

Tomasz Sosulski

Załącznik 2 Autoreferat w języku polskim

Załącznik 2

dr Tomasz Sosulski

Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie

Wydział Rolnictwa i Biologii

Katedra Nauk o Środowisku Glebowym

Zakład Chemii Rolniczej

AUTOREFERAT¹

WARSZAWA 2017

¹ autoreferat przygotowano zgodnie ze wzorem zamieszczonym na stronie internetowej Centralnej Komisji do Spraw Stopni i Tytułów: http://www.ck.gov.pl/PDF/komunikaty/wzór_autoreferat.pdf

1. Imię i nazwisko: Tomasz Sosulski

2 Posiadane dyplomy, stopnie naukowe/artystyczne - z podaniem nazwy, miejsca i roku ich uzyskania oraz tytułu rozprawy doktorskiej

2002 Doktor nauk rolniczych w zakresie Agronomii - stopień naukowy uzyskany na Wydziale Rolniczym Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie w 2002 r.; tytuł pracy doktorskiej: "Straty niewykorzystanego przez rośliny azotu nawozowego w wybranych warunkach glebowo-agrotechnicznych".

1994 Magister inżynier agronomii, stopień uzyskany na Wydziale Rolniczym Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie w 1994 r., tytuł pracy magisterskiej: "Wartość rolnicza i żywieniowa koniczyny białej i komonicy zwyczajnej w mieszankach z trawami".

3 Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych/artystycznych

01. 07. 2003 – stanowisko adiunkta w Zakładzie Chemii Rolniczej Katedry Nauk o Środowisku Glebowym, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie,

15. 11. 1994 – 30. 06. 2003 stanowisko asystenta w Katedrze Chemii Rolniczej, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie.

4 Wskazanie osiągnięcia wynikającego z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki

4.1 Tytuł osiągnięcia naukowego: Wpływ czynników glebowych i agrotechnicznych na emisję N₂O z gleby lekkiej.

4.2 Autor/autorzy, tytuł/tytuły publikacji, rok wydania, nazwa wydawnictwa

Osiągnięcie naukowe stanowi zespół monotematycznych prac naukowych:

- ✓ **Sosulski T.**, Szara E., Stępień W., Szymańska M., 2014: *Nitrous oxide emissions from the soil under different fertilization systems on a long-term experiment*. Plant Soil Environment, 60 (11): 481–488 (IF₂₀₁₄=1,226, MNiSW₂₀₁₄=30 pkt., udział 80%)
- ✓ **Sosulski T.**, Szara E., Stępień W., Rutkowska B., 2015: *The influence of mineral fertilization and legumes cultivation on the N₂O soil emissions*" Plant Soil Environment, 61 (12): 529–536 (IF₂₀₁₅=1,039, MNiSW₂₀₁₅=30 pkt., udział 80%)
- ✓ **Sosulski T.**, Szara E., Stępień W., Szymańska M., 2016: *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 (IF₂₀₁₆=0,372, MNiSW₂₀₁₆=15 pkt., udział 80%)
- ✓ **Sosulski T.**, Szara E., Szymańska M., Stępień W., 2017: *N₂O emission and N and C leaching from the soil in relation to long-term and current mineral and organic fertilization – a laboratory study*" Plant Soil Environment, 63 (3): 97–104 (IF₂₀₁₇=1,039, MNiSW₂₀₁₇=25 pkt., udział 80%)

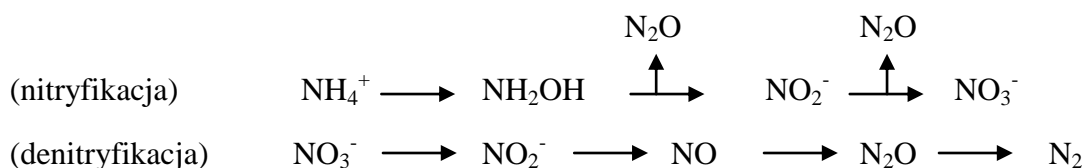
Łączna wartość naukometryczna publikacji stanowiących osiągnięcie naukowe według wykazów MNiSW zgodnie z rokiem opublikowania artykułów wynosi 100 punktów. Sumaryczny współczynnik wpływu (IF) ww. publikacji wynosi 3,676.

4.3 Omówienie celu naukowego ww. prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania.

Wstęp i cel pracy

Produkcja roślinna zlokalizowana w rolniczej przestrzeni produkcyjnej wywiera znaczący, niejednokrotnie negatywny wpływ na różne elementy środowiska przyrodniczego. Dlatego aktualnie zakres chemii rolnej jest znacznie poszerzony i obejmuje poza zagadnieniami produkcyjnymi (określonymi klasyczną relacją gleba–roślina–nawóz) również zagadnienia wpływu nawożenia na środowisko przyrodnicze. Wdrożenie w drugiej połowie XX w. monitoringu jakości środowiska poszerzyło wiedzę, a narastająca świadomość ekologiczna społeczności europejskiej wymusiła podjęcie licznych działań mających na celu ograniczenie negatywnego wpływu produkcji rolniczej na pedosferę, hydrosferę i atmosferę. Konieczność ochrony środowiska przed skutkami rozpraszania składników pokarmowych roślin z gleb uprawnych do wód znalazła odzwierciedlenie w Dyrektywie Rady z dnia 12 grudnia 1991 r. dotyczącej ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego (91/676/EWG) (Dz.U.UE L z dnia 31. 12. 1991 r.). Natomiast doniesienia o wzroście zawartości gazów cieplarnianych (CO₂, N₂O, CH₄, HFCs, PFCs, SF₆) w atmosferze, stały się przesłanką do zawarcia w 1997 r. międzynarodowego traktatu w Kioto oraz podjęcia Decyzji Rady 2002/358/WE z dn. 25 kwietnia 2002 r. dotyczącej zatwierdzenia przez Wspólnotę Europejską protokołu z Kioto do Ramowej Konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie zmian klimatu i wspólnej realizacji wynikających z niego zobowiązań. Załącznik II do tego aktu prawnego zobowiązał państwa członkowskie Wspólnoty Europejskiej do zmniejszenia emisji GHG w pierwszym okresie rozliczeniowym (2008–2012) o 8% (Polska o 6%) w stosunku do roku 1990 r. (2002/358/WE, Dz.U.L 130 z dnia 15. 05. 2002). W 2009 r. na mocy Dyrektywy Rady Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/29 WE kraje Unii Europejskiej zobowiązały się w drugim okresie rozliczeniowym (2013–2020) do zmniejszenia o 20% emisji GHG w stosunku do roku bazowego. Rosnące wymogi redukcji emisji gazów cieplarnianych (GHG) stały się powodem poszukiwania i definiowania sposobów zmniejszenia emisji GHG z różnych gałęzi gospodarki. W ostatnim czasie w krajach europejskich skatalogowano metody redukcji emisji GHG z rolnictwa (Bechmann 2016, Eagle i in. 2012, Moran i in. 2008). W Polsce, na zlecenie Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi podobną pracę wykonał multidyscyplinarny zespół ekspertów (Walczak i in. 2016).

Jak wskazują dane publikowane przez Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami w Polsce ponad 85% emisji N₂O pochodzi z rolnictwa. Blisko 69% emitowanego przez rolnictwo tlenku diazotu ulatnia się z gleb uprawnych (KOBiZE 2014). N₂O w glebie powstaje przede wszystkim w trakcie dwóch mikrobiologicznych procesów: nityfikacji i denityfikacji, zachodzących w odmiennych warunkach glebowych (Skiba i in. 1993, Bateman i Baggs 2005). Farquharson i Baldock (2008) oraz Munoz i in. (2010) przedstawili schematyczny zapis powstawania N₂O w wyniku obu procesów:



N₂O w glebie powstaje również w wyniku denityfikacji abiotycznej, jednak proces mikrobiologiczny odgrywa zasadniczą rolę w powstawaniu N₂O w glebie (Firestone i Davidson 1989). Tubowy model produkcji N₂O w glebie zaprezentowany przez tych autorów

oraz Davidsona i in. (2000) pozwala na zrozumienie faktu, że nityfikacja i denityfikacja mogą zachodzić w glebie nawet równolegle w niszach z dostępem tlenu oraz w warunkach jego ograniczonego dostępu. Natomiast w podręcznikach do chemii rolnej powstawanie N_2O w glebie wiązano przede wszystkim z procesem denityfikacji (Mercik 2002).

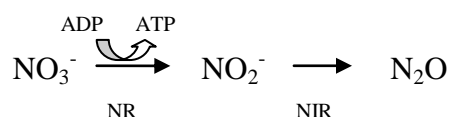
Firestone i Davidson (1989) oraz de Klein i in. (2001) wskazali, że pierwszoplanowymi czynnikami kształtującymi intensywność produkcji N_2O w glebie są: zawartość N mineralnego, C organicznego i tlenu w glebie oraz pH gleby i jej temperatura, a drugoplanowymi: zawartość wody w glebie, typ i skład granulometryczny gleby, nawożenie i wapnowanie, symbiotyczne wiązanie azotu i inne. Niezależnie od sposobu powstawania N_2O w glebie, jego prekursorem są mineralne formy azotu: NH_4^+ i NO_3^- . Dlatego McVicar i Kelleman (2014) oraz He i in. (2016) postrzegają zawartość N mineralnego w glebie jako najważniejszy czynnik determinujący intensywność produkcji N_2O w glebie. Ocena wpływu określonej formy azotu na intensywność produkcji N_2O w glebie jest skomplikowana ze względu na uwikłanie tego wpływu w interakcję z innymi pierwszo i drugoplanowymi czynnikami. Wyniki badań Dobbie i Smith (2003) wskazują, że kluczowymi dla emisji N_2O jest układ wilgotności, temperatury i zawartości N- NO_3^- w glebie. Vermoesen i in. (1996) podaje, że zawartość NO_3^- ma większy wpływ na produkcję N_2O niż NH_4^+ , ale tylko na glebach zakwaszonych, na których dominuje denityfikacja. Liu i in. (2007) dowiódł natomiast, że NH_4^+ zwiększa emisję N_2O w glebach o mniejszej wilgotności, w których denityfikacja jest ograniczona. Ze względu na intensywną nityfikację, produkcji N_2O w glebach o pH 7–8 sprzyja nawożenie azotowymi nawozami amonowymi (Vermoesen i in. 1996). Korespondują z tym wyniki badań Bouwman'a (1996), który stwierdził, że emisja N_2O z gleb nawożonych saletrą amonową jest większa niż nawożonych nawozami amonowymi. Dodatkowo, autor ten dowiódł, że zależność pomiędzy dawką azotu w nawozach a wielkością emisji N_2O z gleby ma charakter liniowy. Znalazło to potwierdzenie w późniejszych pracach innych badaczy (McSwiney i Robertson 2005, Kim i Dale 2008). Dalsze badania Bouwman'a i in. (2002) wykazały jednak, że przy dawkach nieprzekraczających $150 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ emisja N_2O z gleb utrzymuje się na niskim poziomie ok. $1 \text{ kg N-N}_2\text{O} \cdot \text{ha}^{-1}$. Również Zebarth i in. (2008) nie stwierdził istotności różnic w emisji N_2O z gleb nawożonych wzrastającymi dawkami azotu do poziomu $150 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$. Natomiast van Groenigen i in. (2010) podaje, że emisja tlenu diazotu z gleb uprawnych nie przekracza $1\text{--}2 \text{ kg N-N}_2\text{O} \cdot \text{ha}^{-1}$ nawet po stosowaniu $187 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ i zwiększa się dopiero po zastosowaniu dawek większych od $200 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$. Być może dlatego w wielu eksperymentach nie stwierdzono zależności pomiędzy przyrostem dawki azotu a emisją N_2O z gleby (Kaiser i Ruser 2000, Jungkunst i in. 2006). Stwierdzone rozbieżności, a zwłaszcza brak zależności pomiędzy dawką azotu a wielkością emisji N_2O z gleby wykazany przez różnych badaczy może być wynikiem wpływu pozostałych czynników na biologiczne procesy produkcji tego gazu w glebie. Na przykład Velthof i in. (2003) uważa, że wzrost emisji N_2O występuje dopiero wtedy, gdy w glebie zwiększa się zawartość obu substratów denityfikacji (NO_3^- i prostych związków organicznych). Wang i in. (2005) traktuje dostępność prostych związków organicznych w glebie, jako krytyczny regulator procesu denityfikacji. Jest to zrozumiałe, jeśli uwzględnimy znaczenie prostych związków organicznych, jako donora elektronów i energetycznego substratu denityfikacji (Vidon i Hill 2004). Dlatego mała zawartość C organicznego w glebie znacząco ogranicza denityfikację (Rivett i in. 2007). Ponadto, jak zauważył Cannavo i in. (2004), wzrost zawartości związków organicznych jest przyczyną wzrostu konsumpcji O_2 w glebie i wzrostu aktywności denityfikatorów. Dlatego w licznych badaniach udowodniono wpływ nawożenia naturalnego na wzrost emisji N_2O z gleby (Bouwman 1996, Mogge i in. 1999, Jäger i in. 2013). Według Sánchez-Martín i in. (2008) denityfikacja może być istotnym źródłem N_2O w glebach ubogich w węgiel organiczny, gdyż pełna denityfikacja azotanów (V) do N_2 zachodzi tylko przy wystarczającej ilości prostych związków węgla w glebie. Wynika z tego, że nawożenie

naturalne może też być przyczyną zmniejszenia emisji N_2O z gleby kosztem wzrostu wydzielania N_2 . Mniejszą emisję N_2O z gleb nawożonych nawozami naturalnymi niż mineralnymi stwierdził np. Ball i in. (2004). Linqvist i in. (2012) oraz Meng i in. (2005) nie stwierdzili różnic w emisji N_2O z gleb nawożonych obornikiem i nawozami mineralnymi. Gleby Polski charakteryzują się przeważnie małą zawartością węgla organicznego (de Brogniez i in. 2015), co w świetle przytoczonych wyników badań powinno sprzyjać emisji N_2O w wyniku denitryfikacji. Jednak jak podaje Goliński i in. (2000), tylko w nieznaczonej części naszych gleb panują warunki sprzyjające denitryfikacji. Denitryfikacja nasila się, bowiem w warunkach ograniczonego dostępu tlenu związanego ze wzrostem uwilgotnienia gleby. Według Dobbie i Smith (2003) wilgotność gleby jest jednym z kluczowych czynników kształtujących emisję N_2O . Potwierdziły to liczne wyniki badań innych autorów (Amha and Bohne 2011, Clough i in. 2004). Natomiast w glebach o składzie granulometrycznym sprzyjającym ich drenażowi, denitryfikacja zachodzi tylko sporadycznie Mogge i in. (1999). Tymczasem w Polsce przeważają piaszczyste gleby lekkie łatwo ulegające przesuszeniu (Krasowicz i in. 2011). Według Smith i in. (1998) wzrost emisji N_2O jest szczególnie dostrzegalny przy wilgotności gleby wahającej się w przedziale 60-90% pojemności kapilarnej. O ile w glebach zawilgoconych dominującym procesem produkcji N_2O jest denitryfikacja, o tyle w glebach, których wilgotność utrzymuje się na poziomie 35–60% pojemności kapilarnej głównym procesem, w którym powstaje ten gaz jest nityfikacja (Skiba i in. 1993, Bateman i Baggs 2005). Maksimum emisji N_2O z gleby jest na ogół obserwowane po wystąpieniu intensywne opadów (Flessa i in. 1995) zwilżających przesuszoną glebę do poziomu przynajmniej 70% jej pojemności kapilarnej (Ruser i in. 2006). Zmiana wilgotności gleby zaledwie do nieco ponad 60% jej pojemności kapilarnej powoduje tylko nieznaczny przyrost emisji N_2O (Yanai i in. 2007). Ostatnio notowane były anomalie pogodowe polegające między innymi na występowaniu przedłużających się okresów posusznych kończących się długotrwałymi, intensywnymi opadami atmosferycznymi (Westra i in. 2013). Zgodnie z przytoczonymi danymi literaturowymi, stan taki może tworzyć sprzyjające warunki do emisji N_2O z gleb uprawnych zarówno w wyniku nityfikacji jak i denitryfikacji. Obok wspomnianych zjawisk pogodowych kształtujących warunki powstawania N_2O w glebach, temperatura gleby i powietrza są uznawane za istotny czynnik determinujący emisję tego gazu z gleb uprawnych (Dobbie i Smith 2003). Dostępne wyniki badań nie pozwalają jednak na jednoznaczną ocenę zależności pomiędzy temperaturą gleby/powietrza a emisją N_2O z gleby. Według Smith i in. (1998) zależność pomiędzy temperaturą gleby i wielkością emisji N_2O ma charakter liniowy. Jest to zrozumiałe, jeśli uwzględni się biologiczny charakter procesów powstawania tego gazu w glebie. Natomiast wyniki niemieckich badań nad emisją N_2O z gleby wskazują, że jest on emitowany nawet w chłodniejszym okresie roku (Kaiser i in. 1998). Kaiser i Ruser (2000) donoszą, że nawet 50% emisji N_2O ma miejsce zimą. Według Mogge i in. (1999) jest to skutek braku obecności zachodzących naprzemiennie zjawisk zamarzania i rozmarzania gleby.

