

TOMASZ SOSULSKI*, MAGDALENA SZYMAŃSKA, EWA SZARA

*Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, Wydział Rolnictwa i Biologii,
Katedra Nauk o Środowisku Glebowym, Zakład Chemii Rolniczej,
ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa, Polska*

Ocena możliwości redukcji emisji N₂O z gleb uprawnych Polski

Streszczenie: Celem pracy była ocena efektywności i możliwość wdrożenia praktyk mitygacji emisji N₂O w warunkach glebowo-klimatyczno-agrotechnicznych Polski. Analizie poddano praktyki polegające na: zmniejszeniu dawki azotu, doborze jego formy w nawozach i zastosowaniu inhibitorów biologicznych przemian związków azotowych w glebie, regulacji odczynu gleby, kontroli i zmniejszeniu dawek nawozów naturalnych, zalesianiu gleb najłabszych. Analiza dostępnych danych wykazała, że warunki sprzyjające intensywnej emisji N₂O z gleb uprawnych Polski występują incydentalnie. Z tego powodu efektywność praktyk polegających na ekstensyfikacji produkcji roślinnej może być mała. Zmniejszenie poziomu nawożenia może przynieść pożądany efekt mitygacyjny tylko w niewielkiej liczbie gospodarstw rolnych z intensywną produkcją rolną. Ponieważ gleby zakwaszone są postrzegane jako „hot spots” o podwyższonej emisji N₂O, regulacja ich odczynu powinna być traktowana jako praktyka mitygacji emisji tlenu diazotu o szerokim zastosowaniu ze względu na skalę zakwaszenia gleb Polski. Efektywną praktyką ograniczenia emisji N₂O z gleb rolnych może być zastosowanie inhibitorów nityfikacji lub ureazy oraz zalesianie gleb ornych najłabszych (VI klasa bonitacyjna). Wdrożenie tych praktyk może być ograniczone względami ekonomicznymi oraz przestrzenno-czasowym wymiarem planów zwiększenia lesistości kraju. Uwzględnienie efektów mitygacyjnych analizowanych praktyk wymaga weryfikacji algorytmów wykorzystywanych do kalkulacji emisji gazów cieplarnianych (GHG).

Słowa kluczowe: emisja N₂O, zmniejszenie emisji GHG, gleby uprawne

WSTĘP

Zgodnie z postanowieniem zawartym w Dyrektywie Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/29 WE kraje UE zobowiązały się do 2020 roku zmniejszyć emisję gazów cieplarnianych (GHG) przynajmniej o 20% w stosunku do roku bazowego (1999). Dane publikowane przez Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami (2014) wskazują, że w 2012 emisja N₂O w Polsce wyniosła 95,45 tys. t., a rolnictwo polskie jest znaczącym emitentem tego tlenu (81,27 tys. t.). Za tak znaczący udział rolnictwa w emisji N₂O odpowiedzialne są przede wszystkim gleby rolne (68,6% emisji rolniczych). Uzasadnione wydaje się zatem określenie możliwości ograniczenia emisji tego gazu ze źródeł rolniczych – głównie gleb uprawnych. Jest to jednak zagadnienie o tyle trudne, o ile w ogóle problem emisji N₂O z gleb rolnych pozostaje słabo udokumentowany w krajowym piśmiennictwie. Dotychczas w Polsce emisja tlenu diazotu z gleb rolnych była przedmiotem głównie badań laboratoryjnych, a w mniejszym stopniu prowadzonych w warunkach polowych (Oenema et al. 1999, Włodarczyk 2000, Sapek et al. 2002, Włodarczyk et al. 2004, Włodarczyk i Kotowska 2005). W związku z powyższym ogólna charakterystyka i szacunki emisji N₂O z gleb uprawnych Polski opracowywane były przede wszystkim

na podstawie zagranicznych wyników badań i modeli matematycznych (Sapek 1998, Mercik i Moskal 2002, Sosulski i Łabętowicz 2007, Syp i Faber 2016). Mankamentem tych modeli, które mają u nas szerokie zastosowanie jest brak możliwości ich kalibracji opierając się o dane krajowe. Doniesienia literaturowe sugerują istnienie określonych problemów z poprawną oceną symulowanej wielkości emisji N₂O z gleb Polski. Według Nyckowiaka (2014) wielkość emisji tego tlenu z gleby oszacowana na podstawie modeli matematycznych może w znaczący sposób różnić się od wielkości emisji gazu pomierzonej empirycznie. Co więcej, kalkulacja emisji N₂O z gleby przy użyciu różnych modeli matematycznych Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) i Landscape DNDC prowadzi do uzyskania wyraźnie różniących się wyników symulacji. Podobny pogląd prezentują Syp i Faber (2016). Autorzy ci podają, że średnia dla Polski emisja N₂O z gleb pod pszenicą ozimą obliczona według metodyki IPCC (3,51 kg N·ha⁻¹) była aż o blisko 89% większa od tej, oszacowanej według modelu DNDC (1,86 kg N·ha⁻¹). Z uwagi na ten fakt, aktualnie ogromne znaczenie poznawcze i referencyjne mają prace badawcze nad emisją N₂O z gleby prowadzone w warunkach polowych w krajowych warunkach glebowych, klimatycznych i agrotechnicznych. W ostatnich latach badania

* Dr inż. T. Sosulski, tomasz_sosulski@sggw.pl

takie w różnych warunkach nawożenia i uprawy roślin prowadził w Polsce Centralnej Sosulski et al. (2014, 2015). Nadal jednak istnieje potrzeba prowadzenia badań nad emisją N_2O z gleb na szeroką skalę obejmujących obszar całego kraju.

Prawdopodobnie niedostateczna liczba krajowych danych powoduje, że w naszym piśmiennictwie brakuje również szerokiej dyskusji nad sposobami i skutecznością działań mających na celu ograniczenie emisji GHG z działalności rolnictwa polskiego. Jest to o tyle niepokojące, że drugi okres zobowiązań redukcji emisji GHG trwa od 1 stycznia 2013 roku. Tymczasem w literaturze światowej katalogi praktyk mitygacji emisji gazów cieplarnianych z rolnictwa zostały już opracowane (Eagle et al. 2012, Moran et al. 2008). Dlatego celem niniejszej pracy była analiza potencjału redukcyjnego emisji N_2O z gleb uprawnych Polski uwzględniająca dostępne dane piśmiennictwa krajowego i zagranicznego.

PRZEGLĄD I ANALIZA PRAKTYK REDUKCJI EMISJI N_2O Z GLEB UPRAWNYCH POLSKI NA PODSTAWIE DOSTĘPNYCH DANYCH LITERATUROWYCH

Praktyka 1: Zmniejszenie dawek nawożenia azotem. Spośród wielu czynników, zawartość N mineralnego i węgla organicznego w glebie, pH oraz jej temperatura są pierwszoplanowymi regulatorami decydującymi o wielkości emisji N_2O z gleby, (de Klein et al. 2001). Gaz ten powstaje w glebie w wyniku procesów: denitryfikacji $N-NO_3^-$ i nitryfikacji $N-NH_4^+$ (Skiba et al. 1993, Bateman i Baggs 2005). Dlatego zawartość azotu mineralnego w największym stopniu decyduje o wielkości emisji N_2O z gleby (McVicar i Kelleman 2014, He et al. 2016). Ponieważ w glebach uprawnych zawartość N mineralnego zwiększa się w wyniku mineralnego nawożenia azotem (Sosulski et al. 2014), to można zakładać, że najbardziej skutecznym sposobem ograniczenia emisji N_2O jest zmniejszenie dawek tego składnika. Za wykorzystaniem w praktyce tak prostego sposobu ograniczenia emisji N_2O z gleb uprawnych przemawia liniowy charakter zależności pomiędzy wielkością dawki azotu a emisją N_2O z gleby, wykazany w licznych pracach badawczych (Bouwman 1996, McSwiney i Robertson 2005, Kim i Dale 2008). Niestety, doniesienia innych badaczy budzą wątpliwości co do realnej możliwości zmniejszenia emisji N_2O z gleb uprawnych w następstwie zmniejszenia dawek azotu. Według Bouwmana et al. (2002) stosowanie dawek azotu nie przekraczających $150 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ emisja N_2O z gleby utrzymuje się na stabilnym poziomie i wynosi około 1 kg

