



INSTYTUT UPRAWY NAWOŻENIA I GLEBOZNAWSTWA
PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY

STUDIA I RAPORTY IUNG-PIB

59(13)

ŚRODOWISKOWE ASPEKTY GOSPODARKI NAWOZOWEJ

**PROGRAM WIELOLETNI
2016-2020**

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

Puławy 2019

INSTYTUT UPRAWY NAWOŻENIA I GLEBOZNAWSTWA
PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY

Dyrektor: *prof. dr hab. Wiesław Oleszek*

Redakcja naukowa:

dr Agnieszka Rutkowska, dr Tamara Jadczyshyn

Autorzy:

*prof. dr hab. Antoni Faber, dr Tamara Jadczyshyn, dr Zuzanna Jarosz,
prof. dr hab. Stanisław Krasowicz, prof. dr hab. Alicja Pecio, dr Dorota Piśula,
dr hab. Anna Podleśna, prof. IUNG-PIB; dr Piotr Skowron,
dr hab. Przemysław Tkaczyk, dr Damian Wach*

Recenzenci:

*prof. dr hab. Antoni Faber, dr Tamara Jadczyshyn, dr hab. Jerzy Kopiński,
dr Kazimierz Kęsik, prof. dr hab. Stanisław Krasowicz,
prof. dr hab. Mariusz Matyka, dr Piotr Skowron,
dr hab. Janusz Smagacz, prof. IUNG-PIB*

Opracowanie redakcyjne i techniczne: *mgr Ewa Decka-Cywińska*

Okładka: krajobraz okolic Rogowa (fot. *dr Anna Nieróbca*)

ISBN 978-83-7562-307-9

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>

ŚRODOWISKOWE ASPEKTY GOSPODARKI NAWOZOWEJ

SPIS TREŚCI

Wstęp	7
1. Faber A., Jarosz Z.: Regionalne zróżnicowanie bilansów i strat azotu w Polsce.....	9
2. Jarosz Z., Faber A.: Regionalne zróżnicowanie oraz możliwości ograniczenia emisji amoniaku w produkcji roślinnej.....	19
3. Faber A., Jarosz Z.: Regionalne zróżnicowanie emisji amoniaku w zależności od praktyk aplikacji gnojowicy.....	29
4. Skowron P., Wach D., Jadczyzyn T., Tkaczyk P.: Analiza zmienności składu chemicznego nawozów naturalnych w rejonie środkowo-wschodniej Polski.....	41
5. Podleśna A.: Czynniki kształtujące pobieranie i wykorzystanie fosforu przez rośliny oraz jego straty z gleb uprawnych	59
6. Pikuła D.: Praktyki zapobiegające stratom węgla organicznego z gleby	77
7. Krasowicz S.: Regionalne zróżnicowanie uwarunkowań konkurencyjności polskiego rolnictwa	93
8. Pecio A.: Ocena zanieczyszczenia Morza Bałtyckiego substancjami biogenicznymi według raportu HELCOM PLC-6	109

Wstęp

Sektor rolniczy wywiera istotny wpływ na kształtowanie środowiska przyrodniczego. Presja rolnictwa na środowisko jest nieunikniona, jednak negatywne skutki jej oddziaływania na jakość wód, gleby oraz powietrza można łagodzić poprzez wdrożenie zasad racjonalnej gospodarki nawozowej, rozumianej jako świadome zarządzanie składnikami pokarmowymi w obrębie pola, regionu czy kraju, dla uzyskania optymalnego poziomu produkcji, z poszanowaniem naturalnych zasobów przyrody.

Autorzy prac zamieszczonych w niniejszym zeszycie „Studiów i Raportów IUNG-PIB” podjęli się omówienia zagadnień związanych z ryzykiem rozpraszania składników pokarmowych do środowiska, jakie niesie ze sobą stosowanie nawozów, zarówno mineralnych jak i naturalnych, oraz przedstawienia praktyk służących ochronie poszczególnych komponentów środowiska przed nadmiarem azotu i fosforu emitowanych z produkcji rolniczej, również w aspekcie zobowiązań wynikających z regulacji prawnych, tak krajowych jak i wspólnotowych (m. in. Program Azotanowy czy dyrektywa NEC).

Zaprezentowano zatem sposoby zwiększania efektywności wykorzystania azotu z nawozów, a tym samym ograniczania jego emisji drogą gazową oraz wymywania do wód, zarówno poprzez dostosowanie wielkości dawek i formy nawozu do potrzeb pokarmowych roślin i zasobności gleby, jak i właściwą technikę aplikacji. Poruszono zagadnienie limitów azotu i fosforu wprowadzanych do gleby z nawozami naturalnymi o zróżnicowanym składzie chemicznym determinowanym sposobem żywienia oraz utrzymania różnych gatunków zwierząt hodowlanych. Wskazano zagrożenia wynikające z nadmiaru związków fosforu wprowadzanych do gleby, metody przeciwdziałania stratom tego pierwiastka z gleb użytkowanych rolniczo oraz zaprezentowano praktyki mające na celu zwiększenie sekwestracji węgla w glebie jako jeden ze sposobów przeciwdziałania zmianom klimatu. Zamieszczono wyniki raportu Komisji Helsińskiej (HELCOM) podsumowującego realizację zadań zmierzających do redukcji zanieczyszczeń wód Morza Bałtyckiego w latach 2003-2015 oraz wskazano wpływ regionalnego zróżnicowania uwarunkowań przyrodniczych i organizacyjno-ekonomicznych na konkurencyjność polskiego rolnictwa.

Kierownik zadania 2.2
dr Agnieszka Rutkowska

Kierownik zadania 1.6
dr Tamara Jadczyzyn

Antoni Faber, Zuzanna Jarosz

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

REGIONALNE ZRÓŻNICOWANIE BILANSÓW I STRAT AZOTU W POLSCE*

Słowa kluczowe: azot, bilans, efektywność wykorzystania azotu, straty azotu

Wstęp

W Polsce, podobnie jak w pozostałych krajach OECD i UE, wykonuje się okresowe szacunki bilansu azotu brutto według ujednoliconej metodyki zaproponowanej przez OECD i EUROSTAT (10, 11). Szacowane na podstawie bilansu azotu brutto efektywność wykorzystywania azotu (NUE) oraz nadwyżka bilansowa azotu są ważnymi wskaźnikami oceny poprawności gospodarowania azotem w skali regionalnej (10) i krajów (3, 9). Im większy NUE, tym mniejsza nadwyżka bilansowa azotu, który w głównej mierze wymywany jest do wód, zaś w mniejszym stopniu ulega stratom gazowym. Wskaźniki te porównywane w czasie, ilustrują aktualne tendencje poprawy NUE, co wiąże się jednocześnie z ograniczeniem strat reaktywnego azotu do środowiska.

Zaletą bilansów azotu brutto, w których uwzględnia się wszystkie przychody azotu oraz jego rozchody (10), jest to, że obliczenia są proste i mało pracochłonne oraz to, iż jako dane wejściowe wykorzystuje się głównie dane statystyczne. Na podstawie bilansów brutto nie jest jednak możliwym wnioskowanie jakie mogą być efektywności i nadwyżki bilansowe przy zrównoważonym nawożeniu oraz jakie są aktualnie straty azotu poprzez wymywanie i emisje gazowe podtlenku azotu i amoniaku. Zazwyczaj przyjmuje się jedynie, że azot z nadwyżki bilansowej ulega stratom.

Ograniczeń takich nie mają zastosowania modeli mechanistycznych. Pozwalają one symulować bilanse azotu dla przyjętych scenariuszy, z uwzględnieniem zmienności pogodowej, oraz założonej agrotechniki (6). Modele pozwalają oszacować nie tylko NUE i nadwyżkę bilansową, ale także wyszacować ilościowo straty azotu przez wymywanie oraz emisje gazowe. Zastosowanie modeli wymaga jednak większych ilości danych na wejściu oraz jest praco- i czasochłonne.

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

Material i metodyka badań

Bilans azotu brutto, oszacowany w IUNG-PIB według metody OECD/EUROSTAT dla lat 2014-2016, zaczerpnięto z danych statystycznych (7). Elementy bilansu przedstawiono w postaci średnich ważonych na hektar użytków rolnych dla województw i kraju.