Dane statystyczne GUS (2016) wskazują, że ok. 40% gleb uprawnych Polski charakteryzuje się odczynem kwaśnym i silnie kwaśnym. Zakwaszenie gleby ogranicza pobranie i wykorzystanie azotu przez rośliny. Niewykorzystany przez rośliny N mineralny jest prekursorem N_2O w glebie. Wpływ pH gleby na emisję N_2O z gleby jest niejednoznaczny. Vermoesen i in. (1996) twierdzi, że nityfikacja jest zasadniczym procesem formowania się N_2O w glebach wapnowanych o pH 7-8. Natomiast na glebach zakwaszonych około 80% N_2O powstaje w wyniku denitryfikacji. Ilość N_2O powstającego w wyniku nityfikacji w glebach o $pH > 5$ jest około dwukrotnie mniejsza niż w glebach o pH 4. Natomiast Šimek i Cooper (2002) podają, że mniejsza dostępność związków azotu i węgla w glebach zakwaszonych jest przyczyną mniejszej intensywności denitryfikacji niż w glebach obojętnych i zasadowych. Dlatego być może Kesik i in. (2006) zanotował większy poziom

emisji N_2O z gleby o pH 7 niż o pH 4. Pomimo obserwowanego przez Šimka i in. (2000) wzrostu intensywności redukcji azotanów (V) następującego ze wzrostem pH gleby, tempo produkcji N_2O jest największe na glebach silnie zakwaszonych (van den Heuvel i in. 2011). Przytoczone wyniki badań potwierdzają negatywną korelację pomiędzy emisją N_2O z gleby a pH otrzymaną przez Mogge i in. (1999). Jednak w literaturze światowej nie ma jednoznacznego poglądu co do wartości pH przy której obserwuje się maksimum produkcji N_2O w glebie (Parkin i in. 1985, Martikainen i in. 1993, Dobbie i Smith 2003, Kesik i in. 2006, Morkved i in. 2007, van den Heuvel i in. 2011). Jakkolwiek panuje pogląd, że zakwaszenie gleby może być przydatne do wyznaczania "hotspots" – obszarów o podwyższonej emisji N_2O z gleb uprawnych (Van Den Heuvel i in. 2011). Z drugiej strony wiadomo jest, że w odróżnieniu od regularnego wapnowania gleb, jednorazowe wapnowanie gleb silnie zakwaszonych skutkuje wzmożoną emisją N_2O z gleby (Baggs i in. 2010).

Choć w literaturze panuje pogląd, że emisja N_2O z gleby pod roślinami bobowatymi jest mniejsza niż z nawozów mineralnych (Kaiser i in. 1998 i Velthof i in. 2003), to azot wiązany biologicznie jest istotnym czynnikiem produkcji tego gazu w glebie (de Klein i in. 2001, Eichner 1990). Emisja N_2O z gleby pod lucerną, soją i koniczyną waha się w przedziale 0.07–4.8 kg N- N_2O ·ha⁻¹ (Beuchamp 1997 i Bouwman 1996). Schemat powstawania N_2O w glebie z udziałem mineralnych form azotu (w tym wypadku uwalnianych do gleby w wyniku mineralizacji resztek roślinnych) przedstawili Farquharson i Baldock (2008). Bezpośrednia emisja N_2O przez rośliny bobowate jest związana z denitryfikacją NO_3^- prowadzoną przez bakterie symbiotyczne (Rhizobium, Bradyrhizobium ssp) w brodawkach korzeniowych (Steele i in. 1984). Schemat powstawania N_2O w tym procesie zobrazował Luciński i in. (2002):



Do denitryfikacji zdolne są głównie szczepy bakterii brodawkowych łubinu i komonicy, natomiast symbionty koniczyny białej są niezdolne do produkcji N_2O (Steele i in. 1984, Daniel i in. 1982). Choć powierzchnia zasiewów roślin bobowatych w Polsce wynosi około 300 tys. ha czyli niespełna 3% udziału w zasiewach (GUS 2016), to jednak lokalnie może ona mieć znaczenie dla wielkości emisji N_2O z gleby.

Jak wspomniano na wstępie, aktualnie w Polsce istnieje pilna konieczność sformułowania i wyceny praktyk zmniejszenia emisji gazów cieplarnianych, w tym N_2O z gleb uprawnych. Jak dotąd zjawisko emisji tego gazu w naszym piśmiennictwie zostało dość słabo rozpoznane. Od wielu lat różni autorzy szacują wielkość emisji N_2O z użytków rolnych Polski bazując głównie na danych zagranicznych oraz modelach matematycznych (Sapek 1998, Mercik i Moskal 2002, Sosulski i Łabętowicz 2007, Syp i Faber 2016). Emisja tego gazu z gleby była też przedmiotem badań laboratoryjnych i w mniejszym stopniu badań polowych (Oenema i in. 1999, Włodarczyk 2000, Sapek i in. 2002, Włodarczyk et al. 2004, Włodarczyk i Kotowska 2005). Niedostateczna ilość wyników badań polowych prowadzonych w typowych dla Polski warunkach glebowo-klimatyczno-agrotechnicznych, była podstawą do sformułowania przez mnie celu oryginalnych badań. Celem tym była ocena wpływu sposobu nawożenia roślin i warunków glebo-atmosferycznych na emisję N_2O z gleby lekkiej. Realizacja ogólnego celu pracy była możliwa dzięki sformułowaniu szczegółowych celów badań polegających na ocenie:

- ✓ wpływu systemu nawożenia mineralnego, mineralno-naturalnego i naturalnego na emisję N_2O z gleby lekkiej,

- ✓ wpływu nawożenia azotowego i azotu wiązanego symbiotycznie na emisję N_2O z gleby lekkiej,
- ✓ wpływu warunków glebowych i atmosferycznych (zawartości NH_4^+ , NO_3^- , wilgotności gleby oraz temperatury gleby i powietrza atmosferycznego) na emisję N_2O z gleby lekkiej,
- ✓ wpływu zakwaszenia gleby na emisję N_2O z gleby lekkiej,
- ✓ wpływu wieloletniego i ostatnio stosowanego nawożenia mineralnego i naturalnego na emisję N_2O z gleby lekkiej.

Realizacja celu badań była możliwa dzięki uzyskaniu środków na badania w ramach projektu badawczego NCN: N N305 060640 pt.: **"Ocena emisji N_2O z gleby oraz potencjalnych właściwości denitryfikacyjnych gleby w różnych systemach nawożenia i uprawy roślin"** realizowanego w Zakładzie Chemii Rolniczej Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego, którego autor niniejszej pracy był kierownikiem. Przeprowadzenie badań, których wyniki zostały opublikowane w cyklu monotematycznych artykułów stanowiących moje osiągnięcie naukowe było możliwe dzięki stworzeniu zespołu badawczego. Zespół ten składał się z doświadczonych w realizacji projektów badawczych specjalistów: chemików rolnych i mikrobiologa – pracowników naukowych Wydziału Rolnictwa i Biologii SGGW w Warszawie. Wyniki tych badań były prezentowane na międzynarodowej konferencji naukowej: "Long-term Field Experiments and their contribution to environmentally balanced agriculture. Colloquium" Crop Research Institute, Prague, 11-12 December 2013. Dotychczasowy dorobek publikacyjny osiągnięty dzięki realizacji projektu badawczego stanowi 7 artykułów naukowych opublikowanych w czasopismach krajowych i zagranicznych. Zgodnie z punktacją MNiSW łączna liczba przypisana tym pracom wynosi 139 punktów, natomiast sumaryczny Impact Factor – 4,048 (ze względu na brak danych 1 publikacji z 2017 przyjęto liczbę punktów i IF przypisaną w 2015/16).

Omówienie osiągniętych wyników badań i sposobu ich wykorzystania

Pierwszoplanowym zadaniem, które zdefiniowałem i zrealizowałem był wybór techniki pomiarowej emisji N_2O z gleby dostosowanej do polowych i laboratoryjnych warunków badań. Analizę dostępnych technik pomiarowych emisji N_2O z powierzchni gleby przeprowadził m.in. Mosier i in. (1996). Na podstawie dokonanego przeglądu technik pomiaru emisji N_2O z gleby, (Beauchamp 1997) uznał technikę "chamber method" za najbardziej miarodajną metodę polowych badań emisji tego gazu. W technice tej wielkość emisji N_2O jest wyznaczana na podstawie przyrostu koncentracji gazu w atmosferze komory po określonym czasie jej ekspozycji na powierzchni gleby (Mosier i in. 1996). W krajowej literaturze technikę "chamber method" szczegółowo opisał Burczyk (2008). Wśród różnych sposobów mikrometrycznej detekcji N_2O mających zastosowanie w technice "chamber method" Mosier i in. (1996) rekomendował użycie spektrometrów podczerwieni z transformacją Fouriera z laserem diodowym (TDL - tunable diode laser trace gas analyzer). W związku z powyższym w przeprowadzonych przeze mnie badaniach polowych i laboratoryjnych zastosowałem technikę pomiarową "chamber method". Aparaturą stosowaną do pomiarów *in situ* emisji N_2O z gleby był przenośny spektrometr FTIR model Alpha (Brucker Optic GmbH, Ettlingen, Germany) wyposażony w komorę pomiarową (chamber) o wymiarach $\varnothing = 29.5$ cm, $h = 20$ cm do badań polowych oraz o wymiarach $\varnothing=16$ cm, $h=18.5$ cm do badań laboratoryjnych.

Wieloletnie eksperymenty nawozowe prowadzone w różnych krajach Europy przez kilkadziesiąt lat są uważane za obiekty modelowe, przydatne w największym stopniu do oceny przemian związków azotu i węgla w glebach uprawnych (Dendooven i in. 1996, Kubát i in. 1996). Dlatego cel pracy zrealizowano prowadząc badania w latach 2012 i 2013 na

najstarszych w Polsce wieloletnich eksperymentach nawozowych Stacji Doświadczalnej Wydziału Rolnictwa i Biologii SGGW w Skierniewicach (51057'10"N 20008'30"E) w Polsce Centralnej. Eksperymenty te prowadzone są w niezmiennym układzie od 1923 r. na glebie płowej (haplic luvisols, FAO 2006) o składzie granulometrycznym gleby lekkiej. Badania przeprowadzono na trzech wieloletnich eksperymentach nawozowych:

1. Eksperyment z monokulturą żyta (pole D). Do badań wybrano trzy obiekty nawozowe reprezentujące różne systemy nawożenia roślin:
 - ✓ System nawożenia mineralnego: obiekty CaNPK i NPK nawożone wyłącznie nawozami mineralnymi. Dawki nawozów mineralnych na obiektach CaNPK i NPK wszystkich eksperymentów polowych wynoszą $90 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ (saletra amonowa), $26 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$ (superfosfat potrójny), $91 \text{ kg K} \cdot \text{ha}^{-1}$ (sól potasowa 60%).
 - ✓ System nawożenia mineralno-naturalnego: obiekt CaNPK+M, na którym corocznie stosowane są nawozy mineralne (w dawkach analogicznych jak na obiekcie CaNPK) oraz raz na cztery lata $30 \text{ t obornika} \cdot \text{ha}^{-1}$.
 - ✓ System nawożenia naturalnego: obiekt Ca+M, na którym w każdym roku trwania eksperymentu stosowany jest obornik w dawce $20 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ na tle wapnowania. Eksperyment prowadzony jest w pięciu replikacjach.
2. Eksperyment ze zmianowaniem pięciopolowym (pole E): ziemniaki, jęczmień jary, łubin żółty, pszenica ozima, żyto. Pod pierwszą roślinę zmianowania (ziemniaki) w tym eksperymencie stosowany jest obornik w dawce $30 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (raz na pięć lat). Badania na tym eksperymencie były prowadzone na dwóch obiektach: kontrolnym Ca, CaNPK oraz NPK nawożonych nawozami mineralnymi. W pierwszym roku badań (2012) uprawiany był jęczmień j., a w drugim (2013) łubin żółty (w uprawie rośliny bobowatej nawożenie azotowe nie było stosowane). Eksperyment prowadzony jest w pięciu replikacjach.
3. Eksperyment nawozowy ze zmianowaniem roślin bez udziału rośliny bobowatej (pole A). W 2012 r. gorczyca biała, a w 2013 r. pszenżyto ozime. Badania na tym eksperymencie przeprowadzono na obiektach z pełnym nawożeniem mineralnym w wariacie z wapnowaniem (CaNPK) i bez wapnowania (NPK). Eksperyment prowadzony jest w trzech replikacjach. Na obiektach wapnowanych wszystkich eksperymentów (CaNPK, Ca) stosowane jest wapnowanie gleby w dawce $1,43 \text{ t Ca} \cdot \text{ha}^{-1}$ w formie wapna węglanowego raz na cztery lub pięć lat.

Przeprowadzenie badań nad emisją N_2O na tak wybranych obiektach miało na celu uzyskanie informacji o czynnikach i potencjale emisji tego gazu z gleb lekkich – dominujących w strukturze gleb uprawnych Polski (Krasowicz i in. 2011). Na wszystkich wieloletnich eksperymentach polowych w 2012 i 2013 r. przeprowadzono pomiary emisji N_2O z gleby na wszystkich replikacjach wybranych obiektów nawozowych. Cotygodniowe pomiary emisji N_2O z gleby kontynuowano od momentu ustąpienia okrywy śnieżnej i rozmarznięcia gleby wiosną do wystąpienia temperatury ujemnej jesienią. W 2012 r. wykonano pomiary w 30 terminach pomiędzy 22 marca i 22 października. Natomiast w 2013 r. pomiary prowadzone były pomiędzy 19 kwietnia i 23 października. W każdym terminie pomiaru emisji N_2O z gleby na wszystkich replikacjach wybranych do badań obiektów wieloletnich eksperymentów nawozowych pobierane były próbki gleby. W próbkach gleby zmierzono zawartość N-NO_3^- i N-NH_4^+ metodą spektrofotometryczną (Huba, 1983) i wilgotność gleby. Dane meteorologiczne zostały zebrane przez stację meteorologiczną Stacji Doświadczalnej Wydziału Rolnictwa i Biologii SGGW w Skierniewicach. W próbkach gleby zebranych po zbiorach roślin w obu latach badań zmierzono zawartość węgla organicznego w glebie (Thermo Electron-C analizy model TOC-500 Shimadzu, Kyoto, Japan), zawartość azotu ogólnego w glebie i roślinach (Vapodest model (Gerhardt, Bonn, Germany VAP 30 analizy)

oraz pH gleby w roztworze 1M KCl. Wykonane pomiary właściwości gleby oraz warunków meteorologicznych umożliwiły analizę wpływu czynników glebowych i meteorologicznych na wielkość emisji N_2O z gleby lekkiej.

Szczegółowy cel badań 1: Ocena wpływu systemu nawożenia mineralnego, mineralno-naturalnego i naturalnego na emisję N_2O z gleby lekkiej. Cel ten był realizowany poprzez przeprowadzenie badań na wieloletnim eksperymencie nawozowym – pole D (monokultura żyta). Wyniki badań na ten temat zostały ogłoszone w pracy:

- ✓ **Sosulski T., Szara E., Stępień W., Szymańska M., 2014:** *Nitrous oxide emissions from the soil under different fertilization systems on a long-term experiment.* Plant Soil Environment, 60 (11): 481–488 (IF₂₀₁₄=1,226, MNiSW₂₀₁₄=30 pkt., udział 80 %)

Niezależnie od nadrzędnego celu pracy, uzyskane przeze mnie wyniki badań pozwoliły na udowodnienie charakterystycznych cech zjawiska emisji N_2O z gleby. Zasadniczą cechą emisji N_2O z gleby jest fakt, iż nie ma ona charakteru rozkładu normalnego. Na tę cechę emisji N_2O z gleby w badaniach polowych zwrócił uwagę Fu i in. (2012), a w badaniach laboratoryjnych – Jäger i in. (2011). W krajowym piśmiennictwie problem braku rozkładu normalnego zmiennej w badaniach chemiczno-rolniczych podjął Igras (2004). Autor ten postulował, aby w przypadku braku rozkładu normalnego zmiennej jej przeciętną wartość opisywać statystykami charakteryzującymi tę wartość lepiej od średniej arytmetycznej (np. medianą), natomiast do analizy statystycznej danych wykorzystywać testy nieparametryczne porównujące rozkłady zmiennej. W odniesieniu do przedmiotu prowadzonych przeze mnie badań, porównanie rozkładów emisji N_2O z gleby wymusza konieczność kolekcji populacji danych o liczebności pozwalającej na dokonanie tego typu analizy statystycznej. Cotygodniowe pomiary emisji N_2O z gleby prowadzone w obu latach badań na wszystkich wieloletnich eksperymentach polowych od ustąpienia okrywy śnieżnej do wystąpienia temperatur ujemnych pozwoliły na udowodnienie dużej zmienności wyników badań. Emisja N_2O z gleby nawożonej w systemie nawożenia mineralnego (CaNPK) w eksperymencie z monokulturą żyta wahała się w zakresie: 0,13–11,20 g N- N_2O ·ha⁻¹·d⁻¹, w systemie nawożenia mineralno-naturalnego (CaNPK+M): 0,23–11,06 g N- N_2O ·ha⁻¹·d⁻¹ i 0,25–12,28 g N- N_2O ·ha⁻¹·d⁻¹ w systemie nawożenia naturalnego (Ca+M). Wykazana w moich badaniach duża zmienność emisji N_2O z gleby znalazła potwierdzenie w wynikach badań zagranicznych i krajowych (McVicar i Kellman 2014, Sapek i in. 2002). Ujawnione w badaniach cechy emisji N_2O z gleby dowiodły słuszności przyjętego przeze mnie metodycznego założenia cotygodniowej częstotliwości pomiarów w okresie badań zbliżonym do okresu wegetacji roślin. Niedostateczna częstotliwość pomiarów lub jednorazowy pomiar emisji w określonym terminie (np. przed ruszeniem wegetacji lub po zbiorze roślin – jak przyjęto w diagnostyce nawozowej składnikami pokarmowymi lub w nawiązaniu do faz rozwojowych roślin) byłyby przyczyną uzyskania zbyt małej ilości, niemiernodajnych danych słabo charakteryzujących zjawisko. Warunki glebowe, agrotechniczne i meteorologiczne determinujące poziom emisji N_2O z gleby w pojedynczym terminie badań mogą, bowiem być przyczyną znacznych różnic pomiędzy wartością wówczas pomierzoną a przeciętną wartością emisji gazu z gleby oraz utrudniać ocenę wpływu czynników eksperymentalnych. Osiągnięcie to powinno znaleźć odzwierciedlenie w przyszłych badaniach nad emisją gazów z gleby prowadzonych w naszym kraju, których celem będzie charakterystyka zjawiska i jego wymiar ilościowy. Przy braku technicznych lub organizacyjnych możliwości prowadzenia pomiaru ciągłego emisji gazów, period cotygodniowy może być traktowany, jako standardowy w tego typu badaniach.

