

WSTĘPNE ROZPOZNANIE EMISJI N₂O W WYBRANYCH SIEDLISKACH ŁĄKOWYCH W RÓŻNYCH REGIONACH POLSKI

Piotr BURCZYK¹⁾, Zygmunt MIATKOWSKI²⁾, Janusz TURBIAK²⁾

¹⁾ Instytut Technologiczno-Przyrodniczy, Zachodniopomorski Ośrodek Badawczy w Szczecinie

²⁾ Instytut Technologiczno-Przyrodniczy, Kujawsko-Pomorski Ośrodek Badawczy w Bydgoszczy

Słowa kluczowe: emisja N₂O, siedliska łąkowe

Streszczenie

W pracy przedstawiono wyniki badań emisji N₂O z użytkowanych łąkowo gleb pobagiennych, które przeprowadzono w latach 2008–2010 w rejonie Szczecina, w dolinach Noteci i Biebrzy oraz zlewni Niecieczy w Kotlinie Szczercowskiej. Stwierdzono, że średnia emisja N₂O z gleb torfowo-murszowych w Polsce kształtuje się na poziomie 20 kg·ha⁻¹. Wykazano, że w warunkach utrzymywania się długotrwałego podtopienia dochodzi do wielokrotnego zwiększenia emisji N₂O z gleb torfowo-murszowych. Stwierdzono także, że emisja N₂O z gleb torfowo-murszowych była ok. 3-krotnie większa niż z gleb murszowatych oraz, że stosowanie nawożenia mineralnego i organicznego powoduje zwiększenie wielkości emisji N₂O z gleb pobagiennych. Emisja N₂O z gleby nawożonej była od 36 do 46% większa niż z gleby nienawożonej.

WSTĘP

Podtlenek azotu należy do najważniejszych gazów cieplarnianych. Uważa się, że jego obecność w atmosferze, mimo małego stężenia, odgrywa znaczącą i stale rosnącą rolę w nasilaniu się efektu cieplarnianego. Gaz ten jest bardzo stabilnym związkem w troposferze, w stratosferze przyczynia się do niszczenia warstwy ozonowej. Charakteryzuje się długim okresem przebywania w atmosferze, ocenianym na ponad 100 lat. Wykazuje ponad trzystukrotnie większą efektywność w pochłanianiu promieniowania długofalowego w porównaniu z dwutlenkiem węgla.

W glebie powstaje głównie z azotu mineralnego, przekształcanego w wyniku procesów mikrobiologicznych – nityfikacji i denityfikacji [SAPEK 2008].

W Polsce opublikowano dotąd nieliczne wyniki badań polowych emisji tego gazu z gleb użytkowanych rolniczo [OENEMA i in. 1999; OENEMA, SAPEK 2000; SAPEK i in. 2002; STALENGA, KAWALEC 2008; YAMULKI i in. 2000], a w literaturze występują duże rozbieżności w ocenie wielkości emisji N_2O z gleb użytkowanych rolniczo. Pierwsze krajowe pomiary polowe emisji N_2O rozpoczęto w Instytucie Melioracji i Użytków Zielonych w Falentach w 1999 r. w ramach projektu COGANOG [OENEMA, SAPEK 2000; SAPEK i in. 2002]. Według szacunków PIETRZAKA i in. [2002], emisja azotu w formie N_2O w Polsce wynosi $2,8 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1} \text{ N-N}_2\text{O}$. Pomiary prowadzone na łąkach w Wielkiej Brytanii wykazały emisję od 1 do $5,1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N-N}_2\text{O}$ [SMITH i in. 1998], natomiast podobne badania belgijskie wskazują na emisję od 14 do $32 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N-N}_2\text{O}$ [GOOSSENS i in. 2001]. Udział rolnictwa w globalnej emisji N_2O na świecie to ok. 65%, natomiast w Polsce – 80% [PIETRZAK i in. 2002; SAPEK 2002]. Według badań rolnictwo europejskie wyemitowało w 1995 r. 0,84 Tg podtlenku azotu, w skali światowej natomiast wielkość jego emisji szacuje się na 5,18–16,1 mln t-rok⁻¹ [SAPEK; 2000]. Oceny szacunkowe ogólnej emisji N_2O , wykonane wg metodyki IPCC przez KASHUE [2010] wykazały, że w Polsce w 2008 r. zostało wyemitowane do atmosfery 97,3 tys. t N_2O , z czego ok. 71,5% wytworzono w sektorze rolniczym, w tym 53,0% stanowiła emisja z gleb. Również SAPEK [2008] zauważa, że większość N_2O zawartego w atmosferze, wpływającego na globalne ocieplenie i zmniejszanie się warstwy ozonowej, jest emitowane z gleb.