W symulacjach bilansu azotu wykorzystano model DNDC w wersji 9.2 (6), w kalibracji opracowanej w JRC EC dla Europy (12, 13). Model wykorzystywany jest do symulacji bilansów węgla, azotu, wody, emisji metanu, podtlenku azotu oraz sekwestracji węgla organicznego w glebach (6). Przed zastosowaniem model poddano kalibracji w celu dostosowania do specyficznych warunków Polski.

Symulacje wykonywano dla kategorii agronomicznych gleb ciężkich, średnich, lekkich oraz bardzo lekkich, użytkowanych jako grunty orne. Dla gleb tych ustalono metodą ekspercką na podstawie struktury zasiewów, prawdopodobne zmianowania roślin w 16 województwach. Dawki azotu pod każdą roślinę zmianowania dla każdej kategorii gleb ustalono jako najmniejsze według obowiązującego systemu zaleceń nawozowych i stosowano w dwóch dawkach dzielonych w postaci saletry amonowej. Symulacje wykonywano dla okresu dwudziestolecia z wykorzystaniem średnich dobowych danych meteorologicznych (temperatura minimalna, maksymalna, opad), udostępnionych przez JRC EC. Dane meteorologiczne były specyficzne dla każdego województwa. Symulacjami objęto trzy systemy uprawy: a) płuźnej z mineralnym nawożeniem azotem i zbiorem resztek poźniwnych, który był traktowany jako referencyjny dla dwóch kolejnych systemów zwiększających sekwestrację węgla organicznego w glebach; b) uproszczonej z mineralnym nawożeniem azotem oraz pozostawieniem resztek poźniwnych na polu oraz c) płuźnej z mineralnym nawożeniem azotem i obornikiem ($170 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ raz w zmianowaniu roślin) i zbiorem resztek poźniwnych. Badane systemy uprawy imitują: a) uprawę w gospodarstwach bezinwentarzowych, b) uprawę w gospodarstwach bezinwentarzowych stosujących uprawę konserwującą oraz c) uprawę w tradycyjnych gospodarstwach posiadających inwentarz i stosujących obornik. Ogółem wykonano 3840 rocznych symulacji ($20 \text{ lat} \times 4 \text{ kategorie gleb} \times 3 \text{ systemy uprawy} \times 16 \text{ województw}$). Symulowanymi charakterystykami uwzględnionymi w tym opracowaniu były: dawka zastosowanego azotu w nawozach mineralnych i naturalnych ($\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$), pobranie azotu wraz z plonem głównym i ubocznym ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$), wymycie azotu z nawożonych gleb ($\text{kg NO}_3\text{-N} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$), emisja podtlenku azotu ($\text{kg N}_2\text{O-N} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$) oraz emisja amoniaku ($\text{kg NH}_3\text{-N} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$).

Uzyskane z symulacji serie wyników, z dwudziestolecia dla kategorii gleb w województwach, zostały uśrednione do wartości średniorocznych (średnie arytmetyczne). Następnie dla systemów uprawy policzono średnie ważone charakterystyki symulowanych parametrów. Jako wagę przyjęto areale kategorii agronomicznych gleb w każdym województwie. Dla każdego województwa i Polski

policzono ponadto średnie ważone wartości analizowanych charakterystyk z systemów uprawy. Jako wagi przyjęto udziały systemów uprawy a) 10%, b) 40% oraz c) 50%.

NUE obliczono ze wzoru:

$$\text{NUE (\%)} = (\text{pobranie N/przychód N}) \cdot 100$$

Zastosowany azot obejmował następujące źródła: nawozy mineralne i naturalne, depozycja z opadami oraz N zawarty w resztkach poźniwnych.

Nadwyżkę bilansową N obliczono ze wzoru:

$$\text{Nadwyżka bilansowa N} = \text{przychód N} - \text{pobranie N}$$

Zależności regresyjne pomiędzy NUE a: nadwyżką bilansową, wymyciem $\text{NO}_3\text{-N}$, emisją N_2O oraz NH_3 policzono w programie Statgraphics.

Celem badań było porównanie bilansów brutto azotu z bilansem symulowanym przy użyciu komputerowego modelu DNDC dla województw i Polski, określenie potencjalnych możliwości zwiększenia efektywności wykorzystywania tego składnika oraz scharakteryzowanie zależności pomiędzy efektywnością jego wykorzystania a wymyciem, emisją podtlenku azotu i amoniaku w Polsce.

Wyniki i dyskusja

Według bilansu azotu brutto przychody N w województwach wahały się w granicach od 76 (podkarpackie) do 171 $\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ UR (wielkopolskie), przy średniej dla kraju 132 $\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ UR (tab. 1). Według symulacji wykonanych przy użyciu modelu DNDC przychody azotu zawierały się w przedziale 122 (dolnośląskie) do 143 (łódzkie) $\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ GO ze średnią dla kraju wynoszącą 136 $\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ GO. Traktując przychody N w województwach w obu bilansach jako serie danych niezależnych stwierdzono, że średnie przychody azotu dla Polski w obu bilansach nie różnią się od siebie istotnie statystycznie (tab. 2).

Tabela 1

Porównywane bilanse azotu dla województw i Polski

Województwo	Bilans azotu brutto*				Bilans azotu wg DNDC**			
	Przychód N	Pobranie N	Nadwyżka bilansowa N	NUE	Przychód N	Pobranie N	Nadwyżka bilansowa N	NUE
	($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)	($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)	($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)	(%)	($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)	($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)	($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)	(%)
Dolnośląskie	121	94	27	78	122	65	56	55
Kujawsko-pomorskie	157	90	66	58	142	88	54	63
Lubelskie	110	80	31	72	134	74	59	57
Lubuskie	105	80	25	76	141	108	33	79
Łódzkie	138	77	61	56	143	112	32	80
Małopolskie	94	80	14	86	124	57	68	46
Mazowieckie	124	75	49	61	140	108	31	79
Opolskie	152	112	40	74	125	70	56	57
Podkarpackie	76	65	11	86	126	85	41	71

Tabela 1 cd.

Podlaskie	131	88	43	67	133	106	27	81
Pomorskie	130	87	43	67	134	91	42	71
Śląskie	123	84	40	68	133	84	49	64
Świętokrzyskie	106	65	41	61	133	100	33	76
Warmińsko-mazurskie	122	87	35	71	137	98	38	73
Wielkopolskie	171	92	79	54	140	114	25	83
Zachodnio-pomorskie	110	88	23	80	137	107	30	78
Polska	132	84	43	66	136	98	38	73

Źródło: * GUS (7); **opracowanie własne

Pobranie N w bilansie azotu brutto w Polsce oraz w większości województw było większe lub równe 80 kg N·ha⁻¹ (tab. 2), czyli wartości proponowanej jako minimalne pobranie (2).

Tabela 2

Porównanie średnich czynników w bilansie azotu brutto oraz w bilansie według DNDC dla Polski

Czynnik	Porównanie średnich (poziom ufności 95%)	Wartość prawdopodobieństwa (P)
Dawka N	średnie nie różnią się istotnie	0,306
Pobranie N	średnie nie różnią się istotnie	0,831
Różnica bilansowa N	średnie nie różnią się istotnie	0,902
NUE	średnie nie różnią się istotnie	0,975