Zasadniczym osiągnięciem pracy było określenie wpływu nawożenia mineralnego, mineralno-naturalnego i naturalnego na wielkość emisji N_2O z gleby. Przeciętna emisja N_2O z gleby nawożonej w systemie mineralno-naturalnym – CaNPK+M (mediana 3,64) była nieco

większa niż z gleby nawożonej obornikiem – Ca+M (mediana $3,14 \text{ g N-N}_2\text{O}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$) i saletrą amonową – CaNPK (mediana $2,87 \text{ g N-N}_2\text{O}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$). Mimo dużej zmienności wyników badań analiza statystyczna danych wykazała brak istotności różnic rozkładu emisji N_2O na wszystkich trzech analizowanych obiektach eksperymentu. Wielkość emisji N_2O z badanych gleb była wynikiem współdziałania czynników glebowych, agrotechnicznych i meteorologicznych. Niemniej, nieco większa emisja N_2O zarejestrowana na obiektach nawożonych obornikiem raz na cztery lata i corocznie niż z gleby nawożonej wyłącznie nawozami mineralnym wskazuje na znaczenie materii organicznej dla procesów powstawania tego gazu w glebie. Uzyskane wyniki badań korespondują z poglądem Wanga i in. (2005), który określił dostępność związków organicznych w glebie jako krytyczny regulator procesu denitryfikacji. Znaczenie związków organicznych jako donora elektronów opisali Vidon i Hill (2004), a wyznaczeniem optymalnej relacji pomiędzy substratami denitryfikacji: C organicznym i N-NO_3^- zajmowali się między innymi Her i Huang 1995 oraz Dahab i in. (1998). Udział związków organicznych w powstawaniu N_2O w glebie nie polega wyłącznie na bezpośrednim udziale w procesie denitryfikacji Tiedje i in. (1982). Według Cannavo i in. (2004) rozkład związków organicznych dostarczanych do gleby w nawozach zwiększa konsumpcję tlenu intensyfikując denitryfikację. Uzyskane przeze mnie wyniki badań pozwoliły również scharakteryzować znaczenie drugiego prekursora N_2O w glebie – N mineralnego. Relatywnie najmniejsza wielkość emisji N_2O z gleby nawożonej wyłącznie saletrą amonową (CaNPK) i największa – na obiekcie z nawożeniem mineralno-naturalnym (CaNPK+M) wskazuje, że przyrost zawartości NO_3^- (substratu denitryfikacji) i NH_4^+ (substratu nityfikacji) w glebie ma zasadnicze znaczenie dla wielkości produkcji tego gazu w glebie pod warunkiem równoczesnego wzrostu zawartości C organicznego. Potwierdza to opinię, że wzrost emisji N_2O z gleby pod wpływem nawożenia następuje dopiero przy wzroście zawartości obu prekursorów denitryfikacji: NO_3^- i C organicznego w glebie (Velthof i in. 2003).

Przeprowadzona w pracy ocena wielkości emisji N_2O z gleby wykazała, że w zależności od sposobu nawożenia w okresie zbliżonym do okresu wegetacji roślin emitowane jest od 0,64 do 0,72 $\text{kg N-N}_2\text{O}\cdot\text{ha}^{-1}$. Natomiast nie prowadzono badań w okresie zimy. Brak danych uniemożliwia ocenę emisji N_2O z gleb uprawnych Polski w chłodniejszych miesiącach roku. Można jednak przyjąć, że emisja taka ma miejsce (Sapek i in. 2002). Badania w tym okresie prowadzone były na przykład w Niemczech (Kaiser et al. 1998). Według Mogge i in. (1999) emisji N_2O z gleby w tym okresie sprzyja brak przemianowych cykli zamarzania/rozmarzania gleby. Jeśli przyjmie się, że ok. 50% emisji N_2O z gleb uprawnych ma miejsce w okresie zimowym (Kaiser i Ruser 2000), wówczas można przyjąć, że w skali roku, w zbliżonych do eksperymentalnych warunkach agrotechnicznych emisja N_2O z gleb lekkich w Polsce powinna sięgać około $1,5 \text{ kg N-N}_2\text{O}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Przyrost emisji N_2O z gleby wiosną w obu latach badań miał miejsce po aplikacji saletry amonowej na obiektach CaNPK i CaNPK+M. W tym samym okresie obserwowano przyrost emisji N_2O na obiekcie nawożonym obornikiem (Ca+M), co wiązało się zapewne z uwalnianiem do gleby mineralnych form azotu w wyniku mineralizacji materii organicznej i ich przemianami w glebie. Niezależnie od obserwowanej w kolejnych terminach badań dynamiki, emisja N_2O z badanych gleb stopniowo narastała od kwietnia do lipca (na obiektach CaNPK i Ca+M) lub do sierpnia na obiekcie CaNPK+M. Wyraźne zmniejszenie poziomu emisji N_2O z badanych gleb stwierdzono we wrześniu, a w październiku osiągnęła ona poziom bardzo mały, notowany w marcu (przed stosowaniem saletry amonowej). Stwierdzone zależności wskazują, że o wielkości emisji N_2O z gleby obok czynników agrotechnicznych i glebowych decydują czynniki meteorologiczne. Szczegółowa ocena wpływu czynników decydujących o wielkości emisji była osobnym przedmiotem badań określonych szczegółowym celem nr 3.

Szczegółowy cel badań 2: Ocena wpływu nawożenia azotowego i azotu wiązanego symbiotycznie na emisję N_2O z gleby lekkiej. Cel ten był realizowany poprzez badania prowadzone na wieloletnim eksperymencie nawozowym - pole E (zmianowanie pięciopolowe z rośliną bobowatą). Wyniki badań na ten temat zostały ogłoszone w pracy:

- ✓ **Sosulski T., Szara E., Stępień W., Rutkowska B., 2015: *The influence of mineral fertilization and legumes cultivation on the N_2O soil emissions*" Plant Soil Environment, 61 (12): 529–536 (IF₂₀₁₅=1,039, MNiSW₂₀₁₅=30 pkt., udział 80%)**

Uzyskane w tym eksperymencie wyniki badań potwierdziły omówione wcześniej własności emisji N_2O z gleby. Emisja N_2O z gleby wykazywała dużą zmienność w okresie badań i wahała się od 0,03 do 18,07 g N- N_2O ·ha⁻¹·d⁻¹ na obiekcie kontrolnym i od 0,09 do 23,04 g N- N_2O ·ha⁻¹·d⁻¹ na obiekcie CaNPK. Rozkład wartości emisji N_2O z badanych gleb zarejestrowanych w kolejnych terminach badań nie miał charakteru rozkładu normalnego. Niezależnie od nawożenia, w obu latach badań większą emisję N_2O z gleby zanotowano w okresie od maja do sierpnia niż wczesną wiosną (w marcu i kwietniu) oraz jesienią (we wrześniu i październiku). Nawożenie azotowe zastosowane w uprawie jęczmienia jarego powodowało przyrost emisji N_2O w stosunku do obiektu kontrolnego tylko na przełomie maja i czerwca oraz na przełomie lipca i sierpnia. Zasadniczym osiągnięciem pracy było udowodnienie, że przeciętna emisja N_2O z gleby nawożonej saletrą amonową w dawce 90 kg N·ha⁻¹ i na obiekcie kontrolnym – bez nawożenia azotowego były podobne (odpowiednio mediana 2,89 i 2,75 g N- N_2O ·ha⁻¹·d⁻¹). Podobne wyniki badań uzyskali Meng i in. (2005). Również Kaiser i Ruser (2000) nie otrzymali istotnej relacji pomiędzy wielkością nawożenia azotowego a emisją N_2O z gleby na sześciu wieloletnich eksperymentach w Niemczech. Uzyskane przez mnie wyniki badań pozwalają na stwierdzenie, że mineralne nawożenie azotowe w dawkach do 90 kg N·ha⁻¹ nie zwiększa znacząco emisji N_2O z gleb lekkich. W literaturze światowej istnieje natomiast pogląd, że wyraźnego wzrostu emisji N_2O z gleb uprawnych nie należy oczekiwać nawet po zastosowaniu 150 kg N·ha⁻¹ (Bouwman i in. 2002, Zebarth i in. 2008). Według van Groenigen'a i in. (2010) znaczący przyrost emisji N_2O z gleb uprawnych jest obserwowany dopiero po zastosowaniu dawek większych od 200 kg N·ha⁻¹. Parametry wyznaczonego przez Bouwman'a (1996) równania regresji opisującego zależność pomiędzy wielkością dawki azotu i emisją N_2O z gleby zostały wykorzystane w modelu IPCC kalkulacji emisji N_2O z gleb rolnych (Roelandt i in. 2005). Z równania tego [$E_{(kg\ N-N_2O\cdot ha^{-1})} = 1+1,25F$] wynika, że transformacji do N_2O ulega w glebie 1,25% azotu zastosowanego w nawozach. Tymczasem późniejsze wyniki badań wskazują, że odsetek dawki azotu, który przekształca się do N- N_2O waha się od 0,8 and 1,8% (Flessa i in. 1995, Kaiser i Heinemeyer 1996). Na jeszcze szerszy zakres wahań tej wartości (0,05-5,2%) wskazują wyniki badań Kaisera i in. (1998) i Rudaz'a i in. (1999). Natomiast Jungkunst i in. (2006) podaje, że w warunkach niemieckich transformacji do N_2O ulega od 0,18% do nawet 15,54% zaaplikowanego azotu w nawozach. Wyniki moich badań wskazują, że w okresie badań (od końca marca do początku drugiej dekady października) emisji w postaci N_2O uległo 1,02% (brutto) azotu zastosowanego w postaci saletry amonowej.

Szczególnie interesującym wątkiem moich badań wydaje się analiza wpływu uprawy rośliny bobowatej i azotu wiązanego biologicznie na emisję N_2O z gleby. Pomimo, że w roku uprawy łubinu nie stosowano nawożenia azotowego, to stwierdzono nieco większą emisję N_2O z gleby na obiekcie CaNPK niż na obiekcie kontrolnym Ca (odpowiednio mediana 3,48 i 3,12 g N- N_2O ·ha⁻¹·d⁻¹). Prawdopodobnie, było to spowodowane następczym działaniem azotu nawozowego, stosowanego w poprzednim roku uprawy i wyższą zawartością węgla organicznego i azotu ogólnego na obiekcie CaNPK niż na obiekcie kontrolnym. Istotnym osiągnięciem tej części pracy było udowodnienie, że emisja N_2O z gleby pod uprawą rośliny bobowatej nienawożonej azotem jest nawet nieco większa niż z gleby nawożonej saletrą amonową. Wiadomo bowiem, że dopływ azotu wiązanego biologicznie zwiększa emisję N_2O

z gleby (Eichner 1990, Bouwman 1996). Jednak emisja N_2O z gleby pod roślinami bobowatymi powinna być mniejsza niż z gleb nawożonych azotowymi nawozami mineralnymi (Velthof i in. 1998). Ten dość kontrowersyjny wynik był podstawą do dalszej szczegółowej analizy danych. Na podstawie plonów i zawartości azotu w łubinie obliczono wielkość wskaźnika emisji N_2O przypadającej na 1 kg N akumulowanego przez roślinę bobowatą. Wartość tego wskaźnika wahała się od 4,4 do 5,4 g N- N_2O ·1 kg⁻¹ N. Wyniki te porównano z wielkością emisji N_2O przypadającą na 1 kg N zastosowanego w postaci saletry amonowej pod jęczmień (10,25g·1 N kg⁻¹). Porównanie tych wartości wskazuje, że zastosowanie na polu 1 kg N w nawozach azotowych wiąże się z 1,9–2,3 razy większą emisją N_2O z gleby w stosunku do emisji tego gazu zachodzącej w trakcie wiązania symbiotycznego 1kg N przez roślinę bobowatą.

Szczegółowy cel badań 3: Ocena wpływu warunków glebowych i atmosferycznych (zawartości NH_4^+ , NO_3^- , wilgotności gleby oraz temperatury gleby i powietrza) na emisję N_2O z gleby lekkiej. Ten szczegółowy cel pracy był realizowany w ramach badań prowadzonych na eksperymentach z monokulturą żyta i ze zmianowaniem pięciopolowym z rośliną bobowatą (odpowiednio pole D i E). Wyniki badań na ten temat zostały ogłoszone w pracach:

- ✓ **Sosulski T., Szara E., Stępień W., Szymańska M., 2014:** *Nitrous oxide emissions from the soil under different fertilization systems on a long-term experiment.* Plant Soil Environment, 60 (11): 481–488 (IF₂₀₁₄=1,226, MNiSW₂₀₁₄=30 pkt., udział 80 %) oraz
- ✓ **Sosulski T., Szara E., Stępień W., Rutkowska B., 2015:** *The influence of mineral fertilization and legumes cultivation on the N_2O soil emissions* Plant Soil Environment, 61 (12): 529–536 (IF₂₀₁₅=1,039, MNiSW₂₀₁₅=30 pkt., udział 80%)

Dotychczas, w licznych pracach podejmowane było zagadnienie wpływu różnych czynników glebowych na wielkość emisji N_2O z gleby (Bateman i Baggs 2005, Liu i in. 2007, Fu i in. 2012). Dobbie i Smith (2003) podaje, że najważniejszymi czynnikami kształtującymi poziom emisji N_2O z gleb uprawnych jest wilgotność gleby, temperatura i zawartość NO_3^- . Ponieważ N_2O w glebie powstaje w wyniku procesu denitryfikacji i nityfikacji (Farquharson i Baldock 2008, Munoz i in. 2010), dlatego intensywność nityfikacji NH_4^+ również może kształtować poziom emisji tego gazu z gleby (Vermoesen et al. 1996). Cytowane badania były prowadzone niejednokrotnie w odmiennych od naszych warunkach glebowych, agrotechnicznych i meteorologicznych. Dlatego istotnym celem moich badań było określenie, które czynniki determinują wielkość emisji N_2O z gleby lekkiej w warunkach klimatycznych Polski Centralnej. Z tego powodu cotygodniowej rejestracji poziomu emisji N_2O z gleby towarzyszyły pomiary zawartości N- NO_3^- i N- NH_4^+ w warstwie ornej gleby, jej wilgotności i temperatury oraz temperatury powietrza atmosferycznego.

Zasadniczym osiągnięciem tej części pracy było ustalenie hierarchii czynników glebowych i atmosferycznych w kształtowaniu wielkości emisji N_2O z gleby. Analiza statystyczna danych wykazała, że niezależnie od czynników agrotechnicznych (nawożenia i zmianowania roślin) wielkość emisji N_2O z gleby lekkiej była silnie skorelowana z temperaturą gleby ($r = 0,77–0,83$) i temperaturą atmosferyczną ($r = 0,73–0,77$). Mniejsze wartości współczynników korelacji otrzymano pomiędzy emisją N_2O a zawartością N- NO_3^- i N- NH_4^+ w glebie (odpowiednio: $r = 0,38–0,61$ oraz $r = 0,45–0,47$). Szczególnie interesującym wydaje się być fakt, że na polu ze zmianowaniem pięciopolowym (pole E) emisja N_2O była nawet silniej skorelowana z zawartością N- NH_4^+ niż N- NO_3^- . Natomiast na wszystkich eksperymentach polowych relacja pomiędzy emisją N_2O z gleby a jej wilgotnością była opisana ujemnymi współczynnikami korelacji o niskiej wartości ($r = -0,25$). Otrzymane zależności pomiędzy wielkością emisji a temperaturą gleby i powietrza dowodzą, że N_2O w naszych glebach

powstaje w wyniku procesów biologicznych, których intensywność zależy od temperatury środowiska. Wyniki badań Smith i in. (1998) dowodzą, że zależność ta ma charakter liniowy. Pomimo, że Firestone i Davidson (1989) oraz de Klein i in. (2001) uznali zawartość $N-NO_3^-$ w glebie za jeden z trzech czynników o pierwszorzędym znaczeniu dla emisji N_2O z gleby (obok zawartości C organicznego i tlenu w glebie), uzyskane przez mnie współczynniki korelacji opisujące ten związek były mniejsze niż współczynniki korelacji między emisją N_2O i temperaturą. Relatywnie wysokie wartości współczynnika korelacji pomiędzy emisją N_2O i zawartością $N-NH_4^+$ otrzymane w eksperymencie ze zmianowaniem pięciopolowym (pole E) wskazują, że nityfikacja obok denityfikacji może być istotnym źródłem N_2O w glebach lekkich Polski. Również Fu i in. (2012) dowiódł, że emisja N_2O z gleby może być silniej skorelowana z zawartością $N-NH_4^+$ niż $N-NO_3^-$. Według Liu i in. (2007) zależność taka możliwa jest tylko na glebach o mniejszej wilgotności, w których przeważa nityfikacja (Vermeesen et al. 1996). Bateman and Baggs (2005) podaje, że N_2O emitowany z gleby o wilgotności 70% pojemności wodnej powstaje w procesie denityfikacji. Natomiast nityfikacja jest podstawowym procesem produkcji N_2O w glebie przy wilgotności odpowiadającej 35–60% pojemności wodnej. Smith i in. (1998) podaje, że emisja N_2O znacząco narasta przy wilgotności gleby sięgającej 60–90% pojemności wodnej. Tak dużą wilgotność gleby w moich badaniach stwierdzono tylko na przełomie maja i czerwca 2013 r., po ponad tygodniowych, ciągłych opadach deszczu. Jednak wówczas zanotowano zmniejszenie emisji N_2O z gleby. Zjawisko to można wytłumaczyć małą zawartością $N-NO_3^-$ w badanych glebach będącą następstwem intensywnego pobierania azotu przez rośliny, niską temperaturą oraz (na co zwraca uwagę Ruser i in. 2006) możliwością całkowitej denityfikacji $N-NO_3^-$ do N_2 kosztem N_2O . W kontekście przedstawionych danych eksperymentalnych i literaturowych (Smith i in. 1998) należy zwrócić uwagę na fakt, że zanotowana przez mnie stosunkowo mała emisja N_2O z gleby lekkiej (przedstawiona przy omówieniu szczegółowego celu nr 1) była przeważnie efektem niekorzystnych warunków dla denityfikacji. Ilość N_2O produkowanego w procesie nityfikacji jest bowiem mała.

