



INSTYTUT UPRAWY NAWOŻENIA I GLEBOZNAWSTWA
PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY

**STUDIA I RAPORTY
IUNG-PIB**

56(10)

AKTUALNE PROBLEMY NAWOŻENIA

**PROGRAM WIELOLETNI
2016-2020**

**WSPIERANIE DZIAŁAŃ W ZAKRESIE OCHRONY
I RACJONALNEGO WYKORZYSTANIA
ROLNICZEJ PRZESTRZENI PRODUKCYJNEJ W POLSCE
ORAZ KSZTAŁTOWANIA JAKOŚCI SUROWCÓW ROŚLINNYCH**

Puławy 2018

INSTYTUT UPRAWY NAWOŻENIA I GLEBOZNAWSTWA
PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY

ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy,
tel. 81 4786 700, 81 4786 800
e-mail: iung@iung.pulawy.pl, www.iung.pulawy.pl

Dyrektor: *prof. dr hab. Wiesław Oleszek*

Redakcja naukowa:
dr Agnieszka Rutkowska, dr Tamara Jadczyżyn

Autorzy:
*prof. dr hab. Antoni Faber, dr hab. Anna Gałzka, dr Tamara Jadczyżyn,
dr Zuzanna Jarosz, mgr Beata Jurga, dr Kazimierz Kęsik, dr hab. Jerzy Kopiński,
mgr Monika Koziół, prof. dr hab. Stefan Martyniuk, dr Dorota Pikula,
dr hab. Anna Podleśna, prof. IUNG-PIB, dr Agnieszka Rutkowska,
mgr Damian Wach*

Recenzenci:
*prof. dr hab. Antoni Faber, dr Anna Gajda, dr hab. Anna Gałzka,
dr Kazimierz Kęsik, prof. dr hab. Stanisław Krasowicz, dr Dorota Pikula,
dr Agnieszka Rutkowska, dr Piotr Skowron*

Opracowanie redakcyjne i techniczne: *mgr Ewa Decka-Cywińska*
Okładka: krajobraz okolic Rogowa (fot. *dr Anna Nieróbca*)

ISBN 978-83-7562-290-4

Exemplarz bezpłatny

Nakład 300 egz., B5
Dział Upowszechniania i Wydawnictw IUNG-PIB w Puławach
tel. 81 47 86 720; fax 81 47 86 721
e-mail: iung@pulawy.pl; <http://www.iung.pulawy.pl>

STUDIA I RAPORTY IUNG-PIB

AKTUALNE PROBLEMY NAWOŻENIA

SPIS TREŚCI

Wstęp	7
1. Rutkowska A.: Ocena przestrzennego zróżnicowania odczynu gleb w Polsce w latach 2008-2016.....	9
2. Kęsik K., Jadczyshyn T., Jurga B., Kopński J.: Poziom szacowanego odpływu fosforu do Bałtyku a krajowy bilans tego składnika w rolnictwie polskim	21
3. Faber, A., Jarosz Z.: Praktyki rolnicze umożliwiające ograniczenie emisji amoniaku	35
4. Faber, A., Jarosz Z.: Praktyki rolnicze umożliwiające ograniczenie emisji amoniaku – analiza stanu badań	45
5. Kozieł M., Gałązka A., Martyniuk S.: Wolnożyjące bakterie wiążące azot atmosferyczny z rodzaju <i>Azotobacter</i> – występowanie, liczebność i znaczenie	57
6. Podleśna A.: Proces wiązania N_2 przez rośliny bobowate jako źródło azotu dla roślin uprawnych	71
7. Wach D.: Substancje humusowe jako stymulatory wzrostu i rozwoju roślin	87
8. Pikuła D.: Wykorzystanie właściwości spektralnych kwasów huminowych do oceny właściwości próchnicy	99

Wstęp

Zrównoważona gospodarka nawozowa powinna uwzględniać zarówno wysoką efektywność nawożenia, jak i środowiskowe aspekty stosowania nawozów. Spośród tych drugich szczególnie istotne jest podejmowanie skutecznych działań ograniczających wpływ rolnictwa na emisję azotu i fosforu do wód gruntowych i do atmosfery.

Wapnowanie jest podstawowym zabiegiem agrotechnicznym, wpływającym na właściwości fizykochemiczne i biologiczne gleb, rekomendowanym przez Komisję Ochrony Środowiska Morza Bałtyckiego HELCOM jako jedno z najbardziej skutecznych działań służących redukcji strat związków azotu i fosforu do wód gruntowych. Ograniczanie rozpraszania biogenów jest również zadaniem wynikającym z Dyrektywy Azotanowej, do przestrzegania której zobligowane są wszystkie państwa Unii Europejskiej. Należy pamiętać, że w Polsce około 50% stanowią gleby bardzo kwaśne i kwaśne, o produktywności znacznie mniejszej w porównaniu z glebami sąsiadujących państw UE, na których zabieg wapnowania jest konieczny.

Konwencja Narodów Zjednoczonych w sprawie transgranicznego przenoszenia zanieczyszczeń powietrza na dalekie odległości obliguje nasz kraj do corocznego raportowania emisji amoniaku oraz innych zanieczyszczeń powietrza. Rolnictwo jest głównym źródłem emisji NH_3 do atmosfery. Zgodnie z szacunkami przeprowadzonymi w 2015 r., 31% emisji tego gazu związane jest ze stosowaniem mineralnych nawozów azotowych. Na mocy porozumień międzynarodowych Polska jest zobligowana do ograniczania emisji NH_3 w okresie 2021-2029 r. o 1% rocznie w stosunku do roku bazowego 2005. Po roku 2030 emisja nie może przekraczać 83% emisji notowanej w roku 2005. Wiąże się to z koniecznością wprowadzenia skutecznych praktyk ograniczających straty gazowe amoniaku z produkcji roślinnej i zwierzęcej.

Prace zebrane w niniejszym numerze „Studiów i Raportów IUNG-PIB” podejmują szereg zagadnień związanych z problematyką nawożenia, zarówno w aspekcie poprawy żyzności gleby, m.in. poprzez regulację jej odczynu, zwiększenie puli azotu glebowego pochodzącego z wiązania N atmosferycznego, kształtowania jakości próchnicy, jak również ograniczenia negatywnych skutków środowiskowych związanych ze sposobem aplikacji oraz przechowywaniem nawozów.

Kierownik zadania 1.6
dr Tamara Jadczyzyn

Kierownik zadania 2.2
dr Agnieszka Rutkowska

Agnieszka Rutkowska*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach***OCENA PRZESTRZENNEGO ZRÓŻNICOWANIA ODCZYNU GLEB
W POLSCE W LATACH 2008-2016*****Słowa kluczowe:** zakwaszenie gleb, monitoring gleb, Krajowa Stacja Chemiczno-Rolnicza**Wstęp**

Odczyn gleby jest podstawowym i najłatwiej mierzalnym wskaźnikiem jej jakości, decydującym o przebiegu wielu procesów glebowych. Kwasowość gleby wpływa na kierunek przemian materii organicznej oraz przyswajalność składników pokarmowych (1, 4). Zakwaszenie gleb wiąże się ze spadkiem ich urodzajności i produktywności, a wartości pH_{KCl} poniżej 4,5 wskazują na niebezpieczeństwo degradacji środowiska glebowego. Zakwaszenie gleb w Polsce ma charakter przede wszystkim naturalny i wynika ze specyfiki procesu glebotwórczego i rodzaju skał macierzystych, które wykazują bardzo często odczyn kwaśny i bardzo kwaśny. Ze względu na przewagę opadów nad parowaniem, zdecydowana większość gleb Polski jest poddawana procesom wymywania składników zasadowych w głąb profilu glebowego. Proces ten nasila się na glebach lekkich, silnie przepuszczalnych, dominujących w pokrywie glebowej naszego kraju (56,6%) (3).

Czynniki antropogeniczne, głównie stosowanie nawozów azotowych oraz emisja kwasotwórczych zanieczyszczeń, tj. tlenków siarki i azotu, przy znacznym spadku zużycia środków wapnujących po przystąpieniu Polski do Unii Europejskiej, pogłębiają proces zakwaszania gleb w naszym kraju. Wszystkie te czynniki sprawiają, że produktywność większości gleb Polski nie osiąga nawet połowy produktywności gleb innych krajów europejskich (2, 6).

W opracowaniu przedstawiono stan zakwaszenia gleb w Polsce w latach 2008-2016 oraz trendy zmian odczynu gleby na podstawie wyników badań pochodzących z monitoringu gleb, prowadzonego przez Okręgowe Stacje Chemiczno-Rolnicze.

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 2.2 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

Właściwą część pracy poprzedzono omówieniem roli wapnia jako składnika pokarmowego w przebiegu podstawowych procesów fizjologicznych roślin oraz zaburzeń w jego pobieraniu na skutek zmian chemicznych w glebie spowodowanych jej zakwaszeniem.

Wapń w roślinie i w glebie

Wapń występuje w roślinie w formie jonowej oraz związany chemicznie. Dwuwartościowy kation Ca^{2+} pełni funkcje: strukturalną, stanowiąc element budulcowy ścian i błon komórkowych, biochemiczną – jako kation towarzyszący dla organicznych i nieorganicznych anionów w wakuoli oraz fizjologiczną – pełniąc rolę wewnątrzkomórkowego przekaźnika w cytozolu (11).

Najważniejszą funkcją fizjologiczną tego pierwiastka jest stabilizacja błon komórkowych. Wapń obniża stopień dysocjacji biokoloidów, co zmniejsza elastyczność i ogranicza przepuszczalność błon komórkowych. W cytoplazmie, wolny kation Ca^{2+} bierze udział w procesie zamykania aparatów szparkowych.

Wapń jest równocześnie wtórnym przekaźnikiem informacji w regulacji podstawowych procesów metabolicznych w odpowiedzi na różne czynniki środowiskowe i hormonalne. Kation wapnia, łącząc się ze specyficznym białkiem w cytozolu – kalmoduliną, tworzy kompleks kontrolujący aktywność wielu enzymów jak kinazy białkowe, kinaza NAD, fosfatazy i Ca^{2+} -ATPazy. Wolne jony Ca^{2+} wpływają na aktywność fizjologiczną niektórych fitohormonów, na przykład wspólnie z cytokininami przeciwdziałają starzeniu się liści. Wapń jest kofaktorem niektórych enzymów związanych z hydrolizą ATP, fosfolipidów i węglanów (9).

Protoplasty wapnia formują blaszkę środkową, która rozdziela po podziale nowo powstałe komórki, bierze zatem udział w procesach podziałów mitotycznych komórek merystematycznych oraz we wzroście komórek. W doświadczeniach prowadzonych w kulturach wodnych wykazano, że usunięcie wapnia z pożywki prowadzi do niemal natychmiastowego zahamowania procesu wydłużania się korzenia (5).

Rośliny rosnące w warunkach właściwego zaopatrzenia w wapń zawierają w masie nadziemnej pomiędzy 0,1% a 5,0% tego składnika (16). Zawartość wapnia w roślinie jest wypadkową procesów pobierania jonów Ca^{2+} z gleby oraz jego transportu w roślinie. Ilość przemieszczanego wapnia zależy w znacznym stopniu od ilości pobieranej przez roślinę wody. Im większa intensywność transpiracji i dostępność wody, tym silniejszy związek pomiędzy ilością transpirowanej wody, a wapniem zawartym w ksylemie (15).

Zaopatrzenie rośliny w wapń uwarunkowane jest wieloma czynnikami, m.in. potrzebami pokarmowymi, dynamiką wzrostu korzenia, intensywnością transpiracji czy stężeniem kationów wapnia w glebie. Czynniki te zestawiono w tabeli 1.

Tabela 1

Czynniki wpływające na dostępność oraz pobieranie wapnia przez rośliny

Czynnik	Warunki optymalnego pobierania wapnia	Czynniki ograniczające pobieranie wapnia
Środowiskowe		
Naturalna zasobność gleby	- wzrost zawartości cząstek ilastych - gleby mineralno-organiczne, bogate w przyswajalny Ca	gleby piaszczyste z natury ubogie w Ca
Materia organiczna	bogate w Ca resztki roślin dwuliściennych, głównie z rodziny motylkowatych, bobowatych, kosmowatych, kapustowatych	- ubogie w Ca resztki zbóż - mineralizacja materii organicznej (powstają jony HCO_3^- , które tworzą związki rozpuszczalne z Ca)
Odczyn gleby	zakres optymalny pH 5,7-7,2	- poniżej pH 5,5 dostępność Ca ogranicza Al, Fe, Mn - powyżej pH 4,2 Ca tworzy związki nierozpuszczalne
Wilgotność gleby	- proporcjonalna do stopnia nasilenia transpiracji - warunki tlenowe (70-90%PPW)	- niedobór wody zmniejsza dostępność Ca - nadmiar wody uruchamia związki antagonistyczne względem Ca
Temperatura	niewielki wpływ na pobieranie Ca	-
Warunki wzrostu korzeni	- optymalne warunki termiczne i wodne - gleby zasobne w inne składniki mineralne: N, P, Mg	- odczyn gleby poniżej pH 5,5 - obecność zagęszczonych warstw gleby
Żywieniowe		
Azot	azot w formie N- NO_3 (zwiększa pobieranie Ca)	azot w formie N- NH_4 (silnie redukuje pobieranie Ca)
Fosfor, siarka	dobra zasobność w P i S	nadmiar anionów P i S tworzy z Ca związki o małej rozpuszczalności
Magnez, potas	gleby umiarkowanie zasobne w Mg i K	gleby bogate w Mg i K – konkurencja o nośnik
Sód, zasolenie	niska zawartość Na	nadmiar Na

Źródło: Grzebisz, 2008 (5)

Niedobory wapnia w glebach uprawnych występują bardzo rzadko, co wynika z wystarczającej zawartości tego składnika, jeżeli chodzi o potrzeby fizjologiczne roślin. Ujawniające się skutki niedoboru wapnia w roślinach spowodowane są zatem nie tyle niedoborem tego pierwiastka w środowisku, co działaniem czynników ograniczających wzrost systemu korzeniowego, z czego najważniejsze jest nadmierne zakwaszenie gleby. Skutki zakwaszenia gleb utożsamiane są najczęściej z mobilizacją i immobilizacją makroskładników pokarmowych i metali ciężkich. W glebach kwaśnych wymywaniu ulegają kationy zasadowe, zwłaszcza Ca^{2+} i Mg^{2+} . Procesy te prowadzą do zmian wysycenia kationowej pojemności sorpcyjnej gleb, miejsce kationów zasadowych zajmują wówczas jony Al^{3+} , H^+ , Mn^{2+} , które w miarę obniżania się wartości pH pojawiają się w toksycznych ilościach w roztworze glebowym (14). Glin wykazuje największą toksyczność w glebach o odczynie poniżej 4,2 (12), a odporność roślin na wysokie stężenia Al^{3+} związana jest z dostatecznym

zaopatrzeniem w fosfor. W warunkach wysokiego stężenia glinu dochodzi do deformacji oraz zahamowania wzrostu systemu korzeniowego roślin, co skutkuje utrudnionym pobieraniem potasu. Pojawienie się w glebie jonów glinu w większych ilościach powoduje niedobory magnezu, co objawia się chlorotyczną pasiastością liści, zwłaszcza u młodych roślin (11, 13).

Zasadniczą rolę w zakwaszaniu gleb odgrywają czynniki naturalne. Ponad 90% obszaru Polski zajmują gleby wytworzone ze skał osadowych, głównie okruchowych luźnych, naniesionych przez lodowce ze Skandynawii, z których kationy zasadowe ulegały wymywaniu. Proces ten zachodzi szczególnie intensywnie w rejonach o dużej ilości opadów, dlatego też najwięcej gleb kwaśnych występuje na obszarach nadmorskim oraz górskim (Lekan i Terelak 1997). Jedyną skuteczną metodą przeciwdziałania zakwaszeniu gleb w naszym kraju jest stosowanie środków wapnujących. Należy podkreślić, że ze względu na stosunkowo niewielkie potrzeby pokarmowe roślin uprawnych w stosunku do Ca, wapnowanie gleby należy rozpatrywać jako zabieg służący regulacji jej odczynu.

Zgodnie z obowiązującymi zaleceniami nawozowymi zabieg regeneracyjnego wapnowania powinien być przeprowadzany na wszystkich glebach o odczynie poniżej 5,0, które charakteryzują się niekorzystnymi właściwościami biologicznymi oraz fizykochemicznymi (8).

Materiał i metody

Oceny zmian odczynu gleb w kraju w latach 2008-2016 dokonano na podstawie wyników monitoringu prowadzonego przez Krajową Stację Chemiczno-Rolniczą oraz Okręgowe Stacje Chemiczno-Rolnicze. W latach 2008, 2012 i 2016, z wytypowanych gospodarstw objętych programem monitoringu pobrano łącznie 3909 prób glebowych, we wszystkich próbach oznaczono pH gleby w 1M KCl wg polskiej normy PN-ISO 10390: 1997.

Dane wejściowe poddano wstępnej analizie w celu ustalenia, czy rozkład danych jest zgodny z rozkładem normalnym (test Kołmogorowa - Smirnowa) i czy w obrębie badanych cech występują obserwacje odstające (test Grubbsa). W wartościach pH gleby nie stwierdzono obserwacji odstających, ani łącznie ani w poszczególnych latach badań. Podstawowe charakterystyki statystyczne dla analizy odczynu gleb w latach badań podano w tabeli 2.

Tabela 2

Podstawowe charakterystyki statystyczne dla odczynu gleb

Parametr	Lata poboru prób			
	2008	2012	2016	razem
Liczba prób	3909	3774	3899	11582
Średnia	5,87	5,91	5,91	5,89
Mediana	6,0	6,0	6,0	6,0
Odchylenie standardowe	1,06	1,04	1,08	1,06
Współczynnik zmienności (%)	18,1	17,7	18,3	18,0
Zakres	2,9-9,1	2,9-9,1	3,3-8,2	2,9-9,1
Standaryzowana skośność	-3,54	-4,20	-4,66	-7,17
Standaryzowana kurtოza	-13,55	-12,61	-13,62	-22,98
Poziom istotności testu Grubbsa	1,0	1,0	1,0	1,0
Poziom istotności testu K-S	0,0	0,0	0,0	0,0

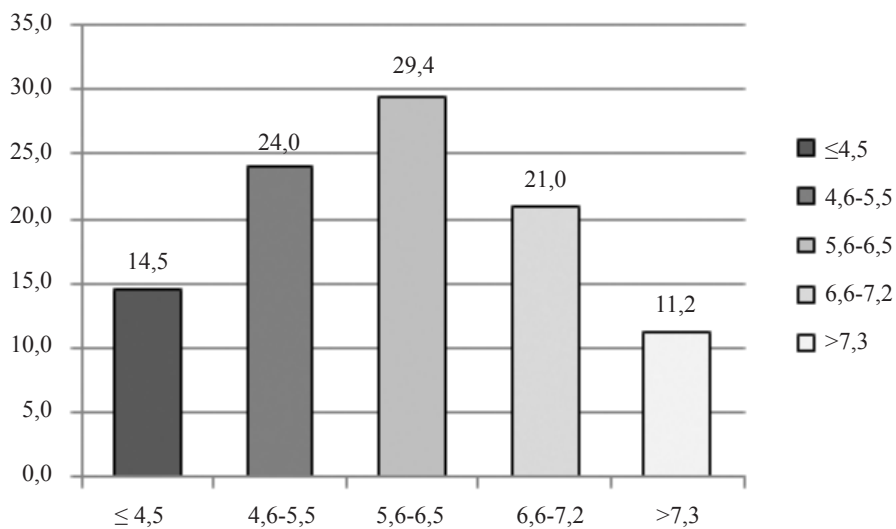
Źródło: opracowanie własne

Średnia wartość pH była zbliżona do mediany i podobna w latach. Na podstawie analizy wariancji oraz testu Mooda nie stwierdzono istotnych różnic średnich wartości pH w latach.

Wyniki badań

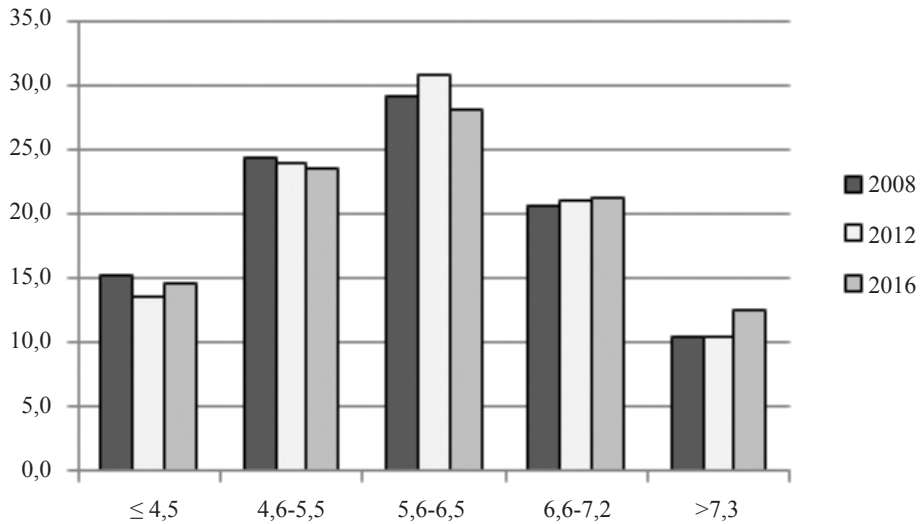
Na podstawie zgromadzonego materiału określono udział całkowitej liczby pobranych prób glebowych w poszczególnych klasach odczynu gleb w Polsce. Gleby bardzo kwaśne i kwaśne stanowiły prawie 40% wyników, lekko kwaśne niecałe 30%, a gleby o odczynie obojętnym i zasadowym nieco ponad 30%. Rozkład prób w klasach odczynu gleb łącznie dla lat badań przedstawiono na rysunku 1.

Analizując zmiany pH gleby w latach badań stwierdzono, że w 2012 roku zmniejszył się udział prób w grupie gleb bardzo kwaśnych i kwaśnych w stosunku do roku 2008, zwiększył się udział gleb lekko kwaśnych, a udział gleb obojętnych i zasadowych nie uległ zmianie. W 2016 roku, w stosunku do roku 2012, zwiększył się udział gleb o odczynie bardzo kwaśnym, był on jednak niższy niż w roku 2008. Równocześnie zmniejszył się odsetek gleb kwaśnych, a szczególnie lekko kwaśnych, natomiast znacznie wzrósł udział prób w grupie gleb o odczynie zasadowym (Rys. 2).



Rys. 1. Procentowy udział prób w klasach odczynu gleby

Źródło: opracowanie własne



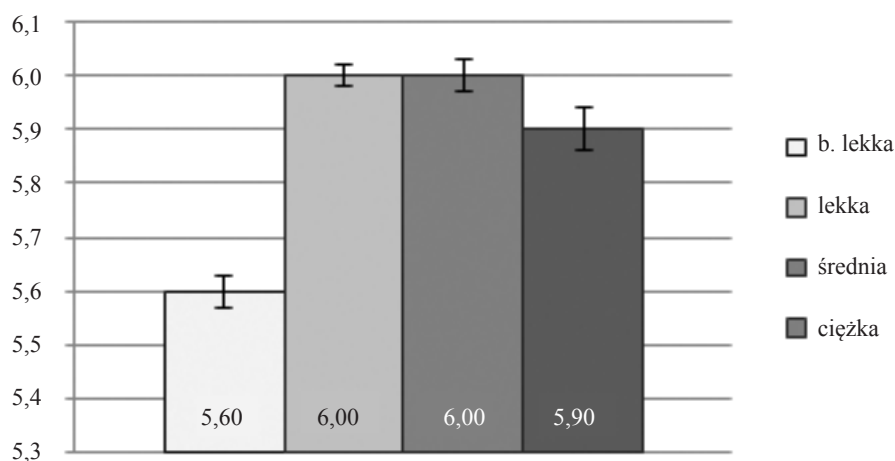
Rys. 2. Procentowy udziału prób między latami badań w klasach kwasowości odczynu gleb

Źródło: opracowanie własne

Odczyn gleby był ściśle związany z kategorią agronomiczną badanych prób (Rys. 3). Najniższym odczynem charakteryzowały się gleby bardzo lekkie – średnio 5,6; gleby lekkie i średnie wykazywały średni odczyn 6,0, a gleby ciężkie – 5,9. Średni odczyn gleb w kraju okazał się lekko kwaśny i niewiele zróżnicowany w latach.

W tabeli 3 zestawiono wartości pH gleb dla poszczególnych województw w latach badań. Najwyższym odczynem charakteryzowały się gleby województwa kujawsko-pomorskiego, a najniższym małopolskiego.

Wartość odczynu gleby w województwach należy wiązać w dużym stopniu ze zużyciem środków wapnujących. Zgodnie z danymi GUS w województwie kujawsko-pomorskim notuje się najwyższe po województwach opolskim i dolnośląskim zużycie nawozów wapniowych. W województwie małopolskim z kolei, w latach 2004-2015 zużycie środków wapnujących było najmniejsze w kraju (Tab. 4).



Rys. 3. Średni odczyn gleb poszczególnych kategorii agronomicznych

Źródło: opracowanie własne

Istotny, rosnący trend pH w latach 2008-2016 wystąpił w pięciu województwach: dolnośląskim, kujawsko-pomorskim, łódzkim i zachodniopomorskim. Nieznaczny (nieistotny statystycznie) wzrost pH gleby w latach zanotowano również w województwach lubelskim i lubuskim.

Odwrotną zależność, tj. wzrost zakwaszenia gleb w latach 2012 i 2016 w stosunku do roku 2008 obserwuje się w województwach: małopolskim, mazowieckim i śląskim. W województwie małopolskim w latach 2008-2015 zastosowano najmniejszą w Polsce dawkę CaO – średnio 17,7 kg na ha, a w latach 2012-2015 zaledwie 13,6 kg CaO·ha⁻¹ (Tab. 4).

W pozostałych regionach, podobnie jak w całym kraju, pH gleb w latach nie uległo zmianie.

Analizując stopień zakwaszenia gleb w regionach na podstawie przedziałów ufności Tukeya stwierdzono, że w Małopolsce i na Mazowszu występuje największy odsetek gleb kwaśnych, a w kujawsko-pomorskim – gleb o odczynie obojętnym i zasadowym. Metodą analizy wariancji i analizy rang badano zróżnicowanie pH gleb między latami badań w obrębie województw oraz porównywano przeciętną kwasowość gleb w województwach. Do oszacowania różnic między średnimi wykorzystano wielokrotny test Tukeya, a do oceny istotności różnic w latach między medianami zastosowano test Mooda. Na podstawie analizy skupień wyznaczono 4 grupy województw różniących się poziomem oraz trendem zmian pH gleb (mediany) w latach (Tab. 5).

Tabela 3

Średnie wartości pH w województwach w latach badań

Województwo	Lata			
	2008	2012	2016	średnio
Dolnośląskie	5,57 ^a	5,57 ^a	5,92 ^b	5,68 ^{AB}
Kujawsko-pomorskie	6,38 ^a	6,40 ^a	6,64 ^b	6,47 ^D
Lubelskie	5,77 ^a	5,82 ^a	5,92 ^a	5,84 ^B
Lubuskie	5,87 ^a	5,86 ^a	6,00 ^a	5,91 ^B
Łódzkie	5,53 ^a	5,60 ^{ab}	5,72 ^b	5,62 ^{AB}
Małopolskie	5,51 ^a	5,52 ^a	5,42 ^a	5,48 ^A
Mazowieckie	5,58 ^{ab}	5,68 ^b	5,48 ^a	5,57 ^A
Opolskie	6,20 ^a	6,20 ^a	6,15 ^a	6,18 ^C
Podkarpackie	5,78 ^a	5,80 ^a	5,78 ^a	5,79 ^B
Podlaskie	5,77 ^a	5,88 ^a	5,58 ^a	5,74 ^{AB}
Pomorskie	5,75 ^a	5,97 ^a	5,95 ^a	5,89 ^B
Śląskie	6,11 ^a	6,11 ^a	5,99 ^a	6,07 ^C
Świętokrzyskie	6,22 ^a	6,22 ^a	6,22 ^a	6,22 ^C
Warmińsko-mazurskie	5,79 ^a	5,99 ^a	5,86 ^a	5,88 ^B
Wielkopolskie	6,22 ^b	6,08 ^a	6,11 ^{ab}	6,13 ^C
Zachodniopomorskie	5,79 ^a	5,85 ^a	6,29 ^b	5,97 ^{BC}
POLSKA	5,87 ^a	5,91 ^a	5,91 ^a	5,89

*małymi literami oznaczono istotne różnice między średnimi wartościami pH dla lat w obrębie poszczególnych województw, natomiast duże litery określają istotne różnice między pH gleby dla województw, przy czym te same litery wskazują na brak istotnych różnic między średnimi.

Źródło: GUS (5)

Tabela 4

Średnie zużycie nawozów wapniowych w latach 2004-2007, 2008-2011 i 2012-2015

Województwo	Lata			
	2004-2007	2008-2011	2012-2015	średnio
Dolnośląskie	104	64,0	78,7	82,2
Kujawsko-pomorskie	58,6	49,4	69,0	59,0
Lubelskie	44,8	29,0	40,8	38,2
Lubuskie	39,6	38,2	38,7	38,8
Łódzkie	65,3	26,1	43,0	44,8
Małopolskie	25,9	10,5	16,7	17,7

Tabela 4 cd.

Mazowieckie	38,4	20,2	32,5	30,4
Opolskie	131	120	114	122
Podkarpackie	27,2	14,4	21,9	21,2
Podlaskie	26,4	13,9	17,2	19,2
Pomorskie	60,7	47,5	65,7	58,0
Śląskie	59,8	34,5	47,6	47,3
Świętokrzyskie	30,6	7,00	22,3	20,0
Warmińsko-mazurskie	71,4	41,8	44,1	52,4
Wielkopolskie	63,6	48,7	95,8	69,3
Zachodniopomorskie	79,5	62,5	70,4	70,6
POLSKA	57,9	39,2	51,2	49,4

*Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS (5)

Tabela 5

Przeciętne wartości pH gleb w latach i w skupieniach

Skupienie	Lata		
	2008	2012	2016
I	5,55	5,65	5,50
II	5,79	5,86	6,01
III	6,27	6,20	6,20
IV	6,55	6,60	6,70

Źródło: opracowanie własne

Skupienie I obejmuje 4 województwa: łódzkie, małopolskie, mazowieckie i podlaskie, z niskim odczynem gleb w latach (pH w przedziale 5,50-5,65). Drugą grupę stanowi 7 województw: dolnośląskie, lubelskie, lubuskie, podkarpackie, pomorskie, warmińsko-mazurskie i zachodniopomorskie o odczynie na poziomie średniej krajowej oraz postępującym, choć nieznacznym wzrostem pH w latach. Opolszczyzna, Śląsk i Wielkopolska to kolejne skupienie, o podobnej wartości odczynu gleb w latach (pH równe około 6,2), a w IV skupieniu znalazły się dwa województwa (kujawsko-pomorskie i świętokrzyskie), z przewagą gleb o odczynie obojętnym i rosnącym trendem pH w badanych okresach (Rys. 4)



Rys. 3. Skupienia województw różniących się odczynem oraz trendem zmian pH gleb

Źródło: opracowanie własne

W województwie świętokrzyskim wśród gruntów ornych największy udział, wynoszący ok. 42%, mają gleby średnio ciężkie natomiast gleby lekkie zajmują zaledwie 7%. Dlatego na tym obszarze, pomimo małego zużycia nawozów wapniowych, odczyn gleby w latach 2008-2015 kształtuje się cały czas na poziomie 6,22.

Warto również zwrócić uwagę, że w województwie opolskim, które jest najlepiej ocenianym województwem w kraju pod względem kultury rolnej, w latach 2008-2015 stosowano najwięcej nawozów wapniowych, dzięki czemu gleby na tym obszarze od wielu lat wykazują odczyn na poziomie pH 6,15-6,20.

Przeprowadzona w niniejszym opracowaniu analiza trendu zmian odczynu gleby na podstawie monitoringu gleb prowadzonego przez Okręgowe Stacje Chemiczno – Rolnicze potwierdza, że wyższy odczyn gleby związany jest z większym zużyciem nawozów wapniowych. Należy jednak podkreślić, że trend wzrostowy występujący

w województwach dolnośląskim, lubelskim, lubuskim, podkarpackim, pomorskim, warmińsko-mazurskim i zachodniopomorskim wiąże się jedynie z nieznacznym wzrostem odczynu gleby, natomiast gleby te pozostają w tej samej klasie odczynu gleb w latach 2008-2016.

Podsumowanie

Po przystąpieniu Polski do Unii Europejskiej i zaprzestaniu dotowania zakupu nawozów wapniowych, zużycie środków wapnujących w naszym kraju uległo znacznej redukcji. Poziom zużycia CaO w nawozach wapniowych obniżył się w latach 2008 - 2015 w stosunku do lat 2004-2007 średnio o 40%. W niektórych województwach np. małopolskim, przeciętna dawka CaO stosowana w tym okresie zmniejszyła się o blisko 50%. Niekorzystne relacje głównych składników pokarmowych w nawozach, nakładające się na naturalne warunki klimatyczno-glebowe, sprzyjają dalszemu zakwaszaniu gleb. Wyniki monitoringu gleb w Polsce, prowadzone w latach 2008-2016 przez Okręgowe Stacje Chemiczno-Rolnicze wskazują, że gleby bardzo kwaśne i kwaśne stanowią w naszym kraju prawie 40%, a gleby lekko kwaśne niecałe 30%. W niektórych województwach silne zakwaszenie gleby utrzymuje się od wielu lat na tym samym poziomie, adekwatnie do zużycia nawozów wapniowych. Wapnowanie gleb jest jedyną skuteczną metodą ograniczania negatywnych skutków polegających na zmniejszeniu produktywności gleb oraz ich odporności na procesy prowadzące do ich degradacji.

Priorytetem jest wprowadzenie regeneracyjnego programu wapnowania gleb w Polsce, którym powinny być objęte wszystkie gleby o odczynie pH poniżej 5,0. Zakrojony na szeroką skalę program wapnowania wymaga jednak wsparcia finansowego z budżetu państwa, na co zwracano uwagę już w 2006 r., podczas organizowanej w IUNG-PIB konferencji naukowo-technicznej poświęconej Narodowemu Programowi Wapnowania Gleb w Polsce”.

Literatura

1. Blake L., Goulding, K.W.T. Mott, C.J.B., Johnston A.E.: Changes in soil chemistry accompanying acidification over more than 100 years under woodland and grass at Rothamsted Experimental Station. UK. European Journal of Soil Science, 1999, **50**: 401-412.
2. Filipek T.: Dynamika antropogenicznych przyczyn zakwaszenia gleb w Polsce w ostatnich latach, Nawozy i Nawożenie, 2005, **23**: 67-83
3. Filipek T., Fotyma M., Lipiński W.: Stan, przyczyny i skutki zakwaszenia gleb w Polsce. Nawozy i nawożenie – Fertilizers and Fertilization, 2006, **2**: 7-38
4. Filipek T., Skowrońska M.: Optymalizacja odczynu gleby i gospodarki składnikami pokarmowymi w rolnictwie polskim. Post. Nauk Roln. 2009, **1**: 25-23.
5. Grzebisz W.: Nawożenie roślin uprawnych. 1 Podstawy nawożenia. PWRiL, Poznań, 2008.
6. Grzebisz W., Szczepaniak W., Diatta J. B.: Środowiskowe skutki zakwaszenia gleb uprawnych. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2013, **34(8)**: 19-26
7. GUS: Środki produkcji w rolnictwie, Warszawa
8. Jadczyżsyn T., Ochal P.: Zakwaszenie gleb i potrzeby wapnowania, Studia i Raporty IUNG-PIB, 2013, **34(8)**: 9-18

9. Kopcewicz J., S. Lewak (red.). Fizjologia roślin. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2012.
 10. Lekan S., Terelak H. Zróżnicowanie środowiska glebowo-rolniczego w Polsce. W: Udział polskiego rolnictwa w emisji związków azotu i fosforu do Bałtyku, Igras J., Pastuszek M. (red.) Wydawnictwo IUNG-PIB, Puławy, 2009.
 11. Marschner H. Mineral nutrition of higher plants, 2nd edn. London: Academic Press, 1995.
 12. Pokojńska U.: Różne aspekty toksyczności glinu dla roślin. PNR, 1989, **35(1)**: 97-104.
 13. Robson A.D.: Soil acidity and plant growth. Academic Press Australia, 1989.
 14. Troeh F. R., Thompson L. M. (red.): Soils and Soil Fertility, Blackwell Publishing, 2005.
 15. White P.J.: The pathways of calcium movement to the xylem. Journal of Experimental Botany, 2001, **52**: 891-899.
 16. White P.J., Broadley M.R.: Calcium in Plants. Annals of Botany, 2003, **92**:487-511.
-

Adres do korespondencji:

dr Agnieszka Rutkowska.
Zakład Żywienia Roślin i Nawożenia
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 4786 840
e-mail: agrut@iung.pulawy.pl

Kazimierz Kęsik, Tamara Jadczyzyn, Beata Jurga, Jerzy Kopiński

*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

POZIOM SZACOWANEGO ODPLYWU FOSFORU DO BAŁTYKU A KRAJOWY BILANS TEGO SKŁADNIKA W ROLNICTWIE POLSKIM*

Słowa kluczowe: odpływ fosforu do Bałtyku, bilans fosforu w Polsce,

Wstęp

Prawidłowa ocena udziału fosforu pochodzącego ze źródeł rozproszonych w rolnictwie w kształtowaniu całkowitego stopnia zanieczyszczenia wód Bałtyku jest zadaniem trudnym i wymagającym uwzględnienia wielu czynników modyfikujących, wśród których wymienić należy m.in.: wielkość odpływu wód rzecznych, poziom retencji składnika w osadach dennych czy koncentrację różnych form P na szlaku spływu z pól uprawnych do Morza. Właściwa alokacja ładunków wymaga ponadto szczegółowych danych statystycznych: dotyczących zużycia nawozów fosforowych, naturalnych, poziomu uzyskiwanych plonów oraz wielkości zrzutów fosforu z oczyszczalni ścieków do rzek. Polskie zlewisko Bałtyku stanowią dorzecza dwu wielkich rzek: Wisły i Odry (łącznie blisko 90% powierzchni kraju) oraz relatywnie niewielka powierzchnia dorzeczy rzek Przymorza. Całkowity ładunek fosforu odprowadzany z obszaru Polski do Morza Bałtyckiego jest zatem sumą ładunków składnika zarejestrowanych w ciągu roku w stacjach pomiarowych przy ujściach tych rzek i może być konfrontowany z wielkością nadwyżki fosforu w rolnictwie określonej w skali całego kraju. Z uwagi na małą rozdzielczość dostępnych danych niezbędnych do wyliczenia bilansu składnika w rolnictwie bardzo trudna jest analiza wpływu nadwyżki fosforu w rolnictwie na jakość wód w mniejszych jednostkach administracyjnych.

Oczywiście wszelkie porównania dotyczące obszaru całej Polski mają charakter przybliżony wobec nie do końca precyzyjnych szacunków w zakresie poszczególnych składników bilansu fosforu na poziomie kraju. Również dane monitoringowe dotyczące koncentracji fosforu w wodzie nie są zbierane w sposób ciągły i mogą

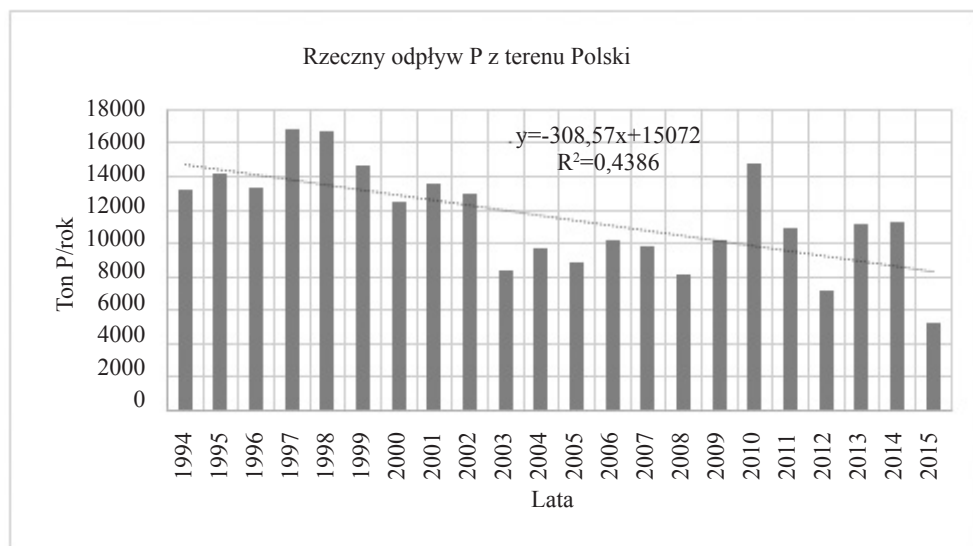
* Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.6 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

być obarczone znacznym błędem. Pomimo tego zestawienie danych dotyczących poziomu rozproszenia fosforu z rolnictwa oraz wielkości emisji tego składnika do Morza Bałtyckiego dają pogląd o wpływie działalności rolniczej na stan środowiska wodnego w Polsce.