W pracy przedstawiono wyniki badań emisji N_2O z wybranych siedlisk trwałych użytków zielonych w różnych regionach Polski. Badania prowadzono w latach 2008–2010 w rejonie Szczecina, w dolinach Noteci i Biebrzy oraz w zlewni Niecieczy (Kotlina Szczercowska).

Przedmiotem badań był strumień emisji N_2O z powierzchni gleb pobagiennych pod trwałymi użytkami zielonymi.

Celem pracy było wstępne rozpoznanie emisji N_2O w wybranych siedliskach łąkowych w różnych regionach Polski.

OBIEKTY I METODY BADAŃ

Do badań wybrano obiekty użytkowane jako trwałe użytki zielone zlokalizowane na glebach pobagiennych. W województwie zachodniopomorskim badania prowadzono w latach 2008–2010 na trzech obiektach, położonych na użytkowanych kośnie łąkach w dolinie rzeki Płoni (obiekt Stary Przylep) oraz rzeki Iny (obiekty Stargard 1 i Stargard 2). Obiekt Stary Przylep, według klasyfikacji Progностycznych Kompleksów Wilgotnościowo Glebowych (PKWG) [OKRUSZKO 1979], zaliczono do kompleksu posusznego – C. Na obiekcie występowały gleby

mineralno-murszowe zalegające na kredzie jeziornej. Miąższość warstwy murszowej wynosiła 62 cm. Obiekty Stargard 1 i Stargard 2, zaliczone do kompleksu wilgotnego (B), były zlokalizowane na glebach torfowo-murszowych zalegających na piasku. Na obiekcie Stargard 1 występowała płytka gleba MtIIIb1, o miąższości warstwy organicznej 70 cm, natomiast na obiekcie Stargard 2 – głęboka gleba MtIIIbb o miąższości warstwy organicznej ok. 1,7 m. Wybrane właściwości tych gleb przedstawiono w tabeli 1. Wszystkie obiekty były użytkowane łąkowo. W ciągu roku zbierano trzy pokosy (I – pod koniec maja, II – początek lipca, III – druga dekada września). Na wszystkich obiektach stosowano nawożenie azotowe (w postaci saletry amonowej) w ilości 68 kg N·ha⁻¹ po pokosie. W województwie zachodniopomorskim badania emisji gazów N₂O prowadzono dwa razy w miesiącu, przez cały okres wegetacyjny od kwietnia do października, w czterech powtórzeniach. Łącznie w okresie badań na trzech obiektach wykonano 108 pomiarów emisji N₂O.

Tabela 1. Wybrane właściwości gleb obiektów w województwie zachodniopomorskim

Table 1. Selected soil characteristics on study sites on Zachodniopomorskie province

Wyszczególnienie Specification	Stargard 1	Stargard 2	Stary Przylep
pH	5,41	6,22	5,31
Ciężar właściwy, g·cm ⁻³ Specific density, g·cm ⁻³	0,64	0,51	0,41
N całkowity, % Total N, %	1,44	1,88	2,37
Materia organiczna, % Organic matter, %	35,08	42,10	74,91

Źródło: wyniki własne. Source: own studies.

W dolinach Noteci i Biebrzy badania przeprowadzono w maju i wrześniu 2009 r. na czterech podstawowych kompleksach wilgotnościowo-glebowych: mokrym (A) – gleba MtIaa, wilgotnym (B) – gleba MtIIbb, posusznym (C) – gleba MtIIIc1 oraz okresowo-suchym (CD) – gleba murszowata. Na obiektach stosowano nawożenie mineralne azotowe w dawce ok. 30 kg·ha⁻¹, fosforowe w dawce 40 kg·ha⁻¹ oraz potasowe w dawce 40 kg·ha⁻¹. Na tych obiektach pomiary emisji N₂O wykonano dwukrotnie w okresie wegetacyjnym w 2009 r.