$N-N_2O\cdot\text{ha}^{-1}$. Natomiast van Groenigen et al. (2010) ocenił, że przy stosowaniu dawek azotu do $187 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ emisja N_2O z gleby utrzymuje się na niskim poziomie ($1-2 \text{ kg N-N}_2O\cdot\text{ha}^{-1}$), a jej wyraźny wzrost ma miejsce dopiero po przekroczeniu dawki $200 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$. Z powyższymi wynikami badań korespondują rezultaty uzyskane z sześciu eksperymentów polowych prowadzonych w Niemczech, na podstawie których nie stwierdzono istotnej zależności pomiędzy emisją N_2O z gleby a dawką azotu (Kaiser i Ruser 2000). O braku liniowej zależności pomiędzy dawką azotu a emisją N_2O z gleby donosił również Jungkunst et al. (2006). Natomiast w badaniach prowadzonych na wieloletnim eksperymencie nawozowym w Skierńewicach (Polska Centralna) nie stwierdzono większych różnic pomiędzy emisją N_2O z gleby, na której stosowano $90 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ i z obiektu kontrolnego bez nawożenia azotem (Sosulski et al. 2015).

Kwestia określenia poziomu nawożenia, którego zmniejszenie przyniesie w naszych warunkach glebowo-agrotechnicznych rezultat mitygacji emisji N_2O pozostaje w dalszym ciągu aktualna. Przytoczone dane literaturowe pozwalają twierdzić, że wymierny efekt mitygacji emisji N_2O z gleb uprawnych może wystąpić dopiero przy zmniejszeniu dawek azotu przekraczających $150-200 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$. Rekomendowane przez IUNG w Puławach dawki azotu w uprawie roślin zbożowych wynoszą $40-200 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$, okopowych $30-180 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$, rzepaku $100-200 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$, strączkowych $0-20 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$, bobowatych drobnonasiennych $0-85 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$, pastewnych $50-220 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Jadczyszyn i in. 2010). Średnie zużycie nawozów azotowych w Polsce w latach 2009–2014 wahało się od $68,9$ do $80,7 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Rocznik Statystyczny Rolnictwa 2015) co sugeruje, że największe z rekomendowanych dawek azotu stosowane były tylko w niektórych gospodarstwach rolnych. Wyniki powszechnego spisu rolnego z 2010 roku wskazują, że w Polsce funkcjonuje ok. $730,7$ tys. gospodarstw towarowych (o minimalnej wielkości ekonomicznej nie mniejszej niż 4000 euro), zajmujących ok. $12\,280,21$ tys. ha, tj. na ok. 85% ogólnej powierzchni użytków rolnych (Poczta et al. 2013). Najwyższe dawki azotu (przekraczające nawet poziom rekomendowany przez IUNG) mogą być stosowane przede wszystkim w gospodarstwach zdolnych do wytworzenia nadwyżki ekonomicznej (o największej wielkości ekonomicznej >250 tys. euro). Zajmują one powierzchnią ok. $1\,970,3$ tys. ha ($13,7\%$) użytków rolnych. Nie dysponując innymi danymi, można z pewnym ryzykiem założyć, że zmniejszenie poziomu nawożenia może przynieść wymierny efekt redukcji emisji N_2O z gleb uprawnych jedynie w tej grupie gospodarstw. Ocena prezentowanego przez

autorów tej pracy przestrzennego wymiaru skuteczności analizowanej praktyki jest trudna, a jej rewizja będzie możliwa dopiero w oparciu o analizę rejestru poziomu nawożenia azotem w polskich gospodarstwach – który jeszcze nie istnieje.

Jak już wspomniano, źródłem tlenu diazotu w glebie są również biologiczne procesy denitryfikacji i nityfikacji. Wydaje się, że redukcja nawożenia azotowego może być skuteczną praktyką mitygacji emisji N_2O w glebach podatnych na denitryfikację lub z intensywnym procesem nityfikacji. Denitryfikacja może być istotnym źródłem tego gazu w glebach ubogich w materię organiczną (Sanchez-Martin et al. 2008), a przecież większość gleb Polski charakteryzuje się niską zawartością próchnicy (de Brogniez et al. 2015). Podstawowym czynnikiem intensyfikującym proces denitryfikacji, a tym samym zwiększającym emisję N_2O z gleby, jest wysokie jej uwilgotnienie (Smith et al. 1998, Clough et al. 2004, Amha i Bohne 2011). Przy wilgotności przekraczającej 70% pojemności kapilarnej gleby N_2O jest wyłącznie produktem procesu denitryfikacji (Bateman i Baggs 2005). Tymczasem Goliński et al. (2000) podaje, że w Polsce znajduje się tylko ok. 10% gleb podatnych na denitryfikację. W glebach lekkich o składzie mechanicznym zapewniającym dobre warunki drenażu denitryfikacja występuje tylko okazjonalnie (Mogge et al. 1999). Natomiast blisko 56% powierzchni użytków rolnych w Polsce stanowią piaszczyste gleby przepuszczalne (Krasowicz et al. 2011). Możliwość wzmożonej emisji N_2O z takich gleb w wyniku denitryfikacji jest więc bardzo ograniczona i może występować tylko w okresie intensywnych opadów (Flessa et al. 2012). Gwałtowny wzrost uwilgotnienia gleby może być czynnikiem prowadzącym do wzrostu emisji N_2O z gleby, ale ma to miejsce dopiero po nasyceniu gleby wodą powyżej 70% pojemności kapilarnej (Ruser et al. 2006). Wzrost wilgotności do poziomu 64% pojemności kapilarnej gleby nie wiąże się ze wzrostem emisji N_2O z gleby (Yanai et al. 2007). Osiągnięcie znaczącego stopnia uwilgotnienia przepuszczalnych gleb lekkich w trakcie okresu wegetacji jest możliwe dopiero po długotrwałych opadach atmosferycznych i nie zawsze towarzyszy mu wzrost emisji N_2O (Sosulski et al. 2014). W warunkach klimatycznych Polski większe uwilgotnienie gleb uprawnych występuje przede wszystkim w okresie od jesieni do wiosny. Obecność w glebie znacznej ilości niewykorzystanego przez rośliny $N-NO_3^-$ w tym okresie teoretycznie umożliwia wzrost intensywności denitryfikacji i powstawaniu N_2O . Jednak wyniki badań nad emisją tego tlenu z gleby przeprowadzonych w warunkach trwałych eksperymentów nawozowych w Skierniewicach wskazują, że w

naszych warunkach klimatycznych więcej N_2O uwalniane było w okresie lata niż wiosną i jesienią (Sosulski et al. 2014). Niestety, wspomniane badania nie były prowadzone w okresie zimowym. Dlatego założenie, że emisja N_2O w okresie zimowym w naszych warunkach glebowych ma charakter marginalny nie może być zweryfikowane. Pomimo, że zależność pomiędzy emisją N_2O z gleby a jej temperaturą ma charakter liniowy (Smith et al. 1998), to w literaturze zagranicznej nie brakuje doniesień o znaczącej emisji tlenu diazotu z gleb w chłodniejszych okresach roku Kaiser et al. (1998). Kaiser i Ruser (2000) podają, że emisja N_2O występująca w okresie zimowym może stanowić nawet 50% rocznej emisji tego gazu z gleby. Z uwagi na brak udowodnionej tendencji dotyczącej emisji tlenu diazotu w okresie zimowym należałoby kontynuować badania w naszym kraju. Innym ograniczeniem intensywnej denitryfikacji w glebach Polski może być niedostateczna zawartość prostych, biodegradowalnych związków organicznych (Sosulski et al. 2016a) pełniących w tym procesie funkcję donora elektronów (Vidon i Hill 2004, Burghate i Ingole 2013). Oznacza to, że w przypadku występowania dużej zawartości $N-NO_3^-$ nawet w korzystnych dla denitryfikacji warunkach glebowych i atmosferycznych intensywność tego procesu może być mała.