Szczegółowy cel badań 4: Ocena wpływu zakwaszenia gleby na emisję N_2O z gleby lekkiej. Cel pracy był realizowany w ramach badań prowadzonych na eksperymentach z monokulturą żyta i ze zmianowaniem pięciopolowym z rośliną bobowatą oraz ze zmianowaniem bez rośliny bobowatej (odpowiednio pole D, E i A). Wyniki badań na ten temat zostały ogłoszone w pracach:

- ✓ **Sosulski T.**, Szara E., Stępień W., Szymańska M., 2016: *Impact of liming management on N_2O emissions from arable soils in three long-term fertilization experiments in Central Poland*" Fresenius Environmental Bulletin, 25 (12a): 6111–6119 (IF₂₀₁₆=0,372, MNiSW₂₀₁₆=15 pkt., udział 80%)

Wybrane do badań obiekty znajdujące się na trzech wieloletnich eksperymentach nawozowych znacząco różniły się właściwościami chemicznymi gleby. Przeciętna wartość pH gleby na obiektach wapnowanych (CaNPK) wahała się na badanych polach w granicach 6,0–6,6 pH. Natomiast na obiektach niewapnowanych przeciętna wartość pH wahała się w przedziale 4,2–4,5 pH. Niezależnie od wapnowania niższe wartości pH gleby stwierdzono na polu ze zmianowaniem dowolnym bez rośliny bobowatej (A) niż na polach z monokulturą żyta (D) i ze zmianowaniem pięciopolowym E.

Dane literaturowe nie pozwalają na jednoznaczna ocenę wpływu zakwaszenia na emisję N_2O z gleby. Różni badacze wskazują różne wartości pH gleby, jako optimum produkcji N_2O w glebie: (pH 4,0–4,2 (Martikainen i in. 1993, Morkved i in. 2007), pH 5,0 (van Den Heuvel i in. 2011), pH 5,7 (Dobbie i Smith 2003), pH 7,0 (Kesik i in. 2006)). Zakwaszenie bezpośrednio wpływa na wielkość produkcji N_2O w glebie zmniejszając intensywność obu procesów

produkcji: denitryfikacji (van Den Heuvel i in. 2011) i nitryfikacji (Person i Wirén 1995) oraz pośrednio – kształtując dostępności związków azotu (i węgla) dla mikroorganizmów (Šimek i Cooper 2002). Natomiast Rütting i in. (2013) oraz van den Heuvel i in. (2011) postulują aby niskie pH gleby wykorzystywać jako narzędzie pomocne do identyfikacji tzw. "hot spot" o podwyższonej emisji N_2O z gleby.

Zasadniczym osiągnięciem tej części mojej pracy była ocena wpływu zakwaszenia gleby na emisję N_2O z gleby. Przeciętna (mediana) emisja N_2O z gleby na obiektach wapnowanych (CaNPK) na polach A, D i E wyniosła odpowiednio 2,52, 2,87 i 3,23 $g\ N-N_2O \cdot ha^{-1} \cdot d^{-1}$, a na obiektach silnie zakwaszonych (NPK) odpowiednio 2,93, 2,86 i 3,01 $g\ N-N_2O \cdot ha^{-1} \cdot d^{-1}$. Nie stwierdzono znaczących różnic w wielkości emisji N_2O z gleby wapnowanej i niewapnowanej, a analiza statystyczna danych nie wykazała istotności różnic w rozkładzie emisji tego gazu z gleb różniących się odczynem.

Dalsza analiza danych zebranych na trzech eksperymentach nawozowych w Skierniewicach pozwoliła na wyznaczenie optimum emisji N_2O z gleby lekkiej w naszych warunkach agrotechnicznych i meteorologicznych. W tym celu, cytowanym powyżej literaturowym zakresie pH gleby, przy których obserwowano maksimum emisji N_2O z gleby, przypisano otrzymane w eksperymentach wielkości emisji N_2O z gleby. Tak wyznaczone optimum emisji N_2O z gleby lekkiej miało miejsce przy dwóch zakresach wartości: pH 4,3–4,4 oraz pH > 6,6). Podobne wyniki badań uzyskał wcześniej Parkin i in. (1985). Zjawisko to można tłumaczyć dużą zdolnością adaptacji mikroorganizmów produkujących N_2O do różnych warunków pH gleby (Brierley i Wood 2001).

Szczegółowy cel badań 5: Ocena wpływu wieloletniego i ostatnio stosowanego nawożenia mineralnego i naturalnego na emisję N_2O z gleby lekkiej.

Wyniki badań na ten temat zostały ogłoszone w pracy:

- ✓ **Sosulski T.**, Szara E., Szymańska M., Stępień W., 2017: *N₂O emission and N and C leaching from the soil in relation to long-term and current mineral and organic fertilization – a laboratory study*" Plant Soil Environment, 63 (3), 97–104 (IF₂₀₁₇=1,039, MNiSW₂₀₁₇=25 pkt., udział 80%)

Ten szczegółowy cel badań zrealizowano prowadząc eksperyment laboratoryjny w Zakładzie Chemii Rolniczej SGWW w Warszawie. Do założenia eksperymentu użyto glebę pobraną na wieloletnim (od 1923 r.) eksperymencie nawozowym z monokulturą żyta (pole D) w Skierniewicach z obiektów nawożonych wyłącznie nawozami mineralnymi (CaNPK) lub obornikiem (Ca+M). W eksperymencie zastosowano saletrę amonową i obornik na obu glebach. Taki schemat eksperymentu pozwolił na ocenę, który z czynników: wieloletnie czy ostatnio zastosowane nawożenie mineralne lub naturalne decyduje o wielkości emisji N_2O z gleby.

Uzyskane wyniki badań, potwierdziły stwierdzoną w eksperymentach polowych dużą zmienność emisji N_2O z gleby. Niezależnie od zastosowanego w eksperymencie nawożenia emisja N_2O z gleby nawożonej od 1923 r. nawozami mineralnymi (Hist-CaNPK) wahała się od 0,00 do 2,32 $mg\ N-N_2O \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$, a z gleby corocznie nawożonej obornikiem (Hist-FYM) od 0,27 do 3,10 $mg\ N-N_2O \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$. Również niezależnie od zastosowanego w eksperymencie nawożenia mineralnego i naturalnego emisja N_2O z gleby nawożonej od wielu lat obornikiem (Hist-FYM) była większa niż z gleby nawożonej nawozami mineralnymi (Hist-CaNPK), a rozkład emisji N_2O z tych gleb różnił się istotnie. Zależności takiej nie stwierdziłem wcześniej badając emisję N_2O z tych samych gleb w warunkach polowych. Stwierdzone przeze mnie w eksperymencie laboratoryjnym i polowym różnice można wytłumaczyć różnicami w ilości i dynamice przemian związków azotowych w badanych glebach wynikających z uprawy roślin w eksperymencie polowym i ich brakiem w eksperymencie

laboratoryjnym. W eksperymencie laboratoryjnym, niepobierane przez rośliny związki azotowe w większym stopniu niż w eksperymencie polowym podlegały przemianom prowadzącym do powstawania w glebie większej ilości N_2O . Również Jäger i in. (2011) stwierdził w eksperymencie laboratoryjnym, że nawożenie naturalne zwiększa emisję N_2O z gleby. Jednak w jego badaniach większy wpływ na emisję N_2O z gleby miało nawożenie naturalne zastosowane ostatnio niż w wieloleciu. Natomiast uzyskane przez mnie wyniki badań wskazują, że o emisji N_2O z gleby w większym stopniu decydowało wieloletnie nawożenie kształtujące właściwości chemiczne gleby (zawartość węgla organicznego i azotu ogólnego) niż nawożenie stosowane w eksperymencie laboratoryjnym. Udowodnienie zasadniczego znaczenia wieloletniego nawożenia dla poziomu emisji N_2O z gleby lekkiej należy traktować, jako zasadnicze osiągnięcie tej pracy. Wpływ mineralnego i naturalnego nawożenia zastosowanego w eksperymencie laboratoryjnym było odmienne na glebie nawożonej przez wiele lat w systemie wyłącznie mineralnym i naturalnym. Na glebie Hist-CaNPK większą emisję N_2O zanotowano w przypadku eksperymentalnego nawożenia saletrą amonową niż obornikiem, a na glebie Hist-FYM otrzymano zależność odwrotną. Różnice rozkładu emisji N_2O z gleb z eksperymentalnym nawożeniem mineralnym i naturalnym nie zostały udowodnione statystycznie.

Otrzymane przez mnie wyniki badań potwierdziły wcześniejsze doniesienia literaturowe o wzroście intensywności emisji N_2O z gleby związanej ze wzrostem wilgotności gleby (Amha i Bohne 2011). W literaturze zwraca się uwagę na fakt, iż emisja N_2O z gleby zwiększa się po okresie intensywnych opadów zwłaszcza w przypadku uwilgotnienia gleby powyżej 70% pojemności wodnej gleby (Ruser i in. 2006).

Innym, niezwiązanym z głównym celem badań osiągnięciem tej pracy była ocena wpływu wieloletniego i ostatnio zastosowanego nawożenia mineralnego lub naturalnego na wymywanie azotu z gleby. Zasadniczym osiągnięciem tej części pracy było udowodnienie, że w odróżnieniu od emisji N_2O , eksperymentalna aplikacja saletry amonowej w większym stopniu zwiększa wymycie azotu z gleby niż aplikacja obornika. Natomiast wieloletnie nawożenie mineralne i naturalne nie różnicuje wymywania azotu.

W prowadzonych przez mnie badaniach nie zajmowano się zagadnieniem emisji pośredniej N_2O związanej z wymywaniem NO_3^- z gleb uprawnych. Tymczasem denitryfikacja wymywanego NO_3^- może być istotnym źródłem emisji N_2O (Nevison 2000, Vidon i Hill 2004). Interesującym aspektem pracy była ocena relacji C/N- NO_3^- w wodzie odpływającej z gleby. Zagadnienie to było analizowane we wcześniejszej mojej pracy (Sosulski i in. 2016). Autorzy analizowali optymalny stosunek C/N- NO_3^- w procesie denitryfikacji. Niedostateczna ilość C organicznego ogranicza bowiem denitryfikację (Rivett i in. 2007). Stwierdzone w eksperymencie laboratoryjnym wartości tego stosunku były znacznie mniejsze od wartości optymalnych wyznaczonych przez Her i Huang (1995) oraz Dahab'a i in. (1998). Ponieważ denitryfikacja jest jednym z najbardziej efektywnych sposobów oczyszczania wód z NO_3^- (Greenan et al. 2006), uzyskane wyniki mogą być przydatne do oceny i wyjaśnienia przyczyn istniejącego w Polsce problemu zanieczyszczenia wód azotem pochodzącym z rolnictwa (Andersen i in. 2016, Karaczun i in. 2003).

Propozycja wykorzystania wyników badań

Jak zaznaczono we wstępie, emisja gazów cieplarnianych, w tym N_2O w krajach Unii Europejskiej stała się przedmiotem decyzji politycznych. W związku z dalszym zwiększeniem wymogów redukcji emisji gazów cieplarnianych wynikającym z postanowień ujętych w Dyrektywie Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/29 WE poszukuje się ostatnio różnych rozwiązań prowadzących do zmniejszenia emisji tych gazów również w rolnictwie. Szacunki emisji GHG prowadzone przez Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami

(2014) wskazują na znaczny udział rolnictwa polskiego w krajowej emisji N₂O. Niedostateczne rozpoznanie problemu emisji N₂O z gleb uprawnych w krajowej literaturze ogranicza możliwość wskazania skutecznych praktyk redukcji emisji tego gazu z rolnictwa polskiego. Przeprowadzone przeze mnie unikatowe ze względu na miejsce, zakres i wymiar czasowy szczegółowe badania nad emisją N₂O z gleby lekkiej pozwoliły na wskazanie czynników decydujących o wielkości tej emisji. Uzyskane wyniki badań oraz analiza dostępnych danych literaturowych umożliwiły mi sformułowanie poglądów na temat możliwości zmniejszenia emisji N₂O z gleb uprawnych w warunkach glebowo-agrotechnicznych Polski. Wiedza ta umożliwiła mi udział z ramienia Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie w konsorcjum zawiązanym przez Instytut Zootechniki PIB w Krakowie, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie, Instytut Żywienia Zwierząt i Bromatologii; Instytut Ekonomiki Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej PIB w Warszawie, Zakład Ekonomiki Gospodarstw Rolnych; Instytut Technologiczno-Przyrodniczy w Falentach i SGGW w Warszawie (umowa konsorcjum ZZP/21/15), którego celem było opracowanie polskiego katalogu praktyk redukcji emisji gazów cieplarnianych z rolnictwa. Zamawiającym tę ekspertyzę był Departament Strategii Analiz i Rozwoju Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi. W 2015 r. zespół multidyscyplinarnych ekspertów opracował ekspertyzę pt.: "Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych w polskim rolnictwie z uwzględnieniem efektów Wspólnej Polityki Rolnej" (Walczak i in. 2015). Praktyki redukcji emisji gazów cieplarnianych dla Kierunku Produkcja Roślinna zawarte w katalogu opracował międzyuczelniany zespół ekspertów w składzie: prof. dr hab. T. Filipek, dr hab. W. Stępień, dr hab. M. Skowrońska, dr T. Sosulski. Pełniąc funkcję kierownika zespołu ekspertów z SGGW w Warszawie, wraz z dr hab. Wojciechem Stępieniem opracowałem zespół praktyk w Obszarze: Uprawa roślin. W rozdziale tym przeanalizowałem teoretyczne podstawy działania praktyk redukcji emisji CO₂ i N₂O, aktualny poziom wdrożenia/wykorzystania praktyk w WPR, wielkość potencjału redukcyjnego praktyk, koszty wdrożenia praktyk i możliwość ich aplikacji w docelowym typie gospodarstw oraz przeanalizowałem środowiskowe, produkcyjne i ekonomiczne konsekwencje wdrożenia praktyk. Oceeniłem również możliwość włączenia efektów praktyk do istniejącego algorytmu kalkulacji emisji GHG w Polsce, oraz przeanalizowałem sposoby promocji i wdrożenia praktyk. Poniżej przedstawiony został szczegółowy wykaz opracowanych przeze mnie praktyk:

- ✓ Dobór odmian gatunków roślin uprawnych o większym potencjale wiązania węgla i azotu,
- ✓ Dobór gatunków roślin energetycznych o większym potencjale wiązania węgla i azotu,
- ✓ Zwiększenie udziału roślin typu C4 o bardziej wydajnym procesie fotosyntezy w produkcji roślinnej,
- ✓ Zwiększenie udziału roślin bobowatych w uprawach polowych i użytkach zielonych dla zredukowania emisji N₂O,
- ✓ Dobór odmian o zwiększonej tolerancji na stres suszy,
- ✓ Selekcja odmian w kierunku zwiększonej odporności na choroby,
- ✓ Dobór gatunków i odmian roślin wieloletnich do warunków klimatyczno-glebowych,
- ✓ Zagospodarowanie resztek poźniwnych,
- ✓ Optymalizacja odczynu gleby,
- ✓ Kontrola zasobności gleby,

- ✓ Instrumenty edukacji i kontroli procesu produkcji roślinnej,
- ✓ Wprowadzenie roślin okrywowych w sadach,
- ✓ Ograniczenie uprawy płużnej w praktyce rolniczej,
- ✓ Przeciwdziałanie zmianie użytkowania łąkowego/pastwiskowego gruntów na orne oraz zmiana sposobu użytkowania ornego na łąkowe,
- ✓ Zmiana intensywności użytkowania TUZ,
- ✓ Zwiększenie uwilgotnienia gleb i podniesienie zwierciadła wód.

Uzupełnieniem tej pracy jest artykuł naukowy poświęcony możliwości redukcji emisji N₂O z gleb uprawnych Polski (Sosulski in. 2017) opublikowany w czasopiśmie krajowym. W pracy tej przeanalizowałem możliwość redukcji emisji N₂O z gleb uprawnych Polski z wykorzystaniem pozostałych, najczęściej wymienianych w zagranicznych katalogach praktyk:

- ✓ Zmniejszenie dawek nawożenia azotem,
- ✓ Dobór formy azotu w nawozach i zastosowanie inhibitorów nityfikacji i ureazy,
- ✓ Regulacja odczynu gleby,
- ✓ Kontrola i zmniejszenie dawek nawozów naturalnych,
- ✓ Zalesienie gleb najslabszych,
- ✓ Intensyfikacja produkcji roślinnej.

Opublikowanie tych prac miało na celu wsparcie ośrodków decyzyjnych, odpowiedzialnych za podejmowanie decyzji politycznych mających znaczenie dla produkcji rolnej w Polsce oraz definiujących stanowisko władz naszego kraju na forum międzynarodowym opisujące zakres działań wobec problemu zmian klimatu. Innym celem tych publikacji było zainicjowanie szerokiej dyskusji naukowej środowisk badawczych na temat emisji N₂O (i innych gazów cieplarnianych) z rolnictwa polskiego i wskazanie nowych obszarów badań w tym zakresie.