W zlewni Niecieczy badania prowadzono na obiektach łąkowych położonych w zasięgu leja depresji wód gruntowych, powstałego w wyniku odwadniania Kopalni Węgla Brunatnego w Bełchatowie oraz na obiektach położonych poza zasięgiem leja depresji wód gruntowych. Zarówno na terenie leja, jak i poza zasięgiem leja badania prowadzono na glebach torfowo-murszowych, mineralno-murszowych i murszowatych. Na tych obiektach pomiary emisji N₂O przeprowadzono jeden raz w 2008 r. i dwukrotnie w 2009 r.

Pomiary wykonywano stosując system komór zamkniętych statycznych, a stężenia gazów w komorach mierzono za pomocą analizatora gazów śladowych IN-

NOVA 1412. Zapisu stężenia N_2O w komorze dokonywano w odstępach minutowych, a pomiar prowadzono przez 15 min. Zmiany stężenia N_2O w ppm były przeliczane na jednostki wagowe ($mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$). Metody pomiaru szczegółowo przedstawiono w pracach SAPEK [2002], BURCZYK i in. [2008] oraz BURCZYK [2008]. Podobny zestaw, wyposażony dodatkowo w przełącznik wielokanałowy oraz prostą komorę, zastosowano w 1999 r. do pomiarów emisji podtlenku azotu z gleb trwałych użytków zielonych [SAPEK i in. 2002].

WYNIKI BADAŃ

Emisja podtlenku azotu w latach 2008-2010 na trzech obiektach zlokalizowanych w województwie zachodniopomorskim była wyraźnie zróżnicowana. Emisja N_2O była największa na obiekcie Stargard 2, na którym emitowane było średnio $0,720 mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$ N_2O , następnie na obiekcie Stary Przylep – $0,519 mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$, a najmniejsza na obiekcie Stargard 1 – $0,356 mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$.

Emisja N_2O na obiektach Stary Przylep i Stargard 2 była odpowiednio o 45,8 i 102,2% większa niż na obiekcie Stargard 1, zwłaszcza w niektórych miesiącach wartości emisji wielokrotnie przewyższały wartości średnie. Na obiekcie Stary Przylep zwiększoną emisję N_2O stwierdzono w lipcu 2010 r., kiedy wynosiła ona $2,056 mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$ i była około pięciokrotnie większa niż średnia emisja N_2O w latach 2008–2009 (tab. 2). Na obiekcie Stargard 2 większą emisję N_2O stwierdzono w czerwcu 2008 r., w kwietniu 2009 r. i w październiku 2010 r., kiedy wynosiła ona odpowiednio: 1,005; 0,979 i $4,024 mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$. Tak duże wartości emisji stwierdzano w warunkach utrzymywania się długotrwałego podtopienia terenu. Na obiekcie Stargard 1, na którym nie stwierdzono występowania podtopień, w żadnym z terminów emisja N_2O nie przekroczyła $0,853 mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$.

Podobnie dużą emisję N_2O jak na obiektach Stary Przylep i Stargard 2, stwierdzono w badaniach lizymetrycznych w dolinie Noteci. W lizymetrach, w których poziom wody gruntowej utrzymywano bezpośrednio przy powierzchni gleby ($h = 0$ cm) średnia emisja N_2O w czerwcu, ok. dwa miesiące po podniesieniu się poziomu wody gruntowej, wynosiła $4,98 mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$. W pozostałych miesiącach emisja N_2O nie przekraczała $0,466 mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$ [TURBIAK i in. 2011]. Zwiększenie emisji N_2O w warunkach podtopienia terenu wykazał także FRENEY [1997]. Autor ten stwierdził, że w celu ograniczenia emisji N_2O przy uprawie ryżu, należy opóźnić stosowanie nawożenia azotowego w okresie po zalaniu pól, kiedy emisja tego gazu jest największa. Zwiększenie emisji N_2O wraz ze zwiększaniem się wilgotności gleby stwierdzili również MORISHITA i in. [2007].