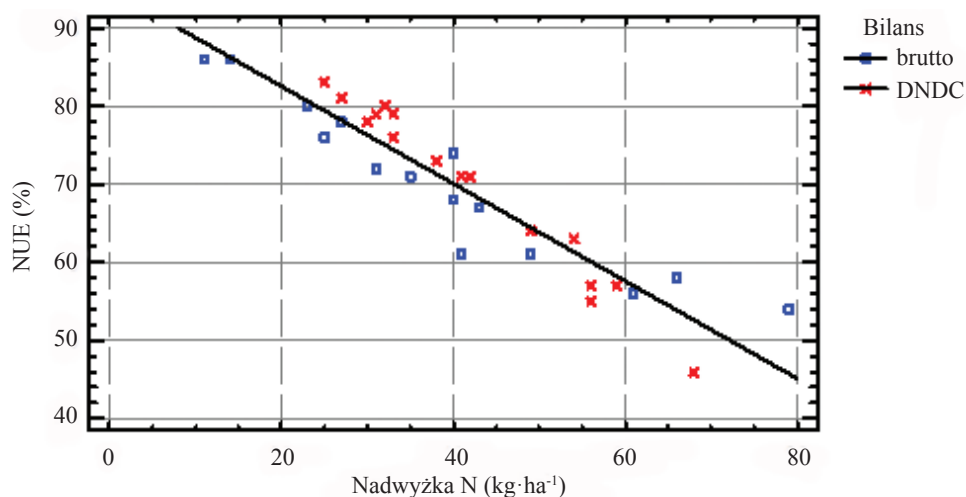
Źródło: opracowanie własne

Jedynie w województwie łódzkim, mazowieckim i świętokrzyskim pobrania były mniejsze od 80 kg N ha⁻¹, co nie wynikało ze zbyt niskich przychodów N, a raczej z działania czynników ograniczających pobieranie tego składnika. Odmierna sytuacja miała miejsce w województwie podkarpackim, gdzie mniejsze od 80 kg ha⁻¹ pobranie wynikało raczej z niskiego przychodu N. Symulacje z użyciem modelu DNDC wykazały, że w Polsce i w większości województw pobrania przekraczały 80 kg N·ha⁻¹, z wyjątkiem dolnośląskiego, lubelskiego, małopolskiego i opolskiego. W tych ostatnich województwach ograniczenie pobierania wynikało z innych przyczyn niż niskie przychody N. Średnie pobrania dla kraju nie różniły się od siebie istotnie w obu bilansach (tab. 2).

Nadwyżki bilansowe N w kraju i województwach były, według bilansu brutto, mniejsze od tymczasowo ustalonej wartości dopuszczalnej (2), która wynosi 80 kg N·ha⁻¹ (tab. 1). Jedynie w województwie wielkopolskim osiągały wartość zbliżoną do dopuszczalnej. Według symulacji DNDC w Polsce i w województwach nadwyżki bilansowe były mniejsze od 80 kg N·ha⁻¹. Średnie nadwyżki bilansowe dla kraju nie różniły się od siebie istotnie statystycznie w obu bilansach (tab. 2).

Efektywność wykorzystywania azotu uznaje się tymczasowo za pożądaną, jeśli mieści się ona w przedziale 50-90% (2). Według bilansu azotu brutto efektywności w Polsce i w województwach mieściły się w tym przedziale (tab. 1). Podobny wynik dał model DNDC, z wyjątkiem województwa mazowieckiego, gdzie NUE uzyskało wartość mniejszą od 50%. Średnie wartości NUE dla kraju, według obu bilansów, nie różniły się istotnie (tab. 2).

Podając badania przypuszczano, że ze względów metodycznych porównywane bilanse będą się wysoce od siebie różnić. Badania tego nie potwierdziły, przynajmniej w odniesieniu do średnich wartości parametrów bilansu dla Polski. Bilans brutto szacowany był dla użytków rolnych, natomiast bilans DNDC dla gruntów ornych. Przypuszczano więc, że na ogół ekstensywnie użytkowane w Polsce użytki zielone, które charakteryzują się mniejszymi wartościami NUE (5), zaniżą średnie wartości elementów bilansu dla kraju. Hipoteza ta nie została potwierdzona. Inną znaną różnicą w obu porównywalnych bilansach jest to, że bilans N brutto uwzględnia aktualne przychody, zaś bilans DNDC przychody zgodne z zaleceniami nawozowymi. Stwarza to możliwość oceny bilansów pod kątem możliwości zwiększenia NUE.



Rysunek 1. Zależność pomiędzy efektywnością wykorzystania azotu (NUE) a nadwyżką bilansową azotu ($NUE = 94,97 - 0,623 \cdot \text{nadwyżka N}$; $R^2 = 87,7^{***}$; $n = 32$)

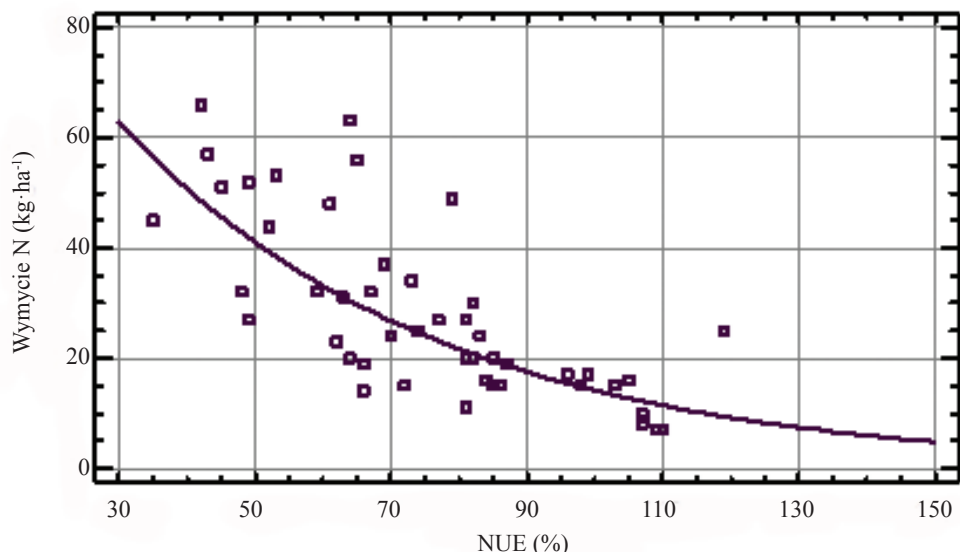
Źródło: opracowanie własne

Poprawa NUE w Polsce, według obu bilansów, możliwa jest do osiągnięcia poprzez ograniczenie nadwyżki bilansowej N (rys. 1). Stwierdzenie to w oczywisty sposób wynika z definicji obu wskaźników, co nie wskazuje jednak jak technicznie zwiększyć NUE.

Z literatury wynika, że zwiększenie wykorzystania azotu NUE można osiągnąć w trojaki sposób poprzez: zmniejszenie przychodu N, tam gdzie jest on zbyt wysoki; wyeliminowanie działania czynników ograniczających plonowanie (innych niż azot) oraz przekierowanie nadmiernych przychodów N z regionu o niskiej efektywności wykorzystania N do regionu o lepszej efektywności wykorzystywania N (1). Biorąc pod uwagę oba bilanse można stwierdzić (tab. 1), że bilans N jest zrównoważony i nie wymaga interwencji w województwach: podlaskim, pomorskim, śląskim, warmińsko-mazurskim i zachodniopomorskim. W województwach kujawsko-pomorskim i wielkopolskim przychód N zbliża się do granicy niskich NUE (50%). Dalsza intensyfikacja nawożenia N w tych województwach jest niecelowa. W obu tych województwach obniżenie przychodu zwiększyłoby NUE (tab. 1). W województwach:

dolnośląskim, lubelskim, łódzkim, małopolskim, mazowieckim i świętokrzyskim pobieranie N jest ograniczane przez czynniki inne niż przychód azotu (tab. 1). Można w nich zwiększyć NUE poprzez eliminację tych czynników. Z bilansów wynika ponadto, że zwiększenie przychodu N mogłoby zwiększyć NUE tylko w województwie lubuskim i podkarpackim (tab. 1).

Bilans azotu brutto nie daje możliwości wyszacowania wymycia azotanów oraz emisji gazowych N_2O i NH_3 . Umożliwiają to symulacje DNDC (4), które mogą (jak sądzimy po braku istotności różnic w elementach bilansu) scharakteryzować te straty dla Polski.