Bateman i Baggs (2005) podają, że przy wilgotności gleby w zakresie 35–60% kapilarnej pojemności wodnej, nityfikacja jest zasadniczym procesem produkcji N_2O w glebie. Uzyskane przez autorów niniejszej pracy podobne lub nawet większe wartości współczynników korelacji pomiędzy emisją N_2O z gleby a zawartością $N-NH_4^+$ niż pomiędzy emisją N_2O a zawartością $N-NO_3^-$ wskazują, że nityfikacja odgrywa istotną rolę w produkcji tego gazu w glebach lekkich Polski Centralnej (Sosulski et al. 2015). Intensywność tego procesu jest ściśle uzależniona od stanu zakwaszenia gleby (Kyveryga et al. 2004). [Wpływ stanu zakwaszenia gleby na emisję N_2O zostanie omówiony w dalszej części pracy.] Baggs et al. 2010 oraz Vermoesen et al. (1996) podają, że w glebach wapnowanych N_2O powstaje głównie w wyniku nityfikacji. W naszej ocenie emisja N_2O z gleb wapnowanych utrzymuje się jednak na względnie niskim poziomie. W zależności od sposobu nawożenia (mineralnego, mineralno-naturalnego lub naturalnego) stosowanego na tle wapnowania w okresie wegetacji emitowane było zaledwie 0,64–0,92 kg $N-N_2O$ $kg\text{-}ha^{-1}$ (Sosulski et al. 2014, 2015). Można więc zaryzykować stwierdzenie, że zwłaszcza na glebach o uregulowanym odczynie, na których możliwe jest osiągnięcie wysokiego poziomu wykorzystania azotu nawozowego przez rośliny, zmniejszenie da-

wiek może przynieść tylko ograniczony rezultat mitygacji emisji N_2O z gleby.

Praktyka 2: Dobór formy azotu w nawozach i zastosowanie inhibitorów nitryfikacji i ureazy.

Ograniczonych możliwości zmniejszenia emisji N_2O z gleb uprawnych można upatrywać również w doborze formy azotu aplikowanej w nawozach azotowych. Skuteczność tej praktyki może być rozpatrywana w przypadku stosowania najwyższych dawek nawozów oraz w odniesieniu do określonych warunków glebowo-agrotechnicznych. Według Bouwman'a (1996) emisja N_2O z gleby po zastosowaniu saletry amonowej i/lub mocznika jest większa niż po aplikacji nawozów, w których azot występuje w formie amonowej. W porównaniu do nawozów amonowych, nawożenie saletrzane zwiększa emisję N_2O , ale tylko z gleb zakwaszonych, w których dominującym procesem jest denitryfikacja. Na glebach o wyższej wartości pH i o mniejszej wilgotności większa emisja N_2O ma miejsce po zastosowaniu nawozów amonowych (Liu et al. 2007, Vermoesen et al. 1996). Według Zalewskiego (2013) w Polsce obserwuje się w ostatnich latach wzrost zużycia mocznika kosztem zmniejszenia zużycia saletry amonowej. W kontekście poszukiwania sposobów zmniejszenia emisji N_2O z gleb uprawnych zjawisko to wydaje się być niekorzystne zwłaszcza w gospodarstwach, w których gleby są regularnie wapnowane i stosowane są najwyższe dawki azotu. Jest wątpliwe, aby w przyszłości możliwa była zmiana relacji w zużyciu poszczególnych nawozów, które wpisują się w ogólnosiątkowy trend wzrostu zużycia mocznika kosztem innych nawozów azotowych. Dlatego obiecującym sposobem mitygacji emisji N_2O z gleb uprawnych może być zastosowanie nawozów o kontrolowanym Controlled Release Fertilizers (CRF) i spowolnionym Slow Release Fertilizers (SRF) działaniu (Grzmil i Kowal 2006). W grupie nawozów CRF i SRF znajdują się kondensaty mocznikowo-aldehydowe, nawozy pokryte otoczkami mineralnymi i organicznymi, nawozy z zeolitami oraz nawozy z inhibitorami nitrifikacji lub ureazy. Szczególnie atrakcyjnym w kontekście mitygacji emisji N_2O z gleb uprawnych wydaje się być stosowanie nawożenia z dodatkiem inhibitorów przemian związków azotowych (Ding et al. 2011). Najczęściej wykorzystywanymi inhibitorami nitrifikacji są: 2-chloro-6-(trichlorometylo) pirydyna (N-serve), dicyjanodiamina (DCD) oraz fosforany 3, 4-dimetylopirazol (DMPP). Natomiast inhibitorami ureazy aplikowanymi do nawozów są: triamid kwasu N-(n-butyl)tiofosforowy (Agrotain), węgiel wapnia oraz tiosiarczany (Grzmil i Kowal 2006). Khalil et al. (2009) podają, że zastosowanie mieszaniny wybranych in-

hibitorów nitrifikacji i ureazy zmniejsza emisję N_2O z gleby nawożonej mocznikiem o 79–87%, zastosowanie inhibitora nitrifikacji – o 81–83%, a inhibitora ureazy o 15–46%. Misselbrook et al. (2014) dowiedli, że większy efekt mitygacji emisji N_2O uzyskuje się po zastosowaniu inhibitora nitrifikacji wraz z gnojowicą (70%) i gnojówką (69%) niż z nawozami mineralnymi (39%). Podobne zależności uzyskali Singh et al. (2013), którzy po zastosowaniu inhibitora ureazy w warunkach intensywnego nawożenia pastwiska gnojówką stwierdzili zmniejszenie emisji N_2O o ok. 62%, a mocznikiem – o ok. 48%. Natomiast Menéndez et al. (2012) podają, że użycie inhibitorów nitrifikacji może zmniejszyć emisję tlenu diazotu po zastosowaniu siarczanu amonowego (VI) i saletry amonowej (ASN) nawet do poziomu zarejestrowanego na glebie nienawożonej azotem. Należy jednak liczyć się z tym, że w warunkach polowych efekt mitygacyjny stosowania inhibitorów może być mniejszy niż w eksperymentach laboratoryjnych (Khalil et al. 2009) lub będzie on trudny do statystycznego udowodnienia (Barneze et al. 2015). Misselbrook et al. (2014) ocenili, że zastosowanie inhibitorów pozwoli na zmniejszenie emisji N_2O z rolnictwa brytyjskiego najwyżej o 20%. Wyniki badań Mazzetto et al. (2015) oraz Dougherty et al. (2016) wskazują, że skuteczność omawianej praktyki jest uzależniona od czynników meteorologicznych i glebowych (wielkości i rozkładu opadów atmosferycznych, wilgotności gleby, pH i zawartości N mineralnego w glebie). Nie dysponując wynikami krajowych badań nad emisją N_2O z gleb w warunkach stosowania inhibitorów nitrifikacji lub ureazy trudno jest ocenić skuteczność omawianej praktyki mitygacyjnej w rodzimych warunkach glebowo-klimatyczno-agrotechnicznych. Wskazuje to na pilną konieczność rozpoczęcia tego typu badań w Polsce, których celem będzie identyfikacja inhibitorów efektywnie zmniejszających poziom emisji N_2O z gleby. Należy bowiem liczyć się z tym, że zastosowanie niektórych substancji w określonych warunkach może wręcz przynieść efekt odwrotny od zamierzonego (Mazzetto et al. 2015). Dotychczasowy poziom zużycia nawozów z dodatkiem inhibitorów nitrifikacji lub inhibitorów ureazy w Polsce jest bardzo mały. Ze względów ekonomicznych są one stosowane w Polsce tylko w sektorze nierolniczym (ogrodnictwo, uprawy pod osłonami, szkółkarstwo), a upowszechnienie tej praktyki mitygacyjnej będzie wymagało poniesienia określonych nakładów (Misselbrook et al. (2014). Teoretycznie więc proponowana praktyka może mieć szerokie zastosowanie w Polsce, ale jej upowszechnienie będzie wymagać określonych decyzji politycznych.