Ponieważ celem pracy było określenie wartości emisji N_2O z gleb torfowomurszowych użytkowanych łąkowo, a więc w warunkach uregulowanych stosunków powietrzno-wodnych, w dalszej analizie pominięto wartości uzyskane w warunkach długotrwałego podtopienia obiektów. Po wyeliminowaniu tych wartości

Tabela 2. Emisja N₂O z użytkowanych łąkowo gleb torfowo-murszowych w województwie zachodniopomorskim, mg·m⁻²·h⁻¹**Table 2.** N₂O emission from peat-muck soils from under meadows in the Zachodniopomorskie province, mg·m⁻²·h⁻¹

Obiekt Site	Rok Year	Miesiąc Month							Średnia Mean
		IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	
Stary	2008	0,428	0,460	0,692	0,427	0,197	0,421	0,591	0,459
Przylep	2009	0,567	0,427	0,568	0,381	0,210	0,309	0,159	0,374
Mmr	2010	zalane flooded	zalane flooded	zalane flooded	2,056	0,095	0,567	0,175	0,723
Średnia Mean		0,498	0,444	0,630	0,955	0,167	0,432	0,308	0,519
Stargard 1	2008	zalane flooded	zalane flooded	0,747	0,543	0,295	0,194	0,285	0,413
MtIIIb1	2009	0,537	0,317	-0,007	0,447	0,261	0,155	0,162	0,267
	2010	zalane flooded	0,326	0,116	0,236	0,853	0,359	0,441	0,389
Średnia Mean		0,537	0,322	0,285	0,409	0,470	0,236	0,296	0,356
Stargard 2	2008	zalane flooded	zalane flooded	1,005	0,454	0,363	0,837	0,537	0,639
MtIIIbb	2009	0,979	0,558	0,850	0,614	0,088	0,234	zalane flooded	0,554
	2010	zalane flooded	0,358	0,034	0,208	0,454	0,719	4,024	0,966
Średnia Mean		0,979	0,458	0,630	0,425	0,302	0,597	2,281	0,720

Źródło: wyniki własne. Source: own studies.

średnia emisja N₂O z użytkowanych łąkowo gleb torfowo-murszowych była bardzo podobna. W okresie wegetacyjnym emisja N₂O wynosiła od 0,365 mg·m⁻²·h⁻¹ na obiekcie Stargard 1 do 0,460 mg·m⁻²·h⁻¹ na obiekcie Stargard 2 (tab. 2). W poszczególnych miesiącach największą emisję N₂O stwierdzono w kwietniu – średnio 0,517 mg·m⁻²·h⁻¹, a najmniejszą w sierpniu – 0,313 mg·m⁻²·h⁻¹. Zróżnicowanie to mogło być powodowane warunkami wodnymi, a także stosowaniem w tym okresie nawożenia azotowego. Według YAMULKI i in. [2000], BOUWMANA [1996] oraz BURCZYKA i in. [2008] emisja N₂O jest wysoce uzależniona od ilości azotu wnoszonego do gleb. W kwietniu poziom wody gruntowej utrzymywał się blisko powierzchni gleby, co stymulowało zwiększenie emisji N₂O, natomiast w sierpniu niedobory wody powodowały ograniczenie intensywności przemian związków azotu, a tym samym zmniejszenie wielkości emisji N₂O. Szczególnie małą emisję N₂O stwierdzono w sierpniu 0,167 mg·m⁻²·h⁻¹ na obiekcie Stary Przylep. Ograniczenie emisji N₂O w tym terminie było związane z silnym przesuszeniem gleby i związanym z tym ograniczeniem intensywności przemian azotu.

W latach 2008–2010 średnia emisja N₂O z trzech obiektów w rejonie Szczecina wynosiła 20,04 kg·ha⁻¹ – od 18,75 kg·ha⁻¹ na obiekcie Stargard 1 do 21,08 kg·ha⁻¹ na obiekcie Stary Przylep (tab. 3). Emisja N₂O na glebach torfowo-murszowych, zlokalizowanych na obiektach w dolinach Noteci i Biebrzy były podobne jak na obiektach w okolicach Szczecina. Największą emisję N₂O stwierdzono na glebach zaliczonych do kompleksu wilgotnego B – 0,512 mg·m⁻²·h⁻¹. Na kompleksach mokrym A i posuszonym C emisja wynosiła odpowiednio 0,443 i 0,431 mg·m⁻²·h⁻¹. Zdecydowanie najmniejszą emisję N₂O stwierdzono na glebach murszowatych kompleksu okresowo-suchego CD – 0,164 mg·m⁻²·h⁻¹. Małe wartości emisji N₂O