Literatura

1. 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.
2. Anderson, H. E., Blichter-Mathiesen, G., Thodsen, H., Andersen, P. M., Larsen, S. E., Stålnacke, P., Humborg, C., Mörtz C. M., Smedberg, E., 2016 Identifying hot spots of agricultural Nitrogen Loss within the Baltic Sea drainage basin. *Water Air Soil Pollution*, 227 (38): 1-20.
3. 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.
4. Ball B.C., Mc Taggart 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.
5. 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.
6. Beauchamp E.G., 1997. Nitrous oxide emission from agricultural soils. *Canadian Journal of Science*, 77 (2): 113-123.
7. Bechmann M., 2016. Emissions of N₂O from agricultural soil and mitigation options: A review with special reference to Norwegian agriculture. *Norsk Institutt for Bioøkonomi*, 2 (25): pp. 71.
8. 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.

9. Bouwman A.F., 1996. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agrosystems*, 46: 53–70.
10. 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.
11. Burczyk P., 2008. Procedura pomiaru emisji podtlenku azotu z powierzchni gleby. IMUZ, Materiały Instruktażowe. Procedury 131/15: pp. 12
12. 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.
13. Cannavo P., Richaume A., Lafolie F., 2004. Fate of nitrogen and carbon in the vadose zone: *in situ* and laboratory measurements of seasonal variations in aerobic respiratory and denitrifying activities. *Soil Biology and Biochemistry*, 36: 463–478.
14. 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.
15. Dahab, M.F., Lee, Y.W., 1988. Nitrate removal from water supplies using biological denitrification. *Journal Water Pollution Control Federation*, 60 (9): 1670-1674.
16. Daniel R.M., Limmer A.W., Steele K., Smith I.M., 1982. Anaerobic growth, nitrate reduction and denitrification in 46 *Rhizobium* strains. *Journal of general Microbiology*, 128: 1811-1815
17. Davidson E.A., Kler M., Erickson H.E., Verchot L.V., Veldkamp E., 2000. Testing a conceptual model of soil Emissions of nitrous and nitric Oxides. *BioScience* 50 (8): 667-680
18. 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.
19. Decyzja Rady 2002/358/WE z dn. 25 kwietnia 2002 r. dotycząca zatwierdzenia przez Wspólnotę Europejską Protokołu z Kioto do Ramowej Konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie Zmian Klimatu i wspólnej realizacji wynikających z niego zobowiązań. (2002/358/WE). Dz. U. WE, L 130/1
20. 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.
21. Dendooven L., Poulton P.R., Powlson D.S., Weigel A., Ritzkowski E.M., Körschens M., Kubát J., Klir J., Mercik S., 1996. Dynamics of carbon and nitrogen in long-term field experiments with organic and inorganic fertilizer applications in soil with different texture under different climatic regimes. *Transactions of the 9th Nitrogen Workshop*. Braunschweig, 205–209.
22. Dobbie K.E., Smith K.A., 2003. Nitrous oxide emission factors for agricultural soils in Great Britain: The impact of soil water-filled pore space and other controlling variables. *Global Change Biology*, 9: 204–218.
23. Dyrektywa Rady z dnia 12 grudnia 1991 r. dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego (91/676/EWG) (Dz.U.U.E L z dnia 31. 12. 1991 r.)
24. 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.
25. 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: pp. 84.
 26. Eichner M.J., 1990. Nitrous oxide emissions from fertilized soils: Summary of available data. *Journal of Environmental Quality*, 19: 272-280.
 27. FAO 2006. World Reference Base for Soil Resources. A Framework for International Classification, Correlation and Communication. World Soil Resources Report, 103. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 116.
 28. Farquharson R., Baldock J., 2008. Concepts in modeling N₂O emissions from land use. *Plant and Soil*, 309: 147-167.
 29. Firestone M.K., Davidson E.A., 1989. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. *Exchange of Trace Gases Between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere*: 7-21.
 30. Flessa H., Dörsch P., Beese F., 1995. Seasonal variation of N₂O and CH₄ fluxes in differently managed arable soils in southern Germany. *Journal of Geophysical Research*, 100, D11: 23:115-23,124.
 31. Fu X.Q., Li Y., Su W.J., Shen J.L., Xiao R.L., Tong C.L., Wu J., 2012. Annual dynamics of N₂O emissions from a tea field in southern subtropical China. *Plant Soil and Environment*, 58: 373-378.
 32. Goliński J., Stępniewska Z., Stępniewski 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.
 33. Greenan, C.M., Moorman, T.B., Kaspar, T.C., Parkin, T.B., Jaynes, D.B., 2006. Comparing carbon substrates for denitrification of subsurface drainage water. *Journal of Environmental Quality*, 35 (3): 824-829.
 34. GUS, Rocznik Statystyczny Rolnictwa. Warszawa 2016: pp. 460.
 35. He H., Jansson P.E., Svensson M., Mayer A., Klemedtsson L., Kasimir Á., 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.
 36. Her J.J., Huang J.S., 1995. Influences of carbon source and C/N ratio on nitrate/nitrite denitrification and carbon breakthrough. *Bioresource Technology*, 54 (1): 45-51.
 37. Jadczyzyn T., Kowalczyk J., Lipiński W., 2010. Zalecenia nawozowe dla roślin uprawy polowej i trwałych użytków zielonych. *Materiały Szkoleniowe 95. Puławy* : pp. 24.
 38. Huba V.J.G., Novozamsky I., Uittenbogaard J., van der Lee J.J., 1983. Automatic determination of "total soluble nitrogen" in soil extracts. *Eingegangen am*, 6: 295-302.
 39. Igras J., 2004. Zawartość składników mineralnych w wodach drenarskich z użytków rolnych w Polsce. *Monografie i Rozprawy Naukowe IUNG*, 13: 1-123.
 40. Jäger N., Stange C.F., Ludwig B., Flessa H., 2011. Emission rates of N₂O and CO₂ from soils with different organic matter content from three long-term fertilization experiments - a laboratory study. *Biology and Fertility of Soils*, 47: 483-494.
 41. 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.

42. Kaiser E.A., Heinemeyer O., 1996. Temporal changes in N₂O-losses from two arable soils. *Plant and Soil*, 181: 57-63.
43. 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.
44. 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.
45. Karaczun, Z., Lowe, P., Zellei, A., Macak, M., Zemeckis, R., 2003. The Challenge of the Nitrate Directive to Acceding Countries: A Comparative Analysis of Poland, Lithuania and Slovakia, *No 18902, CEESA\FAO Series, CEESA: Central and Eastern European Sustainable Agriculture International Research Project*: 1-48.
46. Kesik, M., Blagodatsky, S., Papen, H. and Butterbach-Bahl, K., 2006. Effect of pH, temperature and substrate on N₂O, NO and CO₂ production by *Alcaligenes faecalis* p. *Journal of Applied Microbiology*, 101: 655-67.
47. 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.
48. KOBiZE, 2014. Krajowy raport inwentaryzacyjny. 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. Warszawa, Maj, 2014: pp. 373.
49. 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.
50. Linquist B.A., Adviento-Borbe M.A., Pittelkow C.M., van Kassel C., van Groenigen K.J., 2012. Fertilizer management practices and greenhouse gas emissions from rice systems: A quantitative review and analysis. *Field Crops Research*, 135: 10-21.
51. 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.
52. Luciński R., Polcyn W., Ratajczak L. 2002. Nitrate reduction and nitrogen fixation in symbiotic association *Rhizobium* - legumes. *Acta Biochimica Polonica*, 49: 537-546.
53. 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.
54. 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.
55. McVicar K., Kellman L., 2014. Growing season nitrous oxide fluxes across a 125+ year harvested red spruce forest chronosequence. *Biochemistry*, 120: 225–238.
56. 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.
57. Mercik S., *Chemia rolna. Podstawy teoretyczne i praktyczne*. Wyd. SGGW w Warszawie, pp. 287.
58. Mercik S., Moskal S., 2002. Ocena emisji podtlenku azotu w Polsce z rolnictwa w 1999 roku. *Nawozy i Nawożenie*, 1: 122–134.

59. 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.
60. 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: pp. 168.
61. Morkved, P. T., Dorsch, P. and Bakken, L. R., 2007. The N₂O product ratio of nitrification and its dependence on long-term changes in soil pH. *Soil Biology and Biochemistry* 39, 2048–2057.
62. Mosier A.R., Duxbury J.M., Freney J.R., Heinemeyer O., Minami K., 1996. Nitrous oxide emissions from agricultural fields: Assessment, measurement and mitigation. *Plant and Soil* 181: 95–108.
63. Munoz C., Paulino L., Monreal C., Zagal E., 2010. Greenhouse gas (CO₂ and N₂O) emissions from soils: a review. *Chilean Journal of Agricultural Research*. 70 (3): 485-497.
64. Nevison C., 2000. Review of the IPCC methodology for estimating nitrous oxide emissions associated with agricultural leaching and runoff. *Chemosphere – Global Change Science*, 2: 493–500.
65. 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.
66. Parkin, T., Sextone, A.J., Tiedje, J.M., 1985. Adaptation of denitrifying Populations to low Soil pH. *Applied and Environmental Microbiology*, 49: 1053–1056.
67. Rivett M.O., Smith J.W.N., Buss S.R., Morgan P., 2007. Nitrate occurrence and attenuation in the major aquifers of England and Wales. *Quarterly Journal of Engineering and Hydrogeology*, 40 (4): 335-352.
68. Roelandt C., van Wesemael B., Rounsevell M., 2005. Estimating annual N₂O emissions from agricultural soils in temperature climate. *Global Change Biology*, 11: 1701-1711.
69. Rudaz A.O., Wälti E., Kyburz G., Lehmann P., Fuhrer J., 1999. Temporal variation in N₂O and N₂ fluxes from a permanent pasture in Switzerland in relation to management, soil water content and soil temperature. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 73: 83-91.
70. 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.
71. 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.
72. Sánchez-Martín L., Vallejo A., Dick J., Skiba U.M., 2008. The influence of soluble carbon and fertilizer nitrogen on nitric oxide and nitrous oxide emissions from two contrasting agricultural soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 40: 142–151.
73. Sapek A., 1998. Emisja gazów cieplarnianych z rolnictwa. *Zeszyty Edukacyjne IMUZ*, 5: 17–26.
74. Sapek A., Sapek B., Pietrzak S., 2002. Pomiar emisji podtlenku azotu z gleb trwałych użytków zielonych. *Zeszyty Edukacyjne IMUZ*, 8: 37–56.

75. 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.
76. Skiba, U., Smith, K.A. and 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.
77. 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.
78. **Sosulski** T., Łabętowicz J., 2007. Oszacowanie rozpraszania azotu z rolnictwa polskiego do atmosfery oraz wód powierzchniowych i gruntowych. *Postępy Nauk Rolniczych*, 5: 3–19.
79. **Sosulski** t., Szara E., Stępień W., Szymańska M., Borowska-Komenda M., 2016. Carbon and nitrogen leaching in long-term 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
80. **Sosulski** T., Szymańska M., Szara E., 2017. Ocena możliwości redukcji emisji N₂O z gleb uprawnych Polski. *Soil Science Annual*, 68 (1): 55–64.
81. Steele K.W., Bonish P.M., Sarathchandra S.U., 1984. Denitrification potentials and microbiological characteristic of some northern North Island soils. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 27: 525-530.
82. 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.
83. Tiedje J.M., Sexstone A.J., Myrold D.D., Robinson J.A., 1982. Denitrification: Ecological niches, competition and survival. *Antonie Van Leeuwenhoek*, 48: 569–583.
84. van den Heuvel R.N., van der Biezen E., Jetten M.S.M., Kartal B., 2011. Denitrification in a riparian buffer zone. *Environmental Microbiology*, 12 (12): 3264–3271.
85. 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.
86. Velthof G.L., Oenema O., van Beusichem M.L., Manning W.J., Dempster J.P., 1998. Mitigation of nitrous oxide emission from dairy farming systems. *Environmental Pollution*, 102: 173-178.
87. Velthof G.L., Kuikman P, Oenema O., 2003. Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions. *Biology and Fertility Soils*, 37: 221–230.
88. 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.
89. 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.
90. Walczak J., Krawczyk W., Sowula-Skrzyńska E., Filipek T., Skowrońska M., Grela E., **Sosulski** T., Stępień W., Rzeźnik W., Mielcarek P., Myczko R., Miatkowski Z., Fedko M., Golimowski W., Wardal W., Romaniuk W., Mazur K., Pawlak J., Śmietanka M., Sobczak J., Zieliński M., Kagan A., Prandecki K., 2015. Potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych w polskim rolnictwie z uwzględnieniem efektów Wspólnej Polityki Rolnej. *Balice*, 30 września 2015, pp. 128.

91. 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.
92. Westra S., Alexander L.V., Zwiers F.W., 2013. Global increasing trends in annual maximum daily precipitation *Journal of Climate*, 26: 3904-3918.
93. Włodarczyk T., 2000. Emisja i absorpcja N₂O na tle emisji CO₂ w glebach brunatnych w zróżnicowanych warunkach oksydoredukcyjnych. *Acta Agrophysica*, 28: 138 pp.
94. Włodarczyk T., Stępniewski W., Brzezińska M., Stępniewska Z., 2004. Nitrate stability in loess soils under anaerobic conditions – laboratory studies. *Journal Plant Nutrition and Soil Science*, 167: 1–8.
95. 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.
96. Persson, T., Wiren, A., 1995. Nitrogen mineralization and potential nitrification at different depths in acid forest soil. *Plant and Soil*, 168-169, 55–65.
97. 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.
98. Zebarth B.J., Rochette P., Burton D.L., Price M., 2008. Effect of fertilizer nitrogen management on N₂O emissions in commercial corn fields. *Canadian Journal of Soil Science* 88 (2): 189-195.

5 Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo – badawczych

Podjęmując w 1994 r. pracę na stanowisku naukowobadawczym w Katedrze Chemii Rolniczej SGGW w Warszawie, zaangażowałem się w cykl badań wpisujących się w zakres głównych kierunków badawczych jednostki. Badania te prowadzone były pierwotnie w dwóch stacjach doświadczalnych w Skierniewicach i Łyczynie, administrowanych przez Katedrę Chemii Rolniczej. Aktualnie badania takie kontynuowane są w Stacji Doświadczalnej wydziału Rolnictwa i Biologii im. prof. Górskiego w Skierniewicach. Zasadniczym celem tych badań była i jest ocena wpływu nawozów mineralnych i naturalnych stosowanych na tle wapnowania lub przy permanentnym zakwaszeniu gleby na wielkość plonów i skład chemiczny roślin oraz właściwości chemiczne gleby i wód gruntowych. Udział w tych badaniach pozwolił mi na pogłębienie wiedzy chemiczno rolniczej dotyczącej działania plonotwórczego oraz przyrodniczych skutków stosowania azotu, fosforu, potasu, magnezu, siarki i mikroelementów. Problematykę chemiczno rolniczą dopełniały prowadzone przeze mnie badania nad możliwością nawozowego zagospodarowania odpadów mineralnych i organicznych powstających w różnych gałęziach przemysłu. Moja praca naukowa dotyczyła również przemian związków węgla organicznego w glebie. Zebrane dane eksperymentalne zostały przeze mnie upowszechnione w formie publikacji w czasopismach krajowych i zagranicznych oraz referatów i doniesień konferencyjnych. Zdobyta wiedza i umiejętności pozwoliły mi na prowadzenie badań chemiczno rolniczych i interdyscyplinarnych na obiektach doświadczalnych innych ośrodków badawczych: IUNG w Grabowie i Baborówku, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie – eksperyment w Czesławicach, ZD w Żelaznej oraz na polach produkcyjnych prywatnych gospodarstw rolnych w woj. mazowieckim oraz na trwałych użytkach zielonych położonych na glebach torfowo-murszowych Doliny Biebrzy. Badania te były zazwyczaj prowadzone w ramach projektów badawczych finansowanych przez Komitet Badań Naukowych, Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego, Narodowe Centrum Nauki i Narodowe Centrum Badań i Rozwoju. Istotnym sposobem upowszechnienia

zdobytej przeze mnie wiedzy było przygotowanie wybranych rozdziałów w podręczniku akademickim "Chemia rolna. Podstawy teoretyczne i praktyczne" pod redakcją prof. dr hab. Stanisława Mercika (2002) oraz w podręczniku do nauki zawodu technika rolnika "Produkcja roślinna, cz. 1. Podręcznik do nauki zawodu technik rolnik" (Czerwiński i in. 2008).

Literatura

1. Mercik S., Chemia rolna. Podstawy teoretyczne i praktyczne. Rozdz. 18 „Zawartość azotu w glebach”, **Sosulski T.**: rozdz. 20 „Składniki pokarmowe roślin”, rozdz. 21 „Azot w roślinie”. Wyd. SGGW w Warszawie, 2002, pp. 287.
2. Czerwiński Z., Gawrońska-Kulesza A., Lenart S., **Sosulski T.**, Wysmulek A., Produkcja roślinna cz. 1. Podręcznik do nauki zawodu technik rolnik. Rozdz. 2.3. Wyd. REA, Warszawa, 2008, pp. 316.