W pracy przedstawiono analizę zmian ilości fosforu emitowanego z terenu Polski do Morza Bałtyckiego oraz zmian ilości fosforu rozpraszanego z rolnictwa.

Analiza zmian odpływu fosforu do Bałtyku głównymi rzekami Polski

Roczny odpływ fosforu całkowitego (TP) z terenu Polski wszystkimi rzekami do Bałtyku w okresie od 1995 do 2015 r. szacuje się na 11445 t rocznie (dane udostępnione przez KZGW). Porównując zmienność TP w latach można zauważyć znaczące fluktuacje tego parametru w stosunkowo szerokim przedziale od 528 t do 16697 t rocznie (Rys. 1), niemniej uwidacznia się długoletni trend spadkowy. Występowanie takiego trendu potwierdzają autorzy Krajowego Programu Ochrony Wód Morskich (11). Spadek emisji fosforu do Morza Bałtyckiego w latach 1994-2012 z obszaru Polski oszacowali oni na 29% (z 13800 do 9900 t P rocznie).



Rys. 1. Ładunek fosforu całkowitego odprowadzany do Bałtyku wodami rzek z terenu Polski
Źródło: dane KZGW za okres od 1994 do 2015 roku (12)

Jednocześnie obserwuje się obniżenie emisji fosforu przez oczyszczalnie ścieków w dużych miastach (tab.1) oraz zmniejszenie zużycia fosforu w rolnictwie (w nawozach mineralnych, organicznych i naturalnych); (tab.2).

Tabela 1

Ładunek biogenów z oczyszczalni obsługujących aglomeracje, oszacowany na podstawie danych z raportów Krajowego Zarządu Gospodarki Wodnej

Rok	Fosfor ogólny emitowany z oczyszczalni 50 głównych miast Polski	
	tony P	2006 = 100%
2006	3324	100%
2010	2931	88%
2015	2657	80%

Źródło: KZGW, (11)

Niemniej dopływ fosforu z obszaru Polski do Morza Bałtyckiego w latach 1995-2015 jest wciąż oceniany przez ekologów jako zbyt wysoki i stwarzający potencjalne zagrożenie dla życia biologicznego w tym akwenie. Wg danych Komisji Helsińskiej (HELCOM), ładunek TP odprowadzony przez polskie rzeki i źródła punktowe stanowił w latach 2000-2006 ok. 36-37% całkowitego ładunku fosforu wnoszonego do Bałtyku drogą wodną przez wszystkie kraje nadbałtyckie (6). W związku z tym Komisja Helsińska sugeruje drastyczne (o 51%) obniżenie ładunku fosforu odprowadzanego do Bałtyku z obszaru Polski. Oczekuje się, że do roku 2021 roczny ładunek TP nie będzie przekraczał 4845 t rocznie (11). Według najnowszych badań można stwierdzić, że założone przez HELCOM redukcje są błędne, niewspółmiernie kosztowne w stosunku do możliwych korzyści i przerzucają na nasz kraj większość działań w tym obszarze (28).

Tabela 2

Zużycie fosforu w nawozach w Polsce

Rok	Nawozy mineralne, organiczne i naturalne	
	tony P	2005=100%
2006	318808	100
2010	304241	95,4
2015	263566	82,6

Źródło: Jurga i Kopiński, 2016 (11), Jurga i Kopiński, niepublikowane (10)

Odniesienie przeciętnej wartości ładunku fosforu, który w okresie 1995-2015 wynosił średniorocznie 11445 t P, do powierzchni użytków rolnych w dobrej kulturze (UR dkr) i przypisanie rolnictwu całkowitego wpływu na zanieczyszczenie wód fosforem wskazywałoby, że straty fosforu z produkcji roślinnej mogą wynosić przeciętnie ok. 0,70 kg P z 1 ha rocznie (z wahaniami od 0,37 do 1,02 kg P·ha⁻¹ w poszczególnych latach). Z ekonomicznego punktu widzenia taki poziom strat składnika nawozowego nie stanowi istotnego problemu. Dla porządku należy uwzględnić w tym miejscu fakt, że całkowita pula składnika odpływającego do morza (ilość monitorowana w stacjach pomiarowych przy ujściu Wisły i Odry) nie obejmuje pełnej emisji fosforu z terenów dorzeczy do wód powierzchniowych w Polsce. Zgodnie z najnowszymi badaniami modelowymi Pastuszek i wsp. w latach 1995-2015 (28) retencja fosforu pochodzenia rolniczego w wodach obu tych dorzeczy (głównie

w postaci osadów dennych) została obliczona na 7637 t rocznie, co wskazuje, że rzeczywista ilość fosforu rozpraszanego z rolnictwa jest większa o dodatkowe 0,47 kg P z 1 ha UR dkr. Nie zmienia to zasadniczo globalnej ekonomicznej oceny strat fosforu z rolnictwa, jednak bardzo utrudnia wycenę wpływu rolnictwa na całkowitą emisję fosforu do wód Bałtyku. Pula fosforu zdeponowanego w korytach rzek może bowiem potencjalnie zostać uruchomiona w czasie powodzi, wezbrań wiosennych lub po okresowo występujących intensywnych opadach, zakłócając tym samym relacje pomiędzy ilością bieżąco rozpraszanego fosforu z rolnictwa a całkowitą ilością tego składnika dopływającego do Morza Bałtyckiego.

Sugerowana przez HELCOM redukcja emisji fosforu z obszaru Polski wzbudza znaczny niepokój. Na razie nie ma ona jeszcze wiążącego charakteru jednak nie można wykluczyć, że po 2021 r. (docelowy rok osiągnięcia sugerowanego poziomu emisji fosforu) nie zostaną wprowadzone konkretne zalecenia dla rolnictwa polskiego.

Udział rolnictwa w rozpraszaniu fosforu do środowiska Morza Bałtyckiego

Próby oszacowania udziału rolnictwa w całkowitej emisji fosforu do Morza Bałtyckiego z terenu Polski podjęli Igras i Fotyma (7). Autorzy wykazali, że w 2006 r. całkowity dopływ fosforu do rolnictwa w Polsce w nawozach mineralnych, naturalnych oraz w innych produktach wynosił 324,4 tys. t P, podczas gdy odpływ w głównych i ubocznych produktach rolnych kształtował się na poziomie 231,4 tys t P. Różnica pomiędzy dopływem i odpływem w skali kraju wynosiła 92,5 tys. t P czyli ok. 5,8 kg P·ha⁻¹ UR dkr. Tak obliczone saldo bilansu składnika autorzy w całości określają jako pulę fosforu rozproszonego z rolnictwa. Z zestawionego przez cytowanych autorów rachunku wynika, że ok. 69,0 tys. t P (74,6% fosforu rozproszonego) pozostało na polu i ulega retencjonowaniu w glebach w formach przyswajalnych dla roślin, jak i w związkach nierozpuszczalnych stanowiących zapasową formę składnika. Około 23,5 tys. t P trafiło do wód gruntowych (25,4% rozproszonego P). Z tego na szlaku przemieszczania się wód gruntowych z pól uprawnych do rzek pozostało (wskutek wtórnej retencji) ok 9,3 tys. t P (10,0% rozproszonego P), a 14,2 tys. t P trafiło do wód rzek i jezior (15,3% rozproszonego P). Ostatecznie do Bałtyku zdaniem autorów trafiło 5,4 tys. t P (5,8% rozproszonego P) a 8,8 tys. t P (9,5% rozproszonego P) pozostało w osadach dennych rzek i jezior. Szacunki cytowanych autorów dowodzą, że obszarowe źródła rolnicze odpowiadały za 5,4 tys. t P (55,7% dopływającego fosforu do morza), a źródła punktowe (komunalne) za 2,2 tys. t (22,7% dopływającego fosforu do morza), pozostałe źródła fosforu, rozumiane jako tło naturalne, stanowiły 2,1 tys. t P (21,6% fosforu dopływającego do morza). Inną strukturę ładunku fosforu trafiającego do Bałtyku z wodami rzek w 2012 r. przedstawił KZGW (11). Uwzględniając znormalizowane przepływy wód w dorzeczach ustalono, że udział fosforu pochodzącego ze źródeł rolniczych wynosi 21- 33%, a ze źródeł komunalnych ok. 32-43%. Wyniki badań modelowych KZGW przeprowadzonych z wykorzystaniem danych z 2015 r. (12) wskazują, że udział rolnictwa w emisji fosforu

do Morza Bałtyckiego wynosił 38%, a ze źródeł komunalnych - 39%. Powyższe szacunki udziału rolnictwa w całkowitej emisji P do Bałtyku mimo różnic wskazują, że wpływ ten jest znaczący i najprawdopodobniej w przyszłości będzie się relatywnie zwiększał z racji spadającego udziału źródeł komunalnych w ogólnej ilości fosforu rozpraszanego do wód (m.in. na skutek rozwoju sieci wodno-kanalizacyjnej na obszarach wiejskich, budowy i modernizacji wielu oczyszczalni ścieków w Polsce oraz postępu technologicznego w gospodarce wodno-ściekowej).

Bilans fosforu w polowych doświadczeniach ścisłych i w gospodarstwach o różnej specjalizacji i intensywności produkcji

Zasadnicze znaczenie dla kształtowania salda bilansu fosforu ma wielkość dawek tego składnika stosowanych pod rośliny uprawne, zarówno w nawozach naturalnych jak i mineralnych (tab.3); (5, 13,14,18,19,23,25,28,31). Relatywnie wysokie dawki fosforu stosowane w rolnictwie do końca lat osiemdziesiątych wynikały przede wszystkim z przyjętej wówczas polityki rolnej, nastawionej na maksymalizację produkcji i intensyfikację nawożenia, skutkującej wysokimi dodatnimi wartościami salda bilansu fosforu. W niektórych gospodarstwach, w których stosowano dawki nawozów mineralnych na poziomie 80 kg P·ha⁻¹ saldo bilansu P (rozumiane jako różnica pomiędzy ilością zastosowanego P i ilością P pobranego z plonami roślin) przekraczało 50 kg P·ha⁻¹ corocznie (13, 14), a wg wyników prac Goska i Maćkowiaka (5, 25) w skrajnych przypadkach przekraczało nawet 100 kg P·ha⁻¹. Dominował wówczas pogląd, że w warunkach Polski straty fosforu z nawozów są znikome. Potwierdzały to wyniki doświadczeń lizymetrycznych (30), w których badacze wskazywali na niewielkie straty P zachodzące wskutek przesiąkania wody w głąb profilu gleby, pomijając jednak zupełnie aspekt erozyjnych strat P do wód.

Tabela 3

Wyniki bilansu P na powierzchni pola w wybranych doświadczeniach ścisłych
i w produkcyjnych gospodarstwach rolnych

Lata	Rodzaj nawozu / gospodarstwa	Średnie lub zakres wahań salda bilansu P kg·ha ⁻¹ rocznie	Autorzy
Doświadczenia ścisłe			
1976-1983	Nawozy mineralne	Dawki w 9 doświadczeniach Bez nawożenia P: od -29,0 do -10,0 20 kg P·ha ⁻¹ : od -9,7 do +7,3 40 kg P·ha ⁻¹ : od +9,3 do +24,0 80 kg P·ha ⁻¹ : od +46,0 do +61,3	Kęsik i Fotyma, 1990 (13)
1983-1988	Nawozy mineralne	Dawki w 9 doświadczeniach Bez nawożenia P: od -23,0 do -18,1 20 kg P·ha ⁻¹ : -4,2 do +0,2 40 kg P·ha ⁻¹ : +14,8 do +18,8 80 kg P·ha ⁻¹ : +53,7 do +57,5	Kęsik i Fotyma, 1991(14)
1985-1989	Lizymetry – nawozy mineralne	18 kg P·ha ⁻¹ : od -18,1 do -12,1 36 kg P·ha ⁻¹ : od +2,4 do +3,6 54 kg P·ha ⁻¹ : od +14,9 do +18,8	Ruszkowska i in., 1993 (30)
12 lat dośw.	Gnojowica różne dawki	od+15 do +137	Maćkowiak, 2001 (25)
1991-1998	Obornik różne dawki	od -1,9 do +27,1	Rabikowska, Piszcz, 2002 (29)

Tabela 3 cd.

1973-1999	Różne dawki: gnojowica nawozy mineralne	od -7,0 do +102,8 od -13 do +48,5	Gosek, 2002 (5)
Gospodarstwa rolne			
2000-2004	Produkcja roślinna Produkcja mleka Produkcja mięsa Produkcja mleka i mięsa	-10 do 0 -2 do +19,0 -1 do +32,0 +2 do +12	Kopiński, 2006 (18)
2003-2004	Małe - 6,8 ESU Małe II - 11,7 ESU Średnie - 27,9 ESU Duże - 51 ESU	-2,1 +13,4 +22,4 +20,7	Kopiński, 2006 (19)
2002-2006	Gospodarstwa z OSN (wielkopolskie, dolnośląskie, lubuskie)	-38,3 do +36,2	Kupiec, 2010 (23)
2008	Gospodarstwa ekologiczne Produkcja roślinna Produkcja mieszana Produkcja zwierzęca	-7,2 -4,0 +9,4	Stalenga, 2010 (32)

Po zmianach ustrojowych w 1989 r. poziom nawożenia fosforem w Polsce drastycznie się obniżył, o czym zdecydowały głównie czynniki ekonomiczne. Zaprzestano bowiem w latach dziewięćdziesiątych dotowania produkcji nawozów fosforowych, wskutek czego nastąpił gwałtowny wzrost ich cen. Zmieniło się także nastawienie do intensyfikacji nawożenia fosforem w rolnictwie wskutek doniesień wynikających z badań środowiskowych o zanieczyszczeniu wód powierzchniowych fosforanami.

Promowane obecnie zasady zrównoważonego nawożenia zakładają stosowanie nawozów w dawkach uzależnionych od zasobności gleby i potrzeb pokarmowych roślin uprawnych. Jako generalną zasadę przyjęto wyznaczanie dawek z zachowaniem zrównoważonego (zerowego) bilansu tego składnika. Dodatni wynik bilansu dopuszcza się w warunkach gleb o zasobności niskiej i bardzo niskiej, a w przypadku gleb o zasobności wysokiej i bardzo wysokiej zaleca się stosowanie dawek mniejszych niż prognozowane potrzeby pokarmowe roślin w odniesieniu do fosforu. Jednak w praktyce często producenci nadal preferują maksymalizację plonu i intensywne nawożenie. Świadczą o tym wyniki badań ankietowych Kęsika i in. (15, 16) obejmujące gospodarstwa współpracujące z ośrodkami doradztwa rolniczego w Polsce (ponad 4000 ankiet z gospodarstw charakteryzujących się wyższym poziomem produkcji niż przeciętne gospodarstwa). Analiza ww. ankiet pokazała, że w produkcji zbóż ankietowani rolnicy stosowali przeciętnie o ponad 7 kg P·ha⁻¹ więcej niż wynikałoby to z zaleceń nawozowych IUNG-PIB. Ponadto, badane gospodarstwa nie uwzględniały fosforu wnoszonego w nawozach naturalnych przy ustalaniu dawki nawozów mineralnych, co zaniżało uzyskane wyniki salda bilansu, czyli rzeczywista nadwyżka bilansowa fosforu była jeszcze większa.

Problemy z nadmiernym dodatnim saldem fosforu występują najczęściej w gospodarstwach nastawionych na intensywną produkcję zwierzęcą. Import do gospodarstwa pasz treściwych o dużej zawartości składników pokarmowych powoduje, że występują w nich znaczne nadwyżki pierwiastków biogenicznych (N i P). Zestawione w tabeli 4 wyniki bilansu fosforu pokazują, że w gospodarstwach prowadzących produkcję zwierzęcą nadwyżki bilansowe mogą przekraczać $20 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$ (18, 19, 23). Nawet w gospodarstwach ekologicznych, powszechnie uznawanych za prowadzące precyzyjną gospodarkę składnikami nawozowymi, w produkcji zwierzęcej istnieje ryzyko wystąpienia znaczących dodatnich wartości salda fosforu (32).

Problem nadmiaru składnika w produkcji zwierzęcej wiąże się także z wysokimi kosztami aplikacji nawozów naturalnych i nasila się szczególnie, gdy droga transportu do pól jest wydłużona. Dlatego w gospodarstwach nastawionych na produkcję zwierzęcą obciążenie pól ładunkiem fosforu pochodzącym z nawozów naturalnych jest zwykle nierównomierne. Największe ładunki fosforu trafiają na pola leżące blisko gospodarstwa. Przedstawione dane wskazują, że istnieje potrzeba wyznaczenia dla gospodarstw prowadzących produkcję zwierzęcą limitów salda bilansu fosforu na wzór ograniczenia jakie postawiono wobec azotu. Maksymalna dawka tego składnika pochodzącego z nawozów naturalnych nie może przekraczać $170 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ rocznie. Limit ten ogranicza pośrednio także ilość wnoszonego fosforu jednak w odniesieniu do nawozów naturalnych o relatywnie wysokich koncentracjach fosforu (pomiot ptasi, gnojowica świńska) wydaje się on jednak niewystarczający z uwagi na kumulację tego składnika w wierzchniej warstwie gleby. Kupiec (23) przytacza wartości referencyjne dla salda bilansu fosforu liczonego „metodą na powierzchni pola wg procedury OECD” w Nowej Zelandii, gdzie saldo poniżej $+20 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$ uznano za bezpieczne, zaś saldo powyżej $+30 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$ jako niebezpieczne, mające istotny wpływ na nagromadzanie się form przyswajalnych w glebie i w konsekwencji negatywnie oddziaływujące na środowisko wodne. Zdaniem autorów w warunkach Polski również potrzebne wydaje się wprowadzenie dopuszczalnego salda fosforu, ale w dalszej perspektywie celowym byłoby wprowadzenie także innych wskaźników charakteryzujących skumulowany wpływ wysokiego dodatniego salda bilansu fosforu. Interesującym pod tym względem wydaje się wskaźnik P-saturation, który określa poziom akumulacji fosforu w glebie i stopień wysycenia zdolności sorpcyjnych gleby względem tego składnika (17).

Bilans fosforu na poziomie kraju

Systematyczne bilansowanie fosforu w rolnictwie polskim rozpoczęto na początku obecnego wieku (tab. 4). Natomiast pierwsze prace obejmują okres końca lat dziewięćdziesiątych. Obliczone wówczas saldo bilansu dla wielu województw było ujemne, a na poziomie kraju przyjmowało wartości dodatnie (nie przekraczające $+3 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$ rocznie). W następnych latach wartości salda bilansu P podlegały pewnym wahaniom spowodowanym zmianami cen nawozów, poziomem produkcji zwierzęcej

oraz wielkością uzyskiwanych plonów. Przeciętne wartości dla całego kraju mieściły się w przedziale od +2,4 do +6,0 kg P·ha⁻¹, a w poszczególnych województwach od -2,3 do +14,5 kg P·ha⁻¹. Dane te obarczone są jednak dużym błędem bowiem obejmują różne okresy, a ponadto stosowano wówczas niejedolitą metodykę obliczeń. Wyczerpujące studium na temat metodyk obliczania bilansów azotu i fosforu można znaleźć u Kupca (24). W Polsce, należącej od 1996 r., do OECD bilanse fosforu w skali kraju (NUTS-1) i województw (NUTS-2) wg uzgodnionej jednolitej metodyki (26) są obligatoryjnie wykonywane i corocznie raportowane. W metodzie tej po stronie przychodów uwzględnia się ilość kładnika aplikowanego w formie nawozów mineralnych i naturalnych oraz dostarczanego do gleby w materiale siewnym i innych częściach roślin, zaś po stronie rozchodów uwzględnia się ilość fosforu w plonach głównych roślin zbieranych z gruntów ornych i użytków zielonych oraz, w dających się określić, zbieranych plonach ubocznych.

W związku z powyższym miarodajne dla oceny zmian wielkości salda fosforu w czasie wydają się wyliczenia Jurgi i Kopińskiego (10) wykonane wg jednolitej metody w dłuższym okresie (Rys. 5). Z uwagi na zmieniającą się powierzchnię użytków rolnych bardziej miarodajnym wskaźnikiem wydaje się globalna wielkość salda niż wartość przeliczona na jednostkę powierzchni UR.

Tabela 4

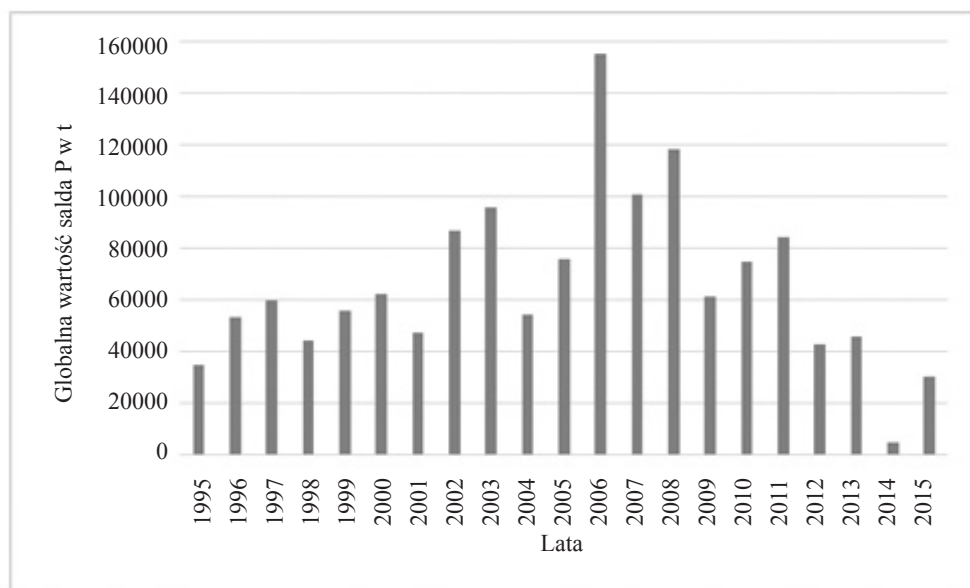
Wyniki bilansu fosforu brutto (tzw. bilans na powierzchni pola) dla Polski
wyliczone dla lat 1996-2014 na podstawie danych GUS

Oceniane lata	Średnie saldo bilansu P kg·ha ⁻¹	Zakres wahań salda dla województw	Autorzy
1996-1998	+0,7	-	Fotyma i in., 2000 (1)
1996-1998	+0,3	-	Fotyma, 2000 (2)
1999	+1,4	-	Igras i Kopiński, 2001 (8)
1999-2001	+2,7	-1,3 do +8,0	Fotyma, 2002 (3)
2002-2005	+2,5	-2,3 do +5,9	Tujaka, 2007 (34)
2002-2005	+2,4	-2,3 do +9,4	Fotyma i in., 2009 (4)
2007	+6,0	+1,0 do +12,0	Wrzaszcz, 2009 (36)*
2002-2007	+3,7	-1,7 do +13,3	Kopiński i Tujaka, 2009 (20)
2002-2008	+3,9	-1,0 do +14,5	Tujaka, 2010 (35)
2005-2009	+5,0	+1,3 do +11,6	Kopiński i Tujaka, 2010 (21)
2010	+3,8	-	Toczyński i in., 2013 (33)*
2002-2004 2012-2014	+5,0 +2,5	- -1,9 do +6,2	Jurga i Kopiński, 2016 (9)
2014	+0,8	-	Kopiński, 2016 (22)

*dane spisu rolnego w 2007 i 2010 r.

Roczne wartości salda bilansu fosforu wyliczone dla okresu 1995-2015, charakteryzowały się dużą zmiennością, jednak zawsze były to wartości dodatnie.

Można poza tym zauważyć charakterystyczne dwa okresy: od 1995 do 2006 roku, gdzie obserwuje się trend wzrostowy oraz okres po 2006 roku, gdzie występuje tendencja spadkowa. Trend spadkowy po 2006 roku wynika zdaniem autorów ze wzrostu produktywności roślin uprawnych (zwiększone wynoszenie P z plonami) oraz malejącego pogłowia zwierząt gospodarskich w Polsce.



Rys. 5. Zmienność rocznych wartości salda bilansu fosforu w Polsce w latach 1995-2015 liczonego dla całej powierzchni UR w dobrej kulturze

Źródło: Jurgi i Kopińskiego, niepublikowane (10)

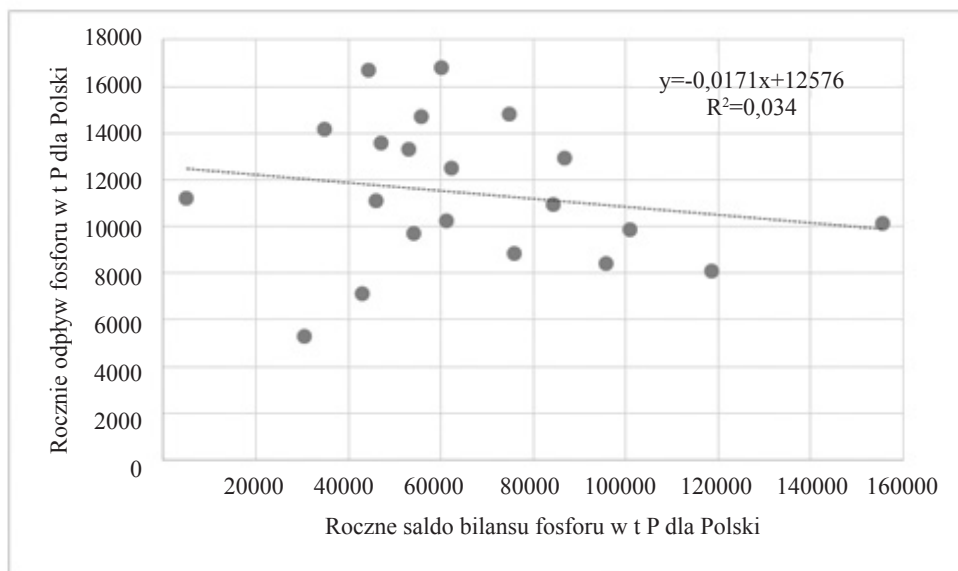
Dane zamieszczone zarówno w tab. 4., jak i na rys. 5. wskazują, że pewne ilości fosforu ulegają rozproszeniu z rolnictwa do środowiska. Nadwyżka fosforu w rolnictwie (66189 t P rocznie) jest ok. 6 krotnie większa od ilości składnika odprowadzanego z wodami rzek wpadających do Bałtyku (11445 t P rocznie).

To oznacza, że zasadnicza część rozpraszanego fosforu podlega retencji w glebach i pozostaje na polach, powiększając zasoby glebowe składnika dostępnego dla roślin uprawnych, ale także może stanowić potencjalne źródło zasilające wody powierzchniowe w latach następnych.

Zależność wielkości rocznych odpływów fosforu wodami rzek od wielkości salda fosforu w rolnictwie

Porównując trend zmian rocznego globalnego salda fosforu w rolnictwie w latach 1995-2015 oraz trend analogicznych zmian rocznego odpływu fosforu rzekami do Bałtyku (rys. 1. i 5.) nie można zaobserwować wyraźnej wzajemnej korelacji. Potwierdza

to także bezpośrednie zestawienie tych wartości na rysunku 6. Zależność regresyjna pomiędzy wzmiankowanymi parametrami wykazuje wprawdzie słabą korelację, co jednak nie musi świadczyć o braku związku przyczynowo skutkowego pomiędzy ilością rozpraszanego fosforu w rolnictwie a ilością składnika odprowadzanego do morza. Wskazuje mimo to na brak związku pomiędzy stosowanym nawożeniem i emisją fosforu do Bałtyku zachodzącą w tym samym roku. Należy spodziewać się, że efekt oddziaływania jest tu przesunięty w czasie i może ujawnić się w sposób skumulowany, zwłaszcza w sytuacji występowania silnych zdarzeń hydrologicznych. Wydaje się to uzasadnione z uwagi na małą mobilność różnych form fosforu w glebie. Zdeponowane w środowisku glebowym zasoby składnika z nawozów mogą zostać uwolnione do wód po uzyskaniu określonego stopnia wysycenia gleby tym składnikiem. W związku z tym zwiększonej emisji fosforu można spodziewać się po upływie kilku lub kilkunastu lat po aplikacji nawozów.



Rys. 6. Zależność wielkości rocznego ładunku P odprowadzonego do Bałtyku od wartości salda bilansu P dla Polski w rolnictwie

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Jurgi i Kopińskiego (10) oraz KZGW za okres od 1995 do 2015 roku (12).

Podsumowanie

Analiza zużycia przez rolnictwo środków produkcji zawierających fosfor (nawozy, pasze, inne) jak i odpływu całkowitej ilości tego składnika z wodami rzek wpadających do Bałtyku z obszaru Polski wskazuje na tendencje spadkowe w ostatnich latach. Równocześnie wielkość nadwyżki (dodatniego salda bilansu) fosforu w części gospodarstw rolnych, szczególnie prowadzących produkcję zwierzęcą, wskazuje na

nagromadzanie tego składnika w glebach uprawnych. W skali kraju obserwuje się wzrost procentowego udziału gleb o wysokiej i bardzo wysokiej zawartości fosforu, szczególnie odnosi się to do użytków rolnych w dobrej kulturze. Wskazuje to na potrzebę ciągłego monitorowania wielkości salda fosforu w rolnictwie oraz odpływu składnika rzekami do Bałtyku pomimo braku korelacji pomiędzy rocznymi wartościami obu parametrów. Stosunkowo niewielka zmienność przeciętnego rocznego odpływu fosforu wodami rzek wpadającymi do Bałtyku oraz istotna statystycznie zależność wielkości tego odpływu od ilości spływających wód jest wynikiem małej ruchliwości geochemicznej fosforu.

Dużym wyzwaniem dla organów zarządzających rolnictwem oraz dla administracji szczebla lokalnego są gospodarstwa prowadzące intensywną produkcję zwierzęcą, gdzie utrzymanie zrównoważonego bilansu fosforu staje się problemem środowiskowym i ekonomicznym. Dane monitoringu prowadzonego przez okręgowe stacje chemiczno-rolnicze pod merytorycznym nadzorem IUNG-PIB na polach z gospodarstw zlokalizowanych na obszarach szczególnie narażonych (OSN), gdzie udział gospodarstw o relatywnie wysokiej obsadzie zwierząt jest większy niż na pozostałym obszarze kraju, wskazują na wzrost stężenia fosforu fosforanowego w wodach drenarskich przy jednoczesnym zwiększeniu zasobności gleb w fosfor. Obowiązujący zgodnie z ustawą prawo wodne limit dopuszczalnej rocznej dawki nawozów naturalnych tak, aby nie została przekroczona granica $170 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ rocznie w odniesieniu do fosforu nie stanowi dostatecznego zabezpieczenia ze względu na zróżnicowany skład chemiczny tych nawozów. Celowe wydaje się zatem wprowadzenie dodatkowego parametru do oceny stopnia wysycenia gleby fosforem zwłaszcza w odniesieniu do gospodarstw prowadzących intensywną produkcję zwierzęcą.

Literatura

1. Fotyma M., Igras J., Kopiński J., Głowacki M.: Bilans azotu, fosforu i potasu w rolnictwie polskim. Pamiętnik Puławski, 2000, **120**: 91-99.
2. Fotyma M., 2000. Gospodarka nawozowa w Polsce w latach 1990-1999. Nawozy i Nawożenie **5**: 7-17.
3. Fotyma M.: Zrównoważona gospodarka fosforem w rolnictwie polskim. Nawozy i Nawożenie, 2002, **13**: 160-172.
4. Fotyma M., Igras J., Kopiński J.: Produkcyjne i środowiskowe uwarunkowania gospodarki nawozowej w Polsce. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2009, **14**: 187-206.
5. Gosek S.: Bilans i przemieszczanie fosforu w profilu gleby nawożonej gnojowicą i nawozami mineralnymi. Nawozy i Nawożenie, 2002, **13**: 124-128.
6. HELCOM, Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-5). Baltic Sea Environmental Proceeding, 2011, **128**: 1-217.
7. Igras J., Fotyma M.: Wykorzystanie i straty obszarowe fosforu z polowej produkcji roślinnej. 163-196, w: Igras J., Pastuszek M. (red.). Udział polskiego rolnictwa w emisji związków azotu i fosforu do Bałtyku. IUNG-PIB, 2009.
8. Igras J., Kopiński J.: Regionalne zróżnicowanie bilansu składników pokarmowych w rolnictwie polskim. Pamiętnik Puławski, 2001, **124**: 187-195.
9. Jurga B., Kopiński J.: Bilanse azotu i fosforu jako wskaźniki oddziaływania rolnictwa na środowisko. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2016, **47(1)**: 125-138.

10. Jurga B., Kopiński J.: Bilans fosforu brutto jako wskaźnik oddziaływania rolnictwa na środowisko. Raport wysłany do EUROSTATU, 2018 (stan na 22.10.2018 niepublikowane, tytuł roboczy)
11. Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej, 2016. KPOWM Krajowy Program Ochrony Wód Morskich – Raport do Komisji Europejskiej. KZGW – Warszawa, 2016.
12. Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej, 2017. Opracowanie analizy presji i oddziaływań, w tym antropogenicznych, pochodzenia lądowego na wody morskie. KZGW – Warszawa, 2017.
13. Kęsik K., Fotyma M.: Reakcja roślin i członów zmianowań na coroczne i skomasowane nawożenie fosforem. Wydawnictwa IUNG, 1990 seria **S(69)**, ss. 46.
14. Kęsik K., Fotyma M.: Działanie następce nawozów fosforowych. Wydawnictwa IUNG, 1991, seria **S(74)**, ss. 56.
15. Kęsik K., Krasowicz S., Zarychta M.: Dawki NPK stosowane w praktyce rolniczej pod zboża jare na tle zaleceń nawozowych. Nawozy i Nawożenie, 2010, **41**: 51-98.
16. Kęsik K., Krasowicz S., Zarychta M.: Dawki NPK stosowane w praktyce rolniczej pod zboża ozime na tle zaleceń nawozowych. Nawozy i Nawożenie, 2011, **44**: 51-96.
17. Kęsik K., Lipiński W., Jadczyzyn T., Boreczek B., Jurga B., Bochniarz A.: Metodyka oznaczania fosforu aktywnego w glebie w wyciągu chlorku wapnia oraz wyznaczania stopnia wysycenia gleb fosforem P-saturation. Instrukcja wdrożenia IUNG-PIB, 2015, **233**, ss. 12.
18. Kopiński J.: Porównanie wybranych gospodarstw rolnych o różnych kierunkach produkcji w zakresie gospodarowania składnikami nawozowymi. Pam. Puł., 2006, **142**: 187-199.
19. Kopiński J.: Ocena efektów produkcyjno-ekonomicznych wybranych gospodarstw rolnych o różnej wielkości ekonomicznej w aspekcie rozwoju zrównoważonego. Stow. Ekon. Rol. i Agrob. – Roczn. Nauk., 2006, **VIII(1)**: 85-89.
20. Kopiński J., Tujaka A.: Bilanse azotu i fosforu w rolnictwie polskim. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, 2009, **9(4)**: 103-116.
21. Kopiński J., Tujaka A.: Bilans azotu, fosforu i potasu w rolnictwie polskim w latach 2005-2009. Nawozy i Nawożenie, 2010, **41**: 120-132.
22. Kopiński J.: Ocena gospodarowania fosforem w procesie produkcji rolniczej na poziomie NUTS-0, NUTS-2. Stow. Ekon. Rol. i Agrob.-Roczn. Nauk., 2016, **XVIII(1)**: 131-137.
23. Kupiec J.: Porównanie bilansu fosforu w aspekcie monitorowania zanieczyszczeń ze źródeł rolniczych. Rocznik Ochrona Środowiska, 2010, **12**: 785-804.
24. Kupiec J.: Przegląd metod bilansowania makroskładników NPK w produkcji rolnej. Inżynieria i Ochrona Środowiska 2015, **18(3)**: 323-342.
25. Maćkowiak C.: Bilans fosforu przy wieloletnim obciążeniu gleby gnojowicą. Zesz. Probl. Pos. Nauk Rol., 2001, **475**: 209-213.
26. OECD. 2006. Environmental Indicators for Agriculture 4: 1-20. Paris: OECD Publication Service.
27. Pastuszak M., Zalewski M., Wodzinowski T., Pawlikowski K., 2016. Eutrofizacja w Morzu Bałtyckim – konieczność holistycznego podejścia do problemu. 95-lecie Morskiego Instytutu Rybackiego: aktualne tematy badań naukowych. T. II – Stan środowiska południowego Bałtyku: 13-44
28. Pastuszak M., Kowalkowski T., Kopiński J., Doroszewski A., Jurga B., Boguszewski B.: Long-term changes in nitrogen and phosphorus emission into the Vistula and Oder catchments (Poland) – modeling (MONERIS) studies, 2018, opracowanie w druku.
29. Rabikowska B., Piszcz U.: Bilans fosforu w warunkach długoletniego nawożenia obornikiem i azotem mineralnym. Nawozy i Nawożenie, 2002, **13**: 149-159.
30. Ruszkowska M., Rębowska Z., Sykut S., Kusio M.: Bilans składników pokarmowych w doświadczeniu lizymetrycznym (1985-1989). I. Bilans azotu, fosforu i potasu. Pam. Puł., 1993, **103**: 57-77.
31. Smoroń S., Twardy S., Kuźniar A.: Bilans azotu i fosforu w rolniczych obszarach karpaccich o niekorzystnych warunkach gospodarowania. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, 2010, **10(4)**: 225-236.
32. Stalenga J.: Ocena stanu zrównoważenia gospodarki nawozowej w wybranych gospodarstwach ekologicznych w rejonie Brodnicy. J. Res. Appl. Agric. Eng., 2010, **55(4)**: 117-120.

-
33. Toczyński T., Wrzaszcz W., Zegar J.S.: Zrównoważenie polskiego rolnictwa, Powszechny Spis Rolny 2010, Warszawa, 2013, <http://www.stat.gov.pl>
 34. Tujaka A. 2007. Krajowy bilans fosforu w ujęciu regionalnym. Studia i Raporty IUNG-PIB, **5**: 133-139.
 35. Tujaka A.: Bilans fosforu na różnych poziomach integracji przestrzennej. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2010, **21**: 77-86.
 36. Wrzaszcz W.: Bilans nawozowy oraz substancji organicznej w indywidualnych gospodarstwach rolnych. W: Z badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym (7), IERGŻ-PIB, 2009, **129**: ss. 96
-

Adres do korespondencji:

dr Kazimierz Kęsik
Zakład Żywienia Roślin i Nawożenia
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 47 86 838
e-mail: kesik@iung.pulawy.p

Antoni Faber, Zuzanna Jarosz

*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

PRAKTYKI ROLNICZE UMOŻLIWIAJĄCE OGRANICZENIE EMISJI AMONIAKU*

Słowa kluczowe: rolnictwo, amoniak, emisje, praktyki, ograniczenie emisji

Wstęp

W Polsce emituje się do atmosfery rocznie 267,1 kt amoniaku (4). Rolnictwo ma w tej emisji największy udział (97%). W całkowitej emisji amoniaku (NH_3) z rolnictwa większy udział (79%) ma produkcja zwierzęca (odchody) niż produkcja roślinna (21%); (stosowanie mineralnych nawozów azotowych).

Na mocy porozumień międzynarodowych Polska zobowiązana jest do raportowania wielkości emisji niektórych zanieczyszczeń przenoszących się transgranicznie, w tym amoniaku (5). Dodatkowo prawo unijne zobowiązuje Polskę do ograniczania emisji NH_3 z mocy obowiązującej dyrektywy do roku 2020 (2) oraz dyrektywy, która obowiązywać będzie od 2021 (3). Ta ostatnia wyznaczyła krajowe limity wielkości amoniaku oraz wielkości ograniczenia emisji amoniaku, które wynosić mają po 1% corocznie w latach 2021-2029 oraz 17% corocznie od 2030 r. Podane ograniczenia osiągnąć mają w stosunku do wielkości emisji NH_3 w 2005 r.

Porozumienia międzynarodowe oraz regulacje prawne UE nie narzucają żadnemu krajowi metod ograniczania emisji. Zrozumiałym jest bowiem, że w każdym kraju rolnictwo ma swoją specyfikę. Oczekuje się jednak, że kraje członkowskie UE opracują i przedstawią własny kodeks praktyk rolniczych, prowadzących do osiągnięcia w sposób udokumentowany, wyznaczonych celów ograniczania emisji NH_3 . Pomocnym w opracowaniu takich kodeksów miał być ramowy kodeks opracowany przez Komisję Ekonomiczną dla Europy przy ONZ (UNECE).