Tabela 3. Średnia emisja N₂O w latach 2008–2010 na obiektach w rejonie Szczecina

Table 3. Mean N₂O emission in the years 2008–2010 at sites in the Szczecin region

Obiekt Site	Średnia emisja N ₂ O w miesiącu Monthly mean N ₂ O emission							Średnia Mean
	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	
	mg·m ⁻² ·h ⁻¹							
Stary Przylep	0,498	0,444	0,630	0,404	0,167	0,432	0,308	0,412
Stargard 1	0,537	0,322	0,285	0,409	0,470	0,236	0,296	0,365
Stargard 2	–	0,458	0,442	0,425	0,302	0,597	0,537	0,460
Średnia Mean	0,517	0,408	0,452	0,413	0,313	0,422	0,380	0,415
	kg·ha ⁻¹							
Stary Przylep	3,58	3,30	4,54	3,01	1,24	3,11	2,29	21,08
Stargard 1	3,87	2,39	2,05	3,04	3,49	1,70	2,20	18,75
Stargard 2	–	3,41	3,18	3,16	2,24	4,30	4,00	20,29
Średnia Mean	3,72	3,03	3,26	3,07	2,33	3,04	2,83	20,04

Źródło: wyniki własne. Source: own studies.

były związane z mniejszą intensywnością przemian azotu, co wynikało z mniejszej zawartości azotu w glebie, a także występującymi okresami niedoboru wody, w których dochodziło do ograniczania aktywności biologicznej gleby.

Zawartość azotu ogólnego w glebie murszowatej wynosiła 0,6% s.m., natomiast w glebach torfowo-murszowych kompleksów A, B i C odpowiednio 2,5; 3,7; 2,2% s.m.

Przyjmując założenie, że uzyskane wartości emisji N₂O z gleb torfowo-murszowych w dolinach Noteci i Biebrzy były zbliżone do średniej w okresie wegetacyjnym, emisja N₂O na tych obiektach wynosiła od 21,7 kg·ha⁻¹ na kompleksie posuszny do 25,8 kg·ha⁻¹ na kompleksie wilgotnym (tab. 4).

Tabela 4. Emisja N₂O z gleb pobagiennych w dolinach Noteci i Biebrzy, mg·m⁻²·h⁻¹

Table 4. N₂O emission from post-bog soils in the Noteć River and Biebrza River valley, mg·m⁻²·h⁻¹

Region Region	Data Date	Kompleks wilgotnościowy Moisture complex			
		A – MtlIaa	B – MtlIbb	C – MtlIIcI	CD – Me
Dolina Noteci	06.2009 r.	0,746	0,635	n.o.	n.o.
The Noteć valley	09.2009 r.	0,409	0,509	0,241	0,064
Dolina Biebrzy	06.2009 r.	0,396	0,576	0,752	0,311
The Biebrza valley	09.2009 r.	0,222	0,329	0,300	0,118
Średnia Mean		0,443	0,512	0,431	0,164
kg·ha ⁻¹ 210 dni		22,3	25,8	21,7	8,3

Źródło: wyniki własne. Source: own studies.

Dodatni wpływ zawartości azotu w glebie na wielkość emisji N₂O potwierdzają wyniki pomiarów uzyskane w warunkach zróżnicowanego nawożenia azotowego. Na wariantach nawożonych gnojowicą i nawozem azotowym w dawce ok. 170 kg N·ha⁻¹ emisja N₂O wynosiła 0,718 i 0,668 mg·m⁻²·h⁻¹ i była o 45,9 i 35,8% większa niż w wariacie bez nawożenia (tab. 5).