Praktyka 3: Regulacja odczynu gleby. Jak już wspomniano, wartość pH odgrywa znaczącą rolę w kształtowaniu kierunku i intensywności przemian związków azotowych w glebie oraz decyduje o wykorzystaniu azotu nawozowego przez rośliny. Wpływ wartości pH na produkcję N₂O w glebie jest więc skomplikowany i dość trudny do jednoznacznej oceny choćby dlatego, że za produkcję tę odpowiedzialne są dwa różne procesy biologiczne. Intensywność denitryfikacji zwiększa się wraz ze wzrostem wartości pH gleby (van Den Heuvel et al. 2011). Potwierdzają to wyniki badań Ruíz-Valdiviezo et al. (2013), którzy stwierdzili większą emisję N₂O z gleby o pH 6,3 niż o pH 5,8. Według Šimka i Coopera (2002) wynika to raczej z mniejszej dostępności azotu i węgla w glebach kwaśnych niż bezpośredniego wpływu zakwaszenia na intensywność denitryfikacji. Dlatego Mogge et al. (1999) otrzymał negatywną korelację pomiędzy emisją N₂O a pH gleby. Natomiast Martikainen i de Boer (1993) donoszą, że emisja N₂O z gleb o pH 4 jest od 4 do nawet 8 razy większa niż z gleb o wartości pH 6. Według Clough et al. (2004) zmiana z pH 5 do pH 4,1–4,2 powoduje około dwukrotny wzrost emisji N₂O z gleby w wyniku nityfikacji. Dlatego Rütting et al. (2013) oraz van Den Heuvel et al. (2010) sugerują, że pH gleby może być wykorzystane jako narzędzie pomocne do identyfikacji tzw. „hot spot” o podwyższonej emisji N₂O z gleby. Tymczasem w Polsce ok. 44% gleb charakteryzuje się odczynem silnie kwaśnym i kwaśnym, a 32% odczynem słabo kwaśnym (Rocznik Statystyczny GUS 2013). Oznacza to, że jednym z bardziej obiecujących sposobów mitygacji emisji N₂O z gleb uprawnych Polski jest regulacja ich odczynu. Należy przy tym zaznaczyć, że wapnowanie silnie zakwaszonych gleb może początkowo być przyczyną gwałtownego wzrostu emisji N₂O, podczas gdy wapnowanie zachowawcze stosowane od wielu lat nie ma wpływu na wielkość emisji tego gazu z gleby (Baggs et al. 2010). W tym kontekście zaniechanie wapnowania silnie zakwaszonych gleb najsłabszych i zmiana sposobu ich użytkowania (np. zalesienie) wydaje się w pełni uzasadniona. Wyniki badań prowadzonych na wieloletnich eksperymentach nawozowych w Skierniewicach niestety nie pozwoliły na jednoznaczną ocenę wpływu stanu zakwaszenia gleby na emisję N₂O (Sosulski et al. 2016b). Emisja N₂O z gleb wapnowanych i niewapnowanych była podobna, a optimum emisji tego gazu wystąpiło w dwóch zakresach wartości pH (pH 4,3–4,4 i pH > 6,6). Podobne wyniki badań uzyskał wcześniej Parkin et al. (1985). Zjawisko to można tłumaczyć dużą zdolnością adaptacji mikroorganizmów produkujących N₂O do różnych warunków pH gleby (Brierley i Wood

2001). Niezależnie od wyników badań uzyskanych na wieloletnich eksperymentach nawozowych w Skierniewicach, ze względu na skalę problemu zakwaszenia gleb Polski, wpływ odczynu na emisję N₂O z gleby powinien być w przyszłości poddany badaniom zakrojonym na szeroką skalę, prowadzonym w całym kraju.

Praktyka 4: Kontrola i zmniejszenie dawek nawozów naturalnych. W literaturze zagranicznej nie brakuje informacji wskazujących, że zastosowanie nawozów naturalnych prowadzi do wzrostu emisji N₂O z gleby (Bouwman 1996, de Klein et al. 2001). Wzrost emisji tlenu diazotu z gleb po zastosowaniu tych nawozów jest o tyle zrozumiałą, o ile zdamy sobie sprawę z funkcji związków organicznych w procesie biologicznej denitryfikacji (Vidon i Hill 2004). Dlatego dostępność prostych związków organicznych w glebie, których zawartość może wzrastać w wyniku nawożenia naturalnego jest krytycznym czynnikiem regulującym intensywność denitryfikacji (Wang et al. 2005). Niedostateczna ilość biodegradowalnych związków węgla w glebie, w stosunku do zawartości NO₃⁻ może być powodem względnie trwałego zanieczyszczenia wód azotanami (V) (Sosulski et al. 2016a) oraz niepełnej ich denitryfikacji do N₂O. Znaczenie nawożenia naturalnego dla procesu denitryfikacji nie sprowadza się wyłącznie do funkcji związków organicznych jakie pełnią one w tym biochemicznym procesie. Według Tiedje et al. (1983) pojawienie się w glebie materii organicznej jest powodem zużycia tlenu przez rozkładające ją mikroorganizmy, co sprzyja intensyfikacji denitryfikacji. Z drugiej strony nie brakuje doniesień o zmniejszeniu się emisji N₂O z gleb po zastosowaniu nawozów naturalnych w stosunku do poziomu emisji tego tlenu – po aplikacji nawozów mineralnych (Ball et al. 2004). Można to tłumaczyć pełną denitryfikacją N-NO₃⁻ do N₂ kosztem produkcji N₂O. Wzrost emisji tlenu diazotu z gleby w wyniku nawożenia naturalnego występuje bowiem wtedy, gdy równocześnie zwiększa się zawartość obu substratów denitryfikacji: N-NO₃⁻ i biodegradowalnego C organicznego (Velthof et al. 2003). Dlatego znaczny wzrost emisji N₂O z gleby obserwowany jest w warunkach stosowania płynnych nawozów naturalnych, takich jak gnojowica (Mogge et al. 1999), zawierających znaczne ilości mineralnych form azotu i prostych związków węgla. Wyniki badań prowadzonych na wieloletnim eksperymencie nawozowym w Skierniewicach wykazały podobną emisję N₂O z gleb corocznie nawożonych saletrą amonową i obornikiem, z którymi stosowano podobną ilość azotu (Sosulski et al. 2014). Uzyskane przez nas wyniki badań korespondują z wynikami innych ba-

daczy. Meng et al. (2005) dowiedli braku istotności różnic w emisji N_2O z gleb nawożonych obornikiem i nawozami mineralnymi, z którymi stosowano do 300 kg $N \cdot ha^{-1}$. Przytoczone dane literaturowe pozwalają na stwierdzenie, że wymierny efekt mitygacji emisji N_2O z gleb przez zmniejszenie dawek nawozów naturalnych może być osiągnięty w przypadku: 1) gospodarstw specjalizujących się w przemysłowym tułcu zwierząt, 2) w przypadku stosowania płynnych nawozów naturalnych, 3) w przypadku stosowania wraz z nawozami naturalnymi wysokich dawek mineralnych nawozów azotowych, 4) przy stosowaniu nawożenia naturalnego na glebach podatnych na denitryfikację. Niezależnie od ww. uwarunkowań, możliwość pomniejszenia emisji N_2O w wyniku kontroli poziomu nawożenia organicznego powinna być rozważana w gospodarstwach o największej obsadzie zwierząt. Zgodnie z danymi powszechnego spisu rolnego z 2010 roku najwyższa obsada zwierząt występuje w grupie gospodarstw rolnych o powierzchni od 10 do 20 ha (Poczta et al. 2013). Według Rocznika Statystycznego Rolnictwa (2015) grupa tych gospodarstw dysponuje blisko 2972 tys. ha (ok. 20,4%) użytków rolnych.