Szczegółowe omówienie osiągnięć naukowo-badawczych

1. **Wpływ nawożenia azotowego na plony i skład chemiczny roślin, zawartość różnych form azotu w glebie i zanieczyszczenie środowiska azotem pochodzącym z rolnictwa.**

Wpływ nawożenia azotowego na wielkość plonów i skład chemiczny roślin oraz chemizm tego składnika w glebie i środowisku przyrodniczym jest zasadniczym przedmiotem moich zainteresowań badawczych. Problematyka ta była przeze mnie przebadana w ramach 3 projektów badawczych:

- ✓ **6 P04G B0718 "Straty niewykorzystanego azotu nawozowego w wybranych warunkach glebowo-agrotechnicznych"** finansowanego przez KBN w latach 2000–2002.
- ✓ **N N305 060640 "Ocena emisji N₂O z gleby oraz potencjalnych właściwości denitryfikacyjnych gleby w różnych systemach nawożenia i uprawy roślin"** finansowanego przez NCN w latach 2011–2014.
- ✓ **PBS1/B8/4/2012 „Niskonakładowy i bezpieczny dla środowiska system nawożenia i uprawy kukurydzy”** finansowany przez NCBiR w latach 2012–2015.

W pierwszym okresie badań nad chemizmem azotu w agroekosystemach wzięłem udział w badaniach realizowanych w ramach międzynarodowego projektu badawczego EC Copernicus Project. Stronami projektu były ośrodki badawcze prowadzące badania na wieloletnich eksperymentach nawozowych w Rothamsted (Anglia), Bad Lauchstadt (Niemcy, Ruzyne (Czechy) i Skierniewicach (Polska). Kierownikiem projektu w Polsce był prof. dr hab. Stanisław Mercik. Celem tego projektu było między innymi zebranie niezbędnych danych do stworzenia modeli przemian azotu i węgla w glebach uprawnych Europy oraz opracowanie bilansu azotu stosowanego w postaci różnych nawozów w różnych warunkach agrotechnicznych. Badania te pozwoliły na opublikowanie latach 1999–2002 trzech prac naukowych, których byłem współautorem (Mercik i in. 1999, Mercik i in. 2002, Stępień i in. 2002). W 1995 r., w ramach tego projektu została zakupiona nowoczesna aparatura do pomiaru zawartości NH₄⁺ i NO₃⁻ (przepływowy spektrofotometr Skalar San Plus analizyzer, Breda, Holandia). Decyzją kierownika projektu prof. dr hab. Stanisława Mercika będąc przeszkolony w obsłudze tego urządzenia zostałem osobą odpowiedzialną za wykonywanie pomiarów zawartości obu jonów w próbkach gleby, roślin i wody. Należy zaznaczyć, że w tym czasie w Polsce zagadnienie zawartości mineralnych form azotu w glebie było istotnym problemem badawczym w kontekście diagnostyki nawozowej tym składnikiem oraz oceny możliwości zanieczyszczenia wód azotem z rolnictwa (Fotyma 1995, Fotyma 1996, i Fotyma

2000). Opanowanie nowoczesnej techniki badawczej pozwoliło mi ukierunkować i rozwijać dalej zainteresowania tą tematyką badań. Znalazło to odzwierciedlenie w przygotowaniu i realizacji Grantu **KBN 6 P04G B0718** i prowadzenia dalszych badań nad pobieraniem i wykorzystaniem azotu przez rośliny i chemizmem tego składnika w glebie. Wyniki tych badań pozwoliły na przygotowanie pracy doktorskiej pt.: „Straty niewykorzystanego przez rośliny azotu nawozowego w wybranych warunkach glebowo–agrotechnicznych”, bardzo dobrze ocenionej przez recenzentów KBN. W pracy udowodniono, że przy podobnych dawkach azotu w nawozach mineralnych i oborniku większe plony roślin otrzymuje się pod wpływem nawożenia mineralnego niż naturalnego. Taką reakcją roślin stwierdzono, pomimo, że obornik korzystniej niż nawozy mineralne wpływa na właściwości gleby (pojemność sorpcyjną gleby, zawartość węgla organicznego i azotu ogólnego w glebie). Ponadto, plony roślin uprawianych w zmianowaniu pięciopolowym z rośliną bobowatą są większe niż przy ich uprawie w zmianowaniu bez rośliny bobowatej, a najmniejsze przy uprawie w monokulturze. W pracy analizowano również dynamikę zmian zawartości N mineralnego w glebie. Badane gleby charakteryzowały się znacznie mniejszą zawartością NH_4^+ i NO_3^- latem, po zbiorach roślin niż jesienią i wiosną. Stwierdzenie zmniejszenia udziału NO_3^- w glebowej puli N mineralnego mające miejsce od lata do wiosny jest dowodem na straty azotu z gleby w wyniku wymywania. Stosowanie podobnych ilości azotu w postaci saletry amonowej powoduje przyrost zawartości azotu w glebie lekkiej o 3,8–5,4 $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$, a w postaci obornika o 22 $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$. Pomimo znacznej akumulacji związków azotowych w glebie corocznie nawożonej obornikiem, straty tego składnika w takim systemie nawożenia sięgają aż 57% dawki, a w systemie nawożenia mineralnego ok. 32% dawki azotu. Wyniki tych badań zostały przedstawione na konferencjach międzynarodowych: 11th Nitrogen Workshop. 9-12 September 2001 Reims, France Institute National de la Recherche Agronomique (Mercik i in. 2001) oraz „Practical solutions from managing optimum C and N content In agricultural Soils” II International Workshop 2003, Czech University of Agriculture, Praha 6 Suchbát (Sosulski i in. 2003), a także na konferencjach krajowych i w postaci licznych publikacji (Sosulski i in. 2004, Sosulski i in. 2005a, Sosulski i in. 2005b, Sosulski i in. 2006, Sosulski i Mercik 2011, Sosulski i in. 2011).

Opisane straty azotu z gleb były oceniane metodą bilansową, a przyjęta metodyka nie pozwalała na określenie procesów i zjawisk prowadzących do tych strat. Dlatego przedmiotem kolejnych moich prac była ilościowa analiza rozpraszania azotu z rolnictwa do wód gruntowych i powierzchniowych oraz do atmosfery (Sosulski i Łabętowicz 2006, Sosulski i Łabętowicz 2007). W pracach tych oceniłem (korygując dotychczasowe wyniki wyliczeń), że w skali Polski na początku XXI w. rozpraszane było od 875 do 931 tys. t azotu. Znaczącą pozycją strat (ponad 50%) było ulatnianie się produktów denitryfikacji (głównie w postaci N_2), wymywanie do wód gruntowych i powierzchniowych (ok. 25%) oraz emisja amoniaku (ok. 20%). O ile otrzymane wartości obliczeń mogą dziś mieć charakter dyskusyjny, o tyle bogaty materiał bibliograficzny prezentowany w tych pracach jest znaczącym podsumowaniem dorobku polskiego piśmiennictwa poświęconego azotowi i jego przemianom w rolnictwie. Prace te były impulsem dla sformułowania hipotezy i w dalszej kolejności celu badań prowadzonych w ramach projektu badawczego **N N305 060640** finansowanego przez NCN. W ramach tego projektu, w 2011 r. na wybranych obiektach eksperymentów nawozowych w Skierniewicach zbudowałem poletkowy system drenarski zbierający wodę gruntową odpływającą z profilu glebowego. System drenarski tworzy rura perforowana drenarska PCV (\varnothing 100 mm) w otulinie z włókna sztucznego o długości 11 m ułożona na profilu tzw. półrynny PCV umożliwiającym odpływ wody z całej długości poletka w kierunku studzienki PCV, w której woda zbierana była do wyskalowanego naczynia zbiorczego. Rury drenarskie zostały zainstalowane na środku wybranych do badań poletek, w profilu glebowym na głębokości 120 cm ze spadkiem w kierunku studzienki. Wykop pod

instalację systemów drenarskich wykonano szpadlem drenarskim usuwając glebę z kolejnych poziomów genetycznych profilu glebowego. Po zainstalowaniu systemu został on przykryty glebą w naturalnej kolejności poziomów genetycznych profilu glebowego. Systemy drenarskie zainstalowano na wybranych obiektach znajdujących się na trzech wieloletnich eksperymentach polowych: pole A (zmianowanie dowolne roślin bez rośliny bobowatej, system nawożenia mineralny) - obiekty CaNPK i NPK, pole E (zmianowanie pięciopolowe z rośliną bobowatą, system nawożenia mineralno-organiczny) – obiekty CaNPK i NPK, pole D (monokultura żyta, system nawożenia organicznego) – obiekt Ca+M. Wybór obiektów umożliwił wszechstronną ocenę różnic składu chemicznego wody gruntowej odpływającej z profilu gleb nawożonych w systemie nawożenia mineralnego, w systemie nawożenia mineralno-naturalnego oraz w systemie nawożenia naturalnego. Uzyskane wyniki badań pozwoliły na sformułowanie wniosku, że wielkość strat przez wymywanie azotu w systemie nawożenia mineralnego waha się od 8 do 15 kg·ha⁻¹, w systemie mineralno organicznym 21–38 kg·ha⁻¹, a w systemie naturalnym 22 kg·ha⁻¹. O ile stwierdzone ilości wymywanego azotu mieszczą się w zakresach podawanych w literaturze (Knappe i in. 2002, Myrbeck, i Stenberg 2014) i nie zmieniają istniejącego poglądu na temat wielkości strat N z gleb rolnych, o tyle w moich badaniach przedstawiono nowatorski sposób oceny stanu zanieczyszczenia hydrosfery azotem. W pracy przebadano wielkość wymycia węgla rozpuszczalnego w wodzie i oceniono stosunek C/ N–NO₃⁻. Na podstawie optymalnego dla procesu denitryfikacji stosunku C/ N–NO₃⁻ podawanego w literaturze (Her i Huang 199) określiłem odsetek N–NO₃⁻ ulegający w wodach gruntowych całkowitej denitryfikacji. W systemie nawożenia mineralnego denitryfikacji może teoretycznie ulec 38,5%, w systemie mineralno–naturalnym 27,1%, a w systemie nawożenia naturalnego – 40,6% N–NO₃⁻. Pozostała ilość azotu (60–70% ilości wymytej) docierająca z pól do wód gruntowych zanieczyszcza je w sposób względnie trwały. Brak możliwości samooczyszczania się wód ze względu na niedostateczny strumień związków węgla towarzyszący wymywanemu NO₃⁻ jest prawdopodobnie podstawową przyczyną nadmiernej ilości azotanów (V) w wodach i w konsekwencji przyczyną problemu z realizacją Dyrektywy Rady z dnia 12 grudnia 1991 r. dotyczącej ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego (91/676/EWG) (Dz.U.UE L z dnia 31. 12. 1991 r.).

Doświadczenie zdobyte w trakcie realizacji badań, których wyniki stanowią moje osiągnięcie naukowe było pomocne przy realizacji **Grantu PBS1/B8/4/2012**. W projekcie tym byłem odpowiedzialny za pomiar emisji gazów cieplarnianych z gleby. Celem projektu było przebadanie wpływ tradycyjnej i doglebowej aplikacji nawozów mineralnych połączonej z tradycyjnym i bezorkowym systemem uprawy kukurydzy. Badania prowadzono na czterech eksperymentach: IUNG w Grabowie i Baborówku, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie – eksperyment w Czesławicach oraz polach produkcyjnych ZD w Żelaznej. Uzyskane przeze mnie wyniki badań wskazują, że w stosunku do nawożenia tradycyjnego połączonego z tradycyjną płuźną uprawą gleby nawożenie doglebowe połączone z uprawą bezorkową ogranicza przede wszystkim emisję CO₂ z gleby i w mniejszym stopniu emisję N₂O z gleby. Wyniki badań mogą być przydatne w opiniowaniu sposobów ograniczenia emisji GHG z gleb uprawnych i będą opublikowane w najbliższym czasie w czasopiśmie zagranicznym.

Odrębnym zagadnieniem realizowanym w ramach współpracy międzynarodowej, w której brałem udział była organizacja i koordynacja badań nad efektywnością symbiotycznego wiązania azotu przez bakterie azotowe występujące w rizosferze korzeni ziemniaka. Badania te były prowadzone przez doktoranta Naeem Saeed Dheyab'a z Ministry of Science and Technology Agricultural Research, Baghdad, Iraq. Staż doktoranta miał miejsce w Zakładzie Chemii Rolniczej SGGW w Warszawie pomiędzy październikiem 2011 a kwietniem 2012 r. Przedmiotem badań była ocena akumulacji azotu w glebie i bulwach ziemniaka uprawianego w glebach zaszczepionych *Azotobacter chroococcum*. Próbkę roślin i gleby pochodziły z

eksperymentów prowadzonych w Iraku. Wyniki badań posłużyły doktorantowi do przygotowania dysertacji.

W ostatnim czasie na wniosek Editorial Office wysoko punktowanego czasopisma zagranicznego Archives of Agronomy and Soil Science wykonałem recenzję artykułu pt.: „*Application of neem coated urea on the basis of leaf colour chart Reading reduced nitrate leaching and nitrous oxide emission from aerobic rice.*” Pracę oceniłem pozytywnie, poddając autorom pod rozwagę uwagi mogące zwiększyć, jakość pracy.

Literatura

1. Fotyma E., 1995. Przydatność glebowego testu N mineralnego w nawożeniu zbóż ozimych. *Fragmenta Agronomica*, 3 (47): 59–77
2. Fotyma E., 1996. Zastosowanie metody N min. do oceny środowiskowych skutków nawożenia azotem. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 440: 89–100.
3. Fotyma E., Fotyma M., 2000. Zawartość azotu mineralnego w glebie jako wskaźnik potrzeb nawozowych roślin i stanu środowiska glebowego. *Nawozy i Nawożenie*, 4 (5): 91–101
4. Knappe, S., Haferkorn, U., Meissner, R., 2002. Influence of different agricultural management systems on nitrogen leaching: results of lysimeter studies. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 165 (1), 73-77.
5. Mercik S., Stępień W., **Sosulski T.**, 1999. Bilans azotu nawozowego w wieloletnich doświadczeniach polowych w Skierniewicach. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 465: 71–80.
6. Mercik S., Łabętowicz J., **Sosulski T.**, Stępień W., 2002. Losy azotu z nawozów mineralnych i obornika w doświadczeniach wieloletnich. *Nawozy i Nawożenie*. 1 (10), 4: 228–237.
7. Mercik S. Łabętowicz J., Sosulski T., Stępień W., 2001. Balance of fertilizer nitrogen under long-term field experiment. 11th Nitrogen Workshop. Book of abstracts. 9-12 September 2001 Reims, France Institute Nacional de la Recherche Agronomique, 333–334.
8. Myrbeck, A., Stenberg, M. 2014. Changes in N leaching and crop production as a result of measures to reduce N losses to water in a 6-yr crop. *Soil Use and Management*, 30: 219-230.
9. Stępień W., Mercik S., **Sosulski T.**, 2002: Plony, zawartość węgla organicznego oraz formy azotu w glebie i bilans tego składnika w 3 systemach nawożenia w doświadczeniach wieloletnich. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 484: 601–607.
10. **Sosulski T.**, Mercik S., Stępień W., 2003. The Dynamics of mineral nitrogen movement In the soil profile In long-term experiments. *Mat. Konf. „Practical solutions from managing optimum C and N content In agricultural Soils” II International Workshop 2003, Czech University of Agriculture, Praha 6 Suchbátka*: 35–36.
11. **Sosulski T.**, Mercik S., Szara E., 2004. Bilans azotu w trzech systemach nawożenia. *Annales UMCS Sectio E*, 59 (2): 589-597.
12. **Sosulski T.**, Mercik S., Szara E., 2005a. Wpływ antropogenicznych źródeł azotu na obieg tego pierwiastka w środowisku przyrodniczym. *Journal of Elementology*, 10 (1): 147-154.
13. **Sosulski T.**, Stępień M., Szara E., Mercik S., 2005b. Zawartość azotu w glebie oraz bilans tego składnika w doświadczeniach wieloletnich. *Fragmenta Agronomica*, 1 (85), 264 – 273.

14. **Sosulski T.**, Mercik S., Stępień W. 2006. Zawartość azotu amonowego i azotanowego w glebie pod monokulturą żyta. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 513: 433-446
15. **Sosulski T.**, Łabętowicz J. 2006. Azotany i ich przemiany w przestrzeni rolniczej Polski. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 513: 423-432.
16. **Sosulski T.**, Łabętowicz J., 2007. Oszacowanie rozpraszania azotu z rolnictwa polskiego do atmosfery oraz wód powierzchniowych i gruntowych. *Postępy Nauk Rolniczych*, 5: 3-19.
17. **Sosulski T.**, Mercik S., 2011. The dynamics of mineral nitrogen movement in the soil profile in long-term experiments. *Ecological Chemistry and Engineering A*, 18 (4): 611-617.
18. **Sosulski T.**, Stępień W., Mercik S., Szara E., 2011. Crop Fields and nitrogen balance In long term fertilization experiments. *Nawozy i Nawożenie*, 42: 41-50.
19. **Sosulski T.**, Szara E., Stępień W., Szymańska M., Borowska-Komenda M., 2016. Carbon and nitrogen leaching in long-term 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.