Pomiary emisji N₂O przeprowadzono także na glebach torfowo-murszowych całkowicie pozbawionych zasilania gruntowego, zlokalizowanych w zasięgu leja depresji wód gruntowych w Kotlinie Szczercowskiej. W tych glebach średnia za-

Tabela 5. Emisja N₂O z doświadczenia nawozowego w dolinie Biebrzy na glebie MtlIbb

Table 5. N₂O emission from the MtlIbb soil of fertilisation experiment in Biebrza valley

Termin Date	Rodzaj nawozu Type of fertiliser		
	gnojowica slurry	NPK	„0”
06.2009 r.	0,476	0,533	0,475
09.2009 r.	0,741	0,802	0,509
Średnia Mean	0,718	0,668	0,492

Źródło: wyniki własne. Source: own studies.

wartości azotu azotanowego w okresie wegetacyjnym wynosiła od 257 do 346 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, osiągając w niektórych terminach wartości dochodzące do 600 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ $\text{N}\text{-NO}_3$ [TURBIAK, MIATKOWSKI 2006].

Jak wynika z danych przedstawionych w tabeli 5., wartości emisji N_2O z gleb torfowo-murszowych, zlokalizowanych w zasięgu leja depresji wody gruntowej, były mniejsze niż z podobnych gleb położonych poza zasięgiem leja depresji (tab. 6). Średnia emisja w zasięgu leja depresji wynosiła $0,350 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, natomiast poza lejem – $0,630 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$. Emisja N_2O z gleb położonych w leju depresji była o 44,4% mniejsza niż poza lejem. Podobną różnicę w wielkości emisji N_2O stwierdzono w przypadku gleby mineralno-murszowej. Emisja N_2O z gleb położonych w zasięgu leja depresji była ponad dwukrotnie mniejsza niż z gleb położonych poza zasięgiem leja (tab. 6). Uzyskane różnice w wielkości emisji N_2O z gleb torfowo i mineralno-murszowych wskazują, że w warunkach braku zasilania gruntowego, pomimo bardzo dużej akumulacji azotu azotanowego, azot nie ulega intensywnym przekształceniom, a tym samym nie występuje zwiększenie emisji N_2O .

Emisja N_2O z gleb murszowatych położonych w leju i poza lejem była zbliżona i wynosiła z gleb odpowiednio $0,239$ i $0,295 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$. Gleby te były zasilane głównie przez wody opadowe, w związku z czym zanik wód gruntowych nie spowodował zróżnicowania w wielkości emisji N_2O .

Tabela 6. Emisja N_2O z gleb pobagiennych w rejonie Belchatowa, $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$

Table 6. N_2O emission from post-bog soils in the Belchatów region, $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$

Położenie Location	Termin Date	Torfowo- murszowa Peat-muck	Mineralno- murszowa Mineral-muck	Murszowata Mucky
	07.2008	0,924	0,877	0,192
Poza lejem Outside the depression cone	05.2009	0,651	0,493	0,285
	09.2009	0,314	0,105	–
	Średnia Mean	0,630	0,492	0,239
	07.2008	0,443	0,371	0,464
W leju In the depression cone	05.2009	0,263	–	0,126
	09.2009	0,344	0,057	–
	Średnia Mean	0,350	0,214	0,295

Źródło: wyniki własne. Source: own studies.

Średnia emisja N_2O z gleb torfowo-murszowych w Kotlinie Szczercowskiej, na obiektach położonych poza zasięgiem leja depresji wód gruntowych, była podobna jak w innych regionach kraju.

Reasumując, można stwierdzić, że emisja N_2O z gleb torfowo-murszowych z badanych obiektów kształtuje się na poziomie $20 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}$. Wartość ta jest większa niż wskaźnik emisji N_2O stosowany przez IPCC dla gleb organicznych

w klimacie umiarkowanym. Według IPCC [2006], średnia roczna emisja N₂O w klimacie umiarkowanym wynosi 8 kg ha⁻¹ N-N₂O (12,6 kg·ha⁻¹ N₂O).

WNIOSKI

1. Na podstawie trzyletnich badań prowadzonych w rejonie Szczecina stwierdzono, że emisja N₂O z użytkowanych w tym rejonie gleb torfowo-murszowych wynosiła od 0,365 do 0,460 mg·m⁻²·h⁻¹. Emisja N₂O z gleb torfowo-murszowych określana w dolinach Noteci i Biebrzy oraz w Kotlinie Szczercowskiej była na podobnym poziomie.