Celem opracowania jest przedstawienie praktyk rolniczych, których wdrożenie umożliwia optymalne wykorzystanie i ograniczenie strat azotu, a tym samym redukcję emisji amoniaku.

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

Ramowy kodeks praktyk rolniczych umożliwiających ograniczanie emisji amoniaku

Wprowadzenie

Konwencje i regulacje prawne w sposób skuteczny ograniczyły emisję takich transgranicznych zanieczyszczeń gazowych jak SO_2 i NO_x . W zaistniałej sytuacji ograniczenie emisji NH_3 stało się najistotniejszym zadaniem na przyszłość. Głównie ze względu na fakt, że powoduje on zakwaszenie i eutrofizację środowiska, a aerozole jego związków mogą być szkodliwe dla zdrowia ludzi i zwierząt. Świadomość tego spowodowała, że w Protokole z Göteborga postanowiono, że każda strona porozumienia powinna opracować, opublikować i upowszechnić doradczy kodeks dobrych praktyk rolniczych, co prowadzić będzie do kontroli emisji amoniaku. W nawiązaniu do tego postanowienia UNECE w 2001 r. opracowała „Ramowy Kodeks Dobrych Praktyk Rolniczych Redukujących Emisję Amoniak”. W 2015 r. Kodeks ten znowelizowano w nadziei, że stanowić on będzie inspirację do opracowywania krajowych kodeksów, które przyniosą nie tylko korzyści środowiskowe, ale również wymierne korzyści ekonomiczne w postaci lepiej wykorzystywanego azotu w rolnictwie. W opracowaniu przedstawione zostaną w zarysie ważniejsze treści tego kodeksu (9).

U podstaw Kodeksu leży założenie, że jakkolwiek dotyczy on wprost emisji NH_3 , to jednak nie sposób zagadnienia tego rozpatrywać w oderwaniu od innych interakcji pomiędzy emisją a pozostałymi przemianami azotu, jego pobieraniem przez rośliny, stratami w postaci wymywania z gleby, spływów powierzchniowych, czy też stratami gazowymi w postaci gazu cieplarnianego, jakim jest podtlenek azotu (N_2O). Innymi słowy, Kodeks opracowany został z uwzględnieniem całego cyklu przemian azotu, prezentując efektywną strategię nakierowaną na:

- optymalizację wykorzystania azotu przez rośliny i zwierzęta,
- minimalizację zanieczyszczenia wód i atmosfery,
- uwzględnienie wpływu ograniczenia emisji NH_3 na pozostałe straty azotu (zanieczyszczenie wód azotanami, emisję N_2O).

Zaprezentowane całościowe podejście do przemian azotu było metodycznie niezbędne, ponieważ tylko w ten sposób można efektywnie ograniczyć emisję NH_3 . W dążeniu do tego celu trzeba mieć na uwadze to, że zdecydowana większość emisji NH_3 pochodzi z gospodarowania obornikiem i gnojowicą. Na ich wielkość mniejszy wpływ ma stosowanie mineralnych nawozów azotowych, a stosunkowo niewielki odchody zwierząt pozostawiane na pastwiskach oraz bezpośrednie uwalnianie amoniaku z roślin uprawnych. Z opisanych względów każda praktyka poprawiająca gospodarowanie odchodami zwierząt będzie miała znaczący wpływ na wielkość emisji. Dlatego między innymi, że większość dostępnego dla roślin azotu (N) zawarta jest w odchodach w postaci amoniaku. Tak więc, właściwe utrzymanie zwierząt w pomieszczeniach inwentarskich, usuwanie w porę z nich obornika i gnojowicy, właściwe ich magazynowanie oraz odpowiednia aplikacja do gleby mają wielki

wpływ na emisję amoniaku. Pośrednio, takie praktyki wpływać będą również na bilans N na polach i w gospodarstwie, ponieważ mniejsze straty N z nawozów organicznych pozwalają zmniejszyć dawki azotu w nawozach mineralnych. Generalizując problem emisji amoniaku można stwierdzić, że będą one maleć wtedy, gdy:

- wszystkie formy N dostępnego w gospodarstwie będą stosowane z uwzględnieniem perspektywy „całego gospodarstwa” lub „całego cyklu przemian azotu”;
- dawki zastosowanego azotu (w nawozach naturalnych, organicznych i mineralnych) będą dostosowane do potrzeb roślin i zwierząt, z uwzględnieniem lokalnych odmian, właściwości gleb, warunków klimatycznych, itp.;
- w ramach dobrego gospodarowania i uzyskiwania wysokiej produktywności usuwane będą czynniki ograniczające produkcję (nawozowe czynniki ograniczające, patogeny, stresy, choroby, itp.);
- azot w nawozach, zwłaszcza naturalnych, przechowywany będzie w sposób ograniczający straty N, aplikowany do gleby we właściwych – terminie, technice, dawce i miejscu (polu);
- wszystkie rodzaje strat N będą brane pod uwagę i analizowane w celu eliminowania skutków ubocznych stosowanych praktyk (np. niedopuszczenia do obniżenia produktywności roślin lub zwierząt).

Innymi słowy, ograniczenie emisji amoniaku to w istocie stosowanie praktyk całościowej optymalizacji wykorzystywania azotu w produkcji roślinnej i zwierzęcej, a niekiedy nawet w przetwórstwie rolno-spożywczym, aż po finalny produkt żywnościowy. W takiej optymalizacji niezbędne są wiedza, technologia, doświadczenie, planowanie, monitoring oraz odpowiednie narzędzia optymalizacji. Te ostatnie to dobry system doradczy zalecający stosowanie optymalnych dawek N oraz narzędzia bilansowania N w gospodarstwie i szacowania efektywności wykorzystywania N (NUE). Tak pojęta optymalizacja jest możliwa w większości gospodarstw produkujących na rynek w Polsce, ponieważ dostępne są niemal wszystkie elementy do jej prowadzenia, z wyjątkiem wymaganego monitoringu strat azotu. Szczegółowe strategie ograniczania emisji NH_3 opisane zostały niżej. Trzeba jednak mieć na uwadze fakt, że strategie te są zgeneralizowane dla rolnictwa w Europie, mają charakter prowizorycznych ram, z czego wynika, że każdy kraj powinien opracować własny kodeks praktyk mitygujących emisje.

Strategia żywienia zwierząt

Ograniczenie emisji związanych z żywieniem zwierząt wymaga dostosowania dawki białka do potrzeb zwierząt, co w efekcie wyklucza sytuację, w której nadmiar białka będzie wydalany z odchodami (1, 8). Można to osiągnąć poprzez spełnienie następujących wymogów:

- dieta prawidłowo zbilansowana z potrzebami zwierząt,
- dobre zdrowie i dobrostan zwierząt,
- dobre gospodarowanie środowiskiem dla zwierząt,
- właściwa utrzymywanie zwierząt,
- właściwa genetyka zwierząt.

Wymogi te zostały ogólnie scharakteryzowane w Ramowym Kodeksie (9). Nie wydaje się jednak, aby istniała potrzeba ich pełniejszego charakteryzowania w tym opracowaniu, ponieważ w dobrych gospodarstwach w Polsce są one na ogół spełniane. W dodatku ograniczenia emisji NH_3 uzyskiwane w ten sposób mają znaczenie pośrednie i uzewnętrzniają się w gospodarowaniu obornikiem czy gnojowicą (skład chemiczny) i jedynie praktyki związane z gospodarowaniem nimi mogą być monitorowane ze względu na straty azotu.

Systemy pomieszczeń gospodarskich o niskiej emisyjności

Pomieszczenia gospodarskie oraz przechowywanie i stosowanie nawozów naturalnych są głównymi źródłami emisji NH_3 . Dostosowanie pomieszczeń inwentarskich do dobrostanu zwierząt i zastosowanie rozwiązań technicznych obniżających emisje ma duże znaczenie w ograniczaniu emisji (7, 10). Niektóre rozwiązania techniczne są niskonakładowe, inne wymagają inwestycji, jednakże wachlarz istniejących możliwości wyboru właściwych rozwiązań jest dość szeroki, a właściwe zaplanowanie i rozłożenie w czasie niezbędnych działań nie musi być wielkim ciężarem ekonomicznym dla gospodarstwa. Generalne zasady ograniczenia emisji NH_3 z pomieszczeń mogą obejmować:

- utrzymywanie wszystkich powierzchni inwentarskich (wewnątrz i na zewnątrz budynku) w stanie czystym i suchym;
- przechowywanie obornika w taki sposób na płycie obornikowej, aby powierzchnia przymy była jak najmniejsza;
- szybkie usuwanie obornika i moczu w stanowiskach utrzymania zwierząt;
- zachowanie temperatury powietrza i właściwej wentylacji bez wahań temperatury i zwiększonego przepływu powietrza;
- zapewnienie obszarów funkcjonalnych dla trzody (do leżenia, siedzenia, karmienia, wypróżniania się, oraz ruchu);
- oczyszczanie powietrza w pomieszczeniach technicznie wentylowanych.

Ramowy Kodeks ogólnie opisuje niskoemisyjne systemy pomieszczeń dla bydła, trzody oraz drobiu, bez specyfikacji jakie mogą być ograniczenia emisji związane z modernizacją lub budową pomieszczeń inwentarskich o standardzie niskoemisyjnym (9). W Polsce, jak również w wielu krajach UE, niezbędnie potrzebne są pomiary emisyjności w pomieszczeniach inwentarskich, w zależności od utrzymania zwierząt, w celu opracowania metod szacowania emisji oraz ich ograniczenia. Pomiary takie dotyczyć powinny wyłącznie gospodarstw o dużej produkcji zwierzęcej.

Niskoemisyjne systemy przechowywania nawozów naturalnych

Przechowywanie nawozów naturalnych jest trzecim co do wielkości źródłem emisji NH_3 , po emisjach z pomieszczeń inwentarskich oraz po aplikacji nawozów naturalnych na pola. Przechowywanie jest niezbędnym elementem technologii, ponieważ umożliwia zastosowanie tych nawozów we właściwym czasie, kiedy istnieje zapotrzebowanie na azot przez rośliny, a ryzyko zanieczyszczenia wód jest

niskie. Po usunięciu płynnych nawozów naturalnych powinny być one magazynowane w odpowiednich zbiornikach, natomiast obornik na płytach obornikowych. Ogólna zasada przechowywania jest taka, że im większa jest powierzchnia przechowywania na jednostkę objętości nawozu, tym większy potencjał emisji amoniaku. Praktyki ograniczania emisji NH_3 z płynnych nawozów naturalnych obejmują:

- dostosowanie wielkości, objętości lub powierzchni magazynowania do potrzeb, tak, aby istniała możliwość zastosowania nawozów we właściwym terminie;
- powierzchnia magazynowania powinna być możliwie jak najmniejsza (np. zbiornik na gnojowicę powinien mieć możliwie dużą głębokość (nie mniejszą niż 3 m);
- zbiorniki na gnojowicę, silosy lub pryzmy obornika powinny być przykryte;
- na powierzchni gnojowicy znajdującej się w zbiorniku można zastosować pływające przedmioty z plastiku (zmniejszenie powierzchni);
- zachowywanie naturalnego kożucha na powierzchni gnojowicy (tworzy się, jeśli gnojowica ma więcej niż 7% suchej masy) w celu zmniejszenia powierzchni uwalniania NH_3 ;
- zastosowanie naturalnych kożuchów (cięta słoma, granulaty, itp.);
- zastosowanie granulatów iłu (jest kosztowniejsze niż zastosowanie słomy).

Zastosowanie wyspecyfikowanych praktyk może ograniczyć emisję NH_3 ze zbiorników gnojowicy o 30-80% w zależności od praktyki (5).

Praktyki ograniczania emisji w przypadku obornika obejmują, ogólnie rzecz ujmując, umieszczenie obornika na płycie obornikowej z odpływem i zbiornikiem na gromadzenie odcieków. Pomiot drobiowy (zwłaszcza suchy) najlepiej byłoby magazynować w specjalnych bunkrach lub pod zadaszeniem. Ogólne zasady dotyczące praktyk ograniczenia emisji amoniaku z obornika można ująć w sposób następujący:

- przykrywać sterty obornikowe folią odpowiedniej grubości, co powodować będzie ograniczenie emisji amoniaku bez zwiększenia emisji gazów cieplarnianych (metanu (CH_4) oraz podtlenku azotu (N_2O));
- zwiększyć ilość słomy w oborniku – jest to metoda mniej efektywna od stosowania przykrywania pryzmy, a w dodatku zwiększyć może emisję CH_4 oraz N_2O ;
- zmniejszyć powierzchnię pryzmy poprzez zwiększenie jej wysokości (metoda mniej efektywna od przykrywania);
- utrzymywanie obornika w stanie tak suchym jak to jest tylko możliwe, co jest szczególnie ważne dla pomiotu drobiowego;
- przechowywać obornik, zwłaszcza pomiot drobiowy, pod zadaszeniem.

Wielkości ograniczenia emisji NH_3 przez opisane praktyki nie zostały podane, ponieważ zależą w znacznym stopniu od charakterystyk obornika oraz miejscowych warunków klimatycznych.

Niskoemisyjne metody aplikacji nawozów naturalnych

Jest bardzo istotne, aby w praktyce rolniczej prawidłowo aplikować nawozy do gleby. Nie tylko dlatego, że wnoszenie nawozów do gleb jest drugim co wielkości

źródłem emisji NH_3 , ale również dlatego, że niewłaściwe ich stosowanie niweczy efekty wszystkich poprzednich praktyk ograniczania emisji. Najogólniej rzecz ujmując, ograniczenie emisji z tego źródła polega na ograniczeniu kontaktu z atmosferą rozrzuconego lub rozlanego nawozu na powierzchni pola. Pamiętać przy tym trzeba, że choć efektywność poszczególnych praktyk i wielkość ograniczenia emisji generalnie nie zależy od klimatu, to jednak absolutne wielkości emisji będą rosły wraz ze wzrostem temperatury. W przypadku stosowania gnojowicy najefektywniejsza ze względu na emisję jest jej iniekcja w głąb gleby lub pasmowe rozlewanie. Iniekcja może być: płytka (4-6 cm, rozstawa 25-30 cm), stosowana głównie na użytkach zielonych; głęboka (10-30 cm rozstawa 50-75 cm), zalecana na gruntach ornych oraz przeznaczona na grunty orne z wykorzystaniem na wiosnę kultywatorów z urządzeniami do iniekcji. Pasmowe rozlewacze efektywnie zmniejszają emisję, ale ich zastosowania zależą od wysokości roślin. Inna praktyka polegać może na szybkim przykryciu gnojowicy glebą. Praktyka jest najefektywniejsza po natychmiastowym przykryciu rozlanej gnojowicy glebą, co daje ograniczenie emisji o 70-90%. Przykrycie po 4 godzinach zmniejsza ograniczenie emisji do 45-65%, a po 24 godzinach do 30%. Ze względu na fakt, że orka jest czasochłonna, efektywniejsze może być zastosowanie do mieszania bron lub bron talerzowych. Niekiedy warto rozważyć możliwość rozcieńczania gnojowicy, ponieważ generalnie obniża to zawartość suchej masy i powoduje szybszą infiltrację gnojowicy w głąb gleby (6). Zazwyczaj możliwe są dwie praktyki w tym zakresie; dodawanie gnojowicy do systemu nawadniania lub zraszaczy (rozcieńczenie 50:1 do 1:1), co zapewnia ograniczenie emisji o 30% lub dodawanie wody do zbiorników gnojowicy (0,5:1), ale zwiększać to będzie koszty transportu na pole. Duże znaczenie dla ograniczenia emisji mają warunki, w jakich gnojowica jest stosowana na pole:

- w chłodny dzień, bezwietrzny i wilgotny;
- na płaskich polach przed deszczem nie intensywniejszym niż 10 mm;
- przed wieczorem, kiedy prędkość wiatru i temperatura są mniejsze;
- na glebę świeżo uprawioną, co zwiększa szybkość infiltracji w głąb profilu.

Dobre rezultaty może przynieść zakwaszanie gnojowicy do pH ok. 6 przy użyciu kwasu siarkowego, co zmniejsza emisję o 50% lub więcej. Aplikatory z zakwaszaczami są już dostępne komercyjnie. Stosując je należy jednak pamiętać o zasadach bezpieczeństwa dla pracowników, zwierząt i środowiska. W przypadku obornika w zasadzie jedyną metodą obniżającą emisję jest szybkie przykrycie glebą. Jeśli nastąpi on w ciągu 4 godzin, to redukcja emisji amoniaku wynosić będzie 60-90%, po 24 godzinach zmaleje do 30%.

Podsumowując rozważania dotyczące emisji amoniaku z nawozów naturalnych, można sformułować ogólne przesłanki ułatwiające wybór odpowiedniej praktyki ze względu na procent ograniczenia emisji NH_3 w stosunku do aplikacji nawozów naturalnych na powierzchnie pola (tab. 1).

Tabela 1

Praktyczne przesłanki do wyboru praktyki ograniczającej emisję amoniaku
przy stosowaniu nawozów naturalnych

Praktyka	Typ nawozu	Użytkowanie gruntu	Typowe ograniczenie emisji NH_3 (%)	Ograniczenia w zastosowaniu w praktyce
Płożące rozlewanie	Gnojowica i inne nawozy płynne	UZ i GO	30-35	Nachylenie, wielkość i kształt pola. Gnojowica o małej lepkości. Rozstaw siewu zbóż. Na GO ograniczenie emisji roślin wraz ze wzrostem roślin.
Płożąca redlica	Jak wyżej	UZ, GO przed siewem oraz rośliny o szerokich międzyrzędziach	30-60	Jak wyżej. Zazwyczaj nieprzydatna na GO, ale może być stosowana w stadium rozety lub w szerokie międzyrzędzia.
Płytką iniekcja	Płynne nawozy naturalne	Jak wyżej	70 dla otwartych rowków, 80 dla zamkniętych rowków przy głębokości 10 cm	Jak wyżej. Nieprzydatna dla gleb suchych, kamienistych i zbitych.
Głęboka iniekcja	Jak wyżej	UZ i GO	90	Jak wyżej. Wymaga ciągnika dużej mocy. Nieprzydatna: na glebach płytkich, zasobnych w il koloidalny (>35%) kiedy sucho, na torfach (>25 MO) na glebach przepuszczalnych o dużym przemywaniu.
Rozcieńczenie (w przypadku nawodnień)	Gnojowica	UZ i GO	30 (rozcieńczenie 1:1)	Tylko dla niskociśnieniowych systemów nawodnień.
Rozcieńczenie przed rozlewaniem	Głównie gnojowica bydlęca (wyższa lepkość)	UZ i GO	30 (rozcieńczenie 50%)	Dodatkowa objętość do rozlewania. Tylko dla małych gospodarstw i do nawodnień. Dawka powinna być proporcjonalna do całkowitej ilości azotu amonowego.
Stosowanie we właściwym czasie	Wszystkie rodzaje nawozów naturalnych	UZ i GO	zmiennie	Praktyka wymaga lokalnej weryfikacji.
Przykrycie glebą	Gnojowica	GO i nowe zasiewy traw. Efektywna jedynie, jeśli jest stosowane tuż po rozlewaniu	Orka = 90, uprawa bez odwracania skiby = 70, przykrycie w ciągu 4 godz. 45-65, przykrycie w ciągu 12 godz. = 50, przykrycie w ciągu 24 godz. = 30.	Uprawiane GO.
Przykrycie glebą	Obornik	GO i nowe zasiewy traw. Efektywna jedynie, jeśli jest stosowane tuż po rozrzucaaniu obornika.	Orka = 90, uprawa bez odwracania skiby = 60, przykrycie w ciągu 4 godz. 45-65, przykrycie w ciągu 12 godz. = 50, przykrycie w ciągu 24 godz. = 30.	Uprawiane GO.

Źródło: Konwencja..., 1985 (5)

UZ – użytki zielone, GO – grunty orne

Ograniczenie emisji amoniaku z mineralnych nawozów azotowych

Straty gazowe NH_3 z saletry azotowej są zazwyczaj małe i wynoszą 0-5% całkowitej ilości zastosowanego N (5). Emisje gazowe z pozostałych nawozów są większe i wahają się w granicach 5-40%, w zależności od warunków klimatycznych i technologii aplikacji. Ogólnie rzecz ujmując, jony amonowe będą absorbowane w glebie efektywnie, co zmniejsza emisję, gdy: nawóz zostanie przykryty glebą a gleba ma: wysoką pojemność sorpcyjną, dostateczną wilgotność, niskie pH oraz gdy temperatura jest niska. Spośród wszystkich asortymentów nawozów azotowych najpilniejszą potrzebą jest obniżenie emisji amoniaku ze stosowanego w rolnictwie mocznika.

Mocznik wniesiony do gleby jest rozkładany przez naturalnie obecny w niej enzym ureazę. Produktami rozpadu są NH_3 oraz dwutlenek węgla. Jeśli rozkład mocznika następuje na powierzchni gleby, oba te gazy trafiają do atmosfery. Jeśli rozkład mocznika następuje po jego wymieszaniu z glebą – NH_3 jest wiązany przez ił koloidalny lub materię organiczną gleby lub tworzy nielotne związki chemiczne pozostające w glebie. Jest więc bardzo ważnym, aby mieszać mocznik z glebą lub stosować go przed opadami deszczu lub nawodnieniami deszczownicami. Skuteczność tych zabiegów może być mniejsza na glebach lekkich, które z natury zawierają zbyt mało iłu koloidalnego oraz/lub materii organicznej, charakteryzują się więc małą sorpcją amoniaku. Gleby węglanowe, mimo wysokiego pH (co zwiększa emisję NH_3), mogą emitować mniej tego gazu, ponieważ zazwyczaj mają dostatecznie dużo iłu koloidalnego. Mocznik stosowany pasmowo może powodować zwiększone emisje, ponieważ powoduje lokalnie wzrost pH; chyba, że stosowany jest siewnikami wprowadzającymi go w głąb gleby, bądź też aplikowany jest przy użyciu iniekcji. Emisje NH_3 z mocznika stosowanego w warunkach posusznych mogą być większe na użytkach zielonych niż gruntach ornych. Emisje z roztworów wodnych mocznika są zazwyczaj tego samego rzędu co ze stałych jego form, ponieważ ilości wody w cieczy roboczej są niewystarczające do wymycia nawozu w głąb gleby. Można jednak liczyć się z tym, że absolutne straty NH_3 będą małe, jeśli dawka mocznika będzie mała.

Ograniczenie emisji amoniaku z mocznika, co jest warunkiem jego stosowania po 2020 r. (2), można osiągnąć poprzez:

- przykrycie mocznika glebą, co daje obniżenie emisji o ok. 50-80%; praktyka nie może być stosowana w nawożeniu pogłównym, stąd wniosek, że należy dążyć do rezygnacji z pogłównego nawożenia mocznikiem;
- iniekcja mocznika (stałego lub w roztworze) w głąb gleby, dać może ograniczenie emisji o 90%; jeśli zabieg jest źle wykonany może wzrosnąć pH, co doprowadzi do wzrostu emisji dlatego należy stosować wolnodziałające formy mocznika lub mocznik z inhibitorem ureazy; należy przy tej praktyce zwracać uwagę, aby mocznik był zaaplikowany w odpowiedniej odległości od nasion w celu uniknięcia hamowania kiełkowania nasion i rozwoju roślin w początkowych fazach wzrostu;
- stosowanie inhibitorów ureazy w celu spowolnienia rozkładu mocznika do

czasu jego wmycia w głąb gleby oraz nadmiernego wzrostu pH, zwłaszcza przy stosowaniu pasmowym; praktyka może dać ograniczenie emisji o 40% w przypadku roztworu saletrzano mocznikowego (RSM) oraz o 70% w przypadku mocznika w postaci stałej;

- natychmiastowe deszczowanie pól po rozsiewie mocznika (dawka wody co najmniej 5 mm) może dać ograniczenie emisji o 40-70%; ograniczenie tego rzędu można osiągnąć stosując mocznik tuż przez prognozowanymi większymi opadami deszczu;
- stosowanie mocznika otoczkowanego polimerami może ograniczać emisję o ok. 30%, jednakże mimo rozległej literatury na temat otoczkowania i nowych form mocznika – ciągle brak w tej dziedzinie wystarczającej wiedzy w zakresie efektywności w praktyce rolniczej;
- zastąpienie mocznika saletrą amonową może ograniczyć emisję NH_3 nawet o 90%, jednakże negatywną stroną takiego rozwiązania może być wzrost emisji N_2O , zwłaszcza na w przypadku gleb wilgotnych i drobnej tekstury, co w efekcie prowadzi do tego, że bilans emisji tych gazów wychodzi na zero; w dodatku nawozy saletrzane są nieco droższe, co nie jest w zasadzie istotne, ponieważ straty azotu z nich są mniejsze.

Straty gazowe (emisje) NH_3 z siarczanu amonu i fosforanu amonu w dużym stopniu zależą od pH gleby. Będą one mniejsze, jeżeli nawozy te będą stosowane na glebach o $\text{pH} < 7,0$. Praktyki ograniczania emisji z mocznika mogą być również stosowane w przypadku tych nawozów, a nawet saletry amonowej.

Stosowanie w praktyce rolniczej węglanu amonu może prowadzić do dużych strat gazowych NH_3 , które tuż po zastosowaniu mogą wynosić nawet 50% ilości zastosowanego N. W dodatku amoniak może się uwalniać podczas magazynowania tego nawozu. Z tego względu zgodnie z Protokołem z Göteborga (aneks IX) stosowanie tego nawozu jest zakazane.

Podsumowanie

Praktyki rolnicze ograniczające emisje amoniaku z rolnictwa są, na poziomie ogólnym, wystarczająco dobrze rozpoznane. Ich adaptacja do postaci krajowych kodeksów praktyk, dostosowanych do specyficznych (a niekiedy lokalnych), warunków rolnictwa każdego kraju, nastrocza pewne problemy prawie wszędzie w Europie. Podstawową kwestią jest to, że dane o wielkościach ograniczeń emisji dla poszczególnych praktyk są niepełne. Aby więc sprostać wymogom ograniczania emisji, wynikającym z legislacji unijnej i krajowych regulacji prawnych, niezbędne są ilościowe pomiary emisji i jej ograniczeń dla każdej praktyki, która może efektywnie i przy niewielkich kosztach obniżyć emisje do wyznaczonych pułapów, które obowiązywać będą po 2020 r. Pomiary takie są wskazane również po to, aby na ich podstawie opracować modele szacowania emisji i jej ograniczeń, co jest niezbędnym warunkiem wywiązania się z nałożonych zobowiązań w tej kwestii w skali krajów, w tym Polski.

Literatura

1. Canh T.T., Aarnink A.J.A., Mroz Z., Jongbloed A.W., Schrama J.W., Verstegen M.W.A.: Influence of electrolyte balance and acidifying calcium salts in the diet of growing-finishing pigs on urinary pH, slurry pH and ammonia volatilisation from slurry. *Livestock Prod. Sci.*, 1998, **56**, 1: 1-13.
 2. Council of the European Union, 2015. Directive of the European Parliament and of the Council on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants and amending Directive 2003/35/EC. Annex, 15401/15, Brussels, 16 December, 2015.
 3. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/2284 z dnia 14 grudnia 2016 r. w sprawie redukcji krajowych emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych, zmiany dyrektywy 2001/81/WE. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej L 344/1, 17.12.2016, PL.
 4. K O B I Z E (IOŚ-PIB). Krajowy bilans emisji SO₂, NO_x, CO, NH₃, NMLZO, pyłów, metali ciężkich i TZO za lata 2014-2015 w układzie klasyfikacji SNAP (Raport syntetyczny), Warszawa, 2017.
 5. Konwencja w sprawie transgranicznego przenoszenia zanieczyszczeń powietrza na dalekie odległości sporządzona w Genewie dnia 13 listopada 1979 r. (Dz. U. z dnia 28 grudnia 1985 r.). Dz.U.85.60.311.
 6. Misselbrook T.H., Smith K.A., Jackson D.R., Gihlespy S.L.: Ammonia Emissions from Irrigation of Dilute Pig Slurries. *Biosyst. En.*, 2004, **89**, 4: 473-484.
 7. Monteny G.J., Erisman J.W.: Ammonia emission from dairy cow buildings: a review of measurement techniques, influencing factors, and possibilities for reduction. *Netherlands J. Agric. Sci.*, 1998, **46**: 225-247.
 8. Swensson C.: Relationship between content of crude protein in rations for dairy cows, N in urine and ammonia release. *Livestock Production Sci.*, 2003, **84**, 2: 125-133.
 9. United Nations Economic Commission for Europe (UNECE), 2015. United Nations Economic Commission for Europe Framework Code for Good Agricultural Practice for Reducing Ammonia Emissions. European Commission, Directorate-General Environment on behalf of the Task Force on Reactive Nitrogen of the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution.
 10. Ye Z.Y., Zhang G., Li B., Strom J.S., Dahl P.J.: Ammonia emissions affected by airflow in a model pig house: effects of ventilation rate, floor slat opening and headspace height in a manure storage pit. *Transactions of the ASABE*, 2008, **51**: 2113-2122.
-

Adres do korespondencji:

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

Antoni Faber, Zuzanna Jarosz

*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

PRAKTYKI ROLNICZE UMOŻLIWIAJĄCE OGRANICZENIE EMISJI AMONIAKU – ANALIZA STANU BADAŃ*

Słowa kluczowe: rolnictwo, amoniak, emisje, praktyki, ograniczenie emisji

Wstęp

Literatura na temat emisji amoniaku (NH_3) z rolnictwa jest obszerna. Mniej liczne są natomiast prace charakteryzujące ilościowo emisje oraz ograniczenia emisji dla poszczególnych praktyk rolniczych. Istnieje pilna potrzeba szerszego prowadzenia badań w tym kierunku, jeśli po 2020 r. chcemy wywiązać się z limitów ograniczenia emisji nałożonych przez dyrektywę unijną NEC (2).

Celem opracowania jest omówienie stanu badań krajowych i międzynarodowych dotyczących możliwości ograniczenia emisji amoniaku i stanowiących przesłanki do przygotowania w przyszłości Krajowego Kodeksu Dobrych Praktyk Ograniczających Emisję Amoniaku z Rolnictwa. Selekcjonowano przy tym takie praktyki, które mogłyby potencjalnie być efektywne zarówno technicznie, jak również ekonomicznie. Autorzy mieli świadomość faktu, że pewne aspekty ograniczenia emisji amoniaku były uwzględnione w obowiązującym w Polsce od 2004 r. Kodeksie Dobrych Praktyk Rolniczych (12), a z drugiej zaś strony przeświadczenie, że uregulowania te będą niewystarczające po 2020 r., kiedy trzeba będzie corocznie wykazywać ilościowo procentowe ograniczenia emisji NH_3 z rolnictwa (2).

Meta-dane literaturowe na temat praktyk ograniczających emisje amoniaku

Przegląd światowej literatury na temat praktyk ograniczających ilościowo emisje NH_3 przedstawiono w 2016 r. na konferencji naukowej „Rozwiązania zwiększające efektywność wykorzystania azotu dla świata” (13). Jak nieliczne są, póki co,

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

ilościowe opracowania w tym zakresie pokazuje fakt, że cytowani autorzy powołali się tylko na 19 pozycji literaturowych. Intencją autorów nie jest nawiązywanie tu do przedstawionej w tym opracowaniu literatury, można ją znaleźć w oryginale (13), lecz jedynie zwrócenie uwagi na najważniejsze uogólnienia i konkluzje.

Praca nawiązuje, zgodnie z wymaganiami (6), do całościowego ujęcia przemian azotu poprzez odniesienie do efektywności wykorzystywania azotu (NUE). Już we wstępie stwierdzono, że emisje w postaci amoniaku należy zaliczyć do głównych szlaków strat azotu (N) z agroekosystemów. Według szacunków IPCC 10-20% stosowanego w rolnictwie, N tracone jest na drodze emisji gazowych. Choć badania na temat ograniczania tych strat są prowadzone od lat, to zgodzić się trzeba z wnioskiem, że wyjątkowo trudno wyprowadzić z nich jasne konkluzje, dlatego brak jest systematycznej syntezy tych badań (13). To, co autorzy cytowanej pracy mogli uczynić, to próbować wypełnić luki w wiedzy na temat ilościowego ograniczania emisji NH_3 , co ma kluczowe znaczenie dla zwiększenia efektywności wykorzystania azotu, jakości środowiska oraz przeciwdziałania zmianom klimatu (ok. 1% emitowanego NH_3 przekształca się N_2O , który w największym stopniu przyczynia się do zmian klimatu).

Stosowanie w rolnictwie nawozów innych niż mocznik oraz nawozów z dodatkiem mocznika istotnie zmniejszało emisje NH_3 , odpowiednio o 75 i 31%. Emisje rosły wraz ze wzrostem dawek N. Generalizując, większe dawki powodowały wzrost emisji nawet o 186%. Z drugiej strony, podział dawek mineralnych nawozów azotowych nie wpływał na wielkość strat gazowych NH_3 . Głęboka aplikacja nawozów obniżała emisje amoniaku o 65% w porównaniu z ich stosowaniem na powierzchnię gleby.

Nawadnianie deszczowniane obniżało emisje o 35% w porównaniu do pól korzystających jedynie z opadów atmosferycznych, czy nawet minimalnych nawodnień deszczownianych. Pozostawianie na polu resztek poźniwnych istotnie zwiększało emisje NH_3 , nawet o 26%. Dodawanie do nawozów azotowych różnych substancji zmniejszało emisje o 32% (zeolity – 44%, piryty – 21%, kwasy organiczne – 16%). Stosowanie mocznika i nawozów mocznikowych o kontrolowanym działaniu zmniejszało emisje odpowiednio o 54 i 68%.

Zdaniem autorów cytowanego opracowania potencjał ograniczenia emisji NH_3 jest szeroki i mieści się w zakresie od 16 do 88% (13). Zwraca uwagę fakt, że w opracowaniu nie przedstawiono żadnej praktyki dotyczącej produkcji zwierzęcej (karmienia, utrzymania zwierząt, gospodarowania nawozami naturalnymi, itp.). To nie dziwi, ponieważ ograniczenia emisji są w tym przypadku jeszcze trudniejsze do uzyskania i wykazania ilościowego, ponieważ zależą od sytuacji w gospodarstwie i warunków lokalnych. Jednak produkcja zwierzęca jest odpowiedzialna za 79% ogólnej wielkości emisji amoniaku, a więc poszukiwanie rozwiązań i wdrażanie praktyk ograniczających straty azotu w produkcji zwierzęcej nabiera coraz większego znaczenia (tab. 1).

Tabela 1

Względne wielkości emisji amoniaku z poszczególnych źródeł w całkowitej emisji tego gazu w Europie

Źródła emisji	Wielkość emisji (%)
Mineralne nawozy azotowe	21
Gospodarowanie obornikiem krowim	17
Gospodarowanie pozostałym obornikiem bydłym	16
Gospodarowanie obornikiem świńskim	13
Aplikacja obornika do gleb	9
Gospodarowanie pomiotem kur niosek	4
Odchody zwierząt pozostawiane na pastwiskach	3
Inne źródła	17

Źródło: NUECD proposal..., 2015(4)

Innym źródłem literatury opisującym możliwości ograniczenia emisji amoniaku jest przewodnik grupy zadaniowej UNECE do spraw reaktywnego azotu (1). Zawiera on 10 rozdziałów, w których omówiono problemy związane ze wzrostem zawartości reaktywnego azotu w środowisku. Scharakteryzowano w nich:

- aktualny stan wiedzy na temat emisji i ograniczania emisji amoniaku w rolnictwie,
- naukowe i techniczne podstawy strategii i praktyk ograniczania emisji,
- ekonomiczne koszty praktyk ograniczania emisji w €/kg NH_3 ,
- ograniczenia w stosowaniu praktyk.

W opracowaniu uwzględniono praktyki z następujących obszarów:

- gospodarowanie azotem obejmujące cały cykl przemian N,
- strategię żywienia zwierząt,
- sposoby magazynowania nawozów naturalnych,
- sposoby aplikacji nawozów naturalnych,
- inne praktyki ograniczania emisji,
- praktyki ograniczające emisje ze źródeł nierolniczych.

W publikacji wyróżniono trzy kategorie strategii i praktyk ograniczających emisje NH_3 i straty azotu (1):

- Kategoria 1: praktyki dobrze zbadane, uważane za potencjalnie przydatne w praktyce rolniczej, takie, dla których istnieją ilościowe dane na temat efektywności ograniczania emisji, przynajmniej w skali eksperymentalnej;
- Kategoria 2: praktyki obiecujące, ale ich badania są niewystarczające, lub takie, dla których trudno będzie ilościowo scharakteryzować ograniczenie emisji;
- Kategoria 3: takie których efektywności nie wykazano lub takie, których zastosowania rolnicy będą unikać.

W zakresie gospodarowania azotem w całym cyklu jego przemian do kategorii 1. zaliczono analizy: zapotrzebowania na azot roślin i zwierząt, dostępnych źródeł azotu, warunków przechowywania nawozów zawierających azot oraz praktyk, metod i procedur efektywnego wykorzystywania N. Na podstawie wyników tych analiz powinny być podejmowane decyzje w zakresie: rozwijania praktyk, ocen konsekwencji stosowania praktyk, wybór najlepszych praktyk ze względu na cele agronomiczne oraz środowiskowe. Następnie powinno być przeprowadzone

planowanie z uwzględnieniem działań, które mają być wykonane, co ma być zmierzone (gdzie, kiedy, jak i za ile); opracowania aktualnego planu rozdysponowania nawozów w sposób maksymalizujący ekonomiczne korzyści przy jednoczesnym minimalizowaniu oddziaływania na środowisko. Zastosowanie planu(-ów) powinno polegać na: wdrożeniu planu do praktyki; uwzględnieniu aktualnych warunków środowiskowych i uwzględnieniu najlepszych zaleceń. Działanie praktyk powinno być monitorowane poprzez: gromadzenie danych o plonach i zawartości w nich N oraz sporządzenie bilansu azotu w układzie przychód/rozhód. Wyniki monitoringu powinny być poddane ocenie z uwzględnieniem: wyspecyfikowania nadmiaru azotu oraz efektywności wykorzystywania azotu (NUE).

W zakresie żywienia zwierząt do praktyk kategorii 1. zaliczono: ograniczenie dawki białka surowego u przeżuwaczy i trzody oraz fazowe żywienie krów mlecznych, opasów i trzody (1). W przypadku drobiu redukcja białka surowego w celu zmniejszenia wydalania N będzie mniej efektywna niż w przypadku trzody, ale ciągle interesująca jako praktyka (1).

W zakresie pomieszczeń inwentarskich do kategorii 1 zaliczono: podłogi zapewniające szybki odciek moczu i czyszczenie stanowisk z ekskrementów, ograniczenie powierzchni obornika, częste czyszczenie pomieszczeń, właściwą wentylację oraz wydłużenie okresu przebywania bydła na pastwiskach (1).

W zakresie przechowywania nawozów naturalnych do praktyk kategorii 1. zaliczono: szczelne przykrywanie zbiorników lub przyzmy, pływające przykrycia na gnojowicy, zachowywanie naturalnego kożucha (1).

Spośród praktyk aplikacji nawozów naturalnych do kategorii 1. zaliczono: pasmowe stosowanie gnojowicy, iniekcje gnojowicy w otwarte lub zamknięte rowki, przykrycie glebą gnojowicy lub obornika stosowanych na powierzchnię gruntu oraz rozcieńczenie gnojowicy przynajmniej o 50%, jeśli ma być stosowana w niskociśnieniowym nawadnianiu (1).

Praktyki stosowania mineralnych nawozów N zaliczone do kategorii 1. obejmowały w przypadku mocznika: stosowanie inhibitorów ureazy, otoczkowanie w celu uzyskania nawozów wolnodziałających, iniekcję do gleby, szybkie przykrycie glebą oraz deszczowanie bezpośrednio po nawożeniu. Praktyki, z wyjątkiem dwóch pierwszych, mogą być przydatne również w przypadku nawożenia gleb wapiennych przy użyciu siarczanu i fosforanu amonu.

Przykład praktyk rolniczych ograniczających emisję amoniaku z rolnictwa – Niemcy

Do tej pory kodeksami dobrych praktyk rolniczych ograniczających, wprost lub pośrednio, emisję amoniaku dysponują takie kraje jak: Belgia, Czechy, Dania, Niemcy, Węgry, Polska, Rumunia, Słowenia, Szwecja, Szwajcaria oraz Wielka Brytania. Krótki opis tych kodeksów można znaleźć w opracowaniu TFRN – LRTAP (14), zaś pełne opisy są dostępne w Internecie. W tym artykule przytoczone więc zostaną wybrane tezy i konkluzje z kodeksu obowiązującego w Niemczech (3).