Praktyka 5: Zalesienie gleb najsłabszych. Jak już wspomniano, zalesienie najsłabszych gleb rolnych powinno sprzyjać zmniejszeniu emisji N_2O (Mutuo et al. (2005). Efektywność tej Mutpraktyki wynika m.in. ze zdolności gleb leśnych do pochłaniania tlenek diazotu (McVicar i Kellman 2014). Wyniki badań Schulte-Bisping i Brume (2003) wskazują, że największy efekt mitygacji tego gazu powinien być osiągnięty z gleb pod lasami iglastymi, a mniejszy – pod lasami mieszanymi. Natomiast emisja N_2O z gleb pod lasami liściastymi utrzymuje się na poziomie około 2 kg $N-N_2O \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$ (Schulte-Bisping i Brume 2003, Butterbach-Bahl et al. 2001) tj. na poziomie zbliżonym do emisji gazu z gleb rolnych po zastosowaniu dawek azotu większych niż 150–200 kg $N \cdot ha^{-1}$ (Bouwman et al. 2002, Van Groenigen et al. 2010). Wyniki niepublikowanych badań autorów niniejszej pracy wskazują, że w naszych warunkach emisja N_2O z gleby uprawnej była o ponad 50% większa niż z gleby pod lasem iglastym. Zalesienie może więc stać się skutecznym sposobem zmniejszenia emisji N_2O z gleby w naszym kraju. Zgodnie z danymi publikowanymi w Roczniku Statystycznym Rolnictwa (2015), w ostatnich latach w Polsce corocznie zalesiano od 5864,9 do 3775,6 ha (0,040–0,026%) nieprzydatnych do produkcji rolnej użytków rolnych. Do niedawna praktykę tę stosowało zaledwie ok. 12,8% gospodarstw rolnych (Wybrane elementy sytuacji ekonomicznej gospodarstw rolnych 2003). Powierzchnia

gleb zdewastowanych i zdegradowanych wynosząca 62 774 ha oraz ugorowanych (475,2 tys. ha) w Polsce w 2014 roku (Rocznik Statystyczny Rolnictwa 2015) może sugerować istnienie w Polsce pewnego potencjału przestrzennego dla analizowanej praktyki. Należy jednak zauważyć, że zastosowanie tej praktyki na glebach silnie zakwaszonych może przynieść tylko ograniczony efekt mitygacyjny. Wiadomo bowiem, że produkcja N_2O w glebie leśnej o wartości pH 4 może być nawet 4–8 razy większa niż w glebie o pH 6 (Martikainen i de Boer 1993). Natomiast zalesienie terenów łęgowych może wręcz zwiększyć emisję N_2O ze względu na możliwość wzbogacenia dostającego się tam strumienia azotanów (V) w proste związki organiczne biorące udział w procesie denitryfikacji (Vidon i Hill 2004).

Promowane ostatnio, ze względu na funkcję konserwacji bioróżnorodności, w rolniczej przestrzeni produkcyjnej użytki rolno-leśne (koegzystencja roślin rolniczych z drzewami oraz uprawa drzew i roślin rolniczych w zmianowaniu) pozwalają ze względu na znaczną retencję węgla w glebie na mitygację emisji GHG. Jednak emisja N_2O z gleb pod systemami rolno-leśnymi nieznacznie tylko różni się od emisji tego gazu z gleb rolnych (Kim et al. 2016). Z tego powodu taki system użytkowania gleb raczej nie powinien być rozważany jako sposób zmniejszenia emisji N_2O w Polsce.

Praktyka 6: Intensyfikacja produkcji roślinnej jako metoda mitygacji emisji GHG jest podejmowana w literaturze zagranicznej (Burney et al. 2010). Analizowane dotychczas praktyki ograniczenia emisji N_2O oparte były w większym lub mniejszym stopniu na efekcie ekstensyfikacji produkcji roślinnej. Tymczasem polityczne (WPR), a zwłaszcza ekonomiczne czynniki kształtujące warunki produkcji rolniczej wymuszają jej intensyfikację i tym samym ograniczają możliwość zastosowania praktyk mitygacyjnych bez poniesienia dodatkowych kosztów ich wdrożenia. Cechą nowoczesnej intensywnej produkcji rolniczej jest zużycie większej ilości środków produkcji przy jednoczesnej optymalizacji ich wykorzystania. W tym kontekście intensyfikacja produkcji przy zachowaniu wysokiego współczynnika wykorzystania azotu nawozowego przez wysokoprodukcyjne rośliny wydaje się być najbardziej pożądanym sposobem mitygacji emisji N_2O z gleby. W odróżnieniu od praktyk ograniczających zużycie środków produkcji lub zmniejszających rolniczą przestrzeń produkcyjną, praktyka ta nie pozostaje w sprzeczności, lecz przeciwnie – wspiera zasadniczą funkcję rolnictwa polegającą na zabezpieczeniu potrzeb gospodarki żywnościowej kraju. Wsparciem dla oma-

wianej praktyki będą wszelkie działania wspierające efektywne gospodarowanie zasobami oraz gospodarke niskoemisyjną w sektorze rolnym, a także działania mające na celu ochronę i wzmacnianie ekosystemów zależnych od rolnictwa ujęte w PROW 2014–2020.

PODSUMOWANIE

Zasadniczym problemem utrudniającym poprawną ocenę efektywności praktyk mitygacji emisji N₂O z gleb uprawnych w Polsce jest niedostateczna ilość wyników badań nad emisją tlenu diazotu z gleby prowadzonych w określonych warunkach agrotechnicznych. Analiza dostępnych danych literaturowych obejmujących charakterystykę warunków agrotechnicznych, glebowych i klimatycznych Polski oraz wyniki badań nad emisją N₂O z różnie użytkowanych gleb wskazuje, że warunki sprzyjające intensywnej emisji tego gazu z gleb rolnych występują u nas incydentalnie. Z tego powodu efektywność praktyk ograniczających emisję tlenu diazotu polegających na ekstensyfikacji produkcji roślinnej może być mała. Można zatem założyć, że przy stosowaniu dawek azotu dopasowanych do potrzeb nawozowych roślin, emisja N₂O z gleby utrzymuje się na niskim poziomie i jest porównywalna do emisji z gleb nienawożonych tym składnikiem. Dane literaturowe wskazują, że niskiej emisji N₂O z gleb można oczekiwać przy zastosowaniu dawek nieprzekraczających 150–200 kg N·ha⁻¹. Zmniejszenie poziomu nawożenia azotem może przynieść pożądany efekt mitygacyjny na co wskazuje liniowa zależność pomiędzy emisją N₂O a wielkością dawki azotu. Dotyczyć to jednak może niedużej liczby gospodarstw z intensywną produkcją rolną. Stworzenie powszechnego rejestru zużycia nawozów mineralnych i naturalnych w gospodarstwach umożliwi szybką identyfikację rolniczej przestrzeni produkcyjnej z potencjalnie wysoką emisją N₂O oraz pozwoli na wdrożenie tam praktyk mitygacyjnych. Wydaje się, że ze względu na skalę zakwaszenia gleb uprawnych w Polsce, bardziej powszechną praktyką mitygacji emisji N₂O z gleb uprawnych powinna być regulacja i utrzymanie optymalnego, zbliżonego do obojętnego odczynu gleby. Gleby zakwaszone należy bowiem traktować jako „hot spot” o podwyższonej emisji N₂O. Skuteczną praktyką mitygacji emisji tego tlenu z gleb rolnych może być stosowanie nawozów azotowych z dodatkiem inhibitorów nityfikacji lub ureazy. Aktualnie, ze względów ekonomicznych nawozy tego typu są stosowane jedynie w pozarolniczym sektorze produkcji roślinnej. Skuteczną praktyką mitygacji emisji N₂O jest zasłanianie gleb najsłabszych. O ile emisja tlenu diazo-

tu z gleb leśnych jest wyraźnie mniejsza niż z gleb rolnych, o tyle źródła literaturowe wskazują, że nie osiąga się efektu mitygacji emisji tego gazu w wyniku zmiany użytkowania gleb z rolnego na rolno-leśny. Uwzględniając aktualny poziom lesistości kraju (29,4%) oraz plany jego zwiększenia, wymierny efekt mitygacji emisji N₂O możliwy będzie dopiero w dłuższej perspektywie czasu. Zakłada się bowiem, że w 2050 roku poziom lesistości kraju ma wynieść 33%.