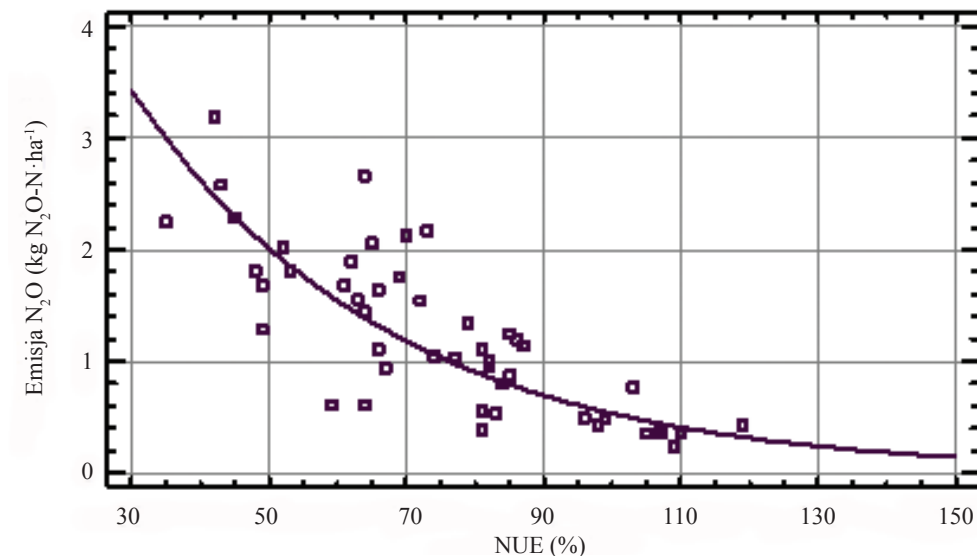


Rysunek 2. Zależność pomiędzy wymywaniem azotu a efektywnością jego wykorzystywania
($NUE = \exp(4,777 - 0,0213 \cdot NUE)$; $R^2 = 57,2^{***}$; $n = 48$)

Źródło: opracowanie własne

Zależność pomiędzy NUE a wymyciem azotanów najlepiej opisywała regresja wykładnicza, według której wymycie malało wraz z wzrostem NUE (rys. 2). Oszacowane z tej zależności wymycie N dla średniego dla kraju NUE (73%) wynosiło $25 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$, co odpowiadało 18,3% średniego przychodu N. Według metodyki IPCC w glebach nasyconych wodą wymycie może wynosić średnio 30% przychodu N i wahać się w granicach 10-80% (8).

Do opisu zależności pomiędzy emisją podtlenku azotu a efektywnością wykorzystania azotu NUE najlepiej dopasowaną funkcją była regresja wykładnicza, która wskazywała zmniejszanie się emisji wraz ze wzrostem NUE (rys. 3).

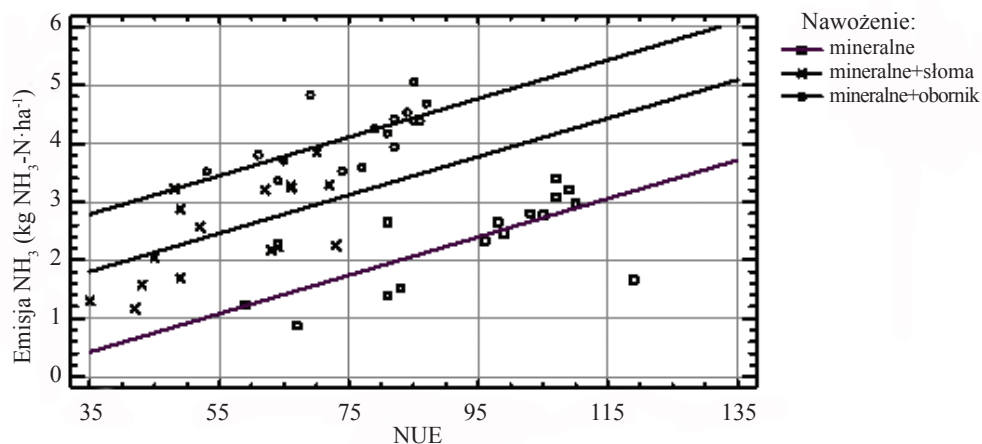


Rysunek 3. Zależność pomiędzy emisją podtlenku azotu a efektywnością wykorzystywania azotu
 $(N_2O = \exp(2,028 - 0,0266 \cdot NUE); R^2 = 66,7^{***}; n = 48)$

Źródło: opracowanie własne

W odniesieniu do średniego NUE dla Polski (73%) emisja osiągała wartość $1,09 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$, co odpowiadało 0,8% przychodu N. Według metodyk szacunku IPCC wynosi ona 1% przychodu N z rozrzutem w granicach 0,2-5% (8)

Zależność pomiędzy emisją amoniaku a NUE opisano regresjami liniowymi o jednakowym współczynniku regresji i istotnie różnych wyrazach wolnych (rys. 4). Wskazują one, że emisja amoniaku rosła ze wzrostem NUE. Największe emisje występowały, kiedy stosowano nawozy mineralne i obornik, mniejsze były emisje w zmianowaniach z nawożeniem mineralnym i pozostawieniem na polu słomy, a najmniejsze w przypadku nawożenia roślin tylko nawozami mineralnymi. Oszacowane dla średniego dla kraju NUE (73%) wartości emisji dla poszczególnych praktyk nawozowych wynosiły odpowiednio: 4,04; 3,05 i $1,67 \text{ kg NH}_3\text{-N·ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$, co odpowiadało: 2,97; 2,24 oraz 1,23 % przychodu azotu. Według metodyk IPCC emisja amoniaku wynosi średnio 10% przychodu azotu przy rozrzucie szacunków w granicach 3-30% (8).



Rysunek 4. Zależność pomiędzy emisją amoniaku a efektywnością wykorzystywania azotu NUE (Nawożenie mineralne: $\text{NH}_3 = -0,731 + 0,0329 \cdot \text{NUE}$; Nawożenie mineralne + słoma: $\text{NH}_3 = 0,638 + 0,0329 \cdot \text{NUE}$; Nawożenie mineralne + obornik: $\text{NH}_3 = 1,640 + 0,0329 \cdot \text{NUE}$; $R^2 = 74,1$; $n = 48$)
 Źródło: opracowanie własne

Podsumowanie i wnioski

Przeprowadzone badania miały na celu porównanie bilansów brutto azotu z bilansem symulowanym przy użyciu komputerowego modelu DNDC dla województw i Polski, określenie potencjalnych możliwości zwiększenia efektywności wykorzystywania azotu oraz scharakteryzowanie zależności pomiędzy efektywnością wykorzystania azotu a wymyciem azotanów, emisją podtlenku azotu i amoniaku w Polsce. Przeprowadzone badania wykazały, że:

1. Średnie dla Polski wartości przychodów, pobrania, nadwyżki bilansowej oraz efektywności wykorzystywania azotu nie różniły się statystycznie istotnie w porównywanych bilansach.
2. Bilans azotu brutto oszacowany został dla użytków rolnych, zaś bilans azotu DNDC dla gruntów ornych. Brak istotnych różnic w elementach porównywanych bilansów może wskazywać, że uwzględnienie w bilansie brutto użytków zielonych nie zaniżyło wartości elementów bilansu dla Polski.
3. Analiza obu bilansów sugerowałaby, że bilans azotu jest zrównoważony i nie wymaga interwencji w województwach: podlaskim, pomorskim, śląskim, warmińsko-mazurskim i zachodniopomorskim. W województwach kujawsko-pomorskim i wielkopolskim przychód azotu zbliża się do granicy niskich efektywności, co wskazuje, że dalsza intensyfikacja nawożenia N w tych województwach jest niecelowa, a obniżenie przychodów mogłoby zwiększyć efektywność azotu. W województwach: dolnośląskim, lubelskim, łódzkim,

małopolskim, mazowieckim i świętokrzyskim pobieranie N jest ograniczane przez czynniki inne niż przychód azotu. Eliminacja tych czynników mogłaby zwiększyć w nich efektywności wykorzystywania azotu;

4. Zwiększenie efektywności wykorzystywania azotu zmniejszyłoby jego wymywanie, które obecnie wynosi dla Polski średnio $25 \text{ kg NO}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ oraz emisję podtlenku azotu, która wynosi średnio $1,09 \text{ kg N}_2\text{O-N}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$.
5. Poprawa efektywności wykorzystywania azotu nie zmniejszy emisji amoniaku. Ich wielkość zależna jest od praktyk nawożenia. Średnia emisja będzie największa w przypadku łącznego stosowania nawozów mineralnych i obornika ($4,04 \text{ kg NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$), mniejsza w przypadku stosowania nawozów mineralnych i słomy ($3,05 \text{ kg NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$) i najmniejsza w przypadku stosowania azotu w postaci nawozów mineralnych ($1,67 \text{ kg NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$).