Niemcy ratyfikowały Protokół UN/ECE o przeciwdziałaniu zakwaszaniu i eutrofizacji środowiska oraz oddziaływaniu na powstawanie dziury ozonowej, w związku z czym zobowiązały się do zmniejszenia emisji NH_3 do $550 \text{ kt} \cdot \text{r}^{-1}$ w 2010 r. Osiągnięcie wyznaczonego celu redukcji wymagało ograniczenia emisji o określonej, wyrażonej w % wartości, uzyskaną z takich źródeł, jak: stosowanie obornika – 30, pomieszczenia inwentarskie – 20, przechowywanie obornika – 40%. Ograniczenia emisji z pomieszczeń inwentarskich dotyczyły nowych pomieszczeń na dużych farmach trzody (> 2000 tuczników, > 750 macior) lub farm drobiowych ($> 40\,000$ drobiu). Natomiast ograniczenia dotyczące nawozów naturalnych dotyczyły całej ich ilości i wszystkich rodzajów gospodarstw. W odniesieniu do mineralnych nawozów azotowych, kodeks dotyczył nawozów na bazie mocznika. Ponieważ Niemcy miały obowiązek opracować i upowszechnić kodeks dobrych praktyk ograniczających emisje amoniaku, dlatego grupa ekspertów opracowała stosowny dokument odnoszący się do żywienia zwierząt, pomieszczeń inwentarskich, jak również przechowywania i stosowania obornika. Przyjęto, że praktyki zawarte w kodeksie muszą spełniać następujące wymagania (3):

- mieć dobre podstawy naukowe,
- mieć cechy niezbędności, stosowalności i adekwatności,
- odpowiadać oficjalnym zaleceniom służb doradztwa rolniczego,
- być znanymi i zrozumiałymi dla kompetentnych farmerów.

W sensie formalnym kodeks nie stanowił oficjalnej regulacji prawnej, lecz był jedynie dokumentem, którego celem było rozróżnienie odpowiednich od nieodpowiednich praktyk z punktu widzenia ograniczania emisji NH_3 .

Kodeks miał unaocznić rolnikom, doradcom, władzom lokalnym, politykom oraz konsumentom, jakie praktyki i środki strukturalne są odpowiednie do zmniejszenia emisji amoniaku. Miał on obowiązywać we wszystkich gospodarstwach, niezależnie od typu i wielkości. Wdrożenie kodeksu uzależnione zostało jednak od lokalnych warunków każdego indywidualnego gospodarstwa.

Zaproponowane w kodeksie praktyki dla bydła, trzody i drobiu dotyczyły żywienia zwierząt, pomieszczeń inwentarskich, jak również przechowywania i stosowania obornika. W celu wykazania efektywności praktyk opracowano specjalny model ograniczania emisji NH_3 dla pojedynczego gospodarstwa: gospodarstwo trzodowe z 1000 tuczników, gospodarstwo mleczarskie z 70 krowami. Niżej przedstawiono zaproponowane praktyki.

Żywienie zwierząt

Produkcja pasz i ich konserwacja

Przewidziano w tym zakresie następujące praktyki:

- profesjonalna produkcja pasz (dobór odmian, nawożenie, poprawne wykorzystanie zbiorów),
- maksymalizacja wykorzystywania pastwisk przez bydło,
- produkcja wysokiej jakości pasz, unikanie ich strat w produkcji, konserwacji i żywieniu.

Żywnienie zwierząt

Zaproponowane praktyki obejmowały:

- właściwe planowanie racji żywieniowych oraz ich kontrolę,
- stosowanie analizy pasz przy użyciu przetestowanych procedur,
- dostosowanie kompozycji pasz do potrzeb żywieniowych oraz kondycji zwierząt.

Krowy mleczne

Zalecane praktyki dotyczyły:

- różnych racji żywieniowych dla fazy zasuszenia i laktacji,
- stosowanie białka surowego w ilościach zapewniających właściwą równowagę azotową.

Trzoda

Wybrane praktyki uwzględniały:

- różne racje żywieniowe dla macior ciężarnych i macior karmiących,
- zróżnicowane diety w różnych stadiach wzrostu tuczników (fazy żywieniowe),
- dodatki czystych aminokwasów do pasz, jeśli koszty na to pozwolą.

Drób

Praktyki polegały na:

- fazowym żywieniu w okresie tuczu,
- dodatku do pasz czystych aminokwasów, jeśli ich ceny będą korzystne.

Pomieszczenia inwentarskie

Ogólnie rzecz biorąc:

- utrzymywanie w czystości i stanie suchym pomieszczeń i wybiegów,
- krótkotrwałe przechowywanie gnojowicy w pomieszczeniach, przechowywanie gnojowicy w zbiornikach na zewnątrz budynku, pod przykryciem lub z naturalnym kożuchem,
- utrzymywanie możliwie niskich temperatur powietrza wlotowego, niskich temperatur w budynku oraz niskiej wentylacji – pod warunkiem spełnienia wymogów klimatycznych zwierząt i ich dobrostanu.

Pomieszczenia naturalnie wentylowane:

- usytuowanie budynków w poprzek głównego kierunku wiatru, z wykluczeniem barier zewnętrznych, w celu zapewnienia odpowiedniego przepływu powietrza i optymalnych warunków wewnątrz pomieszczeń,

Pomieszczenia ściółkowane:

- ściółka powinna być świeża i stosowana w odpowiedniej ilości, bez substancji szkodliwych, mocz powinien być odprowadzany przez nachylone rynny,
- należy stosować częste usuwanie odchodów i częste dościelanie,
- zapewnić niezawodność poidel.

Krowy:

- wydłużenie okresu pastwiskowego,
- usuwanie odchodów z obór bezściołowych parę razy dziennie.

Drób:

- kury nioski – czyszczenie wolier i podłóg raz w tygodniu (systemy wentylowane i niewentylowane),
- kury nioski w klatkach – czyszczenie dwa razy w tygodniu (pomieszczenia niewentylowane), raz w tygodniu (pomieszczenia wentylowane),
- kury nioski, brojlery i indyki – stosowanie odpowiednich i sprawnych poidel; w przypadku brojlerów poidła powinny mieć regulację wysokości.

Przechowywanie nawozów naturalnych*Gnojowica bydlęca i trzody:*

- zbiorniki powinny mieć dostateczną pojemność, aby gnojowicę stosować w czasie, kiedy rośliny mają największe zapotrzebowanie pokarmowe na N,
- zbiorniki powinny być przykryte naturalnymi lub sztucznymi przykryciami,
- napełnianie zbiornika powinno być poniżej przykrycia,
- nowo budowane zbiorniki powinny mieć małą powierzchnię emisji (stosunek wysokości do średnicy 1:3 do 1:4),
- unikanie zbędnego mieszania gnojowicy.

Obornik (bydłęcy, trzody, pomiot drobiu)

- utrzymywanie powierzchni przyzmy tak małej jak to jest tylko możliwe,
- zbieranie odcieków, deszczówki, przesączy w zamkniętych zbiornikach.

Wysuszony pomiot kur niosek

- utrzymywanie pomiotu w stanie suchym, np. pod zadaszeniem na nieprzepuszczalnym podłożu.

Stosowanie nawozów naturalnych

- wystarczające wymieszanie (homoginizacja) gnojowicy przed zastosowaniem,
- stosowanie wszystkich rodzajów nawozów naturalnych w chłodny i wilgotny dzień; alternatywnie stosowanie nawozów przed wieczorem; alternatywnie stosowanie płynnych nawozów za pomocą odpowiednich rozlewaczy (najlepiej z płóciowymi redlicami),
- płynne nawozy przykryć w 1 godzinę po zastosowaniu,
- obornik od wszystkich zwierząt przykryć co najmniej 24 godziny po aplikacji.

Badania prowadzone w IUNG-PIB w celu uszczegółowienia kodeksu dobrych praktyk ograniczających emisję amoniaku

Dotychczasowe badania i prace idą w dwóch kierunkach: analizy efektywności wykorzystywania azotu (NUE) oraz szerokiej współpracy z Grupą Azoty Zakłady Azotowe Puławy S.A. nad zmniejszeniem emisyjności mocznika.

Wątek prac nad NUE został skoordynowany z pracami Europejskiego Panelu ds. Efektywności Azotu (EU NEP). W badaniach wykorzystano metodykę opracowaną przez Panel w celu scharakteryzowania NUE: dla produkcji roślinnej ogółem, upraw intensywnych (na lepszych gruntach) oraz upraw ekstensywnych na gorszych gruntach, w gospodarstwach produkujących pszenicę oraz NUE i efektywność wykorzystywania wody (WUE) w doświadczeniach polowych. Zostały opublikowane prace na te tematy (9, 10, 11). Stanowią one wstęp do całościowego charakteryzowania przemian azotu (pobranie azotu przez rośliny, straty azotu ogółem) zgodnie z Ramowym Kodeksem UNECE (6). Zgodnie z zapowiedziami EU NEP w dalszej działalności zajmować się będzie emisjami azotu, w tym też kierunku podążać będą dalsze prace w IUNG-PIB.

Według badań EU NEP Polska należy do krajów o niskiej efektywności wykorzystywania azotu NUE: w produkcji roślinnej – 55%, w całym rolnictwie 25% (5). Badania własne odnoszące się do produkcji roślinnej wykazały, że średni ważony NUE dla upraw intensywniejszych i mniej intensywnych wynosi 60% (9). Oznacza to, że tracimy w kraju bezproduktywnie 40% zastosowanego azotu w nawozach naturalnych i mineralnych stosowanych w produkcji roślinnej. Stan ten wynika z działania czynników ograniczających plon (niedobory wody, niedobory składników pokarmowych innych niż azot, zakwaszenie gleb) oraz działania czynników redukujących plony (patogeny). Przedstawiona ogólna diagnoza sugerowałaby, że dążenie do większej produktywności roślin jest nierozzerwalnie związane z poprawą efektywności wykorzystania azotu, co w konsekwencji prowadzić powinno do zmniejszenia strat N w wymywaniu i emisjach gazowych. Przede wszystkim należałoby dążyć do poprawy efektywności wykorzystywania azotu na użytkach zielonych (NUE = 42%) oraz w uprawach intensywnych zlokalizowanych na lepszych glebach (pszenica, rzepak, kukurydza na ziarno, pszenżyto, burak cukrowy); (9).

Ograniczenia emisji trzeba poszukiwać w sposób, który nie tylko nie zmniejszy produktywności, lecz wpłynie na jej poprawę. W badaniach 1182 gospodarstw produkujących pszenicę stwierdzono, że średni NUE wynosił 89% i leżał w zakresie pożądanego według EU NEP (50-90%); (10). Głębsza analiza wykazała jednak, że aż 49% gospodarstw stosowało zbyt niskie nawożenie i osiągało średnie plony $5,5 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, zaś w gospodarstwach (38% ogółu) uzyskujących pożądaną NUE (50-90), pobranie azotu ($> 80 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$) i straty azotu ($< 80 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$) plony wynosiły średnio również $5,5 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$. Oznacza to, że w tym drugim typie gospodarstw plony ograniczone były przez czynniki inne niż nawożenie azotem. Przedstawione wyniki wskazują, że zwiększenie plonów i zmniejszenie strat azotu wymaga eliminacji czynników ograniczających i redukujących plony. W następnej pracy próbowano ustalić w jakim stopniu dwa podstawowe czynniki plonotwórcze, woda i azot, ograniczają plony pszenicy ozimej. Badania prowadzono w wieloletnich doświadczeniach polowych, w których nawożenia makroelementami oraz pH były w granicach optymalnych.

Wyniki doświadczeń polowych wykazały, że plon pszenicy był ograniczony przy opadach w sezonie wegetacji do 400mm oraz dawce N do $160 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (11). Przy takich wartościach plon ziarna wynosił średnio maksymalnie $7 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (z

wahaniami $1,34 - 9,66 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$). Stabilizowanie się plonu na poziomie średnim $7 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ najprawdopodobniej związane było ze zbyt gęstym siewem roślin. Jeśli w praktyce zapewnimy eliminację czynników ograniczających i redukujących plony oraz rozrzedzimy siewy, to prowadzić to będzie do dalszego wzrostu średnich plonów. Jeśli tego nie uczynimy różnica w plonach pomiędzy obiektami o zbyt wysokim NUE (116 ± 17 ; niebezpieczeństwo pogarszania się żyzności gleby), a pożądanym NUE może wynosić jedynie $0,7 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$. Tak więc straty azotu mają odzwierciedlenie nie tylko w postaci szkód środowiskowych, ale również w kosztach zakupu niewykorzystanych nawozów oraz w utraconych plonach.

IUNG-PIB blisko współpracuje z Grupą Azoty Zakładami Azotowymi Puławy S.A. W ostatnim czasie opracowano i przekazano partnerowi dwa rozległe przeglądy literatury dotyczące potencjału ograniczenia emisji z mocznika:

- „Przegląd ważniejszych zagadnień dotyczących potencjalnych możliwości formułacji nowych nawozów na bazie mocznika” (7).
- „Materiały i metody wykorzystywane do otoczkowania nawozów ze szczególnym uwzględnieniem mocznika” (8).

W badaniach polowych IUNG-PIB testowane są moczniki z najnowocześniejszym na rynku inhibitorem urolizy. Oczekuje się, że wyniki tych badań będą na tyle pozytywne, że przynajmniej odsuną w czasie zastępowanie mocznika przez saletrę amonową

Badania, które powinny być pilnie podjęte

Przywołany wcześniej przegląd literatury światowej na temat procentowego ograniczenia emisji NH_3 przez niektóre praktyki rolnicze został oparty na 19 artykułach naukowych (13). Wskazuje to na to, że brak jest wystarczającej ilości pomiarów emisji. Nie chodzi tu o regularnie działające monitoringi emisji powierzchniowych. Takie państwowe monitoringi działają w wielu krajach. Osiągnięcie wymaganych ograniczeń emisji z rolnictwa możliwe będzie po zainicjowaniu monitoringów emisji punktowych, zwłaszcza w większych gospodarstwach z produkcją zwierzęcą. W UE uważa się, że znaczący udział w wielkości emisji rolniczych NH_3 ma zaledwie 5% gospodarstw. Zainicjowanie monitoringów w zakresie zbliżonym do Ramowego Kodeksu (6), czy bardziej szczegółowego przykładowego kodeksu dla Niemiec (3), jest pilnym zadaniem, które winno być niezwłocznie podjęte przez stosowne instytucje podlegające MRiRW. Przystąpienie do takiego działania nie jest ze strony nauki ograniczone brakiem kompetencji, ale raczej brakiem środków. Wysiłki czynione w tym zakresie, w tym również w programach wieloletnich, są zbyt fragmentaryczne, co powoduje, że posiadane materiały i wyniki badań są zbyt przyczynkowe, aby mogły się złożyć na dobrze napisany i wykonawczo realistyczny kodeks dobrych praktyk ograniczających emisję amoniaku. Sytuacja taka, jeśli będzie trwać, może spowodować, że KOBiZE nie będzie w stanie wykazać osiągniętych w rolnictwie ograniczeń emisji tego gazu.

Koszty ograniczania emisji amoniaku w rolnictwie

Koszty ograniczania emisji w rolnictwie nie są wystarczająco dobrze rozpoznane. Wiadomym jest jednak, że dla gospodarstw najbardziej kosztowo efektywną praktyką będzie zastąpienie mocznika przez saletrę amonową (15). Będzie to jednak generowało znaczne koszty w przemyśle. Średnio efektywne kosztowo będzie natychmiastowe przykrycie glebą obornika i gnojowicy przy użyciu brony talerzowej, odpowiednie przechowywanie obornika i pomiotu przed rozrzuceniem oraz zastosowanie gnojowicy na użytkach zielonych przy użyciu płócej redlicy. Według innego źródła literatury koszty ograniczenia emisji amoniaku są największe w przypadku niskoemisyjnych budynków inwentarskich i manipulowania dawkami żywieniowymi (1)

Tabela 1

Koszty związane z ograniczeniem emisji amoniaku z poszczególnych źródeł emisji

Kategoria praktyk rolniczych	Koszty ograniczenia emisji
Żywienie zwierząt	-2,0-2,0 €·kg ⁻¹ NH ₃ -N niewyemitowanego
Pomieszczenia niskoemisyjne	0,0-20 €·kg ⁻¹ NH ₃ -N niewyemitowanego
Przechowywanie nawozów naturalnych	0,3-5 €·kg ⁻¹ NH ₃ -N niewyemitowanego
Niskoemisyjne stosowanie nawozów naturalnych	-0,5-2,0 €·kg ⁻¹ NH ₃ -N niewyemitowanego
Niskoemisyjne stosowanie mineralnych nawozów azotowych	-0,5-4 €·kg ⁻¹ NH ₃ -N niewyemitowanego

Źródło: Bittman i in., 2014 (1)

Podane koszty zależą od wielu czynników, dlatego należy je traktować jako wartości przybliżone i wymagające weryfikacji.

Podsumowanie

Redukcja emisji amoniaku pozostaje kluczowym wyzwaniem na przyszłość. Biorąc pod uwagę zarówno miejscowe, jak i transgraniczne skutki emisji amoniaku dla zdrowia i ekosystemów należy zintensyfikować wysiłki mające na celu opracowanie kodeksów krajowych. Jest to nie tylko wyzwanie dla dobra środowiska, ale też szansa dla rolników na odniesienie korzyści z redukcji amoniaku.

Pomimo faktu, iż badania nad emisjami amoniaku z rolnictwa prowadzi się od wielu lat, to dostępność informacji o wielkości ograniczeń emisji dla różnych praktyk rolniczych jest ciągle bardzo ograniczona. W dodatku podawane w literaturze wielkości ograniczeń emisji nie mogą być wprost odnoszone do innych obszarów, ze względu na specyfikę rolnictwa oraz warunków środowiskowych. Oznacza to, że w trybie pilnym należałoby w Polsce badać punktowe emisje dla różnych praktyk w celu sporządzenia własnego kodeksu praktyk ograniczających emisję amoniaku. Wydaje się to być warunkiem niezbędnym wywiązania się z limitów emisji amoniaku po 2020 r.

Literatura

1. Bittman S., Dedina M., Howard C.M., Oenema O., Sutton M.A.: Options for Ammonia Mitigation: Guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen, Centre for Ecology and Hydrology, 2014, Edinburgh, UK.
2. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/2284 z dnia 14 grudnia 2016 r. w sprawie redukcji krajowych emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych, zmiany dyrektywy 2001/81/WE. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej L 344/1, 17.12.2016, PL.
3. Eurich-Menden B., Döhler H., Hartung E.: Good Agricultural Practice on Reducing Ammonia Emissions in Agriculture. Landtechnik, 2004, 2: 104-105.
4. European Union. NECD proposal Facts and figures on agriculture reductions as proposed under the Commission's. 2015. (<http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/review/Facts%20and%20figures%20agriculture%20under%20the%20NEC.pdf>).
5. EU NEP: Nitrogen Use Efficiency (NUE) – an indicator for the utilization of nitrogen in food systems. Draft proposal – version 4, September, 2014, EU Nitrogen Expert Panel – Fertilizers Europe.
6. Faber A., Jarosz Z.: Praktyki rolnicze umożliwiające ograniczenie emisji amoniaku. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2018, **56(10)**: 35-44
7. Faber A.: Przegląd ważniejszych zagadnień dotyczących potencjalnych możliwości formułacji nowych nawozów na bazie mocznika. Maszynopis (opracowano na zlecenie Grupy Azoty Zakłady Azotowe Puławy S. A.). 2017.
8. Faber A.: Materiały i metody wykorzystywane do otoczkowania nawozów ze szczególnym uwzględnieniem mocznika. Maszynopis (opracowano na zlecenie Grupy Azoty Zakłady Azotowe Puławy S. A.). 2017.
9. Faber A., Jarosz Z., Kopiński J., Matyka M.: The relationships between nitrogen use efficiency and nitrogen input in crop production in Poland. Pol. J. Agron., 2016, **26**: 15-20.
10. Faber A., Jarosz Z., Jadczyż T.: Nitrogen use efficiency of winter wheat on farms in Poland. Pol. J. Agron., 2016, **26**: 21-25.
11. Faber A., Jarosz Z., Rutkowska A.: Analysis of water and nitrogen use efficiency in winter wheat grown under mildly dry conditions. P. J. Agron., 2016, **26**: 26-33.
12. Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi, Ministerstwo Środowiska. Kodeks Dobrej Praktyki Rolniczej. 2004.
13. Pan A., Lam S.K., Mosier A., Luo Y., Chen D.: Strategies for mitigating ammonia emissions from agroecosystems. Proceedings of the 2016 International Nitrogen Initiative Conference, "Solutions to improve nitrogen use efficiency for the world", 4-8 December 2016, Melbourne, Australia (www.ini2016.com).
14. TFRN LRTAP: National advisory code of good agricultural practice to control ammonia emissions. Working Group on Strategies and Review, Fifty-fifth session, 31 May-2 June 2017, Informal document No. 5. (https://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2017/AIR/WGSR/01062017Responses_questionnaire_NAC_v4_final_final.pdf).
15. Webba J., Ryan B.M., Anthony S.G., Brewer A., Law S.L., Allera M.F., Misselbrook T.H.: Cost-effective means of reducing ammonia emissions from UK agriculture using the NARSES model. Atmospheric Environment, 2006, **40**: 7222-7233.

Adres do korespondencji:

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

Monika Kozieł, Anna Gałązka, Stefan Martyniuk

*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa –Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

**WOLNOŻYJĄCE BAKTERIE WIĄŻĄCE AZOT ATMOSFERYCZNY
Z RODZAJU *AZOTOBACTER* – WYSTĘPOWANIE,
LICZEBNOŚĆ I ZNACZENIE***

Słowa kluczowe: *Azotobacter* sp., występowanie, liczebność, znaczenie

Wstęp

Spośród ogromnej ilości rodzajów i gatunków mikroorganizmów glebowych, zaledwie niewielka ich część została wyizolowana i zidentyfikowana. Wśród nich są drobnoustroje pożyteczne, których obecność w glebach nie pozostaje bez wpływu na ich właściwości. Przedstawicielem tego typu mikroorganizmów są bakterie należące do rodzaju *Azotobacter* – zdolne do wiązania azotu atmosferycznego i udostępniania go roślinom wyższym w formie przyswajalnej. Zainteresowanie tymi bakteriami sięga początków XX w., gdy w 1901 roku Beijerinck wyizolował i oznaczył pierwszy gatunek należący do tego rodzaju – *Azotobacter chroococcum* (72). Od tego momentu rozpoczęto badania nad występowaniem, fizjologią oraz genetyką tych ważnych dla rolnictwa mikroorganizmów.

Bakterie tlenowe należące do rodzaju *Azotobacter* reprezentują zróżnicowaną grupę wolno żyjących diazotrofów powszechnie występujących w glebie. W obrębie rodzaju *Azotobacter* znanych jest 7 gatunków, wśród których *Azotobacter chroococcum* najczęściej występuje w różnych glebach na całym świecie (6, 14, 17, 41, 68, 72, 77, 78). Liczebność *Azotobacter* spp. w glebach o odczynie neutralnym lub zasadowym rzadko przekracza kilka tysięcy komórek w 1 g gleby, natomiast w glebach kwaśnych (pH <6,0) bakterie te są na ogół nieobecne lub występują w bardzo małych ilościach (6, 17, 32, 41, 68, 77, 78).

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 2.4 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

Bakterie z rodzaju *Azotobacter* mają duże znaczenie dla rolnictwa, ze względu na zdolność do wiązania azotu atmosferycznego, a także wytwarzania szeregu związków stymulujących wzrost i rozwój roślin, witamin i sideroforów (1, 2, 4, 20, 31, 39, 58). Ponadto są to mikroorganizmy, które silnie reagują w glebie na czynniki chemiczne i fizyczne, dlatego wahania ich liczebności są dobrym wskaźnikiem zmian zachodzących w środowisku (31, 53).

1. Przynależność systematyczna i charakterystyka gatunków z rodzaju *Azotobacter*

Rodzaj *Azotobacter* został utworzony przez Beijerincka w 1901 roku (19, 36, 38, 50, 67, 74). Bakterie z rodzaju *Azotobacter* należą do rodziny *Azotobacteraceae*, zaliczanej do γ -podklasy *Proteobacteria* (72). Zastosowanie m.in. technik biologii molekularnej, pozwalających na analizę sekwencji genu 16S rRNA, doprowadziło do identyfikacji dwóch rodzajów w obrębie rodziny *Azotobacteraceae*: *Azotobacter* i *Azomonas* (12). Bakterie należące do rodzaju *Azotobacter* są wolno żyjącymi aerobami, które do życia potrzebują tlenu. Komórki tych bakterii są duże, najczęściej owalne, o średnicy 1,5-2,0 μm ., mogą one występować pojedynczo, w parach, lub tworzyć długie łańcuchy. Pod wpływem niesprzyjających warunków komórki *Azotobacter* sp. zmniejszają się i otaczają mocną błoną, przechodząc w formę cyst. W takiej postaci mogą przetrwać warunki nieodpowiednie dla ich rozwoju wegetatywnego. Bakterie te ze względu na budowę ściany komórkowej zaliczamy do gramujemnych, charakteryzujących się cienką warstwą mureiny. W metodzie Grama komórki *Azotobacter* sp. barwią się na czerwono (72). Aktualnie znanych jest 7 gatunków bakterii z rodzaju *Azotobacter* (3, 12, 22, 72):

- *Azotobacter chroococcum* (Beijerinck, 1901),
- *Azotobacter vinelandii* (Lipman, 1903),
- *Azotobacter beijerinckii* (Lipman, 1904),
- *Azotobacter nigricans* (Krasil'nikov, 1949),
- *Azotobacter armeniacus* (Thompson and Skerman, 1981),
- *Azotobacter paspali* (Döbereiner, 1966),
- *Azotobacter salinestris* (Page and Shivprasad, 1991); (72).

Spośród wyżej wymienionych gatunków *Azotobacter chroococcum* jest najszerszej rozpowszechniony w glebach całego świata, dominuje on również w glebach Polski (14, 41, 68, 77, 78). Kolonie tych bakterii są małe, o regularnym kształcie, słabo śluzowate, ciemniejące po kilkudniowej hodowli na podłożu, co związane jest z produkcją ciemnobrunatnego pigmentu melaninowego. Komórki bakterii *Azotobacter chroococcum* są ruchliwe dzięki obecności peritrichalnych wici (2, 72).

Azotobacter vinelandii bytuje zarówno w glebie jak i w wodzie, a porusza się za pomocą peritrichalnie ułożonych wici. Jego komórki są okrągłe, słabo śluzowate, mniejsze w porównaniu z komórkami *Azotobacter chroococcum*. Gatunek ten wytwarza żółto-zielony, fluoryzujący pigment dyfundujący do podłoża (2, 72).

Azotobacter vinelandii może wytwarzać aż trzy rodzaje nitrogenazy, w zależności od warunków środowiskowych, które kodowane są przez homologii wyżej wymienionych genów:

- nitrogenaza I (geny *nifH*, *nifD*, *nifK*) zawierająca koenzym Fe-Mo-Co jest wytwarzana, gdy w środowisku występują jony molibdenu;
- nitrogenaza II (geny *vnfD*, *vnfK*, *vnfH*) zawierająca Fe-Va-Co wytwarzana jest w warunkach deficytu molibdenu, gdzie pierwiastek ten zastępowany jest cząsteczką wanadu;
- nitrogenaza III (geny *anfD*, *anfK*, *anfH*) zawierająca w kofaktorze tylko żelazo (5).

Środowiskiem życia *Azotobacter beijerinckii* jest gleba. Komórki bakterii tego gatunku są gładkie, większe od komórek *Azotobacter chroococcum*, pozbawione zdolności poruszania się. *Azotobacter beijerinckii* wytwarza nieprzenikający do podłoża pigment o barwie od żółtej do jasnobrązowej (72).

Azotobacter nigricans występuje w glebie i rośnie w postaci gładkich kolonii. Komórki tego gatunku bakterii są niezdolne do ruchu. *Azotobacter nigricans* wytwarza pigment o barwie od brązowo-czarnej do czerwono-fioletowej (72).

Azotobacter armeniacus bytuje w wodzie, gdzie porusza się za pomocą peritrichalnie ułożonych wici. Rośnie w postaci dużych, gładkich, wypukłych, błyszczących i bardzo śluzowatych kolonii. Gatunek ten wytwarza brązowo-czarny barwnik niedyfundujący do podłoża (2, 72).

Komórki *Azotobacter paspali* poruszają się za pomocą peritrichalnych wici. Kolonie tych bakterii są szorstkie, matowe z pofalowanymi brzegami. Są zdolne do produkcji brązowo-czarnego pigmentu (2, 72). *Azotobacter paspali* występuje jedynie w ryzosferze trawy *Paspalum notatum* (41).

Azotobacter salinestris wyizolowany został z lekko kwaśnych gleb zachodniej Kanady. Komórki bakterii tego gatunku poruszają się za pomocą peritrichalnie ułożonych wici. Rosną w postaci dużych, owalnych kolonii z nierównymi brzegami. Podczas aktywnego wzrostu mogą występować w parach, czasami tworzą różnej długości łańcuchy. Gatunek ten wytwarza ciemnobrunatny pigment niedyfundujący do podłoża (51).

2. Wolno żyjące asymilatory N_2 – *Azotobacter* spp.

Wolno żyjące asymilatory N_2 , w tym także *Azotobacter* sp., są przedmiotem licznych badań od dziesięcioleci. Stały się one modelowymi mikroorganizmami w badaniach nad biochemizmem, energetyką i regulacją genetyczną procesu BWAA (54). Efektywność wiązania azotu atmosferycznego przez te bakterie i inne niesymbiotyczne diazotrofy nie jest duża (Tab. 1). Bakterie należące do rodzaju *Azotobacter* mogą wiązać co najmniej 10 mg N na 1 g zużytego cukru (43, 44). Wynika to z faktu, że wolno żyjące asymilatory azotu przeprowadzają ten proces tylko w czasie wzrostu, zużywając energię na procesy metaboliczne związane z aktywnością życiową komórek.

Kennedy i Tchan (25) zaznaczyli, że bakterie z rodzaju *Azotobacter* asymilują N_2 jedynie na potrzeby metabolizmu komórek, a więc nie wydzielają związanego N do środowiska. Azot przedostaje się do środowiska glebowego w momencie obumarcia komórek bakterii. Wolno żyjące diazotrofy wzbogacają glebę tylko w niewielkie ilości azotu przyswajalnego: najczęściej ilości te ocenia się na kilkanaście $kg\ N \cdot ha^{-1}$ w ciągu roku (25, 40, 47). Zarówno z punktu widzenia metabolizmu glebowego jak i żyzności gleby nawet tak niewielkie ilości zasymilowanego azotu są bardzo cenne. Wapnowanie gleb kwaśnych jest bardzo ważnym zabiegiem agrotechnicznym, ponieważ zapewnia prawidłowe funkcjonowanie gleby przez podniesienie jej żyzności, co z kolei wpływa stymulująco na aktywność mikrobiologiczną, w tym także na rozwój bakterii z rodzaju *Azotobacter*. Mała wydajność wiązania N_2 przez omawiane drobnoustroje związana jest również z niewielką dostępnością składników pokarmowych, szczególnie tych łatwo przyswajalnych. Z tego względu dobrym miejscem dla rozwoju *Azotobacter* sp. jest ryzosfera roślin, gdzie ilość i dostępność składników pokarmowych i energetycznych jest znacznie większa (43).

Tabela 1

Wydajność procesu wiązania azotu w warunkach laboratoryjnych
przez niektóre gatunki bakterii niesymbiotycznych

Gatunek bakterii	Ilość związanego azotu (w mg N) na 1 g zużytego cukru
<i>Azotobacter chroococcum</i>	15-20
<i>Azotobacter vinelandii</i>	10
<i>Azotobacter beijerinckii</i>	3-5
<i>Azomonas agile</i>	15-18
<i>Beijerinckia indicum</i>	16
<i>Clostridium pasteurianum</i>	3-8

Źródło: Maliszewska i in., 1974 (38), Tchan i New, 1984 (72)

3. Występowanie i liczebność bakterii z rodzaju *Azotobacter* w środowisku glebowym

Azotobacter sp. zasiedla wiele środowisk takich jak: gleba, woda, osady ściekowe, powierzchnie korzeni i liści. Bakterie te występują w różnych strefach klimatycznych, wiele gatunków pojawia się w rejonach tropikalnych i polarnych (2, 22, 24). Bakterie z rodzaju *Azotobacter* preferują gleby o odczynie neutralnym i lekko zasadowym, natomiast rzadko występują w glebach kwaśnych o pH poniżej 6 (43, 44). Poza tym występowanie i liczebność populacji tej grupy bakterii jest silnie skorelowana z wieloma różnymi czynnikami środowiskowymi, tj. właściwościami gleby (zawartość materii organicznej, wilgotność, żyzność, stosunek C/N, odczyn) lub z warunkami klimatycznymi (71). Liczebność *Azotobacter* sp. w glebach strefy umiarkowanej jest niewielka i waha się w granicach od kilku do kilku tysięcy komórek w 1 gramie gleby.

3a. Badania krajowe

Badania prowadzone w naszym kraju nad bakteriami należącymi do rodzaju *Azotobacter* mają już ponad 100-letnią historię. W polskich publikacjach poruszane są zagadnienia związane z warunkami życia i fizjologią bakterii *Azotobacter* sp., ich rozwojem w różnych typach gleb oraz zastosowaniem tych bakterii jako szczepionki w rolnictwie. Odżywianiem się bakterii z rodzaju *Azotobacter* zajmowała się Krzemieniewska (26, 27). Autorka dowiodła, że potas, wapń, magnez, fosfor i siarka są składnikami pokarmowymi niezbędnymi do prawidłowego wzrostu i rozwoju tych bakterii. Krzemieniewska dokładnie określiła ilość każdego z omawianych składników mineralnych, przy której *Azotobacter* sp. wiąże najwięcej azotu przy jednoczesnym najbardziej ekonomicznym zużywaniu glukozy jako źródła węgla. Mianowicie do związania 12-16 mg azotu przy zużyciu 1 g glukozy bakterie te wymagały w pożywce 0,36 mg Ca, 0,38 mg K, 0,35 mg Mg, 2,46 mg P i 0,49 mg S. Krzemieniewska badała również szkodliwe działanie nadmiernie wysokich dawek soli potasowych, sodowych i magnezowych na rozwój i wiązanie azotu przez bakterie z rodzaju *Azotobacter*. Na podstawie przeprowadzonych badań autorka stwierdziła, iż odpowiednio wysokie dawki wapnia w pożywce usuwają szkodliwe działanie nadmiaru tych składników. Zaobserwowała również, że magnez ma odtruwające działanie w przypadku nadmiaru soli potasowych lub sodowych. Z kolei Krzemieniewski (28) zajmował się funkcjami fizjologicznymi tj. oddychanie i przemiana materii u bakterii *Azotobacter* sp. podczas wiązania azotu. Badania prowadzone przez Krzemieniewskiego potwierdziły, że bakterie z rodzaju *Azotobacter* są wybitnymi tlenowcami. Wpływ różnych czynników na zdolność biologicznego wiązania azotu przez te bakterie badali Bassalik i Neugebauer (9). Przeprowadzone doświadczenia wykazały, iż ekstrakty glebowe, drożdżowe, zwierzęce i roślinne, a także czyste preparaty witaminowe wyraźnie zwiększały ilość związanego azotu przez czyste kultury *Azotobacter chroococcum*. Dowiedziono również stymulującego działania molibdenu na wiązanie azotu przez tę grupę bakterii. Dalsze badania tych samych naukowców (10) potwierdziły wyniki uzyskane przez zagranicznych uczonych, a mianowicie wykazano, że żelazo jest bardzo aktywnym katalizatorem procesów fizjologicznych *Azotobacter* sp. Badania nad wpływem molibdenu i żelaza na wiązanie azotu atmosferycznego przez bakterie należące do rodzaju *Azotobacter* prowadzili również Krzemieniewski i Kovats (29). Na podstawie uzyskanych wyników stwierdzili współzależność pomiędzy działaniem molibdenu i żelaza na proces asymilacji wolnego azotu. Jednocześnie dodatek do pożywki soli Fe^{3+} i Mo^{2+} wyraźnie zwiększał wiązanie azotu, jednakże wpływ molibdenu widoczny był tylko przy dostatecznej ilości żelaza.

W 1923 roku prof. Jadwiga Ziemięcka opublikowała wyniki pionierskich badań nad występowaniem bakterii z rodzaju *Azotobacter* w wybranych glebach Polski (78). W badaniach analizowano 28 gleb pobranych w latach 1917 i 1918 z obszaru Królestwa

Polskiego i wykazano, że połowa (50%) analizowanych gleb zasiedlona była przez bakterie *Azotobacter* sp.. Większość tych gleb (23) została scharakteryzowana pod względem właściwości chemicznych, tj.: pH, zawartość próchnicy, N, P_2O_5 i CaO. Spośród wymienionych parametrów to pH okazało się najważniejszym czynnikiem środowiskowym wpływającym na występowanie i liczebność bakterii z rodzaju *Azotobacter*. W późniejszych latach przeprowadzono dość liczne badania nad zasiedleniem gleb przez bakterie *Azotobacter*, ale najczęściej odnosiły się one tylko do wybranych rejonów naszego kraju.

Wiele badań prowadzonych w Polsce nad bakteriami z rodzaju *Azotobacter* dotyczyło ich wpływu na wzrost i plonowanie roślin (7, 18, 19, 37, 50, 66, 67). Tematyką tą na szeroką skalę zajmowała się Maliszewska (37), która sprawdzała działanie szczepionek zawierających bakterie z rodzaju *Azotobacter* na różne rośliny uprawne w warunkach klimatycznych i glebowych Polski. Przeprowadzone badania wykazały, iż szczepienie to okazało się korzystne dla roślin z rodziny krzyżowych (kapusta, rzodkiewka, gorczyca i rzepak) oraz dla traw (rajgras i tymotka). Szczepienie roślin zbożowych (owies i jęczmień) nie dawało istotnych przyrostów plonów pod wpływem bakterii *Azotobacter* sp. Na podstawie wyników przeprowadzonych doświadczeń polowych stwierdzono, że bakterie z rodzaju *Azotobacter* przyspieszają rozwój niektórych roślin. W szczególności wpływały korzystnie na zwiększenie wczesnych zbiorów kapusty, kalafiorów, pomidorów i sałaty. Autorka pracy podjęła próby wyjaśnienia istoty działania *Azotobacter* sp. na rośliny i stwierdziła, że rozwój roślin szczepionych tymi bakteriami jest stymulowany, między innymi przez substancje wzrostowe, wydzielane przez nie w dużych ilościach. Korzystne oddziaływanie bakterii z rodzaju *Azotobacter* na wzrost i rozwój roślin związane jest również z wydzielaniem innych substancji, np. związków azotu, a także przez wpływ tych bakterii na zróżnicowanie zespołów mikroflory i na nasilenie ich czynności na korzeniach roślin.

W badaniach prowadzonych przez Zawislaka (77) oznaczono liczebność bakterii z rodzaju *Azotobacter* w glebach pobranych ze stoków w województwie olsztyńskim (13 wzgórz trwale zadarnionych oraz 22 pod uprawą polową). Na podstawie przeprowadzonych analiz stwierdzono, że na 13 zbadanych wzgórz zadarnionych gleby 5 obiektów (38,5%) wykazywały wysoką liczebność *Azotobacter* sp., 3 obiekty (23%) – niską oraz 5 (38,5%) było całkowicie pozbawionych tych bakterii. Z kolei wśród 22 analizowanych wzgórz użytkowanych rolniczo nie zanotowano gleb całkowicie pozbawionych bakterii z rodzaju *Azotobacter*. W 4 glebach (18%) zanotowano wysoką liczebność *Azotobacter* sp., w 10 obiektach (46%) – średnią, zaś w 8 (36%) – niską. Autorka pracy analizując otrzymane wyniki stwierdziła, iż *Azotobacter* sp. występuje częściej i liczniej (kilkaset do tysiąca i więcej komórek w 1 g gleby) w glebach uprawianych rolniczo niż w glebach zadarnionych. Jest to związane z wyższą jakością gleb ornych na stokach wskutek ich intensywniejszego przewietrzania, staranniejszego nawożenia i zmianowania roślin. Sugeruje to, że zabiegi agrotechniczne prowadzone na glebach mogą stwarzać warunki korzystniejsze do rozwoju i przetrwania dla tej

grupy bakterii. Ponadto wykazano, że liczniejsze występowanie bakterii z rodzaju *Azotobacter* w glebach ze stref wyżej usytuowanych na stokach było uwarunkowane wyższym poziomem fosforu i wapnia oraz korzystniejszym dla tego drobnoustroju odczynem gleb. W dolnych partiach stoków gleby były silnie wymyte z części spławialnych, uboższe w fosfor i kwaśniejsze.