2. Opracowanie sposobu nawożenia borówki wysokiej

Równoległe do badań prowadzonych na wieloletnich eksperymentach nawozowych, w latach 1995–1998 prowadziłem badania mikropoletkowe z borówką wysoką. Celem tych badań był dobór optymalnego sposobu nawożenia azotem borówki wysokiej dla potrzeb uprawy tej rośliny w ogrodach działkowych. Borówka wysoka charakteryzuje się specyficznymi wymaganiami glebowymi i jest uważana za roślinę trudną w uprawie w ogrodach działkowych. Trudność w uprawie wynika ze specyficznych preferencji tej rośliny w stosunku do odczynu gleby (optimum $pH_{KCl} \leq 4,2$) oraz wykształcania płytko залегającego systemu korzeniowego. Budowa systemu korzeniowego i uprawa borówki na glebach lekkich, podatnych na przesuszenie wymusza częste nawadnianie plantacji. Wraz z wodą do gleby wnoszone są kationy zasadowe: Ca²⁺ i Mg²⁺ zwiększające pH gleby powyżej wartości optymalnej dla roślin. Zmiana odczynu gleby ogranicza zdolność korzeni do pobierania składników pokarmowych, w tym azotu. Dlatego w eksperymencie przebadano działanie amonowej i saletrzaney formy azotu nawozowego stosowanych do gleb o naturalnej i zwiększonej zawartości węgla organicznego o zróżnicowanym pH (4, 5, 6). Nawozy azotowe były stosowane w tradycyjny sposób – rzutowo na powierzchnię gleby oraz wgłębnie do wkładki (mieszaniny torfu z gliną) o objętości 0,5 dm³. Pomiarzy przyrostów pędów, plonów i składu chemicznego owoców i liści wykazały, że bardziej przydatną formą azotu w odżywianiu borówki jest forma amonowa niż saletrzana. Wgłębna aplikacja nawozów azotowych do wkładki przerastanej przez system korzeniowy roślin była bardziej efektywnym sposobem nawożenia borówki uprawianej na glebie o pH różnym od optymalnego i o mniejszej zawartości węgla organicznego. Wyniki tych badań zostały upowszechnione w postaci referatów konferencyjnych i publikacji, których byłem autorem lub współautorem (Sosulski i in. 1997, Sosulski 1999, Stępień i in. 2000).

Literatura

1. **Sosulski T.**, Mercik S., Pliszka K., 1997. Współdziałanie pH , zawartości próchnicy oraz form nawozów azotowych na wzrost roślin borówki wysokiej. *Mat. konf. I*

Ogólnopolska Konferencja Borówkowa, Skierniewice 2 czerwca 1997 r. Instytut Sadownictwa i Kwiaciarnictwa: 29–36.

2. **Sosulski T.**, 1999. Wpływ różnej zawartości substancji organicznej, pH gleby oraz form nawozów azotowych na zawartość azotu azotanowego w owocach i liściach borówki wysokiej. Mat. konf. Uprawa Borówki i Żurawiny. Skierniewice 2223 czerwca 1999 r. Instytut Sadownictwa i Kwiaciarnictwa: 59–66.
3. Stępień W., **Sosulski T.**, Mercik S., 2000. Zawartość mikroelementów w glebie oraz liściach i owocach borówki wysokiej (*Vaccinium corybosum*) w zależności od pH i próchnicy oraz form nawozu azotowego. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 471: 779 – 785.

3. Przemiany związków węgla organicznego w glebie

Przemiany związków węgla i azotu w glebie są ze sobą ściśle związane ze względu na występowanie obu tych pierwiastków w glebowej materii organicznej. Dlatego szczegółowe badania, które prowadziłem nad chemizmem związków azotowych były związane z badaniami zawartości i chemizmem węgla organicznego w glebie. Prowadzone przeze mnie podstawowe badania nad przemianami związków węgla w glebach wieloletnich eksperymentów nawozowych w Skierniewicach dowiodły, że zawartość C organicznego zwiększa się przede wszystkim pod wpływem nawożenia obornikiem (w systemie nawożenia naturalnego i mineralno-naturalnego), ale jest również obserwowana w glebach nawożonych wyłącznie nawozami mineralnymi. Na obiektach z nawożeniem mineralnym (CaNPK) większy przyrost zawartości C organicznego w glebie obserwowano na polu, na którym rośliny uprawiane były w zmianowaniu pięciopolowym z rośliną bobowatą i obornikiem stosowanym raz na pięć lat niż na polu z uprawą roślin w zmianowaniu bez rośliny bobowatej i bez obornika. Szczegółowa analiza akumulacji C organicznego w glebach w relacji do dawek nawozów naturalnych wskazała, że wartości współczynnika humifikacji wahają się w zakresie 7–10% w przypadku stosowania obornika raz na pięć lat i sięgała aż 19% przy stosowaniu tego nawozu corocznie (Mercik i in. 2005).

Rozwinięciem podstawowych badań niezbędnych do opisu właściwości chemicznych analizowanych gleb były późniejsze moje badania nad zawartością frakcji materii organicznej gleby i zawartością w nich azotu i węgla (Sosulski i Korc 2011). Do badań wykorzystane zostały próbki gleby z wieloletniego eksperymentu nawozowego w Łyczynie pobrane po 10 rotacji zmianowania (po 40 latach trwania eksperymentu). Wyniki tych badań potwierdziły udowodnione przeze mnie wcześniej korzystne działanie obornika i nawozów mineralnych na zawartość azotu ogólnego i węgla organicznego w glebie. Zgodnie z przewidywaniem, większy przyrost zawartości węgla i azotu w glebie stwierdzono pod wpływem nawożenia naturalnego niż mineralnego. Wyniki tych badań udowodniły, że pominięcie przez wiele lat nawożenia naturalnego zwiększa deficyt azotu w glebie lekkiej. Świadczy o tym szeroki stosunek C:N (14:1) w glebie nawożonej wyłącznie nawozami mineralnymi. Natomiast wartość tego stosunku w glebach nawożonych obornikiem wyniosła 11:1. W glebie lekkiej powstaje więcej kwasów fulwowych niż kwasów huminowych. Interesującym osiągnięciem tych badań było również stwierdzenie, że udział węgla poszczególnych frakcji materii organicznej w węglu organicznym gleby na obiektach obornikowanych i bez obornika był

jednak podobny. Wśród składników (N, P, K) stosowanych w nawozach mineralnych tylko azot zwiększa zawartość N ogólnego i C organicznego i ich frakcji w glebie.

Dalsze moje zainteresowania związkami węgla organicznego rozwijałem w dwóch kierunkach: oceny wymywania związków węgla z gleby oraz teoretycznych i empirycznych sposobów oceny emisji CO₂ powstającego między innymi w wyniku przemian organicznych związków węgla w glebie. Pierwszy z obszarów badawczych posłużył mi do testowania hipotezy o potencjalnych możliwościach samooczyszczania się wód z azotu pochodzącego z rolnictwa. W pierwszym etapie badań nad wymywaniem węgla organicznego przeprowadziłem laboratoryjny eksperyment modelowy, w którym przebadłem migrację węgla organicznego w poziomach profilu gleby płowej (Sosulski i in. 2011). Zgodnie z oczekiwaniem większe ilości węgla wymywane były z wierzchniej warstwy gleby niż z głębszych poziomów genetycznych gleby. Interesujące było to, że o całkowitej ilości C wymywanego z wierzchniej warstwy gleby decydowały zarówno organiczne jak i mineralne formy węgla. Natomiast z głębszych poziomów gleby wymywane były przede wszystkim formy organiczne. Relacja C:N w odpływającej z wierzchniej warstwy gleby była zbliżona do stosunku C:N w glebie. Natomiast stosunek C:N w wodzie odpływającej z głębszych poziomów gleby ulegał znacznemu zawężeniu. Otrzymane wyniki okazały się szczególnie interesujące w kontekście dalszych badań nad wymywaniem związków azotu i węgla. Uwzględniając bowiem znaczenie rozpuszczalnych związków węgla w procesie mikrobiologicznej denitryfikacji, szansa na samooczyszczenie się wód na drodze denitryfikacji przemieszczających się w profilu glebowym NO₃⁻ malałaby wraz z głębokością wymycia azotu. Tak, więc opisany eksperyment stał się inspirujący dla dalszych badań polowych i laboratoryjnych. Badania nad wymywaniem azotu i węgla organicznego w warunkach polowych zostały szczegółowo opisane w pierwszym punkcie rozdziału poświęconego pozostałym osiągnięciom naukowobadawczym (Wpływ nawożenia azotowego na plony i skład chemiczny roślin, zawartość różnych form azotu w glebie i zanieczyszczenie środowiska azotem pochodzącym z rolnictwa). Dla porządku wspomnę jednie, że wyniki tych badań dowiodły, że niedobór rozpuszczalnych związków węgla organicznego w wodach odpływających z profilu glebowego jest powodem, dla którego ok. 60–70% wymytego z gleby azotu najprawdopodobniej nie może ulec denitryfikacji trwale zanieczyszczając wody gruntowe (Sosulski i in. 2016). Zagadnienie to było przedmiotem moich badań w kolejnym eksperymencie laboratoryjnym. Wyniki tego eksperymentu ogłosiłem w pracy "N₂O emission and N and C leaching from the soil in relation to long-term and current mineral and organic fertilization – a laboratory study" stanowiącej moje osiągnięcie naukowe (Sosulski i in. 2017). W części pracy poświęconej wymywaniu azotu i węgla z gleby dowiodłem, że przy barku czynnika ograniczającego wymywanie NO₃⁻ z gleby jakim jest pobieranie azotu przez rośliny, stosunek C:N w odciekach wody może być jeszcze bardziej niekorzystny dla denitryfikacji niż ten otrzymany w eksperymentach polowych.

Cykl prac poświęconych przemianom związków węgla w glebie uzupełnia praca metodyczna (Sosulski i in. 2013), w której celem było przeanalizowanie możliwości pomiaru zawartości rozpuszczalnych związków węgla i mineralnych form azotu w roztworze CaCl₂ opisanym przez Houbę i in. (1983). W pracy zwróciłem uwagę na podobieństwo metod: ekstrakcji

mineralnych form azotu uniwersalnym roztworem 0,01 M i ekstrakcji biodegradowalnego węgla organicznego z gleby rekomendowaną przez Zsolnaya (1996). Przeprowadziłem hipotezę o możliwości ekstrakcji związków azotu i węgla w tym samym roztworze ekstrakcyjnym. Zasadniczą różnicą tych metod jest czas ekstrakcji i stosunek gleba - roztwór ekstrakcyjny. Otrzymane wyniki badań wykazały znaczące różnice w pomierzonej ilości związków węgla organicznego wyekstrahowanego z gleby tymi metodami. Korzystając z metod statystycznych dowiodłem, że zastąpienie testu opisanego przez Zsolnay (1996) uniwersalnym testem Houby i in. (1983) w analizie zawartości rozpuszczalnych związków węgla jest niemożliwe.

Rozwijany przeze mnie równoległy kierunek badań nad przemianami związków węgla w glebie dotyczył emisji CO₂ będącego między innymi produktem mineralizacji materii organicznej. Zagadnienie to było przedmiotem pracy teoretycznej, w której oceniłem udział produkcji roślinnej w sekwestracji CO₂ (Sosulski 2011). W pracy przedstawiłem pogląd, że wielkość sekwestracji CO₂ jest uzależniona od wielkości produkcji biomasy roślin. Przeprowadzone przeze mnie wyliczenia pozwoliły ocenić poziom sekwestracji na 1389,4 kg CO₂ przypadające na 100 kg NPK stosowanego w nawozach. W pracy postawiłem tezę, że wielkość sekwestracji CO₂ w glebie jest tożsama ze współczynnikiem humifikacji. Osiągnięciem w zakresie oceny emisji CO₂ z gleby było przeprowadzenie pomiarów dla potrzeb **Grantu NCN: N N305 060640 i PBS1/B8/4/2012**. Wyniki tych pomiarów są aktualnie analizowane i zostaną opublikowane w najbliższym czasie.

Literatura

1. Huba V.J.G., Novozamsky I., Uittenbogaard J., van der Lee J.J., 1983. Automatic determination of "total soluble nitrogen" in soil extracts. *Eingegangen am*, 6: 295–302.
2. Mercik S., Stępień M., Stępień W., **Sosulski T.**, 2005. Dynamics of organic carbon content in soil depending on long-term fertilization and crop rotation. *Roczniki Gleboznawcze LVI (3/4)*: 53-59.
3. **Sosulski T.**, 2011. Udział produkcji roślinnej w sekwestracji CO₂. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 565: 261-272.
4. **Sosulski T.**, Korc M., 2011: Effects of different mineral and organic fertilization on the content of nitrogen and carbon in soil organic matter fractions *Ecological Chemistry and Engineering A*, 18, (4): 601-609.
5. **Sosulski T.**, Szara E., Korc M., 2011. Wymywanie węgla i składników mineralnych z gleby w doświadczeniu laboratoryjnym. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 565: 273-282.
6. **Sosulski T.**, Szara E., Stępień W., 2013. Dissolved organic carbon in Luvisol under different fertilization and crop rotation *Soil Science Annual*, 64 (3): 114-119.
7. **Sosulski T.**, Szara E., Stępień W., Szymańska M., Borowska-Komenda M., 2016. Carbon and nitrogen leaching in Long-term 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): 2813-2814.
8. **Sosulski T.**, Szara E., Szymańska M., Stępień W., 2017. N₂O emission and N and C leaching from the soil in relation to long-term and current mineral and organic fertilization – a laboratory study" *Plant Soil Environment*, 63 (3): 97–104.
9. Zsolnay A., 1996. Dissolved humus in soil waters. Piccolo A. (ed) *Humic Substances in terrestrial Ecosystems*. Elsevier, Amsterdam: 171–223.

4. Wpływ nawożenia fosforowego na plony i skład chemiczny roślin oraz zawartość różnych form fosforu w glebie

Przedmiotem moich zainteresowań naukowo-badawczych był również chemizm związków fosforu w glebie. Uczestnicząc w badaniach prowadzonych pod kierownictwem dr Ewy Szara i prof. dr hab. Stanisława Mercika ocenilem wpływ nawożenia fosforowego na wielkość plonów i skład chemiczny roślin uprawianych w wieloletnich eksperymentach nawozowych w Skierniewicach. Analiza składu chemicznego gleby wykazała, że nawożenie fosforowe zwiększa całkowitą zawartość fosforu w glebie, w tym fosforanów glinu. W ten sposób dowiedziona została rola nawożenia fosforowego w ograniczaniu fitotoksycznego działania jonów Al^{3+} w glebie (Szara i in. 2004). W dalszych naszych badaniach wykazano między innymi, że różnice w przyroście zawartości fosforu ogólnego w glebie wywołane zastosowaniem podobnych dawek tego składnika w nawozach mineralnych i oborniku były małe. Wyniki te wskazują na znaczące różnice pomiędzy chemizmem fosforu i azotu w glebie. W moich badaniach nad chemizmem azotu wykazałem bowiem, że w przypadku zastosowania podobnych ilości azotu w nawozach mineralnych i oborniku znacznie więcej tego składnika było akumulowane w glebie w systemie nawożenia naturalnego niż mineralnego. W badaniach nad przemianami związków fosforu oceniony został również poziom wykorzystania fosforu przez rośliny z nawozów mineralnych i obornika. Udowodniliśmy, że o poziomie wykorzystania fosforu z nawozów mineralnych decyduje w dużym stopniu poziom zakwaszenia gleby. Wyniki badań wykazały, że wykorzystanie fosforu z nawozów mineralnych przez rośliny uprawiane nawet w warunkach silnego zakwaszenia gleby jest większe niż z obornika. Oznacza to, że przy podobnym poziomie nagromadzenia fosforu w glebach nawożonych w systemie mineralnym i naturalnym większych strat fosforu z gleby należy oczekiwać w systemie nawożenia naturalnego. Jest to efekt większej mobilności w glebie połączeń fosforoorganicznych niż mineralnych. Niezależnie od systemu nawożenia, straty fosforu z gleby w porównaniu do strat azotu są jednak bardzo małe. Ponadto, wykazaliśmy, że na obiektach nienawożonych fosforem rośliny pobierały około 10 kg P·ha⁻¹ korzystając z glebowych zasobów tego składnika (Szara i in. 2004, Szara i in. 2011a). Wyniki te stały się inspiracją do podjęcia przez nasz zespół dalszych badań koncentrujących się na wpływie systemu nawożenia (mineralnego, mineralno-naturalnego i naturalnego) na formowanie się w glebie połączeń mineralnych, i organicznych fosforu (Szara i in. 2005). Wynikiem tych badań było udowodnienie, że nawożenie mineralne i w mniejszym stopniu nawożenie naturalne zwiększa zawartość fosforanów glinu w glebie, a w najmniejszym stopniu fosforanów żelaza i wapnia oraz okludowanych fosforanów glinu i żelaza. Zgodnie z przewidywaniem, wapnowanie gleby zwiększało zawartość fosforanów wapniowych kosztem fosforanów glinu. Dalsze nasze badania nad chemizmem fosforu w glebach uprawnych dotyczyły pojemności sorpcyjnej gleb w stosunku do tego składnika. Wstępem do badań była analiza zawartości różnych form żelaza i glinu kształtujących pojemność sorpcyjną gleb wobec fosforu (Szara i in. 2011b). W następnych badaniach do określenia zdolności sorpcyjnych gleb Polski testowano modele Langmuir'a, Freundlich'a i Temkin'a (Szara i in. 2011c). Wyniki tych badań dowiodły, że pojemność sorpcyjna gleb Polski Centralnej wobec fosforu jest stosunkowo mała. W pracy zaproponowano metodyczne rozwiązanie pozwalające na wyznaczeniu indeksu sorpcji fosforu (PSI) polegające na jednorazowym równoważeniu gleby roztworem zawierającym 36 mg P·dm⁻³ przy relacji gleba : roztwór wynoszącym 1:10. W kolejnych pracach (Szara i in. 2012, Szara i in. 2017) rozwinięto zagadnienie sorpcji fosforu w glebach między innymi w oparciu o test glebowy Melicha-3 i pozostałe wskaźniki sorpcji. Należy zauważyć, że nasze badania odbywały się równoległe do badań prowadzonych przez Stację Chemiczno-Roniczą w Warszawie nad możliwością adaptacji testu glebowego Melicha-3 w diagnostyce nawozowej gleb Polski.

Nasze badania rozwinęły koncepcję tego testu uzupełniając ją o istotny element oceny środowiskowych skutków nawożenia. Zastosowanie nadmiernych dawek fosforu w stosunku do potrzeb pokarmowych roślin przy ograniczonej zdolności sorpcyjnej naszych gleb sprzyja bowiem przemieszczaniu się tego biogenu do hydrosfery. W tym kontekście ocena właściwości sorpcyjnych gleb wobec fosforu powinna być przydatna w prognozowaniu zagrożenia wymywania fosforanów z pól uprawnych do wód powierzchniowych i (w mniejszym stopniu) do wód gruntowych.