Literatura

1. Bodirsky B. L., Müller Ch. Robust relationship between yields and nitrogen inputs indicates three ways to reduce nitrogen pollution. *Environmental Research Letters*, 2014, 9, 111005 (4pp).
2. EUNitrogenExpertPanel. Nitrogen Use Efficiency (NUE) an indicator for the utilization of nitrogen I food systems. Wageningen University, Alterra, Wageningen, Netherlands, 2015.
3. EUROSTAT. Eurostat Statistics Explained. Agri-environmental indicator – gross nitrogen balance. April 2018 (https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Agri-environmental_indicator_-_gross_nitrogen_balance#Analysis_at_country_level).
4. Faber A., Jarosz Z. Modelowanie bilansu azotu oraz emisji podtlenku azotu i amoniaku w skali regionalnej w Polsce. *Zeszyty Naukowe SGGW w Warszawie Problemy Rolnictwa Światowego*, 2018, **18**(2): 70-81.
5. Faber A., Jarosz Z., Kopiński J., Matyka M. The relationships between nitrogen use efficiency and nitrogen input in crop production in Poland. *Polish Journal of Agronomy*, 2016, **26**: 15-20.
6. Giltrap D. L., Li C., Sagar S. DNDC: A process-based model of greenhouse gas fluxes from agricultural soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2010, **136**: 292-300.
7. GUS. Ochrona środowiska 2018. Warszawa 2018.
8. IPCC. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds), 2006, IGES, Japan, Chapter 11 on N_2O emissions from managed soils.
9. Kopiński J. Ocena zmian efektywności wykorzystania azotu w produkcji rolniczej Polski. *Roczniki Naukowe Stowarzyszenia Ekonomistów Rolnictwa i Agrobiznesu*, 2017, **XIX** (1), 85-91.
10. Kopiński J. Criterion to determine optimum surpluses of gross nitrogen balance on the level NUTS-0, NUTS-2. *Acta Scientiarum Polonorum. Agricultura*, 2016, **15**(1): 29-36.
11. Kremer A. M. Nutrient budgets EU-27, Norway, Switzerland. Methodology and handbook. Luxembourg: Eurostat/OECD, EC Eurostat, ver. 1.02, 2013 ([https://ec.europa.eu/eurostat/documents/2393397/2518760/Nutrient_Budgets_Handbook_\(CPSA_AE_109\)_corrected3.pdf/4a3647de-da73-4d23-b94b-e2b23844dc31](https://ec.europa.eu/eurostat/documents/2393397/2518760/Nutrient_Budgets_Handbook_(CPSA_AE_109)_corrected3.pdf/4a3647de-da73-4d23-b94b-e2b23844dc31)).
12. Leip A., Achermann B., Billen G., Bleeker A., Bouwman A.F., de Vries W., Dragosits U., Döring U., Fernall D., Geupel M., Heldstab J., Johnes P., Le Gall A.C., Monni S., Nevečeňal R., Orlandini L., Prud'homme M., Reuter H.I., Simpson D., Seufert G., Spranger T., Sutton M.A., van Aardenne J., Voß M., Winiwarter W. Chapter 16. Integrating nitrogen fluxes at the European scale. In: Sutton et al. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge University Press., 2011: 345–376.

13. Leip A., Marchi G., Koeble R., Kempen M., Britz W., Li C. Linking an economic model for European agriculture with a mechanistic model to estimate nitrogen and carbon losses from arable soils in Europe. *Biogeoscience*, 2008, **5**: 73-94.
-

Adres do korespondencji:

prof. dr hab. Antoni Faber
Zakład Biogospodarki i Analiz Systemowych
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 4786 767
e-mail: faber@iung.pulawy.pl

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

Zuzanna Jarosz, Antoni Faber

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

REGIONALNE ZRÓŻNICOWANIE ORAZ MOŻLIWOŚCI OGRANICZENIA EMISJI AMONIAKU Z PRODUKCJI ROŚLINNEJ*

Słowa kluczowe: emisja amoniaku, produkcja roślinna, regiony

Wstęp

Umowy międzynarodowe i polityka Unii Europejskiej zobowiązują państwa członkowskie do redukcji emisji amoniaku oraz innych zanieczyszczeń powietrza. Kluczowym dokumentem w zakresie ograniczania emisji amoniaku i realizacji polityki UE mającej na celu poprawę jakości powietrza jest *Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady Unii Europejskiej 2016/2284 w sprawie redukcji krajowych emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych, zmiany dyrektywy 2003/35/WE oraz uchylecia dyrektywy 2001/81/WE*, zwana dyrektywą NEC (2). Jednym z pięciu zanieczyszczeń objętych krajowym limitem emisji w ramach dyrektywy NEC na lata 2020 i 2030 jest amoniak, którego głównym źródłem emisji jest sektor rolnictwa.

Zgodnie z wymaganiami zawartymi w dyrektywie Polska powinna ograniczyć emisję amoniaku w każdym roku o 1% (w latach 2020-2029) oraz o 17% po roku 2030 w porównaniu do 2005 r. Dokument wskazuje jak ograniczyć emisję amoniaku z nawozów mineralnych i naturalnych. W przypadku mineralnych nawozów azotowych zaleca między innymi zakaz stosowania nawozów amonowo-węglanowych, zastępowanie w miarę możliwości mocznika nawozami na bazie azotanu amonu oraz dostosowanie dawek nawozów do potrzeb rośliny i zasobności gleby. Dyrektywa NEC zobowiązuje także państwa członkowskie do opracowania krajowych programów ograniczania zanieczyszczenia powietrza oraz monitorowania emisji i skutków zanieczyszczeń. Krajowy kodeks dobrych praktyk rolniczych dotyczący ograniczania emisji amoniaku powinien zawierać zbiór zasad obejmujących efektywne gospodarowanie azotem oraz niskoemisyjnych praktyk rekomendowanych do

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

stosowania na każdym etapie produkcji rolniczej i umożliwiających realizację celów redukcyjnych.

Zasadniczym źródłem emisji amoniaku w Polsce jest rolnictwo, odpowiadające za ok. 97% emisji tego gazu. W 2016 r. całkowita emisja amoniaku z rolnictwa wyniosła 259,42 Gg NH_3 , w tym 83% pochodziło z produkcji zwierzęcej. Jednak pozostałe 17% ulatniającego się amoniaku pochodzi z mineralnych nawozów azotowych (8).

Nawożenie mineralne jest jednym z najważniejszych czynników decydujących o plonowaniu roślin, ale niewłaściwe stosowanie nawozów może powodować niekorzystne zmiany w środowisku. Zużycie nawozów mineralnych wykazuje tendencję wzrostową. Najszybsze tempo wzrostu dotyczy zużycia nawozów azotowych, co jest przyczyną niewłaściwych proporcji składników nawozowych w środowisku. Dominującymi w strukturze zużycia są nawozy saletrzano-amonowe (saletry, saletrzak) i mocznik. Nieumiejętne ich stosowanie niesie za sobą zagrożenia w postaci zakwaszenia gleb, przenawożenia roślin azotem, wymywania składników odżywczych i emisji związków azotu do atmosfery.

Straty azotu w formie amoniaku z mineralnych nawozów azotowych mogą zawierać się w przedziale od 0,5 do 40% zastosowanej dawki azotu ogółem i zależą głównie od rodzaju zastosowanego nawozu oraz techniki aplikacji (4). Ponadto wśród czynników, które mogą mieć wpływ na ulatnianie się amoniaku, wymienia się warunki pogodowe (temperatura, prędkość wiatru, opady) oraz właściwości fizykochemiczne gleby (5). Do nawozów mineralnych charakteryzujących się wysokim potencjałem uwalniania amoniaku zalicza się wodorowęglan amonowy (w krajach Unii Europejskiej wycofywany z nawożenia), mocznik i saletrę amonową. Straty amoniaku z mocznika szacuje się na 20-60%, a największe występują w przypadku powierzchniowej aplikacji nawozów (bez wymieszania z glebą). Natomiast straty amoniaku z saletry amonowej kształtują się w przedziale 2-10% całkowitej ilości zastosowanego azotu (9).

Celem opracowania było oszacowanie emisji amoniaku z produkcji roślinnej w skali regionalnej oraz wskazanie możliwości jej ograniczenia.