Szember (69) donosi, że bakterie z rodzaju *Azotobacter* wymagają odpowiednich warunków bytowania. Poza dobrymi warunkami tlenowymi bakterii te do prawidłowego rozwoju potrzebują odpowiedniego zasobu substancji pokarmowych i energetycznych. Autor zwraca uwagę na odczyn środowiska glebowego, który nie może być kwaśny, a także na dawkowanie mineralnego azotu. Wprowadzanie do gleby zbyt dużych dawek tego pierwiastka może powodować nagromadzenie toksycznych substancji, np. amoniaku, który ogranicza rozwój pewnych grup drobnoustrojów i obniża pH gleby.

Z nowszych badań warto przytoczyć wyniki publikacji Martyniuk i Martyniuk, (41). Autorzy ci, w nawiązaniu do pracy prof. Ziemięckiej z 1923 r., pobrali w 2000 roku próbki 31 gleb z różnych rejonów naszego kraju i analizowali w nich występowanie bakterii *Azotobacter*, m.in. w celu stwierdzenia czy i jak intensyfikacja rolnictwa, która zaszła w ciągu XX wieku, wpłynęła na zasiedlanie gleb przez omawianą grupę bakterii. Przeprowadzone badania wykazały, że bakterie z rodzaju *Azotobacter* obecne były w 16 glebach, a więc 52% gleb Polski – co wskazywałoby, że unowocześnienie i intensyfikacja rolnictwa (wzrost nawożenia mineralnego, zwłaszcza N, rozwój mechanicznej uprawy i chemicznej ochrony roślin) nie wpłynęła ujemnie na występowanie bakterii *Azotobacter* w glebach. Liczebność tych bakterii wahała się od kilku komórek do prawie 10000 komórek w 1 gramie. Bakterie z rodzaju *Azotobacter* były na ogół nieobecne w glebach kwaśnych, natomiast najwyższe ich liczebności odnotowano w glebach żyznych, o dużej zawartości części spławialnych i odczynie zbliżonym do obojętnego. Analizując otrzymane wyniki autorzy pracy wzięli pod uwagę fakt, iż bakterie należące do rodzaju *Azotobacter* cechuje duża wrażliwość na kwaśny odczyn środowiska glebowego, także bakterie te nie występują zazwyczaj w glebach o pH poniżej 6. W Polsce ponad 50% gleb charakteryzuje się odczynem kwaśnym i bardzo kwaśnym (34, 60), nie więc dziwnego, że bakterii *Azotobacter* sp. nie stwierdzono w około połowie badanych gleb. Również Krzyśko-Łupicka(30) nie potwierdza występowania bakterii z rodzaju *Azotobacter* w glebach kwaśnych.

Niedawno prowadzone badania nad występowaniem bakterii z rodzaju *Azotobacter* w 100 próbkach gleb pobranych z województw małopolskiego i śląskiego wykazały obecność tych bakterii 43 glebach (32). Liczebność tej grupy bakterii wahała się w przedziale od 1 do 112 komórek w 1 g gleby. Uzyskane wyniki potwierdziły znaną tezę, iż mikroorganizmy te są wrażliwe na kwaśny odczyn gleby i najczęściej spotyka się je w glebach o odczynie obojętnym lub lekko zasadowym. Przeprowadzone badania wykazały istotną zależność pomiędzy występowaniem *Azotobacter* sp. a zawartością azotu ogólnego i węgla organicznego w analizowanych glebach, co dowodzi, że żyzność gleby jest kolejnym ważnym czynnikiem wpływającym na zasiedlanie gleb przez te bakterie.

W 2015 roku Siebielec i in. (61) oznaczyli liczebność bakterii wiążących azot z rodzaju *Azotobacter* w różnych typach gleb pod wieloletnią uprawą roślin zbożowych. Ich największą liczebność stwierdzono w glebie brunatnej eutroficznej ($6,58 \text{ jtk} \cdot \text{g}^{-1} \text{ s.m. gleby}$) i rędzinie brunatnej ($4,05 \text{ jtk} \cdot \text{g}^{-1} \text{ s.m. gleby}$), a występowały one również w czarnej ziemi ($1,50 \text{ jtk} \cdot \text{g}^{-1} \text{ s.m. gleby}$) i madzie brunatnej ($1,48 \text{ jtk} \cdot \text{g}^{-1} \text{ s.m. gleby}$). Bakterii tych nie stwierdzono przy odczynie poniżej wartości pH 5,56 (w H_2O).

Natywa i in. (48), zaobserwowali spadek liczebności bakterii z rodzaju *Azotobacter* przy dawkach azotu przekraczających $80 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Ci sami autorzy ocenili wpływ zabiegu deszczowania na liczebność tej grupy bakterii. Zabieg ten pozytywnie wpływał na populacje *Azotobacter* sp., co wiązało się najprawdopodobniej z poprawą zasobności gleb w przyswajalne formy mikro- i makroelementów. Martyniuk i in. (42) sprawdzali, czy system uprawy gleb ma wpływ na obecność bakterii *Azotobacter* sp.. Wyniki badań wskazały brak tej grupy bakterii w glebie pod roślinami uprawianymi w doświadczalnym systemie konwencjonalnym, natomiast liczebność asymilatorów N_2 z rodzaju *Azotobacter* w glebie pod pszenicą ozimą uprawianą w systemie ekologicznym wynosiła 120 komórek w 1 gramie gleby. Otrzymane wyniki można uzasadnić m.in. korzystniejszym odczynem gleby w systemie ekologicznym (6,6) w porównaniu do systemu konwencjonalnego (5,6). Autorzy pracy zwrócili uwagę na istotność procesu wapnowania gleb kwaśnych, który zapewnia prawidłowe funkcjonowanie gleby i podnosi jej żyzność poprzez stymulowanie aktywności mikrobiologicznej, w tym także rozwój bakterii *Azotobacter* sp.. Korzystne warunki do rozwoju tych bakterii stwarza również nawożenie gleby obornikiem lub gnojowicą. Stwierdzono także, że stosowanie NPK oraz obornika powoduje intensywne rozmnażanie się omawianych bakterii (62). Poza wyżej wymienionymi czynnikami rodzaj uprawianej rośliny również może wpływać na liczebność w glebach bakterii należących do rodzaju *Azotobacter*. Jak donosi Strzelczyk (65) rzodkiewka i rośliny strączkowe stymulują proliferację tych bakterii w ich ryzosferze. W swoich badaniach Martyniuk (41) zaobserwował, że bakterie *Azotobacter* sp. występują w największych ilościach ($9900 \text{ jtk/1g gleby}$) w glebie pobranej spod uprawy koniczyny czerwonej.

3b. Badania światowe

W literaturze światowej możemy znaleźć wiele prac dotyczących występowania (2, 17, 35, 44), wiązania azotu atmosferycznego (51), wpływu na rośliny (8, 45, 63), identyfikacji i zróżnicowania genetycznego (2, 3, 44) bakterii *Azotobacter* sp.. Wiele różnych czynników środowiskowych determinuje obecność lub brak tego rodzaju bakterii w określonych glebach (71). Na występowanie wolnożyjących asymilatorów N_2 atmosferycznego w glebie w znacznym stopniu wpływa wartość pH (14). Najliczniejsze populacje bakterii z rodzaju *Azotobacter* obserwuje się w glebach o pH powyżej 6, natomiast rzadko występują one, gdy odczyn gleby jest mniejszy od 6 (17, 23). Aquilanti i in. (2) izolowali szczep *Azotobacter* sp. z próbek glebowych

pobranych z terenów centralnych Włoch. Optymalne pH dla rozwoju wyizolowanych bakterii wahało się w granicach od 6,5 do 9,0, co zgodne jest z wynikami badań uzyskanych przez innych naukowców (33, 44, 75). Liczne badania potwierdziły, że właściwości gleby i warunki klimatyczne, a w szczególności zawartość materii organicznej, wilgotność, stosunek C/N oraz pH, w znaczny sposób wpływają na zasiedlanie gleb przez bakterie z rodzaju *Azotobacter* (13, 21, 49, 57, 71).

4. Rolnicze i przemysłowe znaczenie bakterii z rodzaju *Azotobacter*

Zdolność do biologicznego wiązania azotu atmosferycznego nie jest jedyną właściwością sprawiającą, że bakterie z rodzaju *Azotobacter* są niezwykle pożyteczne dla rolnictwa. Bakterie te wytwarzają szereg związków stymulujących wzrost i rozwój roślin, tj.: auksyny, gibereliny i cytokiny (2, 4, 20, 31, 39, 58). Wydzielając fitohormony do podłoża zwiększają ich wyprodukowaną przez rośliny ilość w środowisku, a to wpływa korzystnie na plonowanie wielu roślin uprawnych (70, 76). Przyspieszenie wzrostu i plonowania roślin przez fitohormony ma związek z ich pobudzającym wpływem na rozwój korzeni, przez co rośliny są w stanie pobrać więcej związków odżywczych. Przeprowadzono wiele doświadczeń mających na celu sprawdzenie wpływu *Azotobacter* sp. na plonowanie takich roślin jak: jęczmień, kukurydzę, owies, ogórek i pomidor (46). Bakterie z rodzaju *Azotobacter* oprócz zdolności do syntezy fitohormonów wytwarzają również związki hamujące rozwój patogenów, w szczególności grzybów (31). *Azotobacter vinelandii* wytwarza poliofosforantetraaminy sacharozy wykazujący działanie grzybobójcze (11). W 1982 roku stwierdzono, że wyżej wymieniony metabolit produkowany przez *Azotobacter chroococcum* hamuje wzrost takich grzybów jak: *Bipolaris sorokiniana*, *Botrytis cinerea*, *Pythiumdebarianum*, *Verticilliumdahliae* i *Fusarium* sp. (56). Wyżej wymienione właściwości bakterii z rodzaju *Azotobacter* wykorzystał Zakład Przetwórczo-Usługowo-Handlowy Biofood S.C. z Wałcza do produkcji szczepionki Azotobakteryny. Szczepionka przeznaczona jest dla roślin niemotylikowatych i zawiera aktywne, wyselekcjonowane szczepy bakterii z rodzaju *Azotobacter*. Bakterie te oprócz wykorzystania w rolnictwie mogłyby znaleźć zastosowanie w wielu gałęziach przemysłu i medycyny ze względu na zdolność do produkcji związków tj.: alginiany i poli- β -hydroksymaślan (PHB); (15, 52, 59, 64).

Alginiany zbudowane są z dwóch kwasów: kwasu β -D-mannuronowego i kwasu α -L-guluronowego. Wytwarzane są one przez brunatnice: *Laminaria digitata*, *Laminaria hyperborea* i *Macrocystispyrifera* i bakterie: *Azotobacter chroococcum*, *Azotobacter vinelandii* a także kilka gatunków należących do rodzaju *Pseudomonas*. Znajdują one zastosowanie w przemyśle tekstylnym, papierniczym, spożywczym jako substancje żelujące, zagęstniki i stabilizatory, a nawet farmaceutycznym, między innymi w opatrunkach do ran (5, 59). Alginiany produkowane przez *Azotobacter* sp. mogłyby być wykorzystywane komercyjnie, a pierwszym argumentem przemawiającym za wprowadzeniem ich do obiegu jest fakt, że produkcja obecnie

stosowanych alginianów pozyskiwanych z brunatnic, pomimo niskich nakładów finansowych, uzależniona jest od warunków środowiskowych. Natomiast stosowanie alginianów wyprodukowanych przez bakterie z rodzaju *Pseudomonas* uniemożliwia fakt, iż są to mikroorganizmy patologiczne w przeciwieństwie do bakterii z rodzaju *Azotobacter* (15, 16).

PHB jest jednym z kwasów polihydroksykarboksylowych (PHA), który wykorzystywany jest w produkcji biodegradowalnych i biokompatybilnych plastików a także w niekontrolowanym uwalnianiu leków (16, 73). Oba wyżej wymienione związki wytwarzane są w komórkach bakterii z rodzaju *Azotobacter* w czasie niekorzystnych warunków środowiskowych tj.: niedobór składników odżywczych, czy stres środowiskowy (55). *Azotobacter* sp. gromadzi PHB i alginiany w czasie tworzenia cyst (64).

Podsumowanie

Bakterie z rodzaju *Azotobacter* są przedmiotem wielu badań prowadzonych zarówno w Polsce jak i za granicą. Zainteresowanie tymi bakteriami w dużej mierze związane jest z ich właściwościami, które mogą być wykorzystywane w rolnictwie. Dzięki swoim zdolnościom do wiązania wolnego azotu atmosferycznego i udostępniania go roślinom wyższym w formie przyswajalnej, oraz produkcji substancji stymulujących wzrost i rozwój roślin, a także zdolności do produkcji związków hamujących rozwój patogenów, są one wykorzystywane w produkcji doglebowych szczepionek bakterierynych. Ponadto bakterie te są doskonałym wskaźnikiem żyzności gleby, dlatego często wykorzystuje się je jako mikroorganizmy testowe w wielu badaniach.

Literatura

1. Ahemad M., Kibret M.: Mechanisms and applications of plant growth promoting rhizobacteria: current perspective. J. King Saud. Univ. Sci., 2014, **26**: 1-20.
2. Aquilanti L., Favilli F., Clementi F.: Comparison of different strategies for isolation and preliminary identification of *Azotobacter* from soil samples. Soil Biol. Biochem., 2004, **36**: 1475-1483.
3. Aquilanti L., Mannazzu I., Papa R., Cavalca L., Clementi F.: Amplified ribosomal DNA restriction analysis for the characterization of *Azotobacteraceae*: a contribution to the study of these free-living nitrogen-fixing bacteria. J. Microbiol. Methods., 2004, **57**: 197-206.
4. Azcon R., Barea J.M.: Synthesis of auxin, gibberellins and cytokinins by *Azotobacter vinelandii* and *Azotobacter beijerinckii* related to effects produced on tomato plants. Plant Soil, 1975, **43**: 609-619.
5. Baj J., Markiewicz Z.: Biologia molekularna bakterii. Wydawnictwo naukowe PWN, Warszawa, 2007: 141.
6. Balandreau J.: Ecological factors and adaptive processes in N_2 -fixing bacterial populations of the plant environment. Plant Soil, 1986, **90**: 73.
7. Balicka N.: Wpływ szczepienia azotobakterem na plony roślin niemotylikowych. Acta Microbiol. Pol., 1953, **2(4)**: 307-318.
8. Barik A.K., Goswami A.: Efficacy of biofertilizers with nitrogen levels on growth, productivity and economics in wheat (*Triticum aestivum*). Indian J. Agron., 2003, **48(2)**: 100-102.

9. Bassalik K., Neugebauer J.: Bios, auksymony, witaminy i koloidy w świetle badań nad wiązaniem azotu przez *Azotobacter chroococcum*. Ac. Soc. Bot. Pol. 1931, **8**: 213-252.
10. Bassalik K., Neugebauer J.: Über die Stimulation von *Azotobacter* durch Eisen. Ac. Soc. Bot. Pol. 1933, **10**: 481-493.
11. Chetverikov S.P., Loginov O.N.: New metabolites of *Azotobacter vinelandii* exhibiting antifungal activity. Microbiology, 2008, **78(4)**: 428-432.
12. De Smedth J., Bauwens M., Tytgat R., De Ley J.: Intra- and intergeneric similarities of ribosomal ribonucleic acid cistrons of free-living, nitrogen-fixing bacteria. Int. J. Syst. Bacteriol., 1980, **30**: 106-122.
13. Döbereiner, J. and Pedrosa, F.O.: Nitrogen-fixing bacteria in non-leguminous crop plants. Science Tech. Publishers. Springer Verlag Inc., Berlin, Germany, 1987: 155.
14. Döbereiner J.: Isolation and identification of aerobic nitrogen-fixing bacteria from soil and plants. In: Alef K., Nannipieri P. (eds) Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry, Academic Press, London, 1995, 134-141.
15. Gacesa P.: Bacterial alginate biosynthesis – recent progress and future prospects. Microbiology, 1998, **144**: 1133-1143.
16. Galindo E., Pena C., Nunez C., Segura D., Espin G.: Molecular and bioengineering strategies to improve alginate and polyhydroxyalkanoate production by *Azotobacter vinelandii*. Microb. Cell. Fact., 2007, **6(7)**: 1-16.
17. Geinley P.L.: Influence of the absolute reaction of a soil upon *Azotobacter* flora and nitrogen fixing ability. J. Agric. Res., 1923, **24**: 907.
18. Golińska J.: Wpływ szczepienia azotobakterem pomidorów i kapusty na ich plony. Roczn. Nauk Roln., 1949, **53**: 133-136.
19. Golińska J.: Wyniki prób zaprawiania nie motylkowych roślin warzywnych szczepionką azotobaktera. Roczn. Nauk Roln., 1954, **68**: 613-626.
20. Gonzales-Lopez J., Martinez Toledo M.V., Reina S., Salmeron V.: Root exudates of maize on production of auxins, gibberellins, cytokinins, amino acid and vitamins by *Azotobacter chroococcum* chemically defined media and dialysed soil media. Toxicol. Environ. Chem., 1991, **33**: 69-78.
21. González-López J.: Microorganismos diazotrofos asociados a raíces de plantas no leguminosas (w) Interacción Planta-Microorganismo: Biología del Nitrógeno, red. J. González-López, C. Lluch, Rueda, Madrid, Spain, 1992: 1-96.
22. Gothandapani S., Sekar S., Padaria J. C.: *Azotobacter chroococcum*: Utilization and potential use for agricultural crop production: An overview. In. J. Adv. Res. Biol. Sci., 2017, **4(3)**: 35-42.
23. Jensen L.: Non-symbiotic nitrogen fixation. In: Bartholomew W.V., Clark F.E. (Eds.), Soil Nitrogen, American Society of Agronomy Inc., Madison, 1965: 436-480.
24. Jensen V., Petersen E.J.: Taxonomic studies on *Azotobacter chroococcum* Beijerinck and *Azotobacter beijerinckii* Lipman. J. R. Vet. Agric. Coll., 1995, **84**: 107-126.
25. Kennedy I.R., Tchan Y.T.: Biological nitrogen fixation in ono-leguminous field crops: recent advances. Plant Soil, 1992, **141(1-2)**: 93-118.
26. Krzemieniewska H.: Zur Ernährung des Azotobacters. W sprawie żywienia się Azotobaktera. Bull de l'Acad. Pol. Sc. Cracovie, 1908: 445-448.
27. Krzemieniewska H.: Der Einfluss der Mineralbestandteile der Nährlösung auf die Entwicklung des Azotobacters. Bull. de l'Acad. Pol. Sc. Cracovie, 1910: 375-413.
28. Krzemieniewski S.: Studia nad azotobakterem. Roczn. Nauk Rol. Leś. 1909, **4**: 127-242.
29. Krzemieniewski S., Kovats J.: Über den Einfluss von Eisen und Molibdän auf die Stickstoffbindung durch *Azotobacter chroococcum* Beij. Bull. de l'Acad. Pol. Sc. Cracovie. Seria B, 1936: 169-195.
30. Krzyśko-Łupicka T.: Ecological effects of phosphoorganic herbicide on soil diazotrophs in spring. Part II. Ecol. Chem. Eng., 2008, **15**: 595-609.
31. Lenart A., Chmiel M.J.: Wpływ wybranych jonów metali ciężkich na bakterie glebowe z rodzaju *Azotobacter* asymilujące azot atmosferyczny (w) Przemiany środowiska naturalnego

- a rozwój zrównoważony, red. Kotarba M.J., Wydawnictwo TBPŚ GEOSFERA, Kraków, 2008: 199-205
32. Lenart A.: Occurrence, characteristics, and genetic diversity of *Azotobacter chroococcum* in various soils of southern Poland. Pol. J. Environ. Stud., 2012, **21(2)**: 415-424.
 33. Limmer C., Drake H.L.: Non-symbiotic N₂-fixation in acidic and pH-neutral forest soils: aerobic and anaerobic differentials. Soil Biol. Biochem., 1996, **28(2)**: 177-183.
 34. Lipiński W.: Odczyn i zasobność gleb w świetle badań stacji chemiczno-rolniczych. Naw. Nawoż., 2000, **3(4)**: 89-99.
 35. Mahmoud S.A.Z., El-Sawy M., Ishac Y.Z., El-Safty M. M.: The effect of salinity and alkalinity on the distribution and capacity of N₂-fixation by *Azotobacter* in Egyptian soils (w) Environmental Role of Nitrogen-fixing Blue-green Algae and Asymbiotic Bacteria, red. Granhall U., Uppsala, Sweden, 1978: 99-109.
 36. Maliszewska W.: Szczepienie roślin azotobakterem. Roczn. Nauk Rol., 1953, **68**: 33-51.
 37. Maliszewska W.: Szczepienie roślin azotobakterem. Roczn. Nauk Rol., 1961, **91**: 103-235.
 38. Maliszewska W., Ziemięcka J., Myśków W., Strzelczyk E.: Mikrobiologia gleby i nawozów organicznych. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa, 1974: 61.
 39. Martinez Toledo M.V., Moreno J., De la Rubia T., Gonzalez-Lopez J.: Root exudates of *Zea mays* and production of auxins, gibberellins and cytokinins by *Azotobacter chroococcum*. Plant Soil., 1989, **110**: 149-152.
 40. Martyniuk S.: Systemy biologicznego wiązania azotu. Nawozy i Nawożenie, 2002, **1**: 264-277.
 41. Martyniuk S., Martyniuk M.: Occurrence of *Azotobacter* spp. In some Polish soils. Pol. J. Environ. Stud., 2003, **12**: 371-374.
 42. Martyniuk S., Księżniak A., Jończyk K., Kuś J.: Charakterystyka mikrobiologiczna gleb pod pszenicą ozimą uprawianą w systemie ekologicznym i konwencjonalnym. J. Res. Appl. Agric. Eng., 2007, **52(3)**: 113-116.
 43. Martyniuk S.: Znaczenie procesu biologicznego wiązania azotu atmosferycznego w rolnictwie ekologicznym. J. Res. Appl. Agric. Eng., 2008, **53**: 9-14.
 44. Mazinani Z., Asgharzadeh A.: Genetic diversity of *Azotobacter* strains isolated from soils by amplified ribosomal DNA restriction analysis. Cytology and Genetics, 2014, **48**: 293-301.
 45. Mehrotra C.L., Lehi L.K.: Effect of *Azotobacter* inoculation on crop yields. J. Indian Soc. Soil Sci., 1971, **19**: 243-248.
 46. Mrkovacki N., Milic V.: Use of *Azotobacter chroococcum* as potentially useful in agricultural application. Ann. Microbiol., 2001, **51**: 145-158.
 47. Nannipieri P., Aschner J., Ceccherini M.T., Landi L., Pietramellara G., Renella G., Valeri F.: Microbial diversity and microbial activity in the rhizosphere. Cienc Suelo, 2007, **25**: 89-97.
 48. Natywa M., Selwet M., Ambroży K., Pocięwska M.: Wpływ nawożenia azotem i deszczowania na liczebność bakterii z rodzaju *Azotobacter* w glebie pod uprawą kukurydzy w różnych fazach rozwoju roślin. Pol. J. Agron., 2013, **14**: 53-58.
 49. Ocampo J.A., Barea J.M., Montoya E.: Interactions between *Azotobacter* and "phosphobacteria" and their establishment in the rhizosphere as affected by soil fertility. Can. J. Microbiol., 1975, **21**: 1160.
 50. Ozimowska-Dąbrowska I.: Działanie szczepienia azotobakterem na plony niektórych roślin uprawnych. Roczn. Nauk Rol., 1954, **68**: 565-611.
 51. Page W., Shivprasad S.: *Azotobacter salinestris* sp. nov., a sodium-dependent, microaerophilic, and aerotolerant nitrogen-fixing bacterium. Int. J. Syst. Bacteriol., 1991, **41**: 369-376.
 52. Page W.J., Tindale A., Chandra M., Kwon E.: Alginate formation in *Azotobacter vinelandii* UWD during stationary phase and the turnover of poly-β-hydroxybutyrate. Microbiology, 2001, **147**: 483-490.
 53. Pajewska M., Kaszubiak H.: Wpływ różnych form azotu i organicznego węgla na rozwój Azotobaktera w glebie. Pam. Puł. 1975, **63**: 177-182.
 54. Paul E.A., Clark F.E.: Mikrobiologia i biochemia gleb. Wyd. UMCS, Lublin, 2000: ss. 400.

55. Pettinari M.J., Vazquez M.J., Silberschmidt D., Rehm B., Steinbuchel A., Mendez B.S.: Poly (3-hydroxybutyrate) synthesis genes in *Azotobacter* sp. strain FA8. Appl. Environ. Microbiol., 2001, **67**: 5331-5334.
56. Pridachina N.N., Novogrudskaya E.D., Kruglyak E.B.: *Azotobacter chroococcum*, producer of a new antifungal antibiotic. Antibiotiki, 1982, **27(1)**: 3-5.
57. Safari Sinegani A.A., Sharifi Z.: Land use effect on the occurrence and distribution of *Azotobacter* in Hamadan soils, Iran. Proceeding of the Fourth International Iran and Russia Conference in Agriculture and Natural Resources. Sep. 8-10, Shahrekord, Iran, 2004: 614-618.
58. Salmeron V., Martinez-Toledo M.V., Gonzalez-Lopez J.: Nitrogen fixation and production of auxins, gibberellins and cytokinin by *Azotobacter chroococcum* strain isolated from root of *Zea mays* in presence of insoluble phosphate. Chemosphere, 1990, **20**: 417-422.
59. Saude N., Cheze-Lange H., Beunard D., Dhulster P., Guillochon D., Caze A.M., Morcellet M., Junter G.A.: Alginate production by *Azotobacter vinelandii* in a membrane bioreactor. Process Biochem., 2002, **38**: 273-278.
60. Siebielec G., Suszek B. i wsp.: Monitoring chemizmu gleb ornych w Polsce w latach 2010-2012. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 2012, ss. 202.
61. Siebielec G., Siebielec S., Podolska G.: Porównanie mikrobiologicznej i chemicznej charakterystyki gleb po ponad 100 latach uprawy roślin zbożowych. Pol. J. Agron., 2015, **23**: 88-100.
62. Starzyk J., Niewiadomska A., Wolna-Maruwka A., Swędrzyńska D.: Zmiany liczebności *Azospirillum* i *Azotobacter* w glebie pod uprawą kukurydzy (*Zea Mays* L.) z zastosowaniem różnych nawozów organicznych. Fragn. Agron., 2013, **30(4)**: 147-155.
63. Stella M., Suhaimi M.: Selection of suitable growth medium for free-living diazotrophs isolated from compost. J. Trop. Agric. And Fd. Sc., 2010, **38(2)**: 211-219.
64. Stevenson L.H., Socolofsky M.D.: Cyst formation and poly-β-hydroxybutyric acid accumulation in *Azotobacter*. J. Bacteriol., 1966, **91(1)**: 304-310.
65. Strzelczyk E.: Wpływ różnych roślin uprawnych na liczebność azotobaktera i *Clostridium* w ich rizosferze. Acta Microb. Polon., 1958, **7**: 112.
66. Strzelec A.: Oddziaływanie szczepionek *Azotobacter chroococcum* na plonowanie gorczyicy białej i gryki. Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu. Konferencje, 1998, **18**: 103-107.
67. Strzelec A., Martyniuk M.: Szczepionki *Azotobacter chroococcum* – wpływ na plonowanie roślin okopowych. Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu. Konferencje, 1998, **18**: 109-119.
68. Szember A., Królikowska K., Kusiak J., Niedzielska J., Tyczyńska B., Wielgosz E.: Występowanie w glebach Kielecczyny bakterii niesymbiotycznie wiążących azot atmosferyczny. W: Maliszewska W. (ed.) Mikrobiologiczne przemiany związków azotowych w glebie w różnych warunkach ekologicznych, IUNG, Puławy, 1981: 113-121.
69. Szember A.: Zarys mikrobiologii rolniczej. Wyd. AR, Lublin, 2001: 215.
70. Taller B.J., Wong T.: Cytokinins in *Azotobacter vinelandii* culture medium. Appl. Environ. Microbiol., 1988, **55(1)**: 266-267.
71. Tejera N., Lluch C., Martinez-Toledo M.V., Gonzalez-Lopez J.: Isolation and characterization of *Azotobacter* and *Azospirillum* strains from the sugarcane rhizosphere. Plant Soil, 2005, **270(1)**: 223-232.
72. Tchan Y.T., New P.B.: *Azotobacteraceae*, in Bergey's Manual of Systematic Bacteriology Vol. 1, red. Kreig N.R., Holt J.G., Williams and Wilkins, Baltimore, 1984: 220-229.
73. Turesin F., Gumusyazici Z., Kok F.N., Gursel I., Alaaddinoglu N.G., Hasirci V.: Biosynthesis of polyhydroxybutyrate and its copolymers and their use in controlled drug release. Turk. J. Med. Sci., 2000, **30**: 535-541.
74. Wu F.J., Moreno J., Vela G.R.: Growth of *Azotobacter vinelandii* on soil nutrients. Appl. Environ. Microbiol., 1987, **53(3)**, 489-494.
75. Yadav A. K., Chandra K.: Mass production and quality control of microbial inoculants. Proc. Indian. Natn. Sci. Acad., 2014, **80(2)**: 483-489.
76. Zahir Z.A., Asghar H.N., Akhtar M.J., Arshad M.: Precursor (L-tryptophan) – inoculum (*Azotobacter*) interaction for improving yields and nitrogen uptake of maize. J. Plant Nutr., 2005, **28**, 805-817.

77. Zawiaślak K.: Występowanie azotobaktera w glebach na stokach w województwie olsztyńskim. *Rocz. Glebozn.*, 1973, **24**: 344.
78. Ziemięcka J.: Występowanie azotobaktera w glebach polskich. *Rocz. Nauk Roln.*, 1923, **10**: 1-78.
-

Adres do korespondencji:

mgr Monika Kozieł
Zakład Mikrobiologii Rolniczej
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 47 86 952
e-mail: mmaczka@iung.pulawy.pl

Anna Podleśna

*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

PROCES WIĄZANIA N_2 PRZEZ ROŚLINY BOBOWATE JAKO ŹRÓDŁO AZOTU DLA ROŚLIN UPRAWNYCH*

Słowa kluczowe: symbiotyczne wiązanie N_2 , rośliny bobowate, mieszanki strączkowo-zbożowe, transfer azotu, azot działający

Wstęp

Współcześnie uprawiane rośliny mają wysoki potencjał plonowania, jednak jednym z warunków jego realizacji jest sprostanie ich zwiększonym potrzebom pokarmowym. Spośród wszystkich składników pokarmowych, pierwszorzędną rolę spełnia azot, który jest pierwiastkiem biogennym, niezbędnym dla życia wszystkich organizmów żywych. Istotna rola azotu w biologii roślin wynika z faktu, że pierwiastek ten wchodzi w skład nie tylko białek, ale też innych biologicznie ważnych związków tj. kwasów nukleinowych, nukleotydów, hormonów roślinnych i metabolitów wtórnych oraz nośników energii czyli ATP (1). Dlatego jego niedobór stanowi czynnik silnie ograniczający wzrost i rozwój roślin.

Całkowita ilość azotu na Ziemi jest szacowana na około $1,6 \times 10^{17} \text{ t}$ (3). Jego główne zasoby występują w: atmosferze (ok. $3,86 \cdot 10^{15} \text{ t}$), litosferze (ok. $1,64 \cdot 10^{15} \text{ t}$) oraz biosferze ($2,8 \cdot 10^{11} \text{ t}$); (3). Większość azotu zlokalizowanego w geosferze (98%) stanowią formy nieprzyswajalne przez organizmy żywe, a tylko 2% tego pierwiastka może zostać przez nie wykorzystana bezpośrednio lub po uprzedniej transformacji. Do rezerwuarów biodostępnych należy przede wszystkim: atmosfera, w której azot występuje w formie cząsteczkowej (N_2) i w związkach z tlenem (N_2O , NO , NO_2) oraz gleba, w której pierwiastek ten występuje w postaci organicznej i nieorganicznej (azotany, azotyny i jony amonowe) w ilości ok. $3,0 \cdot 10^{11} \cdot \text{t}^{-1}$ (16). Jednak na glebach uprawnych często występuje brak odpowiedniej ilości azotu, który zagraża zmniejszeniem wielkości uzyskiwanych plonów i obniżeniem opłacalności produkcji

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.6 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

(12). Dlatego w gospodarstwach rolnych stosuje się nawozy mineralne zawierające azot, które stają się jego głównym źródłem dla większości roślin uprawnych. Nawozy syntetyczne są dostępne w dużym asortymencie, a ich produkcja bardzo szybko wzrasta od początku lat 60-tych ubiegłego wieku (13). Pokrywają one zapotrzebowanie roślin na azot w 60-70 %, a pozostałą część rośliny pobierają z nawozów naturalnych i organicznych, zasobów glebowych oraz opadu atmosferycznego (26). Produkcja nawozów syntetycznych wymaga wysokich nakładów energii, jest kosztowna oraz w sposób negatywny wpływa na środowisko (12). Stosowanie dużych dawek mineralnych nawozów azotowych przyczynia się do zakwaszenia gleb, co pogarsza ich strukturę i warunki powietrzno-wodne. Zakwaszenie wywołuje niekorzystne zmiany w proporcjach mikroorganizmów powodując zwiększenie zespołu grzybów w stosunku do bakterii (21). Sprzyja też wymywaniu makroelementów (K, Ca i Mg) oraz zwiększeniu dostępności toksycznych form glinu i manganu (12,15). W tych warunkach wymywaniu ulega także azot nie pobrany przez rośliny (głównie N-azotanowy), który jest przenoszony do wód glebowych a następnie do jezior i rzek powodując ich eutrofizację (32). Innymi środowiskowymi kosztami stosowania azotowych nawozów mineralnych są emisje do atmosfery zbyt dużych ilości związków azotu, zwłaszcza N_2O , N_2 , NO_x i NH_4 (17). A więc nadmierna aplikacja nawozów azotowych, nastawiona na uzyskanie wysokiego plonu, niekorzystnie oddziałuje na środowisko oraz powoduje straty finansowe rolnika. Tymczasem jednym z celów strategii zrównoważonego rozwoju jest zmniejszanie negatywnych skutków postępu w rolnictwie, w tym także wynikających ze stosowania sztucznych nawozów mineralnych (13). Cel ten można realizować poprzez system nawożenia zrównoważonego, który opiera się na uzupełnianiu nawożenia mineralnego poprzez nawozy naturalne i organiczne oraz uwzględnia składniki pokarmowe pochodzące ze wszystkich źródeł, w tym zwłaszcza ze źródeł naturalnych (10, 20). W tym względzie szczególną uwagę należy zwrócić na rolę jaką w rolnictwie spełniają rośliny bobowate. Ta grupa roślin ma zdolność zaopatrywania się w azot w procesie symbiotycznego wiązania azotu z atmosfery i nie wymaga nawożenia tym składnikiem lub potrzebuje jedynie jego niewielkich dawek startowych. Ponadto resztki poźniwne roślin bobowatych pozostawiają znaczne ilości azotu dla roślin następczych a poprzez uprawę w mieszankach mogą zaopatrywać w ten składnik roślinę współrzedną (zboża, trawę). W oparciu o wymienione dane przyjmuje się, że uprawa roślin bobowatych powoduje także zwiększenie zasobności gleby w azot (18).

Rośliny bobowate – charakterystyka

Bobowate (*Fabiaceae* Lindl.), dawniej motylkowate (*Papilionaceae* Hall.) są zaliczane do klasy dwuliściennych (*Dicotyledoneae*), podklasy różowych (*Rosidae*), rzędu bobowców (*Fabales*) i rodziny bobowatych, która obejmuje trzy podrodziny. Podrodziną najbogatszą w gatunki i rodzaje są bobowate (*Papilionoideae*), której przedstawiciele występują we wszystkich strefach klimatycznych świata.

Wiele gatunków z tej podrodziny to rośliny użytkowe i uprawne o znaczeniu ogólnosiwiatowym (16).

Wysoka zawartość białka bogatego w aminokwasy egzogenne w nasionach i organach wegetatywnych bobowatych (zielonka) jest podstawą w wykorzystaniu tych roślin jako pokarmu dla człowieka, paszy dla zwierząt gospodarskich, składnika pasz treściwych oraz surowca stosowanego w przemyśle przetwórczym. Średnia zawartość białka w nasionach bobowatych może wynosić $240\text{--}440\text{ g kg}^{-1}$, a zielonka z tych roślin może zawierać ok. $150\text{--}200\text{ g kg}^{-1}$ białka i jest bogata w witaminę A (16).

Z ekologicznego punktu widzenia, obecność roślin bobowatych sprzyja ograniczaniu erozji wodnej ze względu na rozbudowany, palowy i głęboki system korzeniowy, który ułatwia przenikanie wód opadowych w głąb profilu glebowego, ograniczając spływy powierzchniowe wody. Natomiast duża masa części nadziemnej oddziałuje na zadarnienie gleby. Rośliny te przyczyniają się do wzbogacenia gleby w próchnicę, wzrostu jej aktywności biologicznej oraz ułatwienia transportu składników mineralnych (w tym głównie fosforu i potasu) do powierzchniowych warstw gleby, z poziomów i związków trudno dostępnych dla innych roślin (28). Od czasów Rzymian rośliny bobowate były stosowane w mieszkankach przy zakładaniu łąk i dla poprawy jakości gleby (18). Jednakże najbardziej istotną korzyścią ekologiczną ze stosowania bobowatych jest wzbogacenie gleby w przyswajalny azot, jako efekt prowadzonego przez nie procesu symbiotycznego wiązania azotu. Związek tych roślin z bakteriami przynosi korzyści nie tylko obu symbiontom, ale posiada też kluczową rolę w obiegu azotu w przyrodzie, co jest nieocenione w gospodarce rolnej oraz funkcjonowaniu ekosystemów lądowych (16). Należy podkreślić, że 100 kg azotu związanego przez roślinę bobowatą jest ekwiwalentem 200 kg N zastosowanego w formie nawozu mineralnego (22). Ma to więc podstawowe znaczenie ekologiczne dla środowiska i istotnie obniża koszty uzupełniającego nawożenia mineralnego, co ma wymiar ekonomiczny dla rolnika (6, 18, 22).

Biologiczne wiązanie azotu atmosferycznego

Poza pobieraniem różnych form azotu przez korzenie, rośliny bobowate mogą pozyskiwać ten składnik dzięki symbiozie z bakteriami wiążącymi azot atmosferyczny (1). Jest to unikalna zdolność tej grupy roślin oparta na ciągłym, molekularnym dialogu pomiędzy partnerami: rośliną bobowatą i bakteriami z rodzaju *Rhizobium* (18, 23). Z chemicznego punktu widzenia proces biologicznego wiązania N_2 jest konwersją bardzo mało reaktywnego (i przez to nieprzyswajalnego dla roślin i zwierząt) azotu cząsteczkowego (N_2) do zredukowanej formy tego pierwiastka, czyli amoniaku, który może być dalej metabolizowany w komórkach żywych organizmów. Biologiczna transformacja wolnego azotu atmosferycznego w przyswajalne jony amonowe (NH_4^+) jest procesem wysoce energochłonnym, co oznacza, że wymaga on elektronów i protonów (H^+), a także znacznych ilości energii w postaci ATP (13). Wynika to z tego, że cząsteczka azotu (N_2), składająca się z dwu atomów połączonych

potrójnym wiązaniem kowalencyjnym, jest bardzo trwała i nieaktywna chemicznie (16). Obniżenie energii aktywacji i redukcja azotu atmosferycznego (u ryzobiów) odbywa się przy udziale kompleksu enzymatycznego, w którym najważniejsza jest nitrogenaza – enzym katalizujący bezpośrednio redukcję N_2 (13, 16).

Warunkiem efektywnego przebiegu procesu symbiotycznego wiązania azotu jest zakażenie rośliny bobowatej przez właściwy szczep bakterii z rodzaju *Rhizobium* o wysokiej wydajności oraz odpowiednie warunki glebowo-klimatyczne w okresie wegetacji (8, 14). Ryzobia to grupa bakterii symbiotycznych zasiedlających tkanki (głównie korzenie) roślin bobowatych, która wykazuje specyficzność gospodarza i tworzy związki symbiotyczne z odpowiednimi rodzajami bobowatych (13, 24) (Tab. 1).