2. Emisja N₂O z gleb torfowo-murszowych jest zależna od warunków wilgotnościowych. W warunkach utrzymywania się długotrwałego podtopienia gleb torfowo-murszowych dochodzi do wielokrotnego zwiększenia emisji N₂O, natomiast w warunkach braku zasilania gruntowego i silnego przesuszenia gleby emisja N₂O była dwukrotnie mniejsza niż z gleb zasilanych wodą gruntową.

3. Wielkość emisji N₂O z gleb pobagiennych jest zależna od zawartości azotu ogólnego w glebie. Emisja N₂O z gleb torfowo-murszowych była ok. 3-krotnie większa niż z gleb murszowatych.

4. Stosowanie nawożenia mineralnego i organicznego powoduje zwiększenie wielkości emisji N₂O z gleb pobagiennych. Emisja N₂O z gleby nawożonej była od 36 do 46% większa niż z gleby nienawożonej.

5. Średnia emisja N₂O z gleb torfowo-murszowych badanych obiektów kształtuje się na poziomie 20 kg·ha⁻¹. Wartość ta jest większa niż wskaźnik emisji N₂O stosowany przez IPCC dla gleb organicznych w klimacie umiarkowanym, który wynosi 8 kg·ha⁻¹ N-N₂O (12,6 kg·ha⁻¹).

Praca naukowa finansowana ze środków na naukę w latach 2009–2012 jako projekt badawczy N305 137 637.

LITERATURA

- BOWMAN A.F. 1996. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. Vol. 46 s. 61–127.
- BURCZYK P. 2008. Procedura pomiaru emisji podtlenku azotu z powierzchni gleby. Materiały Instruktażowe IMUZ 131/15 Procedury ss. 12.
- BURCZYK P., GAMRAT R., GALCZYŃSKA M. 2008. The use of the photoacoustic field gas monitor for measurement of the concentration of gases in measurements of dinitrogen oxide emission from grassland's soils. *Polish Journal of Environmental Studies* Vol. 17 no. 3A s. 105–108.
- FRENEY J.R. 1997. Emission of nitrous oxide from soils used for agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. Vol. 49 s. 1–6.
- GOOSSENS A.D., DE VISSCHER A., BOECKX A., VAN CLEEMPUT O. 2001. Two-year field study on the emission of N₂O from coarse and middle-textured Belgian soils with different land use. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. Vol. 60 s. 23–34.