Material i metodyka badań

Do oszacowania emisji amoniaku przyjęto metodykę wykorzystywaną przez Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBiZE), wykonujący w Polsce inwentaryzację emisji gazów cieplarnianych oraz innych zanieczyszczeń powietrza. Emisja amoniaku szacowana jest według poziomu Tier 2, opracowanego na podstawie aktualnie obowiązującej metodyki międzynarodowej zawartej w poradniku EMEP/EEA 2016 (3).

Podstawę do oszacowania emisji amoniaku z produkcji roślinnej stanowi całkowita wielkość zużycia mineralnych nawozów azotowych w kraju w danym roku. W badaniach wykorzystano dane o zużyciu nawozów mineralnych według województw w 2016 r., pochodzące ze statystyki krajowej GUS (tab. 1). Z powodu braku danych

o strukturze zużycia nawozów w skali regionalnej, przyjęto stosowane przez KOBiZE krajowe wskaźniki dotyczące udziału poszczególnych asortymentów nawozów w całkowitym zużyciu mineralnych nawozów azotowych (tab. 2).

W czerwcu 2018 r. krajowa inwentaryzacja emisji zanieczyszczeń powietrza została poddana międzynarodowemu przeglądowi w ramach dyrektywy NEC, podczas którego zalecono zaktualizowanie wskaźników emisji NH_3 , charakterystycznych dla poszczególnych typów nawozów mineralnych, zgodnie z tymi opublikowanymi w wytycznych EMEP/EEA z 2016 r. (dotychczas stosowane były wskaźniki z wytycznych z 2009 r.). W wytycznych EMEP/EEA 2016 wyróżniono wskaźniki emisji NH_3 dla gleb o odczynie pH do 7.0 oraz powyżej. W przypadku Polski ok. 50% gleb użytkowanych rolniczo stanowią gleby kwaśne lub bardzo kwaśne, ok. 42% to gleby lekko kwaśne i obojętne, a jedynie 8% gleb stanowią gleby zasadowe. Przyjęto zatem, że udział wskaźnika emisji dla gleb o odczynie $\text{pH} > 7.0$ wynosi 8%, a dla gleb z pH do 7.0 udział wskaźnika stanowi 92% (11). Spowodowało to wzrost średniego wskaźnika krajowego wynikającego ze stosowania nawozów mineralnych do poziomu $0,057 \text{ g NH}_3 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ N}$ (tab. 2). Na podstawie tych zweryfikowanych wskaźników dokonano szacunków emisji NH_3 z produkcji roślinnej w ujęciu regionalnym oraz wskazano możliwość redukcji emisji amoniaku związaną z wdrożeniem nowych działań redukcyjnych.

Tabela 1

Zużycie nawozów mineralnych według województw w 2016 roku

Województwa	Zużycie (tys. ton N)
Dolnośląskie	83,1
Kujawsko-pomorskie	104,6
Lubelskie	94,1
Lubuskie	25,4
Łódzkie	72,4
Małopolskie	21,4
Mazowieckie	116,8
Opolskie	58,7
Podkarpackie	20,4
Podlaskie	55,4
Pomorskie	60,7
Śląskie	24,6
Świętokrzyskie	23,9
Warmińsko-mazurskie	67,0
Wielkopolskie	148,1
Zachodniopomorskie	66,2
Polska	1043,0

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS, 2017 (6)

Tabela 2

Struktura zużycia nawozów i krajowe wskaźniki emisji NH_3

Typ nawozu	Struktura zużycia nawozów (%)	Wskaźniki emisji krajowe – (EMEP/EEA 2009) ($\text{g NH}_3 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ N}$)	Wskaźniki emisji krajowe – (EMEP/EEA 2016) ($\text{g NH}_3 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ N}$)
Siarczan amonu	0,01	0,303	0,960
Mocznik	0,25	33,150	38,930
Saletra amonowa	0,45	3,933	7,362
Saletra wapniowa	0,16	1,398	1,395
RSM	0,04	2,664	3,910
Fosforan amonowy	0,01	0,303	0,533
Wieloskładnikowe (NK lub NPK)	0,08	0,699	4,262
Obliczona średnia ważona wartość wskaźnika emisji		0,042	0,057

Źródło: KOBiZE, 2018 (7)

W celu określenia możliwości ograniczenia emisji amoniaku w wyniku wdrożenia wybranej praktyki, oszacowano według wskazanej metodyki, emisje bez wprowadzania dodatkowych działań redukcyjnych oraz z wdrożeniem danej praktyki, a wielkość redukcji amoniaku odnoszono w stosunku do roku 2005.

Wyniki badań

Jak wspomniano, całkowita emisja amoniaku z sektora rolnictwa w Polsce w 2016 r., zgodnie ze zgłoszeniem do UE w marcu 2018 r., wyniosła 259,4 Gg NH_3 (co stanowiło 97,1% emisji krajowej) i zmniejszyła się o 39,4% w stosunku do 1990 r. oraz o 9,6% w stosunku do 2005 r. (tab. 3). Jednak przeprowadzona inwentaryzacja i konieczność zaktualizowania wskaźników emisji NH_3 dotyczących poszczególnych typów nawozów mineralnych spowodowała wzrost emisji amoniaku z produkcji roślinnej o 33%, a tym samym wzrost całkowitej emisji z rolnictwa do poziomu 274,40 Gg NH_3 (tab. 3).

Tabela 3

Krajowa emisja NH_3 z rolnictwa w wybranych latach zgłoszona w marcu 2018 r. i skorygowana o nowy wskaźnik emisji NH_3 z nawozów mineralnych w czerwcu 2018 r. (Gg NH_3)

Emisja NH_3 z rolnictwa	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2016
Zgłoszona w 2018 r.	427,77	341,44	306,34	287,13	273,79	259,80	259,42
Skorygowana podczas przeglądu w 2018 r.	446,76	353,90	319,18	300,03	289,11	274,75	274,40

Źródło: KOBiZE, 2018 (7)

Główną aktywnością wpływającą na wielkość emisji amoniaku z nawozów azotowych jest wielkość ich zużycia. Całkowita emisja amoniaku z produkcji roślinnej w 2016 roku wyniosła 59,8 Gg. W przeliczeniu na 1 ha UR w dobrej kulturze stanowiło to 4,2 kg NH_3 . Przeprowadzona analiza wykazała także istotne przestrzenne różnice w emisji amoniaku z mineralnych nawozów azotowych. Największą emisją amoniaku w przeliczeniu na 1 ha UR w dobrej kulturze wyróżniały się województwa: opolskie, kujawsko-pomorskie, dolnośląskie i wielkopolskie (rys. 1). Oszacowane emisje wyniosły odpowiednio 6,6; 5,8; 5,3 i 5,0 kg $\text{NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$ UR. Nieco mniejszą intensywnością emisji amoniaku charakteryzowały się województwa: pomorskie (4,9 kg $\text{NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$), zachodniopomorskie (4,7 kg $\text{NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$) i łódzkie (4,3 kg $\text{NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$). Emisje w zakresie 3,1-4,0 kg NH_3 na ha⁻¹ UR w dobrej kulturze stwierdzono w województwach: warmińsko-mazurskim, śląskim, lubelskim, lubuskim i mazowieckim. W pozostałych województwach emisja amoniaku wynosiła poniżej 3,0 kg NH_3 na ha⁻¹ UR w dobrej kulturze.



Rysunek 1. Regionalne zróżnicowanie emisji amoniaku z produkcji roślinnej

Źródło: opracowanie własne

Obliczona emisja amoniaku z produkcji roślinnej w 2016 roku była o 8,49 Gg, tj. 16,5% mniejsza w porównaniu do emisji NH_3 wynoszącej 51,33 Gg w 2005 roku (tab. 4).