Tabela 1

Specyficzność oddziaływań ryzobiowych

Rodzaj	Gatunek	Gospodarz roślinny
<i>Rhizobium</i>	<i>R. legumiosarum</i> bv. <i>viciae</i> <i>R. leguminosarum</i> bv. <i>phaseoli</i> <i>R. leguminosarum</i> bv. <i>trifolii</i> <i>R. leguminosarum</i> bv. <i>etli</i>	wyka, groch, soczewica, lędwian fasola koniczyna fasola, wspania
<i>Bradyrhizobium</i>	<i>B. japonicum</i> <i>B. elkanii</i>	soja, wspania
<i>Sinorhizobium</i>	<i>S. meliloti</i> <i>S. fredii</i>	nostrzyk, lucerna, kozieradka soja, wspania
<i>Azorhizobium</i>	<i>A. caulinodans</i>	<i>Sesbania rostrata</i>
<i>Mezorhizobium</i>	<i>M. loti</i> <i>M. huakuii</i>	komonica, łubin <i>Astragalus sinicus</i>

Źródło: Sujkowska, 2009 (24)

Biologiczne wiązanie azotu koniecznego do życia, ale niedostępnego roślinom, odbywa się przy udziale bakterii na terenie organów symbiozy – brodawek (16) czyli wyspecjalizowanych organów, o złożonej strukturze anatomicznej i cytologicznej, które są wytworem komórek warstw wewnętrznych kory pierwotnej korzeni roślin bobowatych (13, 24). W brodawkach znajdują się wiązki przewodzące, łączące się z centralnym systemem przewodzącym rośliny – gospodarza, którymi roślina dostarcza do brodawek węglowodany (13).

Akumulacja azotu w roślinach bobowatych

W okresie wzrostu i rozwoju roślin bobowatych miejsce głównej akumulacji azotu ulega zmianie. Wysokiński i in. (30) stwierdzili, że w fazie początku i pełni kwitnienia grochu najwięcej azotu ogółem gromadziło się w łodygach (średnio 54,4% całkowitej ilości), a następnie w liściach (średnio 39,%). Zdaniem ww. autorów potwierdza to tezę o gromadzeniu przeważającej ilości makroskładników w biomasie

nadziemnej tej grupy roślin. Natomiast w fazie dojrzałości pełnej 72,2% całkowitej ilości azotu pobranej przez groch znajdowało się w nasionach, a pozostała część całkowitej ilości azotu była zakumulowana w organach, które najczęściej stanowią resztki poźniwne i są pozostawiane w glebie.

Z kolei udział azotu pochodzącego z biologicznej redukcji N_2 w całkowitej ilości tego pierwiastka pobranej przez korzenie, łodygi, liście, strączyzny i nasiona roślin dojrzałych wynosił odpowiednio: 30,1; 18,6; 6,6; 24,2 i 14,6 %, co w całej roślinie stanowiło ogółem 15,0 %. Doświadczenie wazonowe, prowadzone z zastosowaniem nawozów mineralnych wzbogaconych w izotop ^{15}N wykazało, że w całkowitej ilości azotu pochodzącego ze wszystkich źródeł, ilość azotu pobranego przez groch z nawozu stanowiła w dojrzałości pełnej 42,4%, a udział azotu z zasobów glebowych wyniósł 42,6% (30). Tylko 15 % azotu rośliny pobrały z atmosfery, co stanowiło i tak większy udział tego źródła niż w fazie początku i pełni kwitnienia (odpowiednio 9,6 i 9,2%). Zdaniem autorów doświadczenia, stosunkowo niewielki udział azotu pochodzącego z biologicznej redukcji N_2 w całkowitej ilości pobranej przez groch może być efektem przedsewnego nawożenia tym składnikiem. W sprzyjających warunkach glebowych oraz w warunkach chłodnego klimatu i wydłużonego okresu wegetacji groch może pobrać ponad 60% azotu z atmosfery, co odpowiada ponad 100 kg $N \cdot ha^{-1}$ (2).

Inne rezultaty uzyskano w doświadczeniu polowym z łubinem żółtym (29). Ilość azotu ogółem zgromadzona w częściach nadziemnych stanowiła 89,3 % całkowitej ilości tego pierwiastka pobranej przez rośliny łubinu (Tab. 2). Najwięcej N ogółem (68,4 kg ha^{-1}), stanowiącą 54,3% całkowitego pobrania, łubin zgromadził w nasionach. Natomiast największy procentowy udział w całkowitej ilości azotu pobranego przez poszczególne organy miał azot pochodzący z biologicznej redukcji N_2 , który ogółem w całej roślinie wyniósł 76,6%. W całkowitej ilości azotu pochodzącego ze wszystkich źródeł udział tego pierwiastka pobranego przez łubin z nawozu stanowił średnio zaledwie 1,7%. Z kolei udział azotu pochodzącego z zasobów glebowych wahał się od 18,1% w korzeniach do 35,6% w liściach, przy średniej dla całej rośliny wynoszącej 21,7%. Przedstawione wyniki potwierdzają wcześniejsze doniesienia, że rośliny bobowate, w tym łubin żółty, pobierają z powietrza duże ilości azotu.

Tabela 2

Ilość azotu pobranego przez łubin żółty z różnych źródeł (kg $N \cdot ha^{-1}$)

Źródła azotu		Część rośliny					Suma/ Średnia
		korzenie	łodygi	liście	strączyzny	nasiona	
Biologiczna redukcja N_2	kg	10,86	15,96	8,86	7,41	53,44	96,53
	%	80,80	75,50	61,90	76,50	78,10	76,60
Nawóz mineralny	kg	0,15	0,39	0,37	0,15	1,04	2,10
	%	1,12	1,82	2,58	1,51	1,52	1,66
Gleba	kg	2,43	4,78	4,10	2,12	13,91	27,34
	%	18,10	22,60	35,60	21,90	20,30	21,70
Razem		13,44	21,13	13,33	9,68	68,39	125,97
NIR _{0,05}		2,02	9,06	5,60	1,83	20,16	30,65

% - udział w całkowitej ilości azotu pobranego przez poszczególne organy łubinu żółtego

Źródło: Wysokiński i in., 2014 (29)

Ilość azotu atmosferycznego wiązanego przez rośliny bobowate

Symbiotyczne wiązanie azotu jest procesem złożonym i zdaniem Martyniuka (13) jego ilość zależy od wielu czynników w tym od: właściwości genetycznych rośliny bobowatej i jej symbionta, gatunku i typu odmiany, wielkości plonu, odczynu gleby oraz od czynników środowiska i prowadzonych zabiegów agrotechnicznych. Dane przedstawione w tabeli 3, pokazują ilość azotu wiązanego w częściach nadziemnych, wybranych roślin bobowatych.

Tabela 3

Zakresy oraz średnie ilości N_2 związanego przez wybrane rośliny bobowate

Roślina	%Nd _{fa} *	N związany w części nadziemnej (kg·ha ⁻¹)	
		zakres	średnia
Soja	53	0-450	175
Groch	68	4-244	150
Bobik	80	12-330	151
Fasola	40	0-165	65
Łubin wąskolistny	65	19-327	165
Lucerna	70	50-460	180

*% N pochodzącego z powietrza

Źródło: Martyniuk, 2008 (13), zmodyfikowane

Również Trawczyński (27) zestawił ilość azotu wiązanego przez bakterie brodawkowe w symbiozie z różnymi roślinami bobowatymi (Tab. 4). Dane te pokazują jakie ilości azotu uzyskanego w procesie symbiotycznego wiązania N_2 są lokowane w częściach nadziemnych lub w nasionach roślin bobowatych lub dostarczane do gleby w postaci resztek poźniwnych. Spośród tej grupy roślin najwięcej azotu pochodzącego z tego procesu pozostawiają w glebie bobowate drobnonasienne tj. lucerna i koniczyna. Wymienione rośliny mają bardzo sprawny proces biologicznego wiązania N_2 ponieważ ich masa nadziemna jest kilkakrotnie w sezonie koszona lub wypasana i musi być odbudowana, a pomimo tego w każdej tonie s. m. wiąże około 20 kg azotu.

Tabela 4.

Ilość azotu związanego przez bakterie brodawkowe roślin bobowatych (na podstawie różnych źródeł)

Roślina	Rodzaj plonu	Ilość N związanego symbiotycznie	
		W 1 t s. m. cz. nadziemnych lub nasion (kg)	W resztkach poźniwnych (kg·ha ⁻¹)
Lucerna	siano	21	112
Koniczyna	siano	18	65
Wyka, peluszka, seradela	poplon	14	18
Bobik, wyka, groch	nasiona	31*	12
Łubiny	nasiona	43*	17
Soja	nasiona	36*	13

*wraz z odpowiednim plonem ubocznym

Źródło: Trawczyński, 2010 (27), zmodyfikowane

Zdaniem Walerowskiej (28) korzystną cechą roślin strączkowych jest fakt, że wiążą znacznie więcej azotu niż odprowadzają z plonem. Na przykład ilość azotu biologicznie związanego przez łubin żółty wynosi około 140, a przez łubin wąskolistny około 70 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, co odpowiada 400 i 200 kg saletry amonowej. Z tych ilości z pola łubinu żółtego i wąskolistnego wynoszone jest odpowiednio około 100 (73%) i 59 (84%) $\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Globalny wkład azotu związanego biologicznie w systemy rolnicze jest ogromny. Herridge i in. (9) oszacowali wielkość tego składnika powstałego w wyniku symbiozy głównych roślin strączkowych z bakteriami *Rhizobium*. Wynosi ona $2,95 \cdot 10^9$ kg N rocznie dla roślin strączkowych i $18,5 \cdot 10^9$ kg N dla oleistych roślin strączkowych (Tab. 5). Z danych tych wynika, że dominującym w świecie gatunkiem roślin strączkowych jest soja, która zajmuje 50% globalnej powierzchni roślin strączkowych i stanowi 68% ich produkcji. Spośród tych roślin stosunkowo duży udział w wiązaniu N_2 mają fasola i groch, które są uprawiane w naszej strefie klimatycznej. Zebrane dane wskazują na wielki udział roślin strączkowych w produkcji światowych zasobów azotu, który jest włączony w obieg tego składnika w rolnictwie. Generalne szacunki wskazują, że ilość N_2 związanego przez mikroorganizmy około 4 – krotnie przewyższa ilość azotu wyprodukowanego metodami przemysłowymi (12), co pokazuje ogromne możliwości tej grupy roślin. Według Łyszcz i Gałązki (12) proces biologicznego wiązania azotu jest w środowisku naturalnym jedną z najlepszych metod wprowadzania do gleby zredukowanych związków azotowych dostępnych dla roślin.

Tabela 5

Szacunkowe ilości N wiązanej rocznie przez główne rośliny strączkowe i oleiste strączkowe (wg FAO dla roku 2005)

Roślina strączkowa	Powierzchnia (Mha)	Plon nasion (Tg)	N w roślinach (Tg)	%Nd _{fa}	N związany (Tg)
Fasola zwyczajna	25,1	18,1	1,45	40	0,58
Wspiega	9,2	4,6	0,37	63	0,23
Cieciorka	10,4	8,4	0,96	63	0,60
Groch	6,6	11,3	0,90	63	0,57
Soczewica	4,1	4,1	0,33	63	0,21
Bobik	2,7	4,3	0,38	75	0,29
Inne strączkowe	11,4	9,4	0,75	63	0,47
Strączkowe razem	69,7	60,2	4,14	57	2,95
Orzech ziemny	23,4	37,6	3,03	68	2,06
Soja	93,4	214,8	24,17	68	16,44
Razem oleiste	116,7	252,4	27,20	68	18,50
Ogółem strączkowe	186,4	312,6	32,34	66	21,45

Źródło: Herridge i in., 2008 (9), zmodyfikowane

Wiązanie azotu atmosferycznego przez rośliny bobowate uprawiane w mieszankach

Uprawa mieszana jest odwieczną, szeroko rozpowszechnioną praktyką w rolnictwie, która nabiera szczególnie pozytywnego znaczenia w odniesieniu do mieszanek zbożowo-strączkowych. Mieszanki te są coraz bardziej docenianym rodzajem uprawy dzięki zdolności łagodzenia niekorzystnych skutków nadmiernego udziału zbóż w płodozmianie oraz dzięki temu, że stanowią dobry przedplon dla roślin następczych (15). Ten typ uprawy powoduje zwiększenie zawartości białka w ziarnie komponenta zbożowego, wzrost plonu białka ogólnego w biomasie oraz wzrost zawartości białka ogólnego w plonie nasion mieszanki. Podgórska-Lesiak i in. (19) prowadzili doświadczenie polowe, w którym uprawiali groch w mieszankach z jęczmieniem (Tab. 6). Obserwowano wyraźnie dodatni wpływ uprawy jęczmienia z grochem na zawartość azotu w ziarnie jęczmienia oraz na wzrost pobrania azotu przez mieszankę jęczmienia z grochem.

Również badania prowadzone przez Sobkowicza i in. (23) wykazały, że jęczmień uprawiany w mieszance z grochem odznaczał się średnio o $30 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. większą zawartością białka w ziarnie niż uprawiany w siewie czystym. Było to następstwem pozyskiwania przez roślinę strączkową azotu atmosferycznego wiązanego przez bakterie brodawkowe i tym samym jej słabszej konkurencji z jęczmieniem o azot glebowy oraz możliwości przekazywania roślinom jęczmienia azotu związanego symbiotycznie.

Tabela 6

Pobranie azotu przez rośliny jęczmienia i grochu w zależności od nawożenia azotem i uprawy – faza dojrzałości pełnej

Obiekt	Pobranie N z plonem suchej masy roślin ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$)				Pobranie N z plonem ziarna i nasion ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)			
	Nawożenie N ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)			Średnio	Nawożenie N ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)			Średnio
	0	30	60		0	30	60	
Jęczmień	7,4	8,3	11,1	8,9	44	55	75	58
Groch o. Wiato	15,7	19,9	19,9	18,5	78	86	93	86
Groch o. Fidelia	13,1	16,0	16,5	15,2	67	71	78	72
Jęczmień + Wiato	17,7	20,9	17,1	18,6	96	108	103	102
Jęczmień + Fidelia	18,0	20,9	19,1	19,3	91	102	101	98
Średnio	14,4	17,2	16,7	-	75	84	90	-

Źródło: Podgórska-Lesiak i in., 2011 (19), zmodyfikowane

Buraczyńska i Ceglarek (5) badali wartość przedplonową resztek poźniwnych i słomy po uprawie pszenicy jarej i grochu oraz ich mieszanek o różnym udziale obu komponentów. Na tej podstawie wykazali, że najwięcej resztek poźniwnych i słomy pozostawiła mieszanka pszenicy z grochem o udziale komponentów 75+25% oraz sama pszenica. Jednak ilość azotu w słomie i resztkach pszenicy wynosiła odpowiednio: $30,65$ oraz $22,27 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ i była mniejsza niż w innych kombinacjach

(Tab. 7). Natomiast wraz ze wzrostem udziału grochu w mieszance ilość azotu w tych częściach roślin zwiększała się. Wyjątek stanowił obiekt z samym grochem, w którym resztki poźniwne miały najniższą, a słoma najwyższą ilość tego składnika. Średnia ilość azotu pozostawionego w resztkach poźniwnych i słomie mieszanki pszenicy z grochem wynosiła odpowiednio 23,07 i 39,55 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, co dało łącznie 62,62 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Niższa jego ilość w resztkach poźniwnych, w tym w korzeniach dojrzałych roślin grochu, wynika prawdopodobnie z translokacji tego składnika do rozwijających się nasion oraz z wcześniejszego rozpadu brodawek korzeniowych, które są głównym miejscem biologicznego wiązania N_2 .

Tabela 7

Łączna ilość azotu w resztkach poźniwnych i słomie pszenicy jarej, grochu siewnego oraz ich mieszanek

Udział komponentów w mieszance (%)		Ilość azotu ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)		
Pszennica jara	Groch siewny	Resztki	Słoma	Razem
100	0	22,27	30,65	52,92
75	25	24,00	36,20	60,20
50	50	24,10	39,89	63,98
25	75	23,46	43,82	67,28
0	100	21,54	47,20	68,74
Średnia		23,07	39,55	62,62

Źródło: Buraczynska i Ceglarek, 2011 (5), zmodyfikowane

Losy azotu związanego symbiotycznie przez rośliny bobowate

Jon amonowy wytworzony w procesie symbiotycznego wiązania jest w komórce roślinnej szybko wbudowywany do aminokwasów glutaminy lub glutaminianu i transportowany poza brodawki w postaci związków amidowych, takich jak asparagina i glutamina (u grochu, lucerny i koniczyny) lub związków ureidowych, jak np. alantoina u soi (13). Większość związanego azotu jest wykorzystywana przez same rośliny do ich wzrostu oraz rozwoju organów wegetatywnych i nasion. Część z tej puli azotu dostaje się natomiast do gleby w formie: wydzielin korzeniowych oraz w przyoranej słomie i resztkach poźniwnych.

Uprawa roślin bobowatych w mieszanekach jest oparta m. in. na założeniu, że rośliny bobowate po zaspokojeniu własnych potrzeb względem azotu mogą umożliwić zaopatrzenie w ten składnik gatunkom roślin żyjących w sąsiedztwie. Badania wykazały, że N jest przenoszony ze strączkowych do traw w czasie wegetacji, chociaż N może być także przenoszony z traw do strączkowych co pokazuje, że podziemny transfer azotu jest procesem dynamicznym i dwukierunkowym (18). Proces ten może wystąpić ponieważ rośliny tracą do gleby różne składniki zawierające N z tkanek nadziemnych i podziemnych, do których zalicza się wydzieliny korzeniowe, zamierające korzenie i wymycie z liści. Azot dostarczony tą drogą przez rośliny może być ponownie pobrany przez roślinę, która go utraciła lub przez roślinę sąsiedzką. Jednak zdaniem Paynel i in. (17) oraz Pirhofer-Walzl i in. (18), azot

w mieszankach roślinnych może być przekazywany także innymi drogami. Po pierwsze, transport azotu pomiędzy rośliną strączkową a trawą może wystąpić bezpośrednio przez grzyby mykoryzowe łączące system korzeniowy obu gatunków roślin. Po drugie może to nastąpić pośrednio przez uwalnianie substancji organicznych do gleby podczas wegetacji (ryzodepozycja) i następnie pobranie uwolnionego azotu przez roślinę rosnącą w mieszance. Uwalnianie N do gleby może być spowodowane rozpadem martwych (nadziemnych i podziemnych) tkanek roślinnych i procesem obiegu tego składnika lub wydzielaniem azotu przez korzenie. Brophy i Heichel (4) stwierdzili, że zwiększone wydzielanie azotu do strefy korzeniowej następuje w wyniku stresu związanego ze zbiorem części nadziemnej rośliny oraz z deficytem wody w glebie. Ponadto zdaniem w/w autorów szybka mineralizacja azotu wydzielonego w formie białek, amidów i szczątków komórek może mieć udział w uruchomieniu nowego transferu azotu. Szacowanie ilości uwalnianego azotu jest doświadczalnie bardzo trudne ze względu na to, że N-azotanowy i N-amonowy może być ponownie sorbowany przez korzenie rośliny bobowatej. Z tego powodu ta, nieokreślona ilość azotu nie jest wykrywana w przeciekach z wazonów (4). Należy zaznaczyć, że proces wydzielania N wiąże się z wydatkowaniem energii przez rośliny bobowate, ponieważ zarówno wiązanie azotu, jak i jego wydzielanie wiąże się ze stratą energii dla tych roślin.

Uważa się, że w roślinach starszych głównym źródłem przemieszczania N pomiędzy rośliną bobowatą a trawą jest obieg azotu w brodawkach korzeniowych i rozłogach. Natomiast w roślinach młodych, główną drogą przekazywania azotu są wydzieliny korzeniowe rośliny bobowatej, z których jest on pobierany przez roślinę żyjącą w jej sąsiedztwie (17). Wykazano, że głównymi składnikami wydzielin korzeniowych roślin strączkowych jest N-amonowy, N-azotanowy i aminokwasy. Uważa się, że wydzielanie tych składników następuje w wyniku biernej dyfuzji przypisanej gradientowi koncentracji z korzenia do gleby. Brophy i Heichel (4) stwierdzili, że uwalnianie azotu na ogół wzrasta wraz z postępem ontogenezy. W przypadku koniczyny i soi wynosi ono średnio 4,5 i 10,4% całkowitej ilości N związanego symbiotycznie przez te rośliny. Badania prowadzone przez Paynel i in. (17) pozwoliły na oszacowanie transferu N z koniczyny białej do życicy trwałej w ciągu roku, który kształtuje się pomiędzy 11 a 113 kg N·ha⁻¹ ze średnią 70 kg N·ha⁻¹. Te bardzo zróżnicowane wyniki są przypisywane oddziaływaniu licznych czynników biotycznych i abiotycznych, w tym nawożeniu azotem mineralnym i gnojowicą (17, 18, 26).

Przy jednoetapowym zbiorze z powierzchni pola wynoszone są tylko nasiona, natomiast pozostała słoma i inne części traktowane są jako resztki pozbiorowe i trafiają do gleby. W warunkach eksperymentu przeprowadzonego przez Wysokińskiego i in. (29) blisko połowa azotu pobranego przez łubin, czyli 57,6 kg·ha⁻¹, trafiła z powrotem do gleby wraz z resztkami pozbiorowymi. Po ich mineralizacji pula ta będzie stanowiła źródło azotu dla roślin następczych. Autorzy są zdania (29), że ponieważ w tej ilości N, wprowadzonego z resztkami do gleby, aż 43 kg·ha⁻¹ pochodziło

z biologicznej redukcji N_2 w związku z tym planowane nawożenie rośliny następczej mineralnymi nawozami azotowymi powinno być zmniejszone między innymi o ilość tego makroelementu pozostawioną przez łubin żółty na polu uprawnym. Natomiast po zbiorze łubinu żółtego i łubinu wąskolistnego w resztkach poźniwnych trafia do gleby odpowiednio 27 i 16 % azotu związanego biologicznie co odpowiada odpowiednio 40 i 13 kg N·ha⁻¹ (29). Zdaniem Garg i Geetanjali (8) azot pochodzący z biologicznego wiązania jest nie tylko możliwy do użycia przez rośliny ale też jest mniej podatny na ulatnianie, denitryfikację i wymywanie z gleby.

Z kolei w przypadku zabierania z pola słomy roślin bobowatych sytuacja jest nieco inna. Wysokinski i in. (30) stwierdzili, że w fazie pełnej dojrzałości grochu około 27,3% całkowitej ilości zakumulowanego azotu była zgromadzona w organach, które najczęściej stanowią resztki poźniwne i po przyoraniu pozostają w glebie. Zdaniem Kozaka i Koteckiego (11) nie są to jednak ilości małe, bo przy średniej zawartości azotu w resztkach poźniwnych i słomie na poziomie 19 i 13 g N·kg⁻¹ s.m. na powierzchnię 1 ha wnosi się do gleby ok. 70 kg N.

Mineralizacja resztek i azot działający po uprawie bobowatych

Azot zakumulowany w organach roślin bobowatych, które pozostają na polu po ich zbiorze nie jest bezpośrednio dostępny dla rośliny następczej. Aby można go było traktować jako składnik pokarmowy przyorana masa roślinna musi przejść proces mineralizacji. Według Szczepaniaka i in. (25) najważniejszym elementem oceny wartości przedplonowej przyoranych resztek roślinnych jest szybkość ich mineralizacji, która decyduje o tempie uwalniania składników (w tym głównie N) i ich dostępności dla roślin następczych. Znajomość szybkości mineralizacji resztek roślinnych pozostawionych przez przedplon jest warunkiem koniecznym do opracowania optymalnej technologii nawożenia. Przyjmuje się, że o szybkości rozkładu przyoranej biomasy decyduje zawartość w niej azotu, stosunek C:N, udział w niej organów zielonych i zawartość w niej ligniny. Szczepaniak i in. (25) przeprowadzili symulacyjny bilans azotu w aspekcie potencjalnej mineralizacji resztek roślinnych, który wykazał, że w stanowisku po mieszkach motylkowato-trawiastych zawartość azotu na wiosnę kształtowała się na poziomie 42 kg ha⁻¹. Natomiast całkowita mineralizacja azotu w okresie od początku strzelania w źdźbło do fazy dojrzałości pełnej pszenicy ozimej, jako rośliny następczej, wynosiła w stanowisku nie nawożonym (tj. po mieszance) 113 kg N·ha⁻¹, a w stanowisku nawożonym azotem w dawce 60 kg·ha⁻¹ miała wielkość 107 kg N·ha⁻¹. W okresie wzrostu wegetatywnego pszenicy średnio około 82% azotu uległo mineralizacji biorąc pod uwagę wszystkie obiekty przedplonowe. Dlatego zdaniem autorów pracy (23) w stanowiskach po mieszkach motylkowato-trawiastych należy spodziewać się bezpośredniego uwalniania azotu do gleby.

Uzyskane wyniki badań naukowych należy jednak dostosować do praktyki rolniczej i przełożyć na konkretne liczby, odnoszące się do potrzeb nawozowych uprawianych roślin oraz dawek nawozów mineralnych. Punktem wyjścia jest założenie, które mówi, że w zrównoważonej gospodarce nawozowej podstawowym narzędziem jest bilans składników (10). Po stronie przychodowej bilansu sporządzanego dla potrzeb nawożenia należy uwzględnić ilość składników pozostawionych w postaci przyoranych produktów ubocznych, w tym także po sprzęcie roślin bobowatych. Pozostawione resztki poźniwne tych roślin są źródłem azotu dla rośliny następczej ale ich oszacowanie jest jednym z najtrudniejszych elementów bilansu (10). Dla potrzeb systemu doradztwa nawozowego przyjęto, że ilość azotu pochodzącego z mineralizacji resztek poźniwnych roślin bobowatych jest równa 25-30% (co odpowiada wartości 0,3 zamieszczonej w tabeli 9) ilości azotu zakumulowanego przez te rośliny w masie nadziemnej. Masę tę szacuje się mnożąc uzyskany plon rośliny bobowatej lub jej mieszanki z powierzchni 1 ha przez pobranie azotu przez te rośliny posługując się danymi z tabeli 8. Jednak działanie nawozowe azotu zawartego w resztkach roślin bobowatych może być inne niż działanie azotu z nawozów mineralnych.

Tabela 8

Pobranie azotu z plonami roślin uprawnych ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)

Roślina	Plon		
	główny	uboczny	główny i uboczny
Strączkowe			
Bobik	39,8	13,4	54,2
Grochy	34,3	16,8	48,6
Łubiny	55,0	12,0	67,0
Soja	54,0	10,0	68,0
Mieszanki zbożowo-strączkowe	25,4	11,4	35,3
Pastewne			
Koniczyna na zieloną masę	5,1		5,1
Lucerna na zieloną masę	6,1		6,1
Koniczyna z trawami (z.m.)	4,8		4,8
Lucerna z trawami (z.m.)	5,2		5,2
Strączkowo-zbożowe (z.m.)	4,8		4,8
Inne bobowate (z.m.)	4,8		4,8
Seradela	4,5		4,5

z.m. – zielona masa

Źródło: Jadczyshyn, 2013 (10), zmodyfikowane

W celu ujednolicenia działania nawozowego azotu zakumulowanego w masie roślinnej i pochodzącego z nawozów mineralnych wprowadzono równoważnik nawozowy. Określa on w jakim stopniu składnik nawozów naturalnych i organicznych odpowiada działaniu składnika nawozów mineralnych. Ponieważ rozkład resztek poźniwnych bogatych w azot przebiega stosunkowo szybko przyjmuje się, że równoważnik nawozowy azotu z tego źródła wynosi tyle ile dla obornika, tj. 0,3.

Uwzględnienie równoważnika pozwala na obliczenie ilości „azotu działającego” czyli tej części azotu całkowitego w nawozach naturalnych i organicznych, która wykazuje takie samo działanie plonotwórcze jak określona ilość tego składnika w nawozach mineralnych. Sposób obliczania ilości azotu działającego dla słomy i resztek poźniwnych roślin bobowatych przedstawia tabela 9.

Tabela 9

Równoważniki nawozowe azotu pochodzącego z przyoranych produktów ubocznych i obliczanie azotu działającego

Produkt uboczny	Równoważnik nawozowy $N - N_r$	Sposób obliczania ilości N działającego w produktach ubocznych
Słoma roślin bobowatych	0.2	$\text{Plon słomy} \cdot \text{pobranie N w produktach ubocznych} \cdot N_r$
Resztki poźniwne roślin bobowatych	0.3	$\text{Plon} \cdot \text{pobranie N} \cdot 0.3 \cdot N_r$

0.3* - ilość azotu z mineralizacji resztek poźniwnych roślin bobowatych równa 25-30 % ilości N zakumulowanego w masie nadziemnej

Źródło: Jadczyzyn, 2013 (10), zmodyfikowane

W Rozporządzeniu Rady Ministrów z dnia 5 czerwca 2018 r., w sprawie przyjęcia „Programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu” (7) zamieszczono tabelę przedstawiającą ilość azotu działającego pozostającego po prawie roślin bobowatych (Tab. 10). Te ilości azotu działającego powinny być uwzględniane w planie nawozowym, co pozwoli na zmniejszenie dawek nawozów mineralnych stosowanych pod rośliny następce.

Tabela 10

Ilość azotu działającego pozostającego po uprawie roślin bobowatych ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)

Rodzaj przedplonu	Bobowate w czystym siewie		Bobowate w mieszankach z trawami lub zbożami	
	Plon główny	Międzyplon	Plon główny	Międzyplon
Przyorane resztki poźniwne	30	15	20	10
Przyorane całe rośliny na zielony nawóz	Łubin żółty - 74 Groch - 77 Seradela - 65 Pozostałe - 60	Koniczyna czerwona - 30 Koniczyna biała - 27 Seradela - 33 Pozostałe - 30	50	20

Źródło: Dziennik Ustaw RP, 2018 (7), zmodyfikowane

Podsumowanie

Rośliny bobowate posiadają unikalną w świecie zdolność do symbiozy z bakteriami brodawkowymi *Rhizobium*, dzięki czemu mogą wiązać z powietrza azot, który wykorzystują w procesach własnego wzrostu i rozwoju. Ponieważ wiążą więcej azotu

niż same potrzebują część tego składnika mogą przekazywać roślinom rosnącym z nimi w uprawie mieszanej, część natomiast jest pozostawiana w glebie w formie resztek poźniwnych czy przyoranej słomy, która po przejściu procesu mineralizacji będzie udostępniana roślinie następczej. Efektywność wiązania azotu nie jest jednak stała i zależy od wielu czynników, w tym od właściwości genetycznych samej rośliny bobowatej, jej symbionta oraz od czynników agrotechnicznych i środowiskowych.

W dobie rosnącego zużycia mineralnych nawozów azotowych, których produkcja jest wysoce kosztowna i negatywnie oddziałuje na środowisko, a same nawozy mogą powodować niekorzystne zmiany w glebie i wodach gruntowych, uprawa roślin bobowatych stanowi proekologiczne podejście do poszukiwania źródeł azotu dla roślin. Może też spowodować korzystne zmiany w glebach uprawnych i szeroko rozumianym środowisku. Zwłaszcza, że w zalecanym obecnie systemie produkcji integrowanej należy uwzględniać składniki pochodzące z wszystkich źródeł, do których należy także azot wiązany symbiotycznie. Przytoczone w pracy wyniki badań wskazują na możliwość zmniejszenia wysokości dawek syntetycznych nawozów azotowych w przypadku uprawy roślin na stanowiskach po bobowatych uprawianych w siewie czystym i w mieszankach ze zbożami.

Literatura

1. Adamczyk B., Godlewski M.: Różnorodność strategii pozyskiwania azotu przez rośliny. *Kosmos*, 2010, **102 (286-287)**: 211-222.
2. Armstrong E.L., Pate J.S., Unkovich M.J.: Nitrogen balance of field pea crops in South Western Australia studies with using the ^{15}N natural abundance technique. *Aust. J. Plant Physiol.* 1994, **21**: 533-549.
3. Błaszyk M.K.: Mikrobiologia środowisk. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
4. Brophy L.S., Heichel G.H.: Nitrogen release from roots of alfalfa and soybean grown in sand culture. *Plant Soil*, 1989, **116**: 77-84.
5. Buraczyńska D., Ceglarek F.: Previous crop value of post-harvest residues and straw of spring wheat, field pea and their mixtures for winter triticale. Part I. Weight and chemical composition of post-harvest residues and straw. *Acta Sci. Pol., Agricultura*, 2011, **10(2)**: 3-18.
6. Czuba R., Gorlach E., Kalemba S., Łoginow W., Mazur T.: Źródła azotu w glebie. W: Azot w glebach uprawnych. T. Mazur (red.), PWN, Warszawa, 1991: 20-54.
7. Dziennik Ustaw RP: Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 5 czerwca 2018 r. w sprawie przyjęcia „Programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu”
8. Garg N., Geetanjali.: Symbiotic nitrogen fixation in legume nodules: process and signaling. A review. *Agron. Sustain. Dev.*, 2007, **27**: 59-68.
9. Herridge D.F., Peoples M.B., Boddey R.M.: Global inputs of biological nitrogen fixation in agricultural systems. *Plant Soil*, 2008, **31**: 1-18.
10. Jadczyż T.: Bilans podstawą zrównoważonego zarządzania składnikami pokarmowymi. W: Dobre praktyki rolnicze w nawożeniu użytków rolnych. J. Igras (red.), Radom, 2013: 6-14.
11. Kozak M., Kotecki A.: Następczy wpływ odmian grochu siewnego na rozwój i plonowanie pszenicy ozimej. Część II. Masa i skład mineralny resztek pozbiorowych grochu siewnego. *Zesz. Nauk. UP Wrocław*, 2006, 546, Rol. **89**: 149-158.
12. Łyszcz M., Gałązka A.: Proces biologicznego wiązania azotu atmosferycznego. W: Siedliskowe i agrotechniczne uwarunkowania produkcji roślinnej w Polsce. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2016, **49(3)**: 59-70.
13. Martyniuk S.: Znaczenie procesu biologicznego wiązania azotu atmosferycznego w rolnictwie ekologicznym. *J. Res. Appl. Agric. Eng.* 2006, **53(4)**: 9-14.

14. Martyniuk S., Kozieł M., Gałązka A.: Response of pulses to seed or soil application of rhizobial inoculants. *Ecol. Chem. Eng. S.*, 2018, **25(2)**: 323-329.
15. Mazur Z., Wojtaś A., Mazur T.: Zrównoważone nawożenie w ochronie środowiska. W: *Ochrona i Inżynieria Środowiska – Zrównoważony Rozwój*. Monografia Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, 2004, **25**: 263-266.
16. Oleńska E.: Asocjacja symbiotyczna roślin bobowatych z ryzobiami. W: *Różnorodność biologiczna – od komórki do ekosystemu. Funkcjonowanie roślin i grzybów*. Środowisko-Eksperyment-Edukacja. A. Bajguz, I. Ciereszko (red.), Polskie Towarzystwo Botaniczne, 2015: 187-200.
17. Paynel F., Lesuffleur F., Bigot J., Diquelou S., Cliquet J-B.: A study of ^{15}N transfer between legumes and grasses. *Agron. Sustain. Dev.* 2008, **28**: 281-290.
18. Pirhofer-Walzl K., Rasmussen J., Hogh-Jensen H., Eriksen J., Soegaard K., Rasmussen J.: Nitrogen transfer from forage legumes to nine neighbouring plants in a multi-species grassland. *Plant Soil*, 2012, **350**: 71-84.
19. Podgórska-Lesiak M., Sobkowicz P., Lejman A.: Dynamika pobierania i wykorzystanie azotu w mieszankach jęczmienia jarego z grochem siewnym. *Fragm. Agron.*, 2011, **28(3)**: 100-111.
20. Podleśna A.: Źródła składników pokarmowych dla roślin i ich znaczenie w systemie nawożenia zrównoważonego. W: *Integrowana produkcja roślinna*. J. Podleśny (red.), Puławy 2007: 161-168.
21. Podleśna A.: Wpływ nawozów siarkowych na zróżnicowanie i aktywność mikroorganizmów glebowych. W: *Studia i Raporty IUNG-PIB „Nawożenie a środowisko”*, 2017, **53(7)**: 67-79.
22. Prusiński J., Kotecki A.: Współczesne problemy produkcji roślin motylkowatych. *Fragm. Agron.*, 2006, **23(3)**: 94-126.
23. Sobkowicz P., Tendziagolska E., Lejman A., Łagocka A.: Wpływ metod siewu jęczmienia w mieszance z grochem na plon białka. *Zesz. Nauk. UP Wroc.*, 2015, Rol. **CXII**, **611**: 65-76.
24. Sujkowska M.: Przebieg procesu infekcji w układzie symbiotycznym rośliny motylkowate-Rhizobium. *Wiad. Bot.*, 2009, **1-2**: 35-53.
25. Szczepaniak W., Diatta B.J., Kryszak J.: Dynamika mineralizacji azotu z resztek roślinnych mieszanek motylkowato-trawiatych. *Nawozy i Nawożenie*, 2002, **4**, **1(10)**: 217-226.
26. Ta T.C., Faris M.A.: Species variation in the fixation and transfer of nitrogen from legumes and associated grasses. *Plant Soil*, 1987, **98**: 265-274.
27. Trawczyński C.: Bilans składników w ekologicznym systemie produkcji roślinnej na glebie lekkiej. *J. Res. Agric. Eng.*, 2010, **55(4)**: 166-168.
28. Walerowska M.: Przed nami rok strączkowych. <http://www.topagrar.pl/articles/straczkowe/przed-nami-rok-straczkowych/>
29. Wysokiński A., Faligowska A., Kalembsa D.: Ilość azotu biologicznie zredukowanego przez łubin żółty (*Lupinus luteus* L.) – wyniki wstępne. *Fragm. Agron.*, 2014, **31(1)**: 121-128.
30. Wysokiński A., Kalembsa S., Symanowicz B.: Dynamika gromadzenia azotu z różnych źródeł przez groch siewny (*Pisum sativum* L.). *Fragm. Agron.*, 2013, **30(2)**: 162-169.
31. Voisin A-S., Gueguen J., Huyghe Ch., Jenffroy M-H., Magrini M-B, Meynard J-M., Mougél Ch., Pellerin S., Pelzer E.: Legumes for feed, food, biomaterials and bioenergy in Europe: a review. *Agron. Sustain. Dev.*, 2014, **34**: 361-380.
32. Zbierska J., Kupiec J.: Nadmiar azotu w produkcji rolnej w gospodarstwach indywidualnych na obszarze zlewni Samicy Strzęsiewskiej. *Rocz. AR w Poznaniu*, 2004, **CCCLVII**: 573-580.

Adres do korespondencji:

dr hab. Anna Podleśna, prof. IUNG-PIB
Zakład Żywienia Roślin i Nawożenia
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 4786 835
e-mail: ap@iung.pulawy.pl

Damian Wach

*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa - Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

SUBSTANCJE HUMUSOWE JAKO STYMULATORY WZROSTU I ROZWOJU ROŚLIN*

Słowa kluczowe: substancje humusowe, struktura korzeni, wysięk korzeniowy, efekty fizjologiczne

Wstęp

Zmiany związane z ociepleniem klimatu i niekorzystnym rozkładem opadów w ciągu sezonu wegetacyjnego, szczególnie występowanie długotrwałych susz ma znaczący wpływ na produkcję roślinną. Jednocześnie ograniczenia siedliskowe wynikające z naturalnie niskiej żyzności gleby czy też jej degradacji wskutek nierównoważonych praktyk rolniczych również ograniczają plony roślin uprawnych. Naukowcy i producenci mają więc duże wyzwanie, którego celem jest zwiększenie plonów i poprawa żyzności gleby poprzez hodowlę roślin o większej tolerancji na stresy środowiskowe oraz rozwój nowych systemów nawożenia w oparciu o optymalizację procesów biologicznych i mikrobiologicznych (6). Głównymi adaptacjami roślin do naturalnych gleb o niskiej zasobności w składniki mineralne są zmiany anatomiczne, szczególnie w systemie korzeniowym, takie jak zwiększona ilość korzeni bocznych i włosników, powodująca wzrost ich całkowitej długości i powierzchni. Zmiany w morfologii korzeni można powiązać ze zwiększonym wydzielaniem wysięku do przestrzeni okołokorzeniowej, zakwaszeniem w pobliżu ryzosfery i asocjacją z określonymi drobnoustrojami (5). We wszystkich tych procesach istotną rolę odgrywają rozpuszczalne substancje humusowe.