- IPCC 2006. IPCC Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories [online]. [Dostęp 25.05.2011]. Dostępny w Internecie: www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html.
- KASHUE-KOBIZE 2010. Krajowa inwentaryzacja emisji i pochłaniania gazów cieplarnianych za rok 2008 Raport wykonany na potrzeby Ramowej Konwencji Narodów Zjednoczonych sprawie zmian klimatu oraz Protokołu z Kioto ss. 194
- MORISHITA T., HATANO R., DESYATKIN R.V. 2007. N₂O Flux in Alas Ecosystems Formed by Forest Disturbance Near Yakutsk, Eastern Siberia, Russia. *Eurasian Journal of Forest Research*. Vol. 10-1 s. 79-84.
- OKRUSZKO H. 1979. Zasady prognozowania warunków wilgotnościowych w glebach hydrogenicznych według koncepcji kompleksów wilgotnościowo-glebowych. W: Kompleksy wilgotnościowo-glebowe w siedliskach hydrogenicznych i ich interpretacja przy projektowaniu melioracji i zagospodarowania. Biblioteczka Wiadomości IMUZ 58 s. 7-20.
- OENEMA O., SAPEK A. 2000. Controlling nitrogen oxide emission from grassland farming systems; the COGANOG project. W: Effects of liming and nitrogen fertilizer application on soil acidity and gaseous nitrogen oxide emissions in grassland systems. Field campaign in Poland within the Framework of the EU funded Project COGANOG FAIR C596-1920, 2000. Pr. zbior. Red. O. Oenema, A. Sapek. Falenty. Wydaw. IMUZ s. 7-13.
- OENEMA O., PIETRZAK S., SAPEK A. 1999. Controlling nitrous oxide emissions from grassland farming systems in Poland; preliminary results. W: Nitrogen cycle and balance in Polish agriculture. Pr. zbior. Red. A. Sapek. Falenty. Wydaw. IMUZ s. 126-139.
- PIETRZAK S., SAPEK A., OENEMA O. 2002. Ocena emisji podtlenku azotu z gleb trwałych użytków zielonych. W: Pomiar i symulacja emisji podtlenku azotu (N₂O) ze źródeł rolniczych w Polsce. Pr. zbior. Red. B. Sapek. Zeszyty Edukacyjne 8. Falenty. Wydaw. IMUZ s. 37-56.
- SAPEK A. 2000. Emisja gazów cieplarnianych z rolnictwa do atmosfery. Pr. zbior. Red. B. Sapek. Zeszyty Edukacyjne 6. Falenty. Wydaw. IMUZ s. 9-21.
- SAPEK A. 2002. Emisja podtlenku azotu z rolnictwa i jej skutki w środowisku. W: Pomiar i symulacja emisji podtlenku azotu (N₂O) ze źródeł rolniczych w Polsce. Pr. zbior. Red. B. Sapek. Zeszyty Edukacyjne 8. Falenty. Wydaw. IMUZ s. 9-22.
- SAPEK A. 2008. Emisja tlenków azotu (NO_x) z gleb uprawnych i ekosystemów naturalnych do atmosfery. *Woda Środowisko Obszary Wiejskie*. T. 8 z. 1(22) s. 283-304.
- SAPEK A., SAPEK B., PIETRZAK S. 2002. Pomiar emisji podtlenku azotu z gleb trwałych użytków zielonych. Pr. zbior. Red. B. Sapek. Zeszyty Edukacyjne 8. Falenty. Wydaw. IMUZ s. 37-56.
- STALENGA J., KAWALEC A. 2008. Emission of greenhouse gases and soil organic mater balance in different farming systems. *International Agrophysics*. Vol. 22 s. 287-290.
- SMITH K.A., THOMSON P.E., CLAYTON H., MCTAGGART P., CONEN F. 1998. Effects of temperature, water content and nitrogen fertilisation on emissions of nitrous oxide by soils. *Atmospheric and Environment*. Vol. 32 s. 3301-3309.
- TURBIAK J., MIATKOWSKI Z., CHRZANOWSKI S., GAŚIEWSKA A., BURCZYK P. 2011. Emisja podtlenku azotu z gleby torfowo-murszowej w Dolinie Biebrzy w zależności od warunków wodnych. *Woda Środowisko Obszary Wiejskie*. T. 11 z. 4(36) s. 239-245.
- TURBIAK J., MIATKOWSKI Z. 2006. Zawartość azotu azotanowego w głęboko odwodnionych glebach torfowo-murszowych. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*. Z. 513 s. 507-516.
- YAMULKI S., JOSELYNE P., JARVIS S.C., SAPEK A., PIETRZAK S. 2000. Effects of soil pH and application of nitrogen fertilizers on emissions of nitrogen oxides from grassland. W: Effects of liming and nitrogen fertilizer application on soil acidity and gaseous nitrogen oxide emissions in grassland systems. Field campaign in Poland within the Framework of the EU funded Project COGANOG FAIR C596-1920, 2000. Pr. zbior. Red. O. Oenema, A. Sapek. Falenty. Wydaw. IMUZ s. 54-60.

Piotr BURCZYK, Zygmunt MIATKOWSKI, Janusz TURBIAK

**PRELIMINARY ASSESSMENT OF N₂O EMISSION
FROM SELECTED MEADOW HABITATS IN DIFFERENT REGIONS OF POLAND**

Key words: grasslands habitats, N₂O emission

S u m m a r y

This paper presents results of studies on N₂O emission from post-bog soils from under meadows, carried out in the years 2008–2010 in the Szczecin region, in the Noteć River and Biebrza River valleys and in the Nieciecz River catchment area in the Szczerców Valley. The mean N₂O emission from peat-muck soils in Poland were estimated at 20 kg·ha⁻¹. It was shown that under long-lasting inundation the N₂O emission from peat-muck soils increases several times. It was also found that N₂O emission from peat-muck soils was about three times higher than that from mucky soils and that application of mineral and organic fertilisers increased N₂O emission from post-bog soils. N₂O emission from a fertilised soil was from 36 to 46% higher than that from an unfertilised soil.

Praca wpłynęła do Redakcji 13.06.2011 r.