Obok zadań związanych z poszukiwaniem i doskonaleniem praktyk mitygacyjnych, autorom niniejszej pracy wydaje się niezbędne działanie polegające na analizie i weryfikacji algorytmów wykorzystywanych do kalkulacji emisji GHG przez KOBiZE. Przyjęte tam rozwiązania mają głównie charakter obszarowy lub populacyjny, a tylko w niewielkim stopniu charakter produkcyjny. W tym sensie trudne może być uwzględnienie efektów niektórych praktyk mitygacji emisji N₂O w tych algorytmach. Inną kwestią jest to, czy w kalkulacji emisji N₂O z gleb rolnych powinno być uwzględniane krajowe zużycie nawozów azotowych i naturalnych, podczas gdy dane literaturowe wskazują, że wymierny wzrost emisji N₂O z gleb rolnych ma miejsce przy zastosowaniu wysokich dawek azotu.

LITERATURA

- Amha Y., Bohne H., 2011. Denitrification from the horticultural peats: effects of pH, nitrogen, carbon, and moisture contents. *Biology and Fertility of Soils* 47: 293–302.
- Baggs E.M., Smales C.L., Bateman E.J., 2010. Changing pH shifts the microbial source as well as the magnitude of N₂O emission from soil. *Biology and Fertility of Soils* 46: 793–805.
- Ball B.C., McTaggart I.P., Scott A., 2004. Mitigation of greenhouse gas emission from soil under silage production by use of organic or slow release fertilizer. *Soil Use and Management* 20: 287–295.
- Barneze A.S., Minet E.P., Cerri C.C., Misselbrook T., 2015. The effect of nitrification inhibitors on nitrous oxide emissions from cattle urine depositions to grassland under summer conditions in the UK. *Chemosphere* 119: 122–129.
- Bateman E.J., Baggs E.M., 2005. Contribution of nitrification and denitrification to N₂O emission from soils at different water-filled pore space. *Biology and Fertility of Soils* 41: 379–388.
- Bouwman A.F., 1996. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agrosystems* 46: 53–70.
- Bouwman A.F., Boumans L.M.J., Batjes N.H., 2002. Emissions of N₂O and NO from fertilized fields: summary of available measurement data. *Global Biogeochemical Cycles* 16: 6,1–6,13.
- Brierley E.D.R., Wood M., 2001. Heterotrophic nitrification in an acid forest soil: isolation and characterization of a nitrifying bacterium. *Soil Biology and Biochemistry* 33: 1403–1409.
- Burghate S.P., Ingole N., 2013. Performance of fluidized bed biofilm reactor for nitrate removal. *International Journal of Research in Engineering and Science* 1(7): 38–47.

- Burney J.A., Davis S.J., Lobell D.B., 2010. Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107(26): 12052–12057.
- Butterbach-Bahl K., Stange F., Papen H., Li C., 2001. Regional inventory of nitric oxide and nitrous oxide emissions for forest soil of southeast Germany using the biochemical model PnET–N–DNDC. *Journal of Geophysical Research* 106 (D24): 34, 155–34, 166.
- Clough T.J., Kelliher F.M., Sherlock R.R., Ford C.D., 2004. Lime and soil moisture effects on nitrous oxide emissions from urine patch. *Soil Science Society of America Journal* 68: 1600–1609.
- de Brogniez D., Ballabio C., Stevens A., Jones R.J.A., Montanarella L., van Wesemae B., 2015. A map of topsoil organic carbon content of Europe generated by a generalized additive model. *European Journal of Soil Science* 66: 121–134.
- de Klein C.A.M., Sherlock R.R., Cameron K.C., van der Weerden T.J., 2001. Nitrous oxide emissions from agricultural soils in New Zealand – a review of current knowledge and directions for future research. *Journal of the Royal Society of New Zealand* 31: 543–574.
- Ding W.X., Yu H.Y., Cai Z.C., 2011. Impact of urease and nitrification inhibitors on nitrous oxide emissions from fluvo-aquic soil in the North China Plain. *Biology and Fertility of Soils* 47: 91–99.
- Dougherty W.J., Collins D., Van Zwieten L., Rowlings D.W., 2016. Nitrification (DMPP) and urease (NBPT) inhibitors had no effect on pasture yield, nitrous oxide emissions, or nitrate leaching under irrigation in a hot-dry climate. *Soil Research* 54: 675–683.
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/29/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. zmieniająca dyrektywę 2003/87/WE w celu usprawnienia i rozszerzenia wspólnotowego systemu handlu uprawnieniami do emisji gazów cieplarnianych. *Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej* L140 z dn. 5.6.2009: 63–87.
- Eagle A., Olander L.P., Henry L.R., Haugen-Kozyra K., Millar N., Robertson G.P., 2012. Greenhouse Gas Mitigation Potential of Agricultural Land Management in the United States. A Synthesis of the Literature. Companion Report to Assessing Greenhouse Gas Mitigation Opportunities and Implementation Strategies for Agricultural Land Management in the United States. Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions Duke University: 84 pp.
- Flessa H., Dörsch P., Beese F., 2012. Seasonal variation of N₂O and CH₄ fluxes in differently managed arable soils in southern Germany. *Journal of Geophysical research Atmospheres* 100(D11): 23115–23124.
- Goliński J., Stepniewska Z., Stepniewski W., Ostrowski J., Szmagara A., 2000. A contribution to the assessment of potential denitrification in arable mineral soils of Poland. *Journal Water and Land Development* 4: 175–183.
- Grzmił B., Kowal D., 2006. Otrzymywanie wieloskładnikowych nawozów mineralnych zawierających mocznik. *Studium porównawcze. Przemysł Chemiczny* 85(8–9): 823–826.
- He H., Jansson P.E., Svensson M., Mayer A., Klemmedtsson L., Kasimir Å., 2016. Factors controlling Nitrous Oxide emission from a spruce forest ecosystem on drained organic soil, derived using the Cup Model. *Ecological Modelling* 321: 46–63.
- Jadczyzyn T., Kowalczyk J., Lipiński W., 2010. Zalecenia nawozowe dla roślin uprawy polowej i trwałych użytków zielonych. *Materiały Szkoleniowe* 95. Puławy: 24 s..
- Jungkunst H.F., Freibauer A., Neufeldt H., Bareth G., 2006. Nitrous oxide emissions from agricultural land use in German – a synthesis of available annual field data. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 169(3): 341–351.
- Kaiser E.A., Kohrs K., Kücke M., Schung E., Heinemeyer O., Munch J.C., 1998. Nitrous oxide release from arable soil importance of N-fertilization, crops and temporal variation. *Soil Biology and Biochemistry* 12: 1553–1563.
- Kaiser E.A., Ruser R., 2000. Nitrous oxide emission from arable soils in Germany – An evaluation of six long-term field experiments. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163: 249–260.
- Khalil M.I., Guster R., Schmidhalter U., 2009. Effects of urease and nitrification inhibitors added to urea on nitrous oxide emissions from a loess soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 172: 651–660.
- Kim S., Dale B.E., 2008. Effects of nitrogen fertilizer application on greenhouse gas emissions and economics of corn production. *Environmental Science and Technology* 42: 6028–6033.
- Kim D.G., Kirschbaum M.U.F., Beedy T.L., 2016. Carbon sequestration and net emissions of CH₄ and N₂O under agroforestry: Synthesizing available data and suggestions for future studies. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 226: 65–78.
- Krajowy raport inwentaryzacyjny, 2014. Inwentaryzacja gazów cieplarnianych w Polsce dla lat 1988–2012. Raport wykonany na potrzeby Ramowej konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie zmian klimatu oraz Protokołu z Kioto. Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami. KOBiZE. Warszawa, Maj 2014: 373 s.
- Krasowicz S., Oleszek W., Horabik J., Dębicki R., Jankowiak J., Stuczyński T., Jadczyzyn J., 2011. Racjonalne gospodarowanie środowiskiem glebowym Polski. *Polish Journal of Agronomy* 7: 43–58.
- Kyvergya P.M., Blackmer A.M., Ellsworth J.W., Isla R., 2004. Soil pH effects on Nitrification of fall-applied anhydrous ammonia. *Soil Science Society of America Journal* 68: 545–551.
- Liu X.J., Mosier A.R., Halvorson A.D., Reule C.A., Zhang F.S., 2007. Dinitrogen and N₂O emission in arable soils: effect of tillage, N source and soil moisture. *Soil Biology and Biochemistry* 39: 2362–2370.
- Martikainen P.J. and de Boer W., 1993. Nitrous oxide production and nitrification in acid soil from a dutch coniferous forest. *Soil Biology and Biochemistry* 25: 343–347.
- Mazzetto A.M., Barneze A.S., Feigl B.J., Van Groenigen J.W., Oenema O., De Klein C.A.M., Cerri C.C., 2015. Use of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) does not mitigate N₂O emission from bovine urine patches under Oxisol in Northwest Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 101: 83–92.
- McVicar K., Kellman L., 2014. Growing season nitrous oxide fluxes across a 125+ year harvested red spruce forest chronosequence. *Biochemistry* 120: 225–238.
- McSwiney C.P., Robertson G.P., 2005. Nonlinear response of N₂O flux to incremental fertilizer addition in a continuous maize (*Zea mays* L.) cropping system. *Global Change Biology* 11: 1712–1719.
- Menéndez S., Barrena I., Setien I., González-Murua C., Estavillo J.M., 2012. Efficiency of nitrification inhibitor DMPP to reduce nitrous oxide emissions under different temperature and moisture conditions. *Soil Biology and Biochemistry* 53: 82–89.