Tabela 4

Redukcja emisji amoniaku z nawozów mineralnych w latach 2005-2016 – wybrane warianty

Działania redukcyjne	Zmiana emisji amoniaku w latach 2005-2016	
	(Gg)	(%)
Bez dodatkowych działań redukcyjnych	8,49	16,5
Mocznik zastąpiony saletrą amonową	-27,85	-54,3
Aplikacja doglebowa nawozów (iniekcja)	-23,99	-46,7
Aplikacja doglebowa nawozów (redlice)	-11,81	-23,0
Mocznik stosowany z inhibitorem ureazy	-19,93	-38,8

Źródło: opracowanie własne

Emisja amoniaku związana ze sposobem aplikacji nawozów mineralnych zależy od rodzaju nawozu, warunków pogodowych i glebowych. Emisje z nawozów na bazie mocznika są znacznie większe niż w przypadku innych typów nawozów (12). Zgodnie ze wskazaniami zawartymi w dyrektywie NEC, w celu ograniczenia emisji amoniaku zaleca się zastępowanie mocznika nawozami na bazie azotanu amonu. Skuteczność tej metody wycenia się na 90% (1). Przeprowadzona projekcja wykazała, że ewentualne wdrożenie tej praktyki skutkuje redukcją emisji o -27,9 Gg, co stanowi -54,3% w stosunku do 2005 roku (tab. 4). Biorąc pod uwagę wymogi zawarte w dyrektywie NEC jest to bardzo duże ograniczenie emisji NH_3 . Jednak możliwym negatywnym skutkiem ubocznym jest potencjalny wzrost N_2O , zwłaszcza, gdy nawozy na bazie azotanu amonu są aplikowane na wilgotne lub mokre gleby. Ponadto całkowite lub znaczące zastąpienie nawozów opartych na moczniku nawozami saletrzanymi będzie oznaczać dla jego polskich producentów (w tym przypadku dotyczy to wyłącznie spółek Grupy Azoty S.A.) konieczność plasowania produktów, tj. mocznika i roztworu saletrzano-mocznikowego, na rynku globalnym, gdzie – ze względu na wyższe koszty wytworzenia, związane zarówno z wysoką ceną gazu ziemnego (głównego surowca do produkcji mocznika), jak i opłatami z tytułu emisji gazów cieplarnianych (dwutlenek węgla) – nie będą mieć realnych szans na zbudowanie i osiągnięcie przewagi konkurencyjnej. Istnieje więc wysokie ryzyko, że przyjęcie do realizacji scenariusza redukcji emisji opartego na zastąpieniu nawozów mocznikowych nawozami saletrzanymi doprowadzi do konieczności ograniczenia krajowej produkcji mocznika. Może to oznaczać wyłączenie z eksploatacji części jego obecnych zdolności produkcyjnych oraz całkowite (jeżeli inne kraje członkowskie UE wybiorą podobne instrumenty ograniczenia emisji amoniaku) zaprzestanie wytwarzania roztworu saletrzano-mocznikowego i nawozów na nim bazujących, jak

również nawozów specjalistycznych, opartych na roztworach mocznika (fertygacja, nawożenie dolistne). Wycofanie z rynku roztworu saletrzano-mocznikowego będzie oznaczać dla przedsiębiorców rolnych korzystających z tego nawozu płynnego, konieczność przebrojenia gospodarstw na nawożenie alternatywnymi nawozami azotowymi.

Obserwacja zmian na rynkach innych krajów UE stosujących, podobnie jak Polska, saletrę amonową, tj. Francji i Hiszpanii, pokazuje, że ze względu na kwestie bezpieczeństwa procesów logistycznych związanych z nawożeniem, podejmowane działania zmierzają do całkowitego zastąpienia saletry mocznikiem z inhibitorem ureazy.

Mocznik jest higroskopijny i niewielkie ilości wody powodują „mazanie się” lub zbrylanie, co niekorzystnie wpływa na równomierność jego wysiewu. Równomierne rozsianie nawozu rozsiewaczem talerzowym na danej powierzchni jest tym trudniejsze, im wyższa jest w nim procentowa zawartość czystego składnika. Mocznik jest jednym z bardziej skoncentrowanych nawozów, gdyż zawiera 46% N. Ponadto niewielka masa i mała średnica ziaren (granul) mocznika dodatkowo skracają odległość, na jaką może być rozsiewany nawóz. Należy o tym pamiętać, regulując maszynę, gdyż na polach, na których był stosowany mocznik, często występują pasowe przebarwienia roślin, co świadczy o ich miejscowym niedożywieniu azotem. Mocznik musi być zaaplikowany w odpowiedniej odległości od nasion w celu uniknięcia hamowania kiełkowania nasion i rozwoju roślin w początkowych fazach wzrostu. Stosowany pasmowo może powodować zwiększone emisje, ponieważ powoduje lokalnie wzrost pH. Można tego uniknąć stosując siewniki wyposażone dodatkowo w redlice do aplikacji nawozów stałych lub wtrysk nawozów płynnych, które wprowadzają nawóz w głąb gleby, bądź też aplikować mocznik przy użyciu iniekcji. Na efektywność redukcji emisji wpływa głębokość wtrysku i struktura gleby. Szacuje się, że wprowadzenie nawozu do gleby przez bezpośredni wtrysk z zamkniętą szczeliną lub przez uprawę pozwala na ograniczenie emisji NH_3 w zakresie 50-80%, w zależności od zastosowanej techniki aplikacji.

Siewnik, mający redlice nasienne w normalnej rozstawie, jest dodatkowo wyposażony w redlice do aplikacji nawozów mineralnych, umieszczone między rzędami redlic nasiennych. Redlice nawozowe wprowadzają nawozy o kilka centymetrów głębiej niż nasiona. Wprowadzanie nawozów mineralnych na większą głębokość niż nasiona zapewnia dobre warunki kiełkującym siewkom roślin poprzez dostarczenie składników nawozowych. Oprócz oszczędności czasu i lepszej efektywności wykorzystania składników nawozowych, jednoczesny siew i nawożenie zmniejsza konkurencję chwastów o składniki pokarmowe i zmniejsza ryzyko spływu powierzchniowego tych składników. W przypadku jednoczesnego wysiewu nasion i nawozów zalecana dawka azotu w warunkach danego poziomu plonowania może być zmniejszona o 10 kg N na hektar.

Szacunki wykonane dla kraju wykazały, że wdrożenie praktyki polegającej na aplikacji mocznika z wykorzystaniem dodatkowych redlic pozwala na ograniczenie

emisji amoniaku o -11,81 Gg, tj. o -23% w porównaniu do roku 2005. Natomiast iniekcja mocznika w głąb gleby skutkuje ograniczeniem emisji o -24,0 Gg, co stanowi redukcję o -46,7% (tab. 4).

Skutecznym sposobem ograniczania emisji amoniaku jest stosowanie mocznika z inhibitorem ureazy. Rozpad mocznika jest pożądaný dopiero po przeniknięciu mocznika do profilu glebowego. Inhibitory ureazy zapobiegają lub hamują na pewien okres przemianę azotu amidowego w moczniku do wodorotlenku amonowego i amoniaku poprzez hydrolityczne działanie enzymu ureazy. Powodują one wydłużenie dostępności azotu dla roślin z 6-8 tygodni do 8-16 tygodni. Przez spowolnienie stopnia hydrolizy mocznika w glebie, straty ulatniania się amoniaku są zredukowane. Ograniczony jest także wzrost pH, zwłaszcza przy stosowaniu pasmowym. Stąd efektywność mocznika z inhibitorem oraz nawozów azotowych zawierających mocznik jest podwyższona, a wszelki negatywny wpływ na środowisko, związany z ich stosowaniem, jest zmniejszony.

Na rynku UE są dostępne różne inhibitory ureazy, jednak zdaniem wielu, autorów spośród inhibitorów spowalniających rozkład mikrobiologiczny mocznika, najbardziej efektywny jest NBPT – N-(n-butylo)trójamid tiofosforowy. NBPT jest jedynym obecnie inhibitorem ureazy, liczącym się ze względu na dostępność na rynku i praktyczną wartość dla rolnictwa. Inhibitor NBPT jest dodatkiem do mocznika nawozowego, który czasowo spowalnia jego enzymatyczną przemianę dzięki hamowaniu aktywności ureazy. Według amerykańskich badań redukcja emisji gazowego amoniaku pod wpływem niewielkiego dodatku NBPT kształtuje się nawet na poziomie około 40% w przypadku roztworu saletrzano-mocznikowego (RSM) oraz około 70% w przypadku mocznika w postaci stałej.