Glebowa materia organiczna jest jednym z najważniejszych składników gleby. Jej cechy charakterystyczne zależą od wielu czynników biotycznych i abiotycznych ekosystemu, takich jak: klimat, tekstura gleby, skład mineralny czy ilość resztek organicznych (35). Substancje humusowe są głównym składnikiem materii organicznej, które decydują zarówno o jej właściwościach, jak i funkcjach. Stanowią też ważne

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 2.2 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

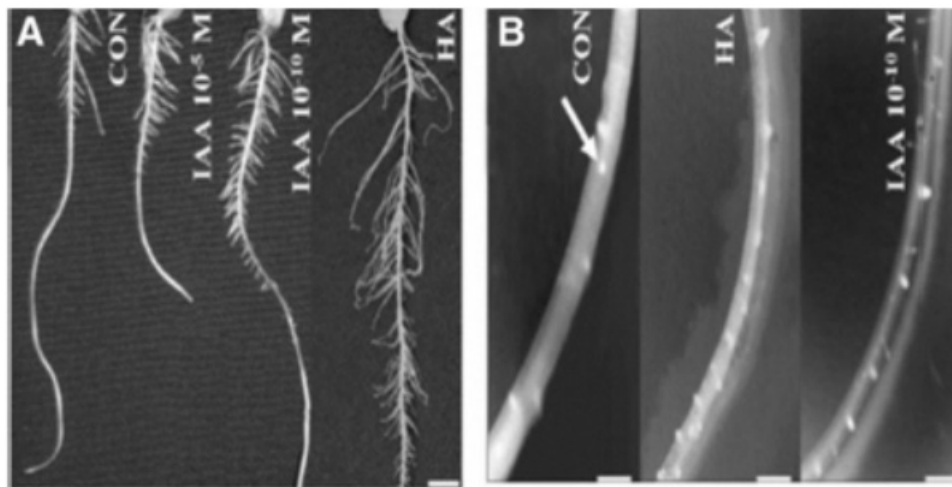
ogniwo w globalnym obiegu węgla (31). Substancje humusowe są supramolekularnymi strukturami heterogennych cząsteczek zawierających cukier, kwasy tłuszczowe, polipeptydy, łańcuchy alifatyczne i pierścienie aromatyczne, utrzymywane razem przez oddziaływania hydrofobowe (van der Waalsa, jonowe) i wiązania wodorowe (37).

Związki humusowe mają szerokie i wielostronne funkcje w roślinach (6, 9). Wiele badań wykazało, że rośliny uprawiane na glebach zawierających optymalną ilość substancji humusowych lub poddawane opryskom dolistnym preparatami zawierającymi te substancje były zdrowsze; lepiej rozwijały się w niekorzystnych warunkach środowiskowych i wydawały większe plony o wysokich parametrach jakościowych (7, 32, 35). Związki humusowe mają zdolność wiązania nierozpuszczalnych jonów metali, tlenków i wodorotlenków i powolnego ich uwalniania w miarę zapotrzebowania roślin. Zwiększają dzięki temu dostępność składników pokarmowych dla roślin (zmniejszają ich wypłukiwanie i zatrzymują w strefie korzeniowej), stymulują rozwój systemu korzeniowego oraz pożytecznych mikroorganizmów w glebie. Dodatkowo, substancje humusowe wiążąc się z minerałami ilastymi, kationami i polisacharydami z udziałem mikroorganizmów, nadają glebie gruzelkową strukturę, tworząc dobre stosunki wodne, powietrzne i lepszą przepuszczalność gleb. Tworząc natomiast kompleksy chelatowe z mikro- i makroelementami sprawiają, że składniki pokarmowe są łatwiej przyswajalne dla roślin. Niska zawartość kwasów humusowych, szczególnie w glebach piaszczystych, skutkuje słabym zatrzymywaniem w niej wody i składników mineralnych, które migrując w głąb profilu glebowego, stają się niedostępne dla korzeni roślin uprawnych (12, 14).

W prezentowanej pracy przedstawiono mechanizmy związane ze wzrostem korzenia, wchłanianiem wody i składników odżywczych, w których pośredniczą rozpuszczalne związki humusowe stosowane bezpośrednio na roślinę w niskim stężeniu. Scharakteryzowano ponadto wpływ związków humusowych na metabolizm pierwotny i wtórny roślin.

Substancje humusowe a struktura i morfologia korzeni

Głównym dowodem biologicznej aktywności substancji humusowych jest indukcja wzrostu korzeni bocznych, który zachodzi w strefie wydłużenia i różnicowania się korzeni. Strefy te obejmują małe, gęste komórki merystematyczne, które charakteryzują się ciągłą aktywnością metaboliczną, dzięki czemu są zdolne do tworzenia korzeni bocznych. Stwierdzono, że substancje humusowe mają znaczący wpływ na pojawianie się korzeni bocznych i obserwuje się hiperindukcję miejsc powstawania tychże korzeni po aplikacji związków humusowych (Rys. 1).



Rys. 1. Indukcja korzeni bocznych (A) i miejsc mitotycznych (B) przez kwasy humusowe (HA) lub auksyny (IAA)

Źródło: Canellas i Olivares, 2014 (6)

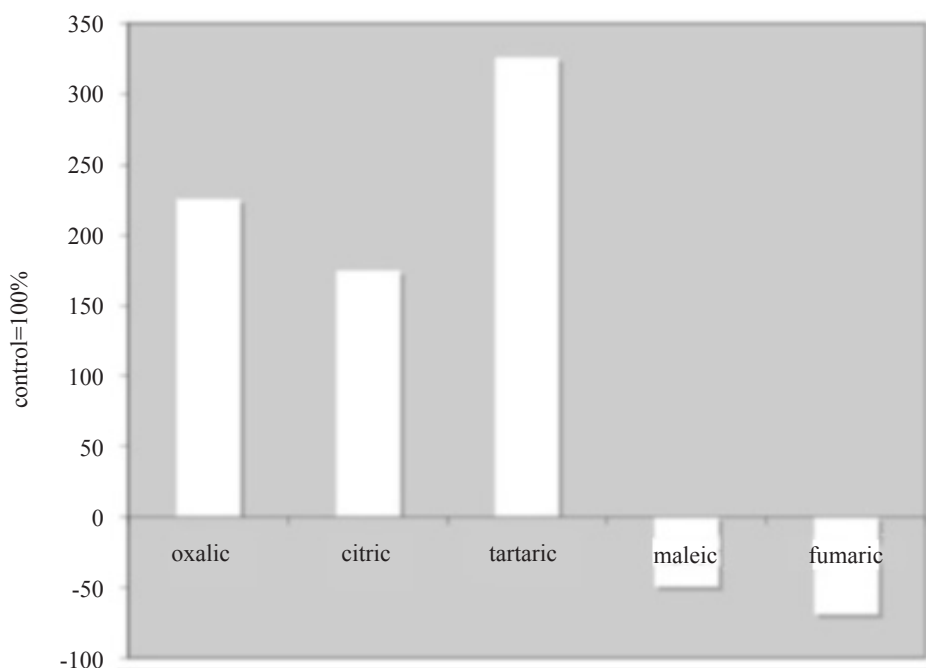
Endogennymi związkami w roślinach, które są odpowiedzialne za kształtowanie pokroju całej rośliny, są fitohormony – auksyny. Dobrze znaną naturalną auksyną jest kwas indolo-3-octowy (IAA), endogennie wytwarzany w wierzchołkowym merystemie pędu i szybko transportowany do korzeni przez łyko. Korzenie boczne powstają z dojrzałych, niedzielących się komórek perykulacyjnych w korzeniu macierzystym. Jednak to auksyny są zdolne wywołać w grupach komórek perykulacyjnych kaskadę reakcji, która w efekcie pozwala tym komórkom ponownie wejść w cykl komórkowy (zyskują zdolność podziałów). W wyniku tego ustalają się miejsca mitotyczne, w których tworzą się korzenie boczne (10). Teoria mechanizmu działania auksyn tzw. teoria wzrostu kwasowego (ang. *acid growth theory*) zakłada, że ostatecznym celem działania tego fitohormonu jest H⁺-ATPaza błony komórkowej, która przenosi jony H⁺ do przedziału ściany komórkowej. Zwiększony przez auksyny transport jonów H⁺ obniża pH ścian komórkowych, aktywuje enzymy i białka wrażliwe na pH w ścianie. W konsekwencji tego następuje poluzowanie i rozszerzenie struktur ściany komórkowej, a to z kolei umożliwia wzrost komórek korzeni bocznych (20). Jednak aby auksyny mogły wypełniać swoje biologiczne funkcje, niezbędne jest występowanie na błonach komórkowych odpowiednich receptorów oraz szlaków sygnałowych w komórkach (11). Nie musi to oznaczać, że morfologia korzenia znajduje się tylko i wyłącznie pod kontrolą endogennej auksyny. Canellas i in. (7) wykazali, że fragmenty błony komórkowej wyizolowane z korzeni kukurydzy, traktowane związkami humusowymi pochodzącym z wermikompostu charakteryzowały się wyraźnym wzrostem aktywności ATPazy, co świadczy o obecności swoistych małych bioaktywnych cząsteczek, takich jak auksyna w układzie supramolekularnym substancji humusowych, które mogą być związane zarówno z indukcją powstawania bocznego korzenia, jak i ze wzrostem aktywności H⁺-ATPazy.

Zandonadi i in. (43) wykazali, że zarówno związki humusowe, jak i niskie stężenia auksyny (10^{-10} i 10^{-15} M), sprzyjały aktywacji nie tylko H^+ -ATPazy ulokowanej w błonie komórkowej, ale także wakuolarnych H^+ -ATPaz i H^+ -pirofosfatazy (wspomaga transport jonów H^+). Stanowi to uzupełnienie powyżej opisanego mechanizmu wzrostu kwasowego, w którym zgodna aktywacja pomp H^+ w błonie komórkowej i tonoplście odgrywa kluczową rolę w procesie ekspansji komórek korzeniowych, który jest sterowany przez egzogenne cząsteczki o aktywności podobnej do auksyn – związki humusowe. Co więcej, aktywacja błonowych H^+ -ATPaz poprawia także odżywianie roślin poprzez zwiększenie elektrochemicznego gradientu protonów, który jest niezbędny w transporcie jonów przez błony komórkowe za pośrednictwem wtórnych systemów transportowych (26). Wielu autorów obserwowało również wzrost zawartości makro i mikroskładników u różnych roślin uprawnych traktowanych substancjami humusowymi: pszenicy (2, 16), kukurydzy (34) tytoniu (33,40), w bakłażanach (15) czy ananasach (3). Wzrost zawartości składników mineralnych w częściach nadziemnych wynosił od 30% do nawet 90% w obiektach poddawanych działaniu substancji humusowych w stosunku do obiektów kontrolnych.

Substancje humusowe mogą również indukować tlenek azotu (NO) w miejscach powstawania korzeni bocznych, co stwierdzili Zandonadi i in. (45). Tlenek azotu to bioaktywna cząsteczka sygnalizacyjna, która bierze udział w wielu procesach fizjologicznych roślin, w tym między innymi w rozwoju korzeni (22). Lombrado i in. (23) wykazali, że NO uczestniczy w tworzeniu włóśników u *Arabidopsis* zarówno w trakcie procesu inicjacji, jak i wydłużania. Natomiast Mora i in. (25) stwierdzili, że zastosowanie substancji humusowych na korzeniach ogórka pierwotnie spowodowało wzrost akumulacji NO, a następnie prowadziło do ekspresji następujących zmian morfologicznych korzeni: wzrost liczby korzeni wtórnych, które były mierzone w środkowej części systemu korzeniowego, wzrost grubości korzenia i wzrost świeżej masy korzeni.

Korzenie wydzielają ogromny „wachlarz” związków do otaczającej gleby. Ilość i jakość wydzielin korzeniowych zależy od gatunku i wieku poszczególnych roślin, ale również od czynników zewnętrznych, takich jak stresory biotyczne i abiotyczne. Wydzieliny korzeniowe odgrywają decydującą rolę w rozpuszczaniu i mobilizowaniu składników odżywczych w glebie, zwiększają w ten sposób pobieranie składników odżywczych przez rośliny, unieruchamiają pierwiastki toksyczne, przez co chronią przed ich negatywnym wpływem oraz poprawiają dostępność substratów dla mikroorganizmów w ryzosferze (4). Canellas i in. (8) zaobserwowali zmiany w profilu kwasów organicznych wydzielanych przez siewki kukurydzy poddane działaniu substancji humusowych (Rys. 2). Wydzielanie kwasów organicznych do roztworu glebowego zachodzi zarówno na drodze powolnej dyfuzji biernej jak również poprzez transport aktywny z wykorzystaniem błonowych kanałów białkowych. Działanie tych kanałów zależy od potencjału elektrochemicznego w poprzek błony, który jest utrzymywany przez aktywność H^+ -ATPaz błonowych (związki humusowe

mogą zwiększając ich aktywność). Autorzy ci wykazali istnienie specyficznego układu transportu kwasów organicznych w błonach plazmatycznych wierzchołka korzenia kukurydzy tzw. cytrynian-zależnego kanału anionowego (ang. *citrate-permeable anion channel*). Zwiększone wydzielanie kwasów organicznych (cytrynowego, szczawiowego i winowego) może zmienić konformacje substancji humusowych zasocjowanych na powierzchni korzeni, przez co umożliwia im wiązanie się z receptorami błonowymi (szczególnie małym fragmentom – podobnym do auksyn) i wywoływanie odpowiedzi komórkowej np. wzmaganie aktywności H^+ -ATPaz (8).



Rys. 2. Zróżnicowany profil kwasów organicznych w wysięku korzeniowym siewek kukurydzy poddanych działaniu kwasów humusowych

Źródło: Canellas i Olivares, 2014 (6)

Substancje humusowe a odżywanie mineralne

Obecność substancji humusowych w glebie stymuluje wzrost korzeni i pędów poprzez poprawę pobierania składników mineralnych. Aktywność tych substancji można najlepiej ocenić na podstawie wzrostu i plonu końcowego roślin uprawnych (44). Związki humusowe mogą regulować wzrost roślin i pobieranie składników mineralnych bezpośrednio i pośrednio (42). Pośredni wpływ substancji humusowych na pobieranie związków mineralnych zależy przede wszystkim od ich cech strukturalnych, grup funkcyjnych i ich tendencji do oddziaływania z jonami nieorganicznymi

i organicznymi oraz cząsteczkami obecnymi w podłożu glebowym. Wpływają one głównie na biodostępność składników pokarmowych na drodze tworzenia kompleksów z jonami metali, co zwiększa dostępność mikroelementów (cynku, manganu, miedzi i żelaza) i makroskładników (fosfor), zwłaszcza gdy gleba jest uboga w te składniki (18). Bezpośrednie działanie substancji humusowych jest związane z ich ukierunkowanym i nieukierunkowanym działaniem na błony komórkowe roślin, które mogą inicjować procesy biochemiczne i molekularne na poziomie potranskrypcyjnym w korzeniach i pędach (39). Vaughan i Malcom (40) zastosowali związki humusowe znakowane ^{14}C i stwierdzili, że niewielka frakcja tych substancji, szczególnie o mniejszej masie cząsteczkowej, wchodzi do szlaku apoplastycznego korzenia. Zatem mogą one wpływać na zwiększenie pobierania substancji odżywczych przez układy białkowe i ścieżki sygnałowe obecne w błonach komórek korzenia (29). Jednak pełna regulacja bezpośredniego wpływu związków humusowych działanie na pobieranie składników mineralnych nie jest jeszcze znana.

Substancje humusowe a metabolizm pierwotny

Metabolizm pierwotny odnosi się do podstawowych procesów biochemicznych niezbędnych do przetrwania, wzrostu i reprodukcji roślin. Zaangażowane w nim cząsteczki nazywane są metabolitami pierwotnymi i generalnie składają się z białek, węglowodanów i lipidów. Według doniesień literaturowych substancje humusowe mogą wpływać na skład ilościowy i jakościowy metabolitów pierwotnych.

Glikoliza jest podstawowym procesem metabolicznym o kluczowym znaczeniu dla roślin, ponieważ stanowi ona główną ścieżkę, która dostarcza substratów do procesu oddychania roślin. Nardi i in. (27) wykazali, że związki humusowe wpływają na aktywność enzymatyczną związaną z glikolizą i cyklem kwasów trójkarboksylowych na różne sposoby, zależnie od wielkości cząsteczek humusowych, ich charakterystyki molekularnej i stężenia. Spośród enzymów zaangażowanych w proces glikolizy Nardi i in. (27) badali glukokinazę, izomerazę fosfoglukozową, fosfofruktokinazę zależną od pirofosforanu i kinazę pirogronianową, natomiast z enzymów cyklu Krebsa – syntazę cytrynianową, dehydrogenazę jabłczanową oraz dehydrogenazę izocytrynianową. Wykazali istotny wzrost aktywności wszystkich powyższych enzymów po zastosowaniu różnych frakcji substancji humusowych wyizolowanych z gleby. Ertani i in. (17) stwierdzili natomiast pozytywny wpływ związków humusowych na główny metabolizm fotosyntetyczny liści kukurydzy, gdzie zmniejszeniu zawartości skrobi towarzyszył wzrost zawartości cukrów rozpuszczalnych. Wzrost zawartości sacharozy, która jest syntetyzowana z węglowodanów wytwarzanych w procesie fotosyntezy poprzez szlak pentozofosforanowy (Calvin-Benson) i jednocześnie stanowi wyjściowy związek w procesie oddychania, należy tłumaczyć zwiększeniem o 40% aktywności rubisco (karboksylaza/oksygenaza rybulozo-1,5-bisfosforanu) w roślinach traktowanych związkami humusowymi pochodzącymi z leonardyty. U większości roślin skrobia i sacharoza są głównymi produktami końcowymi fotosyntezy. Ważnymi

enzymami w kontroli tworzenia sacharozy są syntazy fruktozo-1,6-bisfosforanu i fosfosacharozy, podczas gdy pirofosforylaza ADP-glukozy odgrywa kluczową rolę w szlaku biosyntezy skrobi. Merlo i in. (24) zaobserwowali, podobnie jak Ertani i in. (17), że zawartość skrobi w liściach kukurydzy zmniejszyła się w roślinach traktowanych substancjami humusowymi, podczas gdy poziom rozpuszczalnych cukrów równocześnie wzrastał. Spadkowi zawartości skrobi towarzyszyła zwiększona aktywność amylazy (enzym rozkładający skrobię), podczas gdy nie obserwowano wzrostu aktywności pirofosforylazy ADP-glukozy (enzym syntezujący skrobię). Oznacza to, że związki humusowe mogą zmieniać zarówno poziom, jak i rozkład procentowy cukrów z liści kukurydzy, wpływając na aktywność enzymów związanych z metabolizmem węglowodanów.

Metabolizm azotu jest podstawą tworzenia aminokwasów, białek, enzymów i nukleotydów. Wpływ substancji humusowych na gospodarkę azotową (pobieranie i przemiany N) jest stosunkowo dobrze poznany. Piccolo i in. (31) oraz Albuzio i in. (1) wykazali, że siewki jęczmienia charakteryzowały się znacznie większym pobraniem NO_3 po aplikacji preparatów zawierających substancje humusowe w porównaniu do kontroli. Nie wpływały one bezpośrednio na transportery błonowe odpowiedzialne za pobieranie jonów azotanowych, jednak wywoływały opisaną we wcześniejszym rozdziale zmianę aktywności H^+ -ATPaz. To z kolei powodowało obniżenie pH na powierzchni korzenia, ułatwiając w ten sposób transport jonów azotanowych na zasadzie symportu z jonami wodorowymi (H^+/NO_3). Inne badania wskazują, że związki humusowe, oprócz wpływu na pobieranie NO_3 , oddziałują również na przemiany azotu w komórkach. Ertani i in. (17) w kukurydzy opryskiwanej substancjami humusowymi oceniali aktywność syntetazy glutaminowej i glutaminianowej – kluczowych enzymów zaangażowanych w asymilację N. Wykazali, w porównaniu do kontroli, 65% wzrost aktywności syntetazy glutaminowej w korzeniu oraz 176% i 204% syntetazy glutaminianowej odpowiednio w korzeniu i liściu kukurydzy. Wpływ związków humusowych na pobieranie NH_4 z gleby był badany przez Panuccio i in. (30) u dwóch różnych gatunków roślin iglastych. Mierzyli oni aktywność innych istotnych enzymów biorących udział w metabolizmie N, takich jak dehydrogenaza jabłczanowa i glutaminianowa oraz karboksylaza fosfoenolopirogronianowa. Zaobserwowali, że aktywność tych enzymów zwiększała się równocześnie z pobraniem jonów amonowych, natomiast nie zmieniała się z pobraniem azotanów.

Do oceny wpływu substancji humusowych na metabolizm roślin stosowane jest również podejście proteomiczne. Jannin i in. (21) wykorzystali analizę mikromacierzy do oceny genów zaangażowanych w odpowiedź fizjologiczną rzepaku na związki humusowe i zidentyfikowali zwiększoną ekspresję genów w dziewięciu klastrach, które obejmowały główne funkcje metaboliczne rośliny: przemiany węgla i fotosyntezę, ogólny metabolizm komórkowy, kwasy tłuszczowe, przemiany azotu i siarki, fitohormony, rozwój roślin, starzenie, reakcje na stres oraz transport jonów

i wody. Potwierdza to zatem, że związki humusowe mogą wpływać nie tylko na metabolizm węgla i azotu, ale również na wiele procesów komórkowych, zwiększając lub zmniejszając ich intensywność.

Substancje humusowe a metabolizm wtórny

Rośliny wytwarzają niezwykle zróżnicowany zestaw metabolitów wtórnych. Szacuje się, że do tej grupy związków zalicza się ponad 100 000 naturalnych produktów o niskiej masie cząsteczkowej. Różnią się one od metabolitów pierwotnych głównie tym, że są zasadniczo mało istotne dla podstawowych procesów metabolicznych. Według Dixona (13) większość metabolitów wtórnych pochodzi ze szlaków izoprenoidowych, fenylopropanoidowych, alkaloidowych lub tłuszczowych/poliketydowych i są produkowane w celu poprawy i zwiększenia możliwości obrony roślin przed stresami biotycznymi i abiotycznymi. Schiavon i in. (36) wykazali, że stosowanie substancji humusowych na kukurydzę wzmacnia ekspresję amoniakolizazy fenyloalaniny (tyrozyny), która katalizuje pierwszy etap biosyntezy związków fenolowych, przekształcając fenyloalaninę w kwas trans-cynamonowy i tyrozinę do kwasu p-kumarowego. Dodatkowo ekspresji amoniakolizazy towarzyszyła akumulacja fenolu w liściu. Takie stymulujące działanie związków humusowych na metabolizm wtórny roślin daje możliwości nowego podejścia do badania reakcji roślin na stres. Podobny wpływ związków humusowych na aktywność enzymów związaną z ochroną komórek został zaobserwowany przez Muscolo i in. (27) i był powiązany ze zmianami aktywności enzymów: peroksydazy (przemiany rodników tlenowych) i esterazy (przemiany tłuszczów). Garcia i in. (18) przedstawili natomiast możliwość wykorzystania substancji humusowych wyekstrahowanych z kompostu w celu ochrony roślin w uprawie ekologicznej przed stresem oksydacyjnym. Otwiera to możliwości stosowania ich jako stymulatora metabolitów wtórnych w celu poprawy właściwości leczniczych, aromatycznych i przyprawowych z jednoczesnym ograniczeniem stosowania syntetycznych środków ochrony roślin.

Podsumowanie

Substancje humusowe są główną częścią materii organicznej gleby, stanowiącą ostatni etap złożonej interakcji między nieożywioną materią organiczną, a działalnością mikroorganizmów. Związki humusowe wywierają kluczowy wpływ na fizyczne, chemiczne i biologiczne właściwości gleby oraz odgrywają istotną rolę w utrzymaniu wzrostu roślin. Ostatnio wiele danych eksperymentalnych pokazało, że substancje humusowe oraz ich różne frakcje mogą wpływać na wzrost i rozwój roślin, wywołując ich określone reakcje strukturalne i fizjologiczne. Mają ponadto ogromny wpływ na modyfikację struktury korzenia, szczególnie na indukcję korzeni bocznych i włośników, mogą też towarzyszyć w przemianach biochemicznych związanych z wytwarzaniem

energii oraz w systemie transportu przez błony plazmatyczne. Uważa się, że związki humusowe wpływają na pierwotny i wtórny metabolizm roślin, zarówno części nadziemnej jak i korzeni. W związku z tym systematyczne i skoordynowane badania łączące różne podejścia z pogranicza genomiki, transkryptomiki i metabolomiki mogą pomóc zrozumieć złożoność wpływu substancji humusowych na biologię roślin, co może umożliwić rozwój nowych technologii i badań w celu poprawy wzrostu i plonowania roślin w oparciu o substancje humusowe.

Literatura

1. Albuzio A., Ferrari G., Nardi S.: Effects of humic substances on nitrate uptake and assimilation in barley seedlings. 1986. Can. J. Soil Sci., **66**: 731–736.
2. Asik B.B., Turan M.A., Celik H., V. Katkat A. V.: Effects of humic substances on plant growth and mineral nutrients uptake of wheat (*Triticum durum* cv. Salihli) under conditions of salinity. Asian J. Crop. Sci., 2009, **1**: 87–95.
3. Baldotto L.E.B., Baldotto M.A., Giro V.B., Canellas L.P., Olivares F.L., Bressan-Smith B.: Performance of 'vitória' pineapple in response to humic acid application during acclimatization. R. Bras. Ci. Solo., 2009, **33**: 979–990.
4. Baldri D.V., Vivanco J.M.: Regulation and function of root exudates. Plant. Cell Environ. 2009, **32**: 666–681.
5. Brown L.K., George T.S., Dupuy L.X., White P.J.: A conceptual model of root hair ideotypes for future agriculture environments: what combination of traits should be targeted to cope with limited P availability? Ann. Bot., 2013, **112**: 317–330.
6. Canellas L.P., Olivares F.L.: Physiological responses to humic substances as plant growth promoter. Chem. Biol. Technol. Agric., 2014, **1**: 3.
7. Canellas L.P., Olivares F.L., Okorokova-Façanha A.L., Façanha A.R.: Humic acids isolated from earthworm compost enhance root elongation, lateral root emergence, and plasma membrane H⁺-ATPase activity in maize roots. Plant Physiol., 2002, **130**: 1951–1957.
8. Canellas L.P., Teixeira Junior L.R.L., Dobbss L.B., Silva C.A., Medici L.O., Zandonadi D.B., Façanha A.R.: Humic acids crossinteractions with root and organic acids. Ann. Appl. Biol., 2008, **153**: 157–166.
9. Canellas L.P., Piccolo A., Dobbss L.B., Spaccini R., Olivares F.L., Zandonadi D.B.: Chemical composition and bioactivity properties of sizefractions separated from a vermicompost humic acid. Chemosphere, 2010, **78**: 457–466.
10. Casimiro I., Marchant A., Bhalerao R.P., Beeckman T., Dhooge S., Swarup R., Graham N., Inzé D., Sandberg G., Casero P.J., Benett M.: Auxin transport promotes Arabidopsis lateral root initiation. Plant Cell, 2001, **13**: 843–852.
11. Correa-Aragunde N., Lanteri M.L., García-Mata C., Have A., Laxalt A.M., Graziano M., Lamattina L.: Nitric Oxide Functions as Intermediate in Auxin, Absciscic Acid, and Lipid Signaling Pathways. W: Lamattina L., Polacco J.C. (ed) Nitric Oxide in Plant Growth Plant Cell Monogr, 6th edition) Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 2006: 21.
12. Cwojdzinski W., Nowak K.: Wybrane właściwości gleby w prowadzonym od 28 lat statycznym doświadczeniu nawozowym. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 2002, **484**: 87–94.
13. Dixon R.A.: Natural products and plant disease resistance. Nature, 2001, **411**: 843–847
14. Dobrzański B., Zawadzki S.: Gleboznawstwo, PWRiL, Warszawa, 1999.
15. Ebrahim, A., Mohammad K.M., Maral M., Hamid R., Bozorgi M.: Effects of bio, mineral nitrogen fertilizer management, under humic acid foliar spraying on fruit yield and several traits of eggplant (*Solanum melongena* L.). Afr. J. Agric. Res. 2012, **7**: 1104–1109.
16. El-Bassiouny H.S.M., Bakry A.B., Abd El-Monem Attia A., Abd Allah M.M.: Physiological Role of Humic Acid and Nicotinamide on Improving Plant Growth, Yield, and Mineral Nutrient of Wheat (*Triticum durum*) Grown under Newly Reclaimed Sandy Soil. Agricultural Sci., 2014, **5**: 687–700.

17. Ertani A., Francioso O., Tugnoli V., Righi V., Nardi S.: Effect of commercial lignosulfonate-humate on *Zea mays* L. Metabolism J. Agri. Food Chem., 2011, **59**: 11940–11948.
18. García A.C., Santos L.A., Guridi F., Sperandi M.V.L., Castro R.N., Berbara R.L.L.: Vermicompost humic acids as an ecological pathway to protect plant against oxidative stress. Ecol. Eng., 2012, **47**: 203–208.
19. García A.C., Santos L.A., de Souza L.G.A., Tavares O.C.H., Zonta E., Gomes E.T.M.: Vermicompost humic acids modulate the accumulation and metabolism of ROS in rice plants. J. Plant Physiol., 2016, **192**: 56–63.
20. Hager A.: Role of the plasma membrane H⁺-ATPase in auxin-induced elongation growth: historical and new aspects. J. Plant Res., 2003, **116**: 483–505.
21. Jannin L., Arkoun M., Ourry A., Laine P., Goux D., Garnica M., Fuentes M., Francisco S.S., Baigorri R., Cruz F., Houdusse F., Garcia-Mina J.M., Yvin J.C., Etienne P.: Microarray analysis of humic acid effects on Brassica napus growth: involvement of N, C and S metabolisms. Plant Soil, 2012, **359**: 297–319.
22. Lamattina L., García-Mata C., Graziano M., Pagnussat G.C.: Nitric oxide: the versatility of an extensive signal molecule. Annu. Rev. Plant. Biol., 2003, **54**: 109–136.
23. Lombardo M.C., Graziano M., Polacco J.C., Lamattina L.: Nitric oxide functions as a positive regulator of root hair development. Plant Signaling Behav., 2006, **1**: 28–33.
24. Merlo L., Ghisi R., Rascio N., Passera C.: Effects of humic substances on carbohydrate metabolism of maize leaves. Can. J Plant Sci., 1991, **71**: 419–425.
25. Mora V., Baigorri R., Bacaicoa V., Zamarreño A., García-Mina J.M.: The humic acid-induced changes in the root concentration of nitric oxide, IAA and ethylene do not explain the changes in root architecture caused by humic acid in cucumber. Environ. Exp. Bot., 2012, **76**: 24–32.
26. Morsomme P., Boutry M.: The plant plasma membrane H⁺-ATPase: structure, function and regulation. Biochim. Biophys. Acta, 2000, **1465**: 1–16.
27. Muscolo A., Felici M., Concheri G., Nardi S.: Effect of earthworm humic substances on esterase and peroxidase activity during growth of leaf explants of *Nicotiana plumbaginifolia*. Biol. Fertil. Soils, 1993, **15**: 127–131.
28. Nardi S., Muscolo A., Vaccaro S., Baiano S., Spaccini R., Piccolo A.: Relationship between molecular characteristics of soil humic fractions and glycolytic pathway and krebs cycle in maize seedlings. Soil Biol. Biochem., 2007, **39**: 3138–3146.
29. Nardi S., Pizzeghello D., Schiavon M., Ertani A.: Plant biostimulants: physiological responses induced by protein hydrolyzed-based products and humic substances in plant metabolism. Sci. Agric., 2016, **73**: 18–23.
30. Panuccio M.R., Muscolo A., Nardi S.: Effect of humic substances on nitrogen uptake and assimilation in two species of pinus. J. Plant Nutr., 2001, **24**: 693–704.
31. Piccolo A., Nardi S., Concheri G.: Structural characteristics of humic substances as related to nitrate uptake and growth regulation in plant systems. Soil Biol. Biochem. 1992, **24**: 373–380.
32. Piłkuła D.: Rola substancji humusowych oraz innowacyjne produkty zwiększające ich zawartość w glebie. Studia i Raporty IUNG-PIB, Puławy, 2016, **48(2)**: 81–93.
33. Priya B.N.V., Mahavishnan K., Gurumurthy D.S., Bindumadhava H., Ambika P., Sharma K.: Fulvic Acid (FA) for Enhanced Nutrient Uptake and Growth: Insights from Biochemical and Genomic Studies. J. Crop Improv., 2014, **28(6)**: 740–757.
34. Quaggiotti S., Ruperti B., Pizzeghello D., Francioso O., Tugnoli V., Nardi S.: Effect of low molecular size humic substances on nitrate uptake and expression of genes involved in nitrate transport in maize (*Zea mays* L.). J. Exp. Bot., 2004, **55**: 803–813.
35. Ramos A.C., Dobbss L.B., Santos L.A., Fernandes M. S., Olivares F.L., Aguiar N.O.: Humic matter elicits proton and calcium fluxes and signaling dependent on Ca²⁺-dependent protein kinase (CDPK) at early stages of lateral plant root development. Chem. Biol. Technol. Agric., 2015, **2**: 3.
36. Schiavon M., Pizzeghello D., Muscolo A., Vaccaro S., Francioso O., Nardi S.: High molecular size humic substances enhance phenylpropanoid metabolism in maize (*Zea mays* L.). J. Chem. Ecol., 2010, **36**: 662–669.
37. Stevenson F.J.: Humus Chemistry. Wiley, Chichester, 1994.

-
38. Trevisan S., Francioso O., Quaggiotti S., Nardi S.: Humic substances biological activity at the plant-soil interface: from environmental aspects to molecular factors. *Plant Signal. Behav.*, 2010, **5**: 635–643.
 39. Van Oosten M. J., Pepe O., De Pascale S., Silletti S., Maggio A.: The role of biostimulants and bioeffectors as alleviators of abiotic stress in crop plants. *Chem. Biol. Technol. Agric.*, 2017, **4**: 5.
 40. Vaughan D., Malcom R. E.: Influence of humic substances on growth and physiological processes, W: *Soil Organic Matter and Biological Activity*, eds.: D. Vaughan and R. E. Malcom (Dordrecht: Martinus Nijhoff), 1985: 37–76.
 41. Yaofu W.: Effect of irrigation and rate of humic acid on concentration of nutrients and yield and quality of flue-cured tobacco. *J. Anhui. Agric. Sci.*, 2005, **33**: 96–97.
 42. Zandonadi D.B., Canellas L.P., Façanha A.R.: Indolacetic and humic acids induce lateral root development through a concerted plasmalemma and tonoplast H⁺ pumps activation. *Planta*, 2007, **225**: 1583–1595.
 43. Zandonadi D.B., Santos M.P., Busato J.G., Peres L.E.P., Façanha A.R.: Plant physiology as affected by humified organic matter. *Theor. Exp. Plant Physiol.*, 2013, **25**: 13–25.
 44. Zandonadi D.B., Santos M.P., Caixeta L.S., Marinho E.B., Peres L.E.P., Façanha A.R.: Plant proton pumps as markers of biostimulant action. 2016. *Sci. Agric.* **73**: 24–28.
 45. Zandonadi D.B., Santos M.P., Dobbss L.B., Olivares F.L., Canellas L.P., Binzel M.L., Okorokova-Facanha A.L., Facanha A.R.: Nitric oxide mediates humic acids-induced root development and plasma membrane H⁺-ATPase activation. *Planta*, 2010, **231**: 1025–1036.
-

Adres do korespondencji:

dr Damian Wach
Zakład Żywienia Roślin i Nawożenia
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 47 86 836
e-mail: dwach@iung.pulawy.pl

Dorota Piłkuła*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa - Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach***WYKORZYSTANIE WŁAŚCIWOŚCI SPEKTRALNYCH KWASÓW
HUMINOWYCH DO OCENY WŁAŚCIWOŚCI PRÓCHNICY*****Słowa kluczowe:** humifikacja, próchnica, kwasy huminowe, spektrometria UV-VIS, właściwości fizyko-chemiczne gleb**Wstęp**

Substancje humusowe, definiowane jako naturalna mieszanina względnie odpornych na rozkład (mineralizację), ciemno zabarwionych, bezpostaciowych produktów przemian materiału organicznego różnego pochodzenia, są głównym składnikiem materii organicznej gleb (25). Powstają one w wyniku procesu humifikacji, na który składają się chemiczne i mikrobiologiczne procesy rozkładu resztek roślinnych i zwierzęcych w glebie oraz przebudowa i synteza związków organicznych, w wyniku których tworzy się próchnica (10, 19, 20, 24). Ilość i jakość powstałych substancji humusowych zależy od rodzaju i odczynu gleby, jej wilgotności i temperatury, nawożenia oraz ilości i jakości przetwarzanego przy udziale mikroorganizmów materiału organicznego (6, 7, 8, 12, 21, 22). W wyniku przemian świeżej materii organicznej w glebie, substancje humusowe tworzą naturalną mieszaninę amorficznych związków koloidalnych, różniących się między sobą zarówno strukturą, masą, rozmiarem, składem chemicznym, jak i właściwościami. Literatura przedmiotu podaje, że około 20-25% materii organicznej corocznie wprowadzanej do gleby w postaci nawozów naturalnych oraz resztek roślinnych i zwierzęcych przekształca się w swoiste substancje próchniczne (20). Doświadczenia naukowe potwierdzają, że substancje humusowe pozytywnie wpływają na żyzność gleb, głównie ze względu na dużą pojemność wymiany kationów i ponadprzeciętną pojemność wodną (10, 20). Zwiększają pojemność wodną gleby, dlatego odgrywają ważną rolę w ochronie gleb lekkich przed zagrożeniem suszą.

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 2.2 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

Dla plonowania roślin uprawnych i żyzności gleby zasadnicze znaczenie ma duży udział bardziej stabilnych frakcji glebowej materii organicznej takich jak: kwasy huminowe, kwasy fulwowe oraz huminy (1, 12, 14, 17, 18, 26). O jakości próchnicy nie decyduje jednak bezwzględna zawartość kwasów humusowych, ale ich procentowy udział (16). Na podstawie procentowego udziału wyizolowanych poszczególnych frakcji próchnicy w całkowitej puli węgla organicznego i stosunku węgla kwasów huminowych do węgla fulowych ($C_{KH}:C_{KF}$) można oszacować zmiany zachodzące w glebie pod wpływem uprawy różnych gatunków roślin czy stosowania określonych zabiegów agrotechnicznych oraz ocenić jakość i stabilność próchnicy (1, 3, 8, 16, 22, 26). W celu dokonania oceny przemian materii organicznej jakie zachodzą w glebie oraz stopnia jej rozkładu, konieczne jest określenie właściwości spektrometrycznych kwasów huminowych w wyodrębnionych frakcjach próchnicy.

Celem opracowania jest przybliżenie wiedzy na temat możliwości wykorzystania metod spektrofotometrii w zakresie promieniowania ultrafioletowego i widzialnego (UV i VIS) do oceny stopnia rozkładu materii organicznej i charakterystyki kwasów huminowych gleb.

Spektrometria w zakresie promieniowania ultrafioletowego i widzialnego UV-VIS

Poza tradycyjnymi metodami chemicznymi pozwalającymi scharakteryzować jakość materii organicznej, zaczęto w ostatnich latach do tego celu wykorzystywać nowoczesne metody optyczne. Jest to możliwe dzięki temu, że substancje humusowe wykazują silną absorpcję w zakresie UV-VIS (od 190 do 800 nm); (23). Z tego względu w badaniach substancji humusowych, tj. kwasów huminowych i kwasów fulowych, wykorzystuje się spektrofotometrię UV-VIS. Metoda spektrofotometrii UV-VIS to technika instrumentalna, wykorzystująca do celów analitycznych energetyczne przejścia spowodowane pochłanianiem promieniowania elektromagnetycznego w zakresach nadfioletu (200-400 nm) i światła widzialnego (380-780 nm). Zastosowanie absorpcji elektronowej w zakresie UV-VIS pozwala na charakterystykę struktury chemicznej cząstek kwasów huminowych (2, 3, 6, 10, 11, 12, 15). Za pomocą tej metody można oznaczać zarówno substancje organiczne, jak i nieorganiczne, które są zdolne do absorpcji roztworu gleby wymienionych już wyżej rodzajów promieniowania (2, 5). Ilościową miarą wielkości absorpcji jest absorbancja. Pomiar właściwości optycznych (absorbancji i ilorazów absorbancji) w zakresie promieniowania ultrafioletowego i widzialnego (UV i VIS) pozwala ocenić jakość substancji humusowych. W literaturze przedmiotu można znaleźć liczne interpretacje pasm absorpcyjnych, specyficzne dla każdego z nich struktury, grupy funkcyjne, czy też rodzaje wiązań chemicznych, które występują w budowie kwasów huminowych (2, 3, 7, 11). Metoda UV-VIS pozwala ustalić także tzw. „wiek” kwasów huminowych dzięki analizie ich chemicznej budowy i interpretacji właściwości optycznych. Zgodnie z charakterystyką właściwości optycznych substancji humusowych, „młode” kwasy huminowe charakteryzują się na ogół mniejszą gęstością optyczną w porównaniu

z kwasami „dojrzałymi”, co wynika z mniejszej kondensacji jądra aromatycznego i przewagi łańcuchów bocznych. Ponadto charakteryzują się wyższymi wartościami współczynników absorpcji przy odpowiednich długościach fal, w porównaniu z kwasami huminowymi o wysokim współczynniku humifikacji (4, 7, 8, 16).

