust L., Liu B., Frostegard A.: Regulation of denitrification at the cellular level: A clue to the understanding of N₂O emissions from soils. *Philos. Trans. R. Soc. B.*, 2012, **367**: 1226-1234.
4. Bouwman A. F., Boumans L. J. M., Batjes N. H.: Emissions of N₂O and NO from fertilized fields: summary of available measurement data. *Glob. Biogeochem. Cyc.*, 2002, **16**, 6, **1**: 6-13.
5. Butterbach-Bahl K., Baggs E. M., Dannenmann M., Kiese R., Zechmeister-Boltenstern S.: Nitrous oxide emissions from soils: How well do we understand the processes and their controls? *Philos. Trans. R. Soc. B.*, 2013, **368**. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0122>.
6. Cayuela M., Aguilera E., Sanz-Cobena A., Adams D., Abalos D. i in.: Direct nitrous oxide emissions in Mediterranean climate cropping systems: Emission factors based on a metaanalysis of available measurement data. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Elsevier Masson, 2017, **238**: 25-35.
7. Chen H. H., Li X. C., Hu F., Shi W.: Soil nitrous oxide emissions following crop residue addition: A meta-analysis. *Glob. Chang. Biol.*, 2013, **19**: 2956-2964.
8. Decock C.: Mitigating nitrous oxide emissions from corn cropping systems in the midwestern US: Potential and data gaps. *Environ. Sci. Technol.* 2014, **48**: 4247-4256.
9. Feng J., Li F., Zhou X., Xu C., Ji L., Chen Z., Fang F.: Impact of agronomy practices on the effects of reduced tillage systems on CH₄ and N₂O emissions from agricultural fields: A global meta-analysis. *PLoS One*, 2018, **13**(5): e0196703. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196703>.
10. Gerber J. S., Carlson K. M., Makowski D. i in.: Spatially explicit estimates of N₂O emissions from croplands suggest climate mitigation opportunities from improved fertilizer management. *Global Change Biol.*, 2016, **22**: 3383-3394.
11. Han Z., Todd W. M., Drinkwater L. E.: N₂O emissions from grain cropping systems: A meta-analysis of the impacts of fertilizer-based and ecologically-based nutrient management strategies. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 2017, **107**: 335-355.
12. IPCC. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Eggleston H. S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, 2006, Japan. See Chapter 11 on N₂O emissions from managed soils.
13. Jarosz Z., Faber A.: Analiza przestrzennego zróżnicowania emisji podtlenku azotu z gruntów ornych w Polsce. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2017, **52**(6): 57-68.

14. Kesenheimer K. A.: Nitrous oxide emissions and mitigation strategies in winter oilseed rape cultivation. Dissertation. Institute of Crop Science. University of Hohenheim, 2019.
15. Kesenheimer K., Pandeya H. R., Müller T., Buegger F., Ruser R.: Nitrous oxide emissions after incorporation of winter oilseed rape (*Brassica napus* L.) residues under two different tillage treatments. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 2019, **182**: 48-59.
16. Khalil K., Mary B., Renault P.: Nitrous oxide production by nitrification and denitrification in soil aggregates as affected by O₂ concentration. *Soil. Biol. Biochem.* 2004, **36**: 687-699.
17. Kim D. G., Hernandez-Ramirez G., Gítráp D.: Linear and nonlinear dependency of direct nitrous oxide emissions on fertilizer nitrogen input: a meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 2013, **168**: 53-65.
18. KOBiZE.: Krajowy Raport Inwentaryzacyjny 2019. Inwentaryzacja gazów cieplarnianych w Polsce dla lat 1988-2017. IOŚ-PIB, Warszawa, 2019.
19. Kostyanovsky K. I., Huggins D. R., Stockle C. O., Morrow J. G., Madsen I. J.: Emissions of N₂O and CO₂ following short-term water and N fertilization events in wheat-based cropping systems. *Front. Ecol. Evol.*, 2019, **7**: 63. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00063>.
20. Myhre G., Shinde D., Bréon F. M. i in.: Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Stocker T. F., Qin D., Plattner G. K. i in (eds.) Cambridge University Press, Cambridge. United Kingdom and New York, NY, 2013
21. Leip A., Busto M., Winiwarter W.: Developing spatially stratified N₂O emission factors for Europe. *Environ. Pollut.*, 2011, **159**: 3223-3232.
22. Lesschen J. P., Velthof G. L., de Vries W., Kros, J.: Differentiation of nitrous oxide emission factors for agricultural soils. *Environ. Pollut.*, 2011, **159**: 3215-3222.
23. Lugato E., Leip A., Jones A.: Mitigation potential of soil carbon management overestimated by neglecting N₂O emissions. *Nature Climate Change*, 2018, **8**(3): 219-223.
24. Mei K., Wang Z., Huang H. i in.: Stimulation of N₂O emission by conservation tillage management in agricultural lands: A meta-analysis. *Soil & Tillage Research*, 2018, **182**: 86-93.
25. Muteji J. K., Munkholm L. J., Petersen B. M., Hansen E. M., Petersen S. O.: Nitrous oxide emissions and controls as influenced by tillage and crop residue management strategy. *Soil Biology & Biochemistry* 2010, **42**: 1701-1711.
26. Myrgiotis V., Williams M., Rees R. M., Topp C. F. E.: Estimating the soil N₂O emission intensity of croplands in northwest Europe. *Biogeosciences*, 2019, **16**: 1641-1655.
27. Pareja-Sánchez E., Cantero-Martínez C., Álvaro-Fuentes J., Plaza-Bonilla D.: Impact of tillage and N fertilization rate on soil N₂O emissions in irrigated maize in a Mediterranean agroecosystem. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2020, **287**. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106687>
28. Rees R. M., Augustin J., Alberti G. i in.: Nitrous oxide emissions from European agriculture – an analysis of variability and drivers of emissions from field experiments. *Biogeosciences*, 2013, **10**: 2671-2682.
29. Ruser R., Fuß R., Andres M.: Nitrous oxide emissions from winter oilseed rape cultivation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2017, **249**: 57-69.
30. Schaufler G., Kitzler B., Schindlbacher A., Skiba U., Sutton M. A., Zechmeister-Boltenstern S.: Greenhouse gas emissions from European soils under different land use: Effects of soil moisture and temperature. *Eur. J. Soil Sci.*, 2010, **61**: 683-696.
31. Shcherbak I., Millar N., Robertson G. P.: Global meta analysis of the nonlinear response of soil nitrous oxide (N₂O) emissions to fertilizer nitrogen. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 2014, **111**: 9199-9204.
32. Sy p A., Faber A., Kozak M.: Assessment of N₂O emissions from rapeseed cultivation in Poland by various approaches. *Int. Agrophys.*, 2016, **30**: 501-507.
33. Wang Q., Zhou F., Shang Z.: Data-driven estimates of global nitrous oxide emissions from croplands. *National Sci. Rev.*, 2019, **7**(2): 441-452.

34. Xu C., Han X., Rus. i in.: Crop straw incorporation interacts with N fertilizer on N₂O emissions in an intensively cropped farmland. *Geoderma*, 2019, **341**: 129-137.
-

Adres do korespondencji:

prof. dr hab. Antoni Faber, dr Zuzanna Jarosz
Zakład Biogospodarki i Analiz Systemowych
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 47 86 767, 81 47 86 766
e-mail: faber@iung.pulawy.pl, zjarosz@iung.pulawy.pl

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