Literatura

1. Szara E., Mercik S., **Sosulski T.**, 2004. Wybrane aspekty oddziaływania wieloletniego nawożenia fosforem na glebę i roślinę. *Journal of Elementology*, 9 (4): 803 – 814
2. Szara E., Mercik S., **Sosulski T.**, 2004. Bilans fosforu w trzech systemach nawożenia. *Annales UMCS Sec. E*, 59 (2): 599-606.
3. Szara E., Mercik S., **Sosulski T.**, 2005. Formy fosforu w doświadczeniach wieloletnich *Fragmenta Agronomica*, 1 (85): 298 – 309.
4. Szara E., Mercik S., **Sosulski T.**, 2011a. The fate of phosphorus In the soil and the balance of this element In long-term field experiments. *Nawozy i Nawożenie*, 42: 29 – 40.
5. Szara E., **Sosulski T.**, Korc M., Szymańska M., 2011b. Wpływ różnych form żelaza i glinu na pojemność sorpcyjną wobec fosforu różnych gleb uprawnych polski. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 565: 313 – 321.
6. Szara E., **Sosulski T.**, Szymańska M., 2011c. Phosphorus sorption properties of selected polish arable soil. *Nawozy i Nawożenie*, 44: 33 – 43.
7. Szara E., **Sosulski T.**, Szymańska M. 2012. The use of phosphorus sorption parameters in the monitoring of potential emissions of this component from the arable land. *Roczniki Gleboznawcze*, 63 (3): 24 – 30.
8. Szara E., **Sosulski T.**, Szymańska M., Stępień W. 2017. Phosphate sorption and P soil-test in sandy loam soil as affected by manure and lime applications in a long-term fertilization experiment. *Fresenius Environmental Bulletin*, 26 (5): 3191–3199.

5. Wpływ nawożenia na plony i skład chemiczny roślin oraz zawartość różnych form potasu, magnezu i innych składników w glebie

W początkowym okresie zatrudnienia, w 1994 r. kierownik Katedry Chemii Rolniczej prof. dr hab. Stanisław Mercik powierzył mi obsługę spektrometru atomowej (ESA) pozostającego na wyposażeniu laboratorium Katedry. Umożliwiło mi to w tym czasie podjęcie badań na temat wpływu nawożenia na plony i skład chemiczny roślin oraz zawartość różnych form potasu i magnezu w glebie i ich opublikowanie, jako współautor. W badaniach tych dowiedziono, że przy optymalnym pH oraz zaopatrzeniu roślin w wodę i składniki pokarmowe plon roślin w największym stopniu uzależniony jest od zawartości magnezu w glebie. Działanie magnezu na glebach ciężkich, próchnicznych i zasobnych w ten składnik jest jednak bardzo ograniczone. Wyniki tych badań pozwoliły też na wyznaczenie granicznej zawartości magnezu w glebie (35-45 mg Mg·kg⁻¹), przy której ujawnia się plonotwórcze działanie dawek nawozów magnezowych. Szczegółowa analiza danych pozwoliła na stwierdzenie, że do diagnostyki nawozowej gleb przydatne mogą być testy glebowe: zawartości frakcji aktywnej i dostępnej magnezu w glebie (Mercik i in. 1997a, 1997b). Wyniki badań nad plonotwórczym działaniem potasu wykazały natomiast, że rośliny lepiej wykorzystują ten składnik z gleb słabo kwaśnych niż silnie zakwaszonych. Zastosowanie wysokich dawek potasu na glebach wyczerpanych z tego składnika i zakwaszonych może nawet zmniejszyć plony roślin. Dlatego regenerację gleb ubogich w potas można prowadzić stosując większe dawki nawozów tylko na glebach o uregulowanym odczynie i zasobnych w magnez (Stępień i in. 1997). W dalszych

badaniach nad działaniem potasu zespół nasz wykazał, że efekt plonotwórczy tego składnika ujawnia się przy zawartości potasu aktywnego w glebie $<20 \text{ mg K}\cdot\text{kg}^{-1}$ lub potasu wymiennego $<100 \text{ mg K}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Stępień i in. 2001). Badania nad zasobnością gleb w potas prowadziłem również na wieloletnich eksperymentach nawozowych w Łyczynie. Uzyskane tam wyniki badań wskazały, że wapnowanie gleby zmniejsza zawartość rozpuszczalnych form potasu w glebie. Autorzy tych badań dowiedli, że ma to związek z intensywnym pobraniem potasu przez lepiej plonujące rośliny. Natomiast zastosowanie wapna rolniczego na glebach silnie zakwaszonych zwiększa wyraźnie zawartość potasu aktywnego, wymiennego i dostępnego dla roślin (Szymańska i in. 2007). Autorskie wyniki badań nad wymywaniem potasu i magnezu z gleb uprawnych ogłosiłem w pracach (Sosulski i in. 2011) oraz (Sosulski i in. 2013). Wyniki badań dowiodły, że intensywne przemywanie wierzchniej warstwy gleby ma ograniczony wpływ na zawartość potasu i magnezu. Oznacza to, że wymycie aktywnej formy tych składników z warstwy ornej gleby jest szybko uzupełniane w wyniku ich desorpcji z fazy stałej gleby. Większe ilości potasu i magnezu wymywane są z warstwy ornej niż z głębszych poziomów gleby. W badaniach polowych wykazałem, że niezależnie od sposobu nawożenia zawartość potasu i magnezu w wodzie odpływającej z profilu glebowego ulega znacznym wahaniom i jest uzależniona od wielkości odpływu, sposobu nawożenia i stanu zakwaszenia gleby. Udział obornika w dawce nawozu zwiększa wymywanie magnezu i potasu z gleby. Koncentracja magnezu w wodzie glebowej jest większa od koncentracji potasu. W toku badań ustaliłem, że z powierzchni 1 ha odpływa nieco ponad 7 kg magnezu i od 6 do 17,4 kg potasu. Badaniami nad działaniem oraz bilansem potasu, magnezu i pozostałych składników pokarmowych w różnych warunkach agrotechnicznych zajmowałem się w ramach **Grantu N N 310 089139 pt.: „Opracowanie modeli zarządzania składnikami pokarmowymi w zróżnicowanych warunkach produkcji rolniczej”** finansowanego przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego w latach 2009-2012. Badania te były prowadzone w gospodarstwach rolnych w województwie mazowieckim. Uzupełnieniem wykazu tej części moich osiągnięć naukowobadawczych są prace, w których w różnych zespołach badawczych analizowałem wymagania pokarmowe roślin w stosunku do siarki (Szulc i in. 2014) i wybranych mikroelementów (Brzeziński i Sosulski 2009, Rutkowska i in. 2014) w różnych warunkach glebowych i agrotechnicznych.

Odrębnym problemem badawczym, który realizowałem w ramach **Grantu 2P06S 02930** finansowanego przez MNISW w latach 2006-2009 było **"Opracowanie i analiza charakterystyk procesów pęcznienia - kurczenia do prognozowania uwilgotnienia gleb torfowo-murszowych z uwzględnieniem zmian ich geometrii"**. Zagadnienie to zostało opracowane w kooperacji zespołu badawczego Zakładu Inżynierii Melioracyjnej Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska oraz Zakładu Chemii Rolniczej Wydziału Rolnictwa i Biologii SGGW w Warszawie. Celem badań była ocena właściwości fizycznych i chemicznych utworów torfowych z obszaru Doliny Biebrzy w kontekście ich zdolności retencjonowania wody. W projekcie byłem odpowiedzialny za przeprowadzenie analizy chemicznej próbek gleb organicznych. Wyniki tych badań zostały opublikowane w pracy Gnatowskiego i in. (2006).

Literatura

1. Brzeziński M., Sosulski T. 2009. Wpływ wieloletniego nawożenia na zawartość form manganu i żelaza w glebie lekkiej. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 541 (1): 73 – 79.
2. Gnatowski T., Szejba D., Szatyłowicz J., Oleszczuk R., Brandyk T., Sosulski T., 2006. Wpływ właściwości fizycznych i chemicznych utworów torfowych z obszaru Doliny Biebrzy na zdolności retencjonowania wody. Właściwości fizyczne i chemiczne gleb organicznych. Wyd. SGGW: 65 – 74.

3. Mercik S., Stępień W., **Sosulski T.**, 1997. Działanie nawożenia magnezem na rośliny i gleby. Cz. I Plonowanie roślin w zależności od zasobności gleb w różne formy magnezu. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 439: 141 – 147.
4. Mercik S., Stępień W., **Sosulski T.**, 1997. Działanie nawożenia magnezem na rośliny i gleby. Cz. II Działanie magnezu w zależności od właściwości fizykochemicznych gleb. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 439: 149 – 155.
5. Rutkowska B., Szulc W., **Sosulski T.**, Stępień W., 2014. Soil micronutrient availability to crop affected by long-term inorganic and organic fertilizer applications. Plant Soil Environment, 60 (5): 198-203.
6. Stępień W., Mercik S., **Sosulski T.**, 1997. Działanie potasu na glebach wyczerpanych z tego składnika.. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 439: 127 – 131.
7. Stępień W., Mercik S., **Sosulski T.**, 2001. Ocena zależności między zawartością różnych form potasu w glebie a działaniem nawozów potasowych na plon roślin. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 480: 131 – 139.
8. Szymańska M., Łabętowicz J., Korc M., **Sosulski T.**, 2007. Wpływ wapnowania na zawartość form potasu w glebie. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 520: 745 – 752.
9. **Sosulski T.**, Szara E., Korc M., 2011. Wymywanie węgla i składników mineralnych z gleby w doświadczeniu laboratoryjnym. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 565: 273 – 282.
10. **Sosulski T.**, Szara E., Korc M., Stępień W., 2013. Leaching of macronutrients, micronutrients and aluminium from the soil under long-term fertilizer experiments in Skierniewice (Central Poland) Soil Science Annual, 64 (3): 114 – 113.
11. Szulc W., Rutkowska B., **Sosulski T.**, Szara E., Stępień W., 2014. Assessment of sulphur demand of crops under permanent fertilization experiment. Plant Soil Environment, 60 (3): 135-140.

6. Nawozowe zagospodarowania substancji odpadowych w rolnictwie

W latach 2004-2005 prowadziłem badania nad możliwością zagospodarowania odpadów mineralnych: gipsu powstającego w trakcie odsiarczania gazów spalinowych i fosfogipsu będącego odpadem przy produkcji nawozów fosforowych. Przesłanką do podjęcia tych badań było założenie, że wraz z odpadami do gleby zakwaszonej będzie wnoszona znaczna ilość Ca^{2+} . Zastosowanie odpadów miało na celu korzystną zmianę relację $\text{Ca}^{2+} : \text{Al}^{3+}$ bez zmiany stanu zakwaszenia gleby. Takie działanie odpadów oczekiwane byłoby w przypadku zmiany sposobu użytkowania najsłabszych gleb uprawnych na leśne. Wzrost zawartości Ca^{2+} w relacji do Al^{3+} miał na celu poprawę właściwości gleb zalesianych. Ze względu na skalę przestrzenną i przewidywane dawki tych substancji, ich zużycie mogłoby realnie ograniczyć wielkość składowisk odpadów i ich presję na środowisko. Wstępne wyniki badań nad możliwością takiego zastosowania gipsu i fosfogipsu okazały się obiecujące (Łabętowicz i in. 2004), dlatego zagadnienie to było przeze mnie szczegółowo przebadane w eksperymentach wazonowych. Niestety dawki odpadów, w których ilość wapnia miała równoważyć wielkość kwasowości hydrolitycznej gleby i jej wielokrotność wpłynęły niekorzystnie na wielkość biomasy roślin testowych i ich skład chemiczny oraz właściwości chemiczne gleby. W rezultacie stosowania najwyższych dawek odpadów otrzymano nawet całkowite wypadnięcie roślin. W opublikowanych na ten temat pracach (Sosulski i in. 2007, Sosulski i in. 2008a, Sosulski 2008b) wykazano brak możliwości poprawienia właściwości gleby przy zastosowaniu wysokich dawek obu odpadów.

W tej grupie tematycznej moich zainteresowań badawczych znajduje się również problem zagospodarowania organicznej masy pofermentacyjnej (pofermentu) powstającego w wyniku fermentacyjnej produkcji biogazu. Odpady takie charakteryzują się dużą zmiennością składu chemicznego. Wynika to zarówno z wykorzystywania różnych rolniczych i przemysłowych substratów w biogazowniach (ich dostępność zmienia się sezonowo) oraz warunków procesu fermentacji. Zmienność składu chemicznego może utrudniać wykorzystanie tych odpadów do nawożenia roślin. W przeprowadzonych badaniach, których kierownikiem była dr Magdalena Szymańska przeanalizowano skład chemiczny odpadów oraz produktów powstających w wyniku ich suszenia i granulacji. Zawartość składników pokarmowych roślin powoduje, że substancje te mogą być traktowane jak nawozy lub substancje poprawiające właściwości gleby (Szymańska i in. 2015). Kompostowanie pofermentów zwiększa zawartość składników pokarmowych, dlatego komposty takie charakteryzują się większą zawartością N, P, K niż tradycyjne nawozy naturalne wykorzystywane w rolnictwie. Nasze badania wykazały ponadto, że komposty z pofermentów mogą potencjalnie poprawiać właściwości sorpcyjne gleb lekkich (Szymańska i in. 2016). Uzyskane wyniki badań dały podstawę do prowadzenia eksperymentów wegetacyjnych, w których testowany był wpływ pofermentów i produktów ich uzdatniania na plony i skład chemiczny roślin. Badania były prowadzona w ramach **Grantu N N 305 096539** pt.: **„Opracowanie technologii uzdatniania i zagospodarowania masy pofermentacyjnej pozostającej, jako produkt uboczny przy produkcji biogazu rolniczego”**, finansowanego przez NCN w latach 2010-2014.

Literatura

1. Łabętowicz J., Rutkowska B., Szulc W., **Sosulski T.**, 2004. Ocena wpływu wapnowania oraz gipsowania na zawartość glinu wymiennego w glebie lekkiej. *Annales UMCS Sec. E*, 59 (2): 631-637.
2. **Sosulski T.**, Łabętowicz J., Janczyk M., Szymańska M., 2007. Wpływ odpadów przemysłowych - gipsu i fosfogipsu na zawartość cynku, kadmu i ołowiu w roślinach i glebie *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 520: 379-388.
3. **Sosulski T.**, Szara E., Łabętowicz J. Przybysz M, 2008. Wpływ węgla wapnia, gipsu i fosfogipsu na zawartość glinu w glebie i roślinach. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 533: 357-368
4. **Sosulski T.**, Szara E., Łabętowicz J. Domeradzka U., Felak M, 2008. Wpływ węgla wapnia, gipsu i fosfogipsu na plony oraz skład chemiczny roślin i roztworu glebowego. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 533: 345-355.
5. Szymańska M., **Sosulski T.**, Szara E., Pilarski K., 2015. Technologie przetwarzania pofermentu z biogazowni oraz właściwości fizykochemiczne otrzymanych produktów (Conversion nad properties of anaerobic digestates form biogas production) *Przemysł Chemiczny*, 94 (8): 1419-1423.
6. Szymańska M., **Sosulski T.**, Szara E., Wrzosek-Jakubowska J., Gworek B., 2016. Dynamika zmian właściwości chemicznych frakcji stałej pofermentu z biogazowni podczas kompostowania. *Przemysł Chemiczny*, 95 (3): 577-580.

Inne zagadnienia badawcze, których publikacja jest na etapie przygotowań

Zgodnie z przyjętym przez Ministerstwo Środowiska stanowiskiem w ramach polityki klimatycznej, zalesienie jest jednym z kluczowych sposobów zmniejszenia emisji gazów cieplarnianych w Polsce (www.mos.gov.pl/srodowisko/polityka-klimatyczna). W Polsce brak jest jednak wystarczającej ilości wyników badań niezbędnych do weryfikacji tych założeń. Dlatego też podjąłem się przebadania emisji N₂O z gleby użytków rolnych i gleby leśnej. Celem badań było określenie faktycznej efektywności redukcji emisji N₂O przez wzrost lesistości kraju oraz określenie czynników determinujące tę emisję z różnie użytkowanych

gleb. Otrzymane wyniki badań wskazują na znacznie mniejszą emisję N₂O z gleby leśnej w stosunku do emisji z gleby uprawnej. W badaniach wykazałem, że N₂O w glebie uprawnej i leśnej powstaje w wyniku różnych procesów mikrobiologicznych.

W ubiegłych latach przeprowadziłem też doświadczenie laboratoryjne, którego celem było porównanie wpływu doglebowej (na głębokość 5 cm) i powierzchniowej aplikacji saletry amonowej na emisję N₂O z gleby. Otrzymane wyniki badań wskazują, że ulokowanie granul nawozu tuż pod powierzchnią gleby nie ma wpływu na wielkość emisji N₂O z gleby lekkiej. Uzyskane wyniki badań każą rozważyć ekologiczną efektywność doglebowej, głębokiej aplikacji nawozów. Istnieje bowiem nierozstrzygnięta kwestia, czy nakłady energetyczne i związana z tym emisja tlenków azotu i ditlenku węgla przy głębokiej aplikacji nie przewyższa ewentualnego efektu redukcji emisji GHG z gleby. To zagadnienie powinno być przedmiotem kolejnych wnikliwych badań.

Załącznik 7 zawiera wybrane prace naukowe stanowiące dokumentację zagadnień badawczych najistotniejszych z punktu widzenia mojego rozwoju naukowego.

Warszawa, 20 czerwca 2017

Tomasz Sosulski