Wskaźniki określające stopień zaawansowania procesu humifikacji

Ekstrakcję kwasów huminowych często wykonuje się 0,5 M roztworem NaOH po uprzedniej dekalcytacji próbki gleby 0,01 M HCl. Następnie, poprzez zakwaszenie roztworem HCl do pH=2 wytrąca się z ekstraktu kwasy huminowe. Wytrącone kwasy huminowe oczyszcza się mieszaniną HCl + HF, liofilizuje i uciera w moździerzu agatowym (9). Właściwości spektralne w zakresie UV-VIS oznacza się dla 0,02% roztworów kwasów huminowych w 0,1 mol·dm⁻³ NaOH-spektrometrem (7, 9). Na podstawie pomiarów absorpcji przy długościach fal 280 nm (A₂₈₀), 400 nm (A₄₀₀), 465 nm (A₄₆₅), 665 nm (A₆₆₅) wylicza się wartości współczynników absorpcji A_{2/4}, A_{2/6} i A_{4/6}, które wykorzystuje się do oceny stopnia zaawansowania procesu humifikacji materiału organicznego oraz interpretacji „wieku” powstałych kwasów huminowych (9).

Dla środowiska glebowego duże znaczenie ma część materii organicznej, która łatwo ulega rozkładowi z udziałem mikroorganizmów. W skład takiej próchnicy wchodzi spolimeryzowane substancje próchniczne, czyli kwasy humusowe i huminy, jak również trudniej ulegające rozkładowi żywice, woski, ligniny – składniki resztek roślinnych i zwierzęcych (18, 20). Ponieważ kwasy huminowe są najważniejszą frakcją próchnicy, do oceny jakości próchnicy wykorzystuje się pomiary absorpcji ich roztworów przy długości fal: 280, 465 i 665 nm. Wartość absorpcji przy długości fali 280 nm (A₂₈₀) związana jest z występowaniem struktur typu lignin, przy długości fali 465 nm (A₄₆₅) – substancji humusowych w początkowym stadium rozkładu, a przy długości fali 665 nm (A₆₆₅) – substancji charakteryzujących się zaawansowanym stopniem humifikacji (4, 6, 11, 12, 15). Wartości absorpcji przy wyżej wymienionych długościach fal są wykorzystywane następnie do obliczenia wartości stosunków absorpcji. Wartość A_{2/4} określa stosunek związków typu lignin do ilości substancji organicznej w początkowym stadium rozkładu. Wartość A_{2/6} – opisuje stosunek ilość związków typu lignin do substancji w zaawansowanym stopniu humifikacji. Wartość A_{4/6} – określa stosunek substancji w początkowym stadium rozkładu do substancji będących w zaawansowanej humifikacji. Przyjmuje się, że wartość stosunku A_{4/6} jest odwrotnie proporcjonalna do stopnia kondensacji pierścieni aromatycznych w cząsteczkach substancji humusowych oraz/lub masy cząsteczkowej kwasów humusowych. O stopniu kondensacji pierścieni aromatycznych w strukturze kwasów humusowych świadczy również intensywność wybarwienia tych związków. Porównując budowę chemiczną kwasów huminowych i ich właściwości optyczne wykazano, że „młode” kwasy huminowe, wykazują relatywnie niskie

wartości absorpcji i wyższe wartości stosunku A4/6 w porównaniu z kwasami „dojrzałymi” (17, 18). Takie kwasy huminowe są charakterystyczne dla gleb ze świeżo wprowadzoną materią organiczną, np. w postaci wermikompostów, obornika, słomy oraz resztek roślin uprawnych. Gleby nawożone wyłącznie nawozami mineralnymi lub nie nawożone, nie wykazują natomiast właściwości tzw. „chemicznej młodości”, charakterystycznej dla gleb nawożonych m.in. obornikiem. Zależność tę dokumentują badania Dębskiej (7), która stwierdziła, że w widmach UV kwasów huminowych gleby nawożonej gnojowicą, intensywność pasma przy 280 nm jest wyższa niż w widmach kwasów huminowych gleby nawożonej wyłącznie NPK, a wraz ze zwiększeniem ilości materii organicznej wprowadzanej wraz z gnojowicą zmniejszał się stopień kondensacji jądra aromatycznego i malała masa cząsteczkowa kwasów huminowych. Świadczy to o obniżaniu stopnia humifikacji, zarówno w wyniku bezpośredniego, jak i następczego działania gnojowicy. Podobne rezultaty w badaniach jakości próchnicy gleby nawożonej gnojowicą uzyskali Gonet i Wegner (14). Literatura przedmiotu potwierdza także, że w widmach UV kwasów huminowych tzw. nowopowstałych, a więc „młodych”, może pojawić się również pasmo o maksimum przy około 280 nm, które zanika w miarę postępu procesu humifikacji. Kwasy huminowe wyizolowane z gleb inkubowanych razem z resztkami roślinnymi także charakteryzują się pojawieniem pasma z maksimum przy około 280 nm, a wartości współczynników absorpcji A2/4 i A2/6 są wyższe w porównaniu ze współczynnikami kwasów huminowych wyizolowanych z gleb bez resztek roślinnych (6, 7, 8).

Właściwości kwasów huminowych gleby nawożonej gnojowicą

Wpływ nawożenia gnojowicą na jakość materii organicznej i właściwości kwasów huminowych gleby lekkiej badano w doświadczeniu mikropoletkowym przeprowadzonym w IUNG-PIB (7). Gnojowicę stosowano w dawkach 25, 50, 100 i 200 m³·ha⁻¹, uwzględniono również wariant, w którym gnojowicę stosowano łącznie z mineralnymi nawozami azotowymi, jako obiekt kontrolny traktowano glebę nawożoną wyłącznie nawozami mineralnymi NPK, na czterech poziomach (NPK1-NPK4).

W pracy zacytowano wyniki oznaczeń dla próbek gleb pobranych z doświadczenia z 1989 roku (7). Łączna ilość nawozów mineralnych zastosowanych w latach 1973-1989, średnio dla 4 kombinacji nawozowych, wyniosła odpowiednio: N- 2987,5; P-657,7; K-2426,7 kg·ha⁻¹.

W tabeli 1 zamieszczono wartości współczynników absorpcji kwasów huminowych dla dawek gnojowicy: 25, 50, 100 i 200 m³/ha i dla wartości średnich z 4 kombinacji nawozowych (G1,G1+N,G2 i G2+N); G-dawka gnojowicy, G1+N i G2+N- gnojowca z dodatkiem azotu w nawozach mineralnych.

Tabela 1

Wartości współczynników absorpcji kwasów huminowych z gleby lekkiej
nawożonej gnojowicą i NPK (warstwa 0-25 cm)

Kombinacja nawozowa	Wartości współczynników absorpcji kwasów huminowych		
	1989 rok		
	A2/4	A2/6	A4/6
NPK*	5,21	24,2	4,64
G (25)**	5,60	27,3	4,87
G (50)**	6,01	30,6	5,09
G (100)**	6,37	35,1	5,50
G (200)**	6,70	41,6	6,21

*wartości średnie dla NPK1-NPK4

** wartości średnie dla dawek gnojowicy: 25, 50, 100 i 200 m³·ha⁻¹ stosowanej samodzielnie i z mineralnymi nawozami azotowymi

Źródło: Dębska, 2004 (7)

Jak wynika z danych zamieszczonych w powyższej tabeli, nawożenie gnojowicą modyfikuje istotnie właściwości optyczne kwasów huminowych. Intensywność zmian, które zachodziły w cząsteczkach kwasów huminowych, zależała od dawki gnojowicy - wartości współczynników absorpcji A2/4, A2/6 i A4/6 zwiększały się wraz ze wzrostem dawki gnojowicy (Tab. 1.). Wskazuje, to na to, że wraz ze wzrostem dawki gnojowicy zmniejsza się między innymi stopień skondensowania jądra aromatycznego i masa cząsteczkowa kwasów huminowych (7). Gonet i Wegner (14) w swoim badaniach również udowodnili, że kierunek zmian właściwości kwasów huminowych wyizolowanych z gleb nawożonych gnojowicą jest podobny, jak w przypadku nawożenia obornikiem i prowadzi do obniżenia stopnia humifikacji, gdyż nawożenie nawozami naturalnymi zwiększa w cząsteczkach kwasów huminowych udział struktur aromatycznych pochodzenia ligninowego. W konsekwencji, w cząsteczkach kwasów huminowych wyizolowanych z gleby, na której stosowano gnojowicę, w porównaniu z glebą nawożoną wyłącznie nawozami mineralnymi notowano wyższe wartości współczynników absorpcji: A2/4, A2/6, A4/6 (7). Wskazuje to na obecność w materii organicznej kwasów huminowych powstających z materiału organicznego gnojowicy o niskim stopniu humifikacji (7, 14). Mimo, że w większości literatury można znaleźć informacje, że gnojowica jest nawozem działającym podobnie jak nawozy mineralne, zarówno pod względem efektywności, jak również szybkości działania i ulega intensywnemu rozkładowi w glebie bezpośrednio po wprowadzeniu do gleby (7, 21), to prezentowane powyżej wyniki badań potwierdzają, że materia organiczna gnojowicy jest względnie odporna na rozkład w glebie, bardziej niż uważano dotychczas (7). Dębska wykazała, że nawet po 10 latach od zaprzestania stosowania tego nawozu naturalnego w warstwie 0-25 cm stwierdza się istotnie wyższą zawartość próchnicy w porównaniu z zawartością oznaczoną przed jej stosowaniem. Zatem w warunkach niedoboru obornika, coroczne stosowanie gnojowicy w dawce

25 m³·ha⁻¹ (odpowiadającej pod tym względem zawartości materii organicznej 10 ton obornika ·ha⁻¹) zabezpiecza pulę próchnicy w glebie oraz poprawia jej jakość (7).

Właściwości kwasów huminowych gleby w zmianowaniach

Podobne wyniki badań uzyskano w badaniach własnych w oparciu o wieloletnie doświadczenie zlokalizowane w Rolniczym Zakładzie Doświadczalnym w Grabowie (22), w dwóch zmianowaniach różniących się gatunkami uprawianych roślin, tzw. zubożającymi (A) i wzbogacającymi (B) glebę w materię organiczną. W zmianowaniu A uprawiano: kukurydzę na ziarno, pszenicę ozimą, jęczmień jary i kukurydzę na silos. W zmianowaniu B: kukurydzę na ziarno, pszenicę ozimą + poplon gorczycy, jęczmień jary z wsiewką, mieszankę koniczyny z trawami. Ilość i jakość próchnicy oceniano w zależności od zróżnicowanego nawożenia azotem mineralnym (na czterech poziomach: N₀, N₁, N₂, N₃, dostosowanym do wymagań pokarmowych uprawianych roślin w obu zmianowaniach oraz nawożenia obornikiem w dawkach: 0, 20, 40, 60 i 80 t·ha⁻¹. W pracy przedstawiono wyniki wybranych kombinacji nawozowych, zgodnie z objaśnieniami pod tabelą 2. Wartości współczynników absorpcji kwasów huminowych wyizolowanych z gleby w zmianowaniach A i B, w zależności rodzaju nawożenia, zamieszczono w tabeli 2.

Tabela 2

Wartości współczynników absorpcji kwasów huminowych
w zależności rodzaju nawożenia i zmianowania

Kombinacja nawozowa		Wartości absorpcji			Wartości współczynników absorpcji		
		A280	A465	A665	A2/4	A2/6	A4/6
Zmianowanie A	A1N0	2,16	0,401	0,0871	5,39	24,8	4,60
	A1N3	2,09	0,384	0,0864	5,44	24,2	4,44
	A5N0	1,85	0,325	0,0695	5,69	26,6	4,68
	A5N3	2,03	0,318	0,0657	6,38	39,0	4,84
Zmianowanie B	B1B0	2,08	0,346	0,0736	6,01	28,3	4,70
	B1N3	1,96	0,318	0,0650	6,61	32,0	4,89
	B5N0	2,04	0,306	0,0585	6,66	34,9	5,23
	B5N3	2,09	0,339	0,0657	6,20	31,8	5,16

Objaśnienia: A – zmianowanie z roślinami tzw. zubożającymi glebę w materię organiczną

B – zmianowanie z roślinami tzw. wzbogacającymi glebę w materię organiczną

1 – obiekt bez obornika

5 – obiekt z najwyższą dawką obornika 80 t·ha⁻¹

N0- obiekt bez nawożenia mineralnego

N3 – obiekt z najwyższą dawką azotu mineralnego 120 kg·ha⁻¹

Źródło: Rutkowska i Pikula, 2012 (22)

Wartość współczynnika A2/6 wyraża stosunek zawartości odpornych na rozkład związków typu lignin do silnie shumifikowanej materii organicznej (10, 13). Zamieszczone powyżej wyniki badań z wybranych kombinacji doświadczenia wykazały, że widma kwasów huminowych wyizolowanych z gleb nawożonych

obornikiem i azotem mineralnym charakteryzowały się wysokimi wartościami absorbancji przy 280 nm w obu zmianowaniach A i B, co wskazuje na wczesny etap procesu humifikacji charakteryzujący się wysoką zawartością lignin. Dane przedstawione w literaturze wskazują, że dla widma UV-VIS „młodych” kwasów huminowych maksymalny sygnał przy 280 nm zanika wraz ze zaawansowanym procesem humifikacji (7, 12, 18). Taki obraz widma obserwuje się również w glebach nawożonych gnojowicą i nawozami mineralnymi (2, 3, 7, 11, 14). Wartość współczynnika A4/6 maleje wraz ze wzrostem masy cząsteczkowej kwasów huminowych lub stopniem skondensowania jądra aromatycznego cząsteczek (2, 3). Najwyższe wartości współczynnika absorbancji A4/6 zanotowano w zmianowaniu B, w wariantach z obornikiem. Jest to wyraźny dowód, na obecność „młodych” kwasów humusowych o niższym poziomie kondensacji struktur aromatycznych, które dominują w strukturze kwasów huminowych w porównaniu z kwasami humusowymi w zaawansowanym procesie humifikacji (11, 13, 14, 15, 22). Badania własne potwierdziły, że zastosowanie nawozu naturalnego zwiększa zawartość lignin w cząstkach kwasów huminowych (wyższe wartości stosunku absorbancji A2/4) w porównaniu z KH z gleb z nawożeniem mineralnym (4, 7, 13, 22); (Tab. 2). Dalsza analiza widm kwasów huminowych UV-VIS wykazała lepszą jakość próchnicy gleb w zmianowaniu B. Większą masę cząsteczkową i wyższy stopień kondensacji pierścieni aromatycznych kwasów huminowych z tego zmianowania potwierdza niższa wartość stosunku A4/A6. Kwasy huminowe wykazujące niższą wartość stosunku A4/A6, znajdują się w zaawansowanej humifikacji i określane są jakie „dojrzałe” (3, 13, 22). Dla zmianowania tzw. zubożającego glebę z materii organicznej (A) uzyskano wyższe wartości stosunków A2/4 i A2/6 w porównaniu ze zmianowaniem wzbogacającym (B). Nawożenie azotem mineralnym nie wpływało na właściwości optyczne kwasów huminowych.

Właściwości kwasów huminowych gleby w monokulturach

Wielu badaczy wskazuje również na zmiany właściwości optycznych kwasów huminowych pod wpływem resztek pozostawionych po zbiorze roślin (6, 7, 8). Potwierdza to celowość i znaczenie pozostawiania na polu resztek pozbiorowych roślin w poprawie jakości próchnicy, ocenianej na podstawie właściwości optycznych kwasów huminowych. Problem ten był zgłębiany w badaniach Cieścińskiej i Dębskiej (4), które oceniały wpływ monokultury żyta i ziemniaka oraz nawożenia mineralnego i obornikiem na skład frakcyjny próchnicy i właściwości optyczne kwasów huminowych. Badania obejmowały następujące kombinacje nawozowe: Ca (obiekt kontrolny), NPK, Ca+NPK, Ca+obornik (20 t·ha⁻¹), Ca+NPK+obornik (30 t·ha⁻¹, co cztery lata). Stosowane co cztery lata wapnowanie w dawce 1,6 t·ha⁻¹ miało na celu utrzymanie odczynu gleby w zakresie 5,6-6,4. Właściwości optyczne kwasów huminowych wyizolowanych z gleb w monokulturze żyta i ziemniaka zamieszczono w tabeli 3.

Tabela 3

Wartości absorbancji kwasów huminowych frakcji I* i III** w monokulturach ziemniaka i żyta

Wariant nawożenia	I frakcja kwasów huminowych			III frakcja kwasów huminowych		
	A2/4	A2/6	A4/6	A2/4	A2/6	A4/6
Monokultura ziemniaka						
Ca (obiekt kontrolny)	6,07	27,91	4,59	6,99	21,61	3,10
NPK	5,39	22,97	4,26	6,87	19,37	2,82
CaNPK	5,65	26,98	4,78	6,68	18,38	2,75
Ca+obornik	6,91	39,13	5,67	7,10	23,55	3,32
CaNPK+obornik	6,79	36,09	5,32	7,12	24,43	3,43
Monokultura żyta						
Ca (obiekt kontrolny)	7,54	46,27	6,14	7,07	22,30	3,15
NPK	6,46	35,51	4,88	6,30	16,09	2,55
CaNPK	7,37	41,21	5,59	7,15	23,80	3,33
Ca+obornik	8,28	57,62	6,96	7,57	27,48	3,63
CaNPK+obornik	8,19	55,43	6,77	7,65	28,95	3,78
Średnie dla rośliny						
ziemniak	6,16	30,62	4,92	6,95	21,47	3,08
żyto	7,57	44,41	6,07	7,15	23,72	3,29
Średnie dla nawożenia						
Ca (obiekt kontrolny)	6,81	37,09	5,37	7,03	21,96	3,13
NPK	5,93	27,24	4,57	6,59	17,73	2,69
CaNPK	6,51	34,09	5,19	6,92	21,09	3,04
Ca+obornik	7,60	48,38	6,32	7,34	25,52	3,48
CaNPK+obornik	7,49	45,76	6,05	7,39	26,69	3,61

* I frakcja kwasów huminowych - kwasy fulwowe KF i huminowe KH rozpuszczające się w 0,1 M NaOH bez uprzedniej dekalcytacji próbki - kwasy wolne i związane z niekrzemianowymi formami półtoratlenków,

** III frakcja kwasów huminowych - kwasy fulwowe KF i huminowe KH trwale związane z mineralnymi składnikami gleby, przechodzące do wyciągu alkalicznego 0,02 M NaOH na gorąco.

Źródło: Cieślińska i Dębska, 2009 (4)

Powszechnie uważa się, że uprawa roślin w monokulturze zmniejsza zawartość materii organicznej w glebach oraz obniża jej jakość (4, 16, 18, 22). Z badań Cieślińskiej i Dębskiej (4) wynika, że wapnowanie oraz przyorywanie obornika poprawia jakość próchnicy, mierzoną wartościami współczynników absorbancji kwasów huminowych. W przeprowadzonych badaniach wykazano, że rodzaj nawożenia, jak również gatunek uprawianej rośliny miały wpływ na zmiany zawartości poszczególnych frakcji materii organicznej, a kierunek tych zmian był ściśle powiązany ze zmianami zawartości węgla organicznego w glebie. Niezależnie od nawożenia zawartość węgla frakcji kwasów huminowych była istotnie większa w glebie pod uprawą monokultury żyta, a niezależnie od gatunku uprawianej rośliny najwyższą ich zawartością charakteryzowała się gleba nawożona obornikiem w dawce 30 t·ha⁻¹, stosowanym łącznie z NPK, co 4 lata. Najniższą zawartość frakcji kwasów huminowych stwierdzono w glebie nawożonej wyłącznie nawozami mineralnymi. Znajduje to potwierdzenie w badaniach Goneta (12, 13), który stwierdza, że nawożenie mineralne obniża zawartość frakcji kwasów huminowych i humin, za to zwiększa udział frakcji kwasów fulowych. Z licznych danych literaturowych wynika,

że uprawa roślin okopowych przyczynia się do obniżenia jakości materii organicznej mierzonej wartością stosunku $C_{KH}:C_{KF}$ (1, 8, 14, 21, 22). Jest to związane z faktem, że ilość resztek pozbiorowych pozostawianych po zbożach jest zdecydowanie większa niż po uprawie ziemniaka. W związku z tym dla procesu akumulacji próchnicy w glebie, żyto jest lepszym substratem niż ziemniak i ma wpływ na właściwości optyczne substancji humusowych (4, 8).

Wartości absorbancji kwasów huminowych zależą głównie od ich budowy chemicznej. Schnitzer i Skinner (24) podają, że wraz ze wzrostem skondensowania jądra aromatycznego cząsteczek oraz ich masy, wzrasta gęstość optyczna kwasów huminowych, a maleje wartość stosunku A4/6. Zamieszczone w tabeli 3 wyniki badań wskazują, że wartości współczynnika absorbancji A2/6 i A4/6 przyjmowały najwyższe wartości dla KH z gleb w uprawie żyta w monokulturze (4). Wyższe wartości współczynnika absorbancji A4/6 świadczą o tym, że wyizolowane w procesie frakcjonowania kwasy huminowe charakteryzują się większym udziałem struktur alifatycznych, i mają mniejszą masę cząsteczkową w porównaniu z kwasami huminowymi gleby w monokulturze ziemniaka. Pojawienie się pasma A 280 potwierdza, że w strukturach kwasów huminowych z gleby na stanowisku, w którym uprawiano żyto, udział lignin był wyższy w porównaniu do struktur kwasów huminowych z gleby w monokulturze ziemniaka. Niższe wartości współczynników absorbancji A 2/4, A2/6 i A 4/6 charakterystyczne dla kwasów huminowych gleby spod ziemniaka wskazują na ich większą „chemiczną dojrzałość” w porównaniu z kwasami huminowymi wyizolowanymi spod uprawy żyta (4, 6, 18).

Autorki cytowanych prac (4, 6, 18) potwierdziły ponadto, że na właściwości optyczne kwasów huminowych miał wpływ także rodzaj nawożenia. Wyższymi wartościami współczynników absorbancji A2/4, A 2/6 i A4/6 charakteryzowały się gleby nawożone wyłącznie obornikiem oraz obornikiem łącznie z NPK co potwierdza, że nawożenie obornikiem zwiększa w cząsteczkach kwasów huminowych udział lignin. Wskazuje na to przewaga kwasów o niskiej masie cząsteczkowej, a zatem „młodszych” w porównaniu z kwasami huminowymi gleb nawożonych wyłącznie nawozami mineralnymi (4, 12, 16). Potwierdza to wyniki badań Goneta i Wegner (14), że niska wartość współczynnika absorbancji A4/6 świadczy o obecności w glebie dojrzałych i dobrze wykształconych kwasów huminowych. Kononova (17, 18) wskazuje natomiast, że wartość $A4/6 > 5$ może świadczyć o niskim stopniu kondensacji kwasów huminowych i przewadze w nich struktur alifatycznych (Tab. 3). Ponadto większą odpornością na rozkład charakteryzują się kwasy huminowe trwale związane z mineralną częścią gleby, niż kwasy huminowe labilnej frakcji (20, 25).

Powyższy przegląd wyników badań potwierdza, że gatunek rośliny oraz rodzaj stosowanego nawożenia modyfikują właściwości optyczne kwasów huminowych.

Podsumowanie

Właściwości i kierunki przemian związków próchnicznych w glebie determinowane są między innymi ich składem chemicznym, nawożeniem oraz gatunkami uprawianych

roślin. Materia organiczna, w zależności od typu i gatunku gleby, nawożenia, temperatury czy też wilgotności gleby, posiada złożony skład. Ze względu na występowanie w niej materii organicznej w różnych fazach rozkładu oraz różnych chemicznych związków wielocząsteczkowych o specyficznych właściwościach, może ulegać akumulacji w glebie (humifikacji) lub rozkładowi (mineralizacji). Określenie jakości substancji humusowych powstałych w wyniku różnych praktyk rolniczych m.in. uprawy roślin w monokulturach czy też rodzaju nawożenia, jest ważne nie tylko ze względów środowiskowych, ale i nawozowych, tzw. bezpiecznego dawkowania nawozów. Ma to szczególne znaczenie w przypadku nawozów naturalnych, zwłaszcza gnojowicy, której produkcja w Polsce rośnie w ostatnich latach. Istotne jest zatem stosowanie odpowiednich metod analitycznych, pozwalających ocenić nie tylko ilość nowopowstałej próchnicy, ale także jej jakość. Metoda spektrofotometrii UV-VIS jest przydatnym narzędziem, które umożliwia śledzenie procesów rozkładu materii organicznej różnego pochodzenia w glebie (2, 5, 12). Wartości współczynników absorpcji A_{2/4}, A_{2/6}, A_{4/6} kwasów huminowych wskazują, że w procesie rozkładu nawozów naturalnych i organicznych następuje interakcja świeżych komponentów materii organicznej wraz z aktywnymi związkami próchnicznymi gleb (4, 6, 7, 8, 12, 16, 20, 22). W widmach UV kwasów huminowych może wystąpić pasmo w zakresie 280 nm, które świadczy o występowaniu w próchnicy ciągle „młodych” kwasów huminowych oraz struktur aromatycznych pochodzących z ligniny, a nawet może być wskaźnikiem zawartości związków odpornych na rozkład (7, 10, 13, 16). Przedstawione w pracy wyniki badań właściwości optycznych kwasów huminowych gleb nawożonych gnojowicą potwierdzają, że materia organiczna gnojowicy i obornika jest relatywnie odporna na rozkład w glebie. Warte podkreślenia jest również, że wprowadzenie do gleby materiałów roślinnych czy też nawozów naturalnych zawierających w strukturze kwasów huminowych dużo lignin warunkuje bardzo powolny przebieg humifikacji.

Literatura

1. Adamus M., Drozd J., Stanisławska E. Współdziałanie nawozów organicznych i mineralnych w kształtowaniu przemian materii organicznej i właściwości fizyko-chemicznych gleb lekkich. w: nawozy organiczne. AR Szczecin, 1988, **1**: 118.
2. Chen J., Gu B., LeBoeuf E.J., Pan H., Dai S. Spectroscopic characterization of the structural and functional properties of natural organic matter fractions, *Chemosphere*, 2002, **48**: 59-68.
3. Chen Y., Sensei N, Schnitzer M. Information provided on humic substances by E_{4/6} ratios. *Soil. Sci. Soc. Am, J.*, **41**: 352-358.
4. Cieścińska B., Dębska B. Wpływ monokultury żyta i ziemniaka i nawożenia organiczno-mineralnego na skład frakcyjny próchnicy i właściwości spektrometryczne kwasów huminowych. *Roczn. Gleboznw. Warszawa*, 2009, LX, **3**: 37-45.
5. Cygański A. Podstawy metod elektroanalitycznych. WNT (Ed.). Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, 1999.
6. Dębska B. Charakterystyka kwasów huminowych powstałych w glebie w procesie rozkładu mieszanki owies-wyka stosowanej jako nawóz zielony. *Zesz. Nauk AR Szczecin, Rolnictwo*, 1996, **62**: 107-114.

7. Dębska B. Właściwości substancji humusowych gleby nawożonej gnojowicą. Bydgoszcz, Rozprawy, 2004, **10**: 5-111.
8. Dębska B. Rola resztek roślinnych w kształtowaniu żyzności gleb, w: Substancje humusowe w glebach i nawozach, Dębska B., Gonet S. (red.), PTSH Wrocław 2003: 105-121.
9. Dziadowiec H., Gonet S. Przewodnik metodyczny do badań materii organicznej gleb. Prace Komisji Naukowej Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego, 1999, **12**: 52-54.
10. Dziamski A. Wpływ nawożenia organicznego na zawartość i jakość próchnicy gleb, w: Substancje humusowe w glebach i nawozach, Dębska B., Gonet S. (red.), PTSH Wrocław 2003: 127-140.
11. Enev V., Pospíšilová L., Klučáková M., Liptaj T., Doskočil L. Spectral characterization of selected humic substances. *Soil & Water Res.*, 2014, **9**: 9-17.
12. Gonet S.S. Właściwości kwasów huminowych gleb o zróżnicowanym nawożeniu. Rozprawa, ATR Bydgoszcz, 1989, **33**: ss 52.
13. Gonet S.S., Dębska B. Properties of humic acids produced during decomposition of plant residues in soil. *Rostlinna Vyroba*, 1999, **45(10)**: 455-460.
14. Gonet S.S., Wegner K. Wpływ nawożenia na próchnicę gleb. *Zesz. Nauk AR, Wrocław*, 1990, *Rolnictwo* 53, **196**: 127-135.
15. Kalembsa D., Kalembsa S., Amberger A. Spectroscopic characterization of organic compounds extracted from slurries by 0,1 M NaOH. *Humic Substances in Ecosystems* 1999, **3**: 55-57.
16. Kondratowicz –Maciejewska K. Wpływ nawożenia obornikiem i zmianowania na właściwości materii organicznej gleb. Praca doktorska, Bydgoszcz, 2004: 6-106.
17. Kononova M.M. *Soil Organic Matter: Its Nature, Its Role in Soil Formation and in Soil Fertility*. Pergamon Press Ltd., Oxford: 45-49.
18. Kononova M.M. Substancje organiczne gleby, ich budowa, właściwości i metody badań. PWRiL, Warszawa, 1968: ss 391.
19. McKenney, D. J., Wang, S. W., Drury, C. F. and Findlay, W. I. Denitrification and mineralization in soil amended with legume, grass and corn residues. *Soil Sci. Soc. America* 1993, **57**: 1013-1020.
20. Mocek, A. (Ed). *Gleboznawstwo*. Wydawnictwo Naukowe PWN, 2015: 467-470.
21. Panak H., Nowak G. Wpływ intensywnego nawożenia mineralnego na rozkład materii organicznej w glebie. *Roczniki Gleboznawcze*, 1989, **40(1)**: 39-52.
22. Rutkowska A., Pikula D. Effect of crop rotation and nitrogen fertilization on the quality and quantity of soil organic matter. *Soil Processes and Current Trends in Quality Assessment*. W: Maria C. Hernandez Soriano (edit.), InTech, 2012, 249-168.
23. Schnitzer M., Khan S., 1972. *Humic substances in the environment*, Marcel Dekker, New York, 1972: ss 327.
24. Schnitzer M., Skinner S.I.M. Alkali versus acid extraction of soil organic matter. *Soil Sci.*, 1968, **105/6**: 391-396.
25. Stevenson F.J. *Humus chemistry. Genesis, composition, reactions*. John Wiley and Sons (ed.) New York Chichester. Brisbane. Toronto. Singapore, 1982: ss 443.
26. Wiśniewski W., Gonet S.S. Wpływ nawożenia azotem mineralnym i obornikiem na skład frakcyjny materii organicznej gleby. *Pam. Puł.*, 1986, **87**: 21-27.

Adres do korespondencji:

dr Dorota Pikula
Zakład Żywienia Roślin i Nawożenia
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 47 86 837
e-mail: dpikula@iung.pulawy.pl

W serii wydawniczej „RAPORTY PIB”, a od 2007 r. „STUDIA I RAPORTY IUNG-PIB” ukazały się następujące pozycje:

1. *Wybrane aspekty agrochemicznych badań gleby*. Puławy, 2006.
2. *Zasady wprowadzania nawozów do obrotu*. Puławy, 2006.
3. *Regionalne zróżnicowanie produkcji rolniczej w Polsce*. Puławy, 2006.
4. *Monitoring skutków środowiskowych planu rozwoju obszarów wiejskich*. Puławy, 2007.
5. *Sprawdzenie przydatności wskaźników do oceny zrównoważonego gospodarowania zasobami środowiska rolniczego w wybranych gospodarstwach, gminach i województwach*. Puławy, 2007.
6. *Możliwości rozwoju rolnictwa ekologicznego w Polsce*. Puławy, 2007.
7. *Współczesne uwarunkowania organizacji produkcji w gospodarstwach rolniczych*. Puławy, 2007.
8. *Efektywne i bezpieczne metody regulacji zachwaszczenia, nawożenia i uprawy roli*. Puławy, 2007.
9. *Wybrane elementy technologii produkcji roślinnej*. Puławy, 2007.
10. *Problem erozji gleb w procesie przemian strukturalnych na obszarach wiejskich*. Puławy, 2008.
11. *Uprawa roślin energetycznych a wykorzystanie rolniczej przestrzeni produkcyjnej w Polsce*. Puławy, 2008.
12. *Wybrane zagadnienia systemów informacji przestrzennej i obszarów problemowych rolnictwa w Polsce*. Puławy, 2008.
13. *Tworzenie postępu biologicznego w hodowli tytoniu i chmielu*. Puławy, 2008.
14. *Kierunki zmian w produkcji roślinnej w Polsce do roku 2020*. Puławy, 2009.
15. *Wybrane elementy regionalnego zróżnicowania rolnictwa w Polsce*. Puławy, 2009.
16. *Systemy wspomagania decyzji w zrównoważonej produkcji roślinnej*. Puławy, 2009.
17. *Stan i kierunki zmian w produkcji rolniczej (wybrane zagadnienia)*. Puławy, 2009.
18. *Produkcyjne i środowiskowe aspekty współczesnych metod nawożenia i regulacji zachwaszczenia*. Puławy, 2009.
19. *Oddziaływanie rolnictwa na środowisko przyrodnicze w warunkach zmian klimatu*. Puławy, 2010.
20. *Ocena zrównoważenia gospodarowania zasobami środowiska rolniczego w wybranych gospodarstwach, gminach, powiatach i województwach*. Puławy, 2010.
21. *Możliwości rozwoju obszarów problemowych rolnictwa (OPR) w świetle PROW 2007–2013*. Puławy, 2010.
22. *Możliwości rozwoju gospodarstw o różnych kierunkach produkcji rolniczej w Polsce*. Puławy, 2010.
23. *Związki fitogeniczne jako naturalna alternatywa antybiotyków promotorów wzrostu*. Puławy, 2010.
24. *Wybrane aspekty przemian strukturalnych na obszarach wiejskich*. Puławy, 2010.
25. *Stan obecny i perspektywy nawożenia roślin w Polsce w aspekcie regulacji prawnych*. Puławy, 2010.
26. *Stan obecny i perspektywy rozwoju rolnictwa ekologicznego w Polsce*. Puławy, 2010.
- 27(1). *Środowiskowe skutki działalności rolniczej i wdrażania PROW na obszarach problemowych rolnictwa*. Puławy, 2011.

- 28(2). *Techniki i technologie stosowane w produkcji roślinnej a środowisko przyrodnicze*. Puławy, 2012.
- 29(3). *Problemy zrównoważonego gospodarowania w produkcji rolniczej*. Puławy, 2012.
- 30(4). *Doskonalenie integrowanych technologii produkcji zbóż jarych i roślin pastewnych ze szczególnym uwzględnieniem początkowych elementów agrotechniki*. Puławy, 2012.
- 31(5). *Rola badań naukowych w kształtowaniu postępu w produkcji chmielu i tytoniu*. Puławy, 2012.
- 32(6). *Wybrane aspekty zrównoważonego rozwoju i specjalizacji gospodarstw rolniczych*. Puławy, 2013.
- 33(7). *Działalność Instytutu Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa-PIB w Puławach w zakresie wspierania doradztwa i praktyki rolniczej*. Puławy, 2013.
- 34(8). *Problemy gospodarki nawozowej w Polsce*. Puławy, 2013.
- 35(9). *Zagrożenia dla prawidłowego funkcjonowania gleb użytkowanych rolniczo – wybrane zagadnienia*. Puławy, 2013.
- 36(10). *Zmiany w technologiach produkcji roślinnej – oceny i wpływ na środowisko rolnicze*. Puławy, 2014.
- 37(11). *Dobre praktyki w nawożeniu*. Puławy, 2014.
- 38(12). *Jakość informacji w systemach wspomagania decyzji*. Puławy, 2014.
- 39(13). *Wykorzystanie odnawialnych źródeł energii pochodzenia rolniczego i ich wpływ na środowisko*. Puławy, 2014.
- 40(14). *Wybrane problemy rolnictwa polskiego z uwzględnieniem stanu jego zrównoważenia*. Puławy, 2014.
- 41(15). *Technologie produkcji zbóż i roślin pastewnych warunkujące wysoki plon i dobrą jakość*. Puławy, 2014.
- 42(16). *Podstawy nowoczesnego doradztwa nawozowego w Polsce*. Puławy, 2015.
- 43(17). *Wybrane problemy produkcji rolniczej z uwzględnieniem aspektu dóbr publicznych*. Puławy, 2015.
- 44(18). *Wybrane zagadnienia produkcji roślinnej w Polsce*. Puławy, 2015.
- 45(19). *Kształtowanie żyzności gleby*. Puławy, 2015.
- 46(20). *Wybrane zagadnienia związane z ochroną gleb przed degradacją*. Puławy, 2015.
- 47(1). *Problemy produkcji rolniczej w Polsce w kontekście ich oddziaływania na środowisko*. Puławy, 2016.
- 48(2). *Innowacje w nawożeniu*. Puławy, 2016.
- 49(3). *Siedliskowe i agrotechniczne uwarunkowania produkcji roślinnej w Polsce*. Puławy, 2016.
- 50(4). *Technologie produkcji roślinnej w warunkach zmieniającego się klimatu*. Puławy, 2016.
- 51(5). *Krajowe bazy danych o glebach*. Puławy, 2017.
- 52(6). *Redukcja emisji gazów cieplarnianych i amoniaku oraz metody adaptacji do zmian klimatu (wybrane zagadnienia)*. Puławy, 2017.
- 53(7). *Nawożenie a środowisko*. Puławy, 2017.
- 54(8). *Jakość gleb użytkowanych rolniczo i wskaźniki jej oceny*. Puławy, 2017.
- 55(9). *Uwarunkowania i kierunki zmian produkcji rolniczej w Polsce*. Puławy, 2018.

WSKAZÓWKI DLA AUTORÓW

W serii wydawniczej „**STUDIA I RAPORTY IUNG-PIB**” publikowane są recenzowane prace z zakresu agronomii oraz ochrony i kształtowania środowiska rolniczego, wykonane w ramach zadań programów wieloletnich pn. „Kształtowanie środowiska rolniczego Polski oraz zrównoważony rozwój produkcji rolniczej” (2005-2010) oraz „Wspieranie działań w zakresie kształtowania środowiska rolniczego i zrównoważonego rozwoju produkcji rolniczej w Polsce” (2011-2015). W zeszytach problemowych o charakterze monografii, wydawanych w ramach tej serii, mogą być zamieszczane również prace autorów spoza IUNG-PIB, które merytorycznie mieszczą się w tematyce zadań programu wieloletniego. **Publikowane są prace problemowe, głównie mające charakter przeglądowy, z podkreśleniem znaczenia omawianych zagadnień dla rolnictwa polskiego.**

Wydruk tekstu do recenzji:

czcionka 12 p., z odstępem 1,5-wierszowym.

Przygotowanie do druku:

- tekst i tabele w programie Word, wersja 6.0 lub wyższa
- czcionka – Times New Roman
- układ pracy: słowa kluczowe, wstęp, wyniki i dyskusja bądź omówienie wyników, podsumowanie lub wnioski, literatura

tekst

- czcionka – 11 p. (spis pozycji literatury – 9 p.)
- wcięcie akapitowe – 0,5 cm

tabele

- podział na wiersze i kolumny (z funkcji tworzenia tabel)
- szerokość dokładnie 13 cm (tabele w pionie) lub 19 cm (tabele w poziomie)
- czcionka 9 p., pojedyncze odstępy międzywierszowe
- pod tabelą przypis ze wskazaniem źródła danych (autorstwa)

rysunki

- czarno-białe
- wykresy w programie Word lub Excel
- wymiary w zakresie 13 cm × 19 cm
- w podpisach czcionka 9 p.
- na płycie lub innym nośniku w oddzielnych plikach
- pod rysunkiem przypis ze wskazaniem źródła danych (autorstwa)

jednostki miary

- system SI
- jednostki zapisywać potęgowo (np. t·ha⁻¹)

literatura

- spis literatury na końcu pracy w układzie alfabetycznym wg nazwisk autorów, w kolejności: nazwisko (pismo rozstrzelone), pierwsza litera imienia, tytuł pracy, miejsce publikacji: tytuł wydawnictwa (wg ogólnie przyjętych skrótów tytułów czasopism), rok, numer (pismo pogrubione), strony,
- cytowanie w tekście – jako numer pozycji ze spisu literatury (w nawiasach okrągłych) lub dodatkowo z nazwiskiem autora (pismo rozstrzelone).

Pracę do recenzji należy złożyć w 1 egzemplarzu. Po recenzji oryginalny egzemplarz recenzowany złożyć/przesłać do Redakcji, a ostateczną wersję pracy, uwzględniającą uwagi recenzenta i redaktora, przesłać e-mailem.

Dane kontaktowe:

mgr Ewa Decka-Cywińska

Dział Upowszechniania i Wydawnictw IUNG-PIB

ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy

e-mail: edeka@iung.pulawy.pl