- Meng L., Ding W., Cai Z., 2005. Long-term application of organic manure and nitrogen fertilizer on N₂O emissions, soil quality and crop production in a sandy loam soil. *Soil Biology and Biochemistry* 37(11): 2037–2045.
- Mercik S., Moskal S., 2002. Ocena emisji podtlenku azotu w Polsce z rolnictwa w 1999 roku. *Nawozy i Nawożenie* 1: 122–134.
- Misselbrook T.H., Cardenas L.M., Camp V., Thorman R.E., Williams J.R., Rollett A.J., Chambers B.J., 2014. An assessment of nitrification inhibitors to reduce nitrous oxide emissions from UK agriculture. *Environmental Research Letters* 9: 1–11.
- Mogge B., Kaiser E.A., Munch J.C., 1999. Nitrous oxide emission and denitrification N-losses from agricultural soils in the Bornhöved Lake region: influence of organic fertilizers and land-use. *Soil Biology and Biochemistry* 31: 1245–1252.
- Moran D., MacLeod M., Wall E., Eory V., Pajot G., Matthews R., McVittie A., Bames A., Rees B., Moxey A., Williams A., Smith P., 2008. UK marginal abatement cost curves for the agriculture and land-use, land-use change and forestry sectors out to 2022, with qualitative Analysis of options to 2050. Final report to the Committee on Climate Change. SAC Commercial Ltd: 168 pp.
- Mutuo P. K., Cadish G., Albrecht A., Palm C.A., Verchot L., 2005. Potential of agroforestry for carbon sequestration and mitigation of greenhouse gas emissions from soils in the tropics. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 71: 43–54.
- Nyćkowiak J., 2014. Ocena wymiany tlenu diazotu i ditlenku węgla na gruntach ornych wybranych regionów Polski. *UP Poznań*: 64 s.
- Oenema O., Pietrzak S., Sapek A., 1999. Controlling nitrous oxide emissions from grassland farming system in Poland; preliminary results. *Materiały Konferencyjne. Nitrogen cycle and balance in Polish agriculture. Falenty, Nadarzyn near Warsaw. December 1–2 1998*: 126–139.
- Parkin, T., Sextone, A.J., Tiedje, J.M., 1985. Adaptation of denitrifying Populations to low Soil pH. *Applied and Environmental Microbiology* 49: 1053–1056.
- Poczta W., Sadowski A., Baer-Nawrocka A., 2013. *Gospodarstwa rolne w Polsce na tle gospodarstw Unii Europejskiej – wpływ WPR. Powszechny spis rolny 2010. GUS Warszawa 2013*: 254 s.
- Rocznik Statystyczny Rolnictwa. GUS, Warszawa 2013: 425 s.
- Rocznik Statystyczny Rolnictwa. GUS, Warszawa 2015: 456 s.
- Ruiz-Valdiviezo V.M., Mendoza-Urbina L.D., Luna-Guido M., Gutiérrez-Miceli F.A., Cárdenas-Aquino M.R., Montes-Molina J.A., Dendooven L., 2013. Emission of CO₂, CH₄ and N₂O and dynamics of mineral N in soils amended with castor bean (*Ricinus communis*) and piñón (*Jatropha curcas* L.) seed cake. *Plant Soil Environment* 59: 51–56.
- Ruser R., Flessa H., Russow R., Schmidt G., Buegger F., Munch J.C., 2006. Emission of N₂O, N₂ and CO₂ from soil fertilized with nitrate: effect of compaction, soil moisture and rewetting. *Soil Biology and Chemistry* 38: 263–274.
- Rütting T., Huygens D., Boeckx P., Staelens J., Klemmedtsson L., 2013. Increased fungal dominance in N₂O emission hotspots along a natural pH gradient in organic forest soil. *Biology and Fertility of Soils* 49: 715–721.
- Sanchez-Martin L., Vallejo A., Dick J., Skiba U.M., 2008. The influence of soluble carbon and fertilizer nitrogen on nitric oxide and nitrous oxide emission from two contrasting agricultural soils. *Soil Biology and Biochemistry* 40: 142–151.
- Sapek A., 1998. Emisja gazów cieplarnianych z rolnictwa. *Zeszyty Edukacyjne IMUZ* 5: 17–26.
- Sapek A., Sapek B., Pietrzak S., 2002. Pomiar emisji podtlenku azotu z gleb trwałych użytków zielonych. *Zeszyty Edukacyjne IMUZ* 8: 37–56.
- Šimek M., Cooper J.E., 2002. The influence of soil pH on denitrification: progress towards the understanding of this interaction over the last 50 years. *European Journal of Soil Science* 53: 345–354.
- Schulte-Bisping H., Brume R., 2003. Nitrous oxide emission inventory of German forest soil. *Journal of Geophysical Research* 108 (D4, 4132): 1–9.
- Singh J., Kunhikrishnan A., Bolan N.S., Saggar S., 2013. Impact of urease inhibitor on ammonia and nitrous oxide emissions from temperate pasture soil cores receiving urea fertilizer and cattle urine. *Science of the Total Environment* 465: 56–63.
- Skiba U., Smith K.A., Fowler D., 1993. Nitrification and denitrification as source of nitric oxide and nitrous oxide in a sandy loam soil. *Soil Biology and Biochemistry* 25: 1527–1536.
- Smith K.A., Thomson P.E., Clayton H., Mc Taggart I.P., Conen F., 1998. Effects of Temperature, water content and nitrogen fertilization on emission of nitrous oxide by soil. *Atmospheric Environment* 32: 3301–3309.
- Sosulski T., Łabętowicz J., 2007. Oszacowanie rozpraszania azotu z rolnictwa polskiego do atmosfery oraz wód powierzchniowych i gruntowych. *Postępy Nauk Rolniczych* 5: 3–19.
- Sosulski T., Szara E., Stepień W., Szymańska M., 2014. Nitrous oxide emissions from the soil under different fertilization systems on a long-term experiment. *Plant Soil and Environment* 60: 481–488.
- Sosulski T., Szara E., Stepień W., Rutkowska B., 2015. The influence of mineral fertilization and legumes cultivation on the N₂O soil emissions. *Plant Soil Environments* 61: 529–536.
- Sosulski T., Szara E., Stepień W., Szymańska M., Borowska-Komenda M., 2016a. Carbon and nitrogen leaching in longterm experiments and DOC/N-NO₃⁻ ratio in drainage water as an indicator of denitrification potential in different fertilization and crop rotation systems. *Fresenius Environmental Bulletin* 25(8): 2813–2824.
- Sosulski T., Szara E., Stepień W., Szymańska M., 2016b. Impact of liming management on N₂O emissions from arable soils in three long-term fertilization experiments in central Poland. *Fresenius Environmental Bulletin* 25(12a): 6111–6119.
- Syp A., Faber A., 2016. Porównanie emisji N₂O z upraw pszenicy ozimej w Polsce przy wykorzystaniu metodologii IPCC (TIER 1) i modelu DNDC. *Stowarzyszenie Ekonomistów Rolnictwa i Agrobiznesu, Roczniki Naukowe* 18(1): 254–259.
- Tiedje J.M., Sextone A.J., Myrold D.D., Robinson J.A., 1983. Denitrification: ecological niches, competition and survival. *Antonie Van Leeuwenhoek* 48: 569–583.
- Wang L., Cai Z., Yang L., Meng L., 2005. Effects of disturbance and glucose addition on nitrous oxide and carbon dioxide emissions from a paddy soil. *Soil and Tillage Research* 82: 185–194.
- Włodarczyk T., 2000. Emisja i absorpcja N₂O na tle emisji CO₂ w glebach brunatnych w zróżnicowanych warunkach oksydoredukcyjnych. *Acta Agrophysica* 28: 138 s.
- Włodarczyk W., Stepniewski W., Brzezińska M., Stepniewska Z., 2004. Nitrate stability in loess soils under anaerobic conditions – laboratory studies. *Journal Plant Nutrition and Soil Science* 167: 1–8.
- Włodarczyk T., Kotowska U., 2005. The role of nitrate and temperature in N₂O emission (a review). „Review of Current Problems in Agrophysics” 2005, Chapter 6, *Oxygenology*: 485–487.

- Wybrane elementy sytuacji ekonomicznej gospodarstw rolnych. ZWS, GUS Warszawa 2003: 120 s.
- van Den Heuvel R.N., van der Biezen E., Jetten M.S.M., Kartal B., 2010. Denitrification in a riparian buffer zone. *Environmental Microbiology* 12(12): 3264–3271.
- van Den Heuvel R.N., Bakker S.E., Jetten M.S.M., Hefting M.M., 2011. Decreased N₂O reduction by low soil pH causes high N₂O emissions in a riparian ecosystem. *Geobiology* 9: 294–300.
- van Groenigen J.W., Velthof G.L., Oenema O., Van Groenigen K.J., 2010. Towards an agronomic assessment of N₂O emissions: a case study for arable crops. *European Journal of Soil Science* 61: 903–913.
- Velthof G., Kuikman P., Oenema O., 2003. Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions. *Biology and Fertility Soils* 37: 221–230.
- Vermoesen A., de Groot C.J., Nollet L., Boeckx P., van Cleemput O., 1996. Effect of ammonium and nitrate application on the NO and N₂O emission out of different soils. *Plant and Soil* 181: 153–162.
- Vidon P., Hill A.R., 2004. Denitrification and patterns of electron donors and acceptors in eight riparian zones with contrasting hydrogeology. *Biochemistry* 71: 259–283.
- Yanai Y., Toyota K., Okazaki M., 2007. Effects of charcoal addition on N₂O emissions from soil resulting from rewetting air-dried soil in short-term laboratory experiments. *Soil Science and Plant Nutrition* 53: 181–188.
- Zalewski A., 2013. Zmiany na rynku nawozów azotowych w Polsce w latach 2000–2010. *Journal of Agribusiness and Rural Development* 4(30): 257–267.

Received: November 29, 2016

Accepted: March 9, 2017

Associated editor: B. Rutkowska

Assessment of various practices of the mitigation of N₂O emissions from the arable soils of Poland

Abstract: This review assesses the adaptability and effectiveness of the basic practices to mitigate the N₂O emissions from the arable land in the climate, soil and agricultural conditions of Poland. We have analyzed the decrease in the nitrogen-based fertilization, selection of the fertilizer nitrogen forms, use of biological inhibitors of nitrogen transformation in the soil, control of the acidic soil reaction, reduction in the natural fertilizers use and afforestation of the low productive soils. The challenge evaluating the effectiveness of mitigation practices lies in the inadequacy of the national data on N₂O soil emissions in particular agrotechnical conditions. In Poland, circumstances that favor intensive N₂O emissions from the arable soils occur uncommonly, as shows the analysis of the literature reporting on the country climate, soil and agricultural conditions alongside the N₂O emissions from soils under various cultivation conditions. Consequently, the effectiveness of mitigation practices that relies on an extensification of plant production may be insufficient. It can be assumed that, at the doses of nitrogen fitting the nutritional needs of crops, the soil N₂O emissions are low and do not meaningfully differ from the emissions from untreated soils (literature data point to limited N₂O emission from arable soils treated with N doses of ≤150–200 kg N·ha⁻¹). The effectiveness of the nitrogen fertilization reduction as an N₂O emissions mitigation practice is restricted to intensive farming. A universal registry of the mineral and natural fertilization use could help identify the agricultural holdings with a potential for high N₂O emission and foster a targeted application of mitigation practices. It is suggested that normalization and maintenance of the optimum (i.e. close to neutral) soil pH should become a more common practice of N₂O emissions mitigation in Poland in view of the extent of arable soils acidification and the literature data that indicate elevated N₂O emissions from acid soils. Application of urease and nitrification inhibitors alongside nitrogen fertilization can be considered an effective practice of N₂O emissions mitigation. Owing to economic reasons the use of nitrogen fertilizers with such additives is currently limited to non-agricultural segments of plant production. Afforestation of the low productive soils offers an attractive opportunity for mitigation of N₂O emissions. Whereas N₂O emissions from forest soils are considerably lower compared with those from the arable ones, the literature indicates that no N₂O emissions mitigation is attained through a conversion of arable land to agroforestry. Considering the current forest area of Poland (24.9% of the total area) and the plans to increase the afforestation rate (to 33% in 2050) the measurable effects of this mitigation practice will only be seen in a long-term perspective.

Besides identifying and excelling the mitigation practices the authors postulate a review of the algorithms employed by the National Centre for Emissions Management (KOBiZE) for the calculation of the GHG emissions. Solutions applied by KOBiZE appear to address mainly the area – or population-related aspects and, to a much lesser degree, the actual N₂O production. In this context, the effects of certain N₂O emissions mitigation practices might be difficult to be taken into consideration. The application of national statistics of the use of mineral and natural fertilizers to the calculation of the N₂O emissions from the arable soils might be questioned given that the N₂O emissions are driven by the actual local N dose.

Keywords: N₂O emissions, mitigation of GHG emissions, arable soils