W Polsce do niedawna w praktyce rolniczej w zasadzie nie wykorzystywano inhibitorów ureazy do celów nawozowych. Jednak ostatnio coraz częściej stosowany jest mocznik o zawartości 46% azotu, zaopatrzony w dodatek wzmiankowanego inhibitora zwany moNolith46. Stosowanie go pozwala uprawianym roślinom otrzymać tyle azotu, ile potrzebują. Również ogranicza jego straty w trakcie pierwszych tygodni po zastosowaniu. Rezultatem jest otrzymanie wyższego plonu, wskutek lepszego wykorzystania azotu zawartego w nawozie. W badaniach emisji amoniaku do atmosfery z powierzchniowo stosowanych nawozów na użytkach zielonych: saletry amonowej, mocznika oraz mocznika stabilizowanego inhibitorem NBPT wykazano redukcję strat amoniaku w porównaniu z czystym mocznikiem o ok. 73%, a także od 39% do 50% w stosunku saletry amonowej (10).

Potencjalna redukcja emisji amoniaku w wyniku wdrożenia tej praktyki oszacowana została na -19,93 Gg, co stanowi -38,8% w porównaniu do roku 2005 (tab. 4).

Powyższe przykłady działań nie wyczerpują wszystkich możliwych sposobów ograniczenia emisji amoniaku w działalności rolniczej; wskazują jednak, jak szeroki jest zakres możliwych działań w tym sektorze oraz jak ich wdrożenie może przyczynić się do skutecznego ograniczenia strat azotu i chronić środowisko przed zanieczyszczeniem.

Podsumowanie

Celem pracy było przedstawienie regionalnego zróżnicowania emisji amoniaku z produkcji roślinnej oraz wskazanie możliwości ograniczenia emisji NH_3 w wyniku wdrożenia wybranych praktyk redukcyjnych. Przeprowadzona analiza wykazała, że największą emisją amoniaku z mineralnych nawozów azotowych w przeliczeniu na 1 ha UR w dobrej kulturze, charakteryzowały się województwa: opolskie, kujawsko-pomorskie, dolnośląskie i wielkopolskie. Skutecznym sposobem ograniczania emisji amoniaku jest, między innymi, wdrażanie praktyk rolniczych w zakresie stosowania mineralnych nawozów azotowych.

Działania ukierunkowane na demonstrację dobrych praktyk rolniczych i edukację ludności wiejskiej w zakresie ograniczania ujemnego wpływu rolnictwa na środowisko przyrodnicze stały się jednym z priorytetowych zadań w ochronie środowiska. Szersze upowszechnienie dobrych praktyk może wydatnie wpłynąć na ograniczenie emisji amoniaku w gospodarstwach rolnych, przyczyniając się jednocześnie do zwiększenia efektywności wykorzystywania azotu.

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, Edynburg, UK. 2014.
2. Directive (EU) 2016/2284 of the European Parliament and of the Council of 14 December 2016 on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants, amending Directive 2003/35/EC and repealing Directive 2001/81/EC. Official Journal of the European Union, L 344/1, 17.12.2016.
3. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016. Copenhagen: European Environment Agency. 2016.
4. Faber A., Jarosz Z.: Praktyki rolnicze umożliwiające ograniczenie emisji amoniaku. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2018, **56(10)**: 35-44.
5. Faber A., Jarosz Z.: Wpływ zmian klimatu na efektywność wykorzystywania azotu oraz jego straty. Zeszyty Naukowe SGGW w Warszawie Problemy Rolnictwa Światowego, 2019, **19 (XXXIV)**, 1: 37-46.
6. GUS. Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 2015/2016. Warszawa: GUS. 2017.
7. KOB i ZE: Oszacowanie wielkości redukcji emisji amoniaku wynikającej z wybranych praktyk rolniczych na potrzeby dyrektywy NEC. Ekspertyza zrealizowana na zlecenie IUNG-PIB na podstawie umowy nr I-81/NBA/PIB-2.6/2018.
8. KOB i ZE: Krajowy bilans emisji SO_2 , NO_x , CO , NH_3 , NMLZO, pyłów, metali ciężkich i TZO za lata 2015-2016. Warszawa: IOŚ-PIB, Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Energiami. 2018.
9. Marcinkowski T., Kierończyk M., Martyna A.: Szacowanie emisji amoniaku z mineralnych nawozów azotowych w świetle wyników doświadczenia polowego. Rozprawy Naukowe i Zawodowe PWSZ w Elblągu, 2012, **15**: 33-40.
10. Marcinkowski T., Kierończyk M.: Efektywność inhibitora ureazy NBPT w ograniczaniu emisji amoniaku z mocznika i roztworów saletrzano – moczNIKowych (RSM) stosowanych w mineralnym żywieniu roślin. Czasopismo Inżynierii Lądowej, Środowiska i Architektury, 2015, t. XXXII, **62(3/I/15)**: 271-279.
11. Moeck A. (red.): Gleboznawstwo. Wyd. I. Warszawa: Wydawnictwo Naukowe PWN, 2014: 201-205.

12. U N E C E: Framework Code for Good Agricultural Practice for Reducing Ammonia Emissions. European Commission, United Nations Economic Commission for Europe: Directorate-General Environment on behalf of the Task Force on Reactive Nitrogen of the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. 2015.
-

Adres do korespondencji:

dr Zuzanna Jarosz
Zakład Biogospodarki i Analiz Systemowych
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 4786 766
e-mail: zjarosz@iung.pulawy.pl

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

Antoni Faber, Zuzanna Jarosz

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

REGIONALNE ZRÓŻNICOWANIE EMISJI AMONIAKU W ZALEŻNOŚCI OD PRAKTYK APLIKACJI GNOJOWICY*

Słowa kluczowe: gnojowica, aplikacja, amoniak, emisja

Wstęp

Walka o czyste powietrze jest od wielu lat jedną z najważniejszych kwestii polityki środowiskowej Unii Europejskiej (UE). W krajach UE prowadzi się intensywne działania zmierzające do doskonalenia zasad gospodarowania nawozami naturalnymi, a tym samym ograniczania emisji amoniaku. W grudniu 2016 r. Parlament Europejski i Rada Unii Europejskiej przyjęły *Dyrektywę 2016/2284 w sprawie redukcji krajowych emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych, zmiany dyrektywy 2003/35/WE oraz uchylenia dyrektywy 2001/81/WE*, zawierającej wytyczne dotyczące ograniczania emisji amoniaku. Celem jest zmniejszenie potencjalnych zagrożeń dla zdrowia ludzi oraz dla środowiska.

Wykonanie dyrektywy UE 2016/2284 ma sprawić, że emisja amoniaku (NH_3) i pyłów zawieszonych ($\text{PM}_{2.5}$) zmaleją w UE-28 co rok odpowiednio o 6% i 22% w latach 2020-2029 oraz corocznie od 2030 r. o 19 i 49% w stosunku do 2005 r. (23). Cele te mają być zrealizowane poprzez nałożenie na kraje członkowskie limitów ograniczeń emisji. W przypadku Polski limity te dla omawianych zanieczyszczeń wynoszą w latach 2020-29 odpowiednio 1 i 16%, zaś od 2030 r. 17 i 58% w stosunku do 2005 r. (23).

Zrealizowanie nałożonych celów redukcji emisji wymagać będzie wprowadzenia na szerszą skalę niskoemisyjnych praktyk stosowania nawozów naturalnych i mineralnych, których udziały w emisji NH_3 wynoszą w UE odpowiednio 75% i 25% (7). Prognozuje się, że w ten sposób można będzie w UE zmniejszyć emisję do 2030 r., w stosunku do 2012 r., o 9% (5). Na wielkość tę złożą się redukcje emisji

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

z nawozów naturalnych (-12%), aplikacji tych nawozów (-12%), wypasu zwierząt (-4%) oraz prognozowany wzrost emisji z nawozów mineralnych (2%). Podane redukcje wystąpią pomimo 9% wzrostu produkcji mięsa i 20% wzrostu produkcji mleka. Będzie to możliwe dzięki większej efektywności produkcji, ponieważ liczba zwierząt zmaleje o 3%, zaś zawartość azotu w nawozach naturalnych o 2% (5).

Realizacja dyrektywy w krajach członkowskich może sprawiać jednak pewne trudności. Prognozuje się, że limitów ograniczenia emisji NH_3 i $\text{PM}_{2.5}$ w 2020 r. może nie osiągnąć w UE-28 odpowiednio 13 i 8 państw, zaś w 2030 r. 18 i 16 państw (7). W Polsce limity ograniczeń powinny być osiągnięte w 2020 r., lecz mogą nie zostać zrealizowane do 2030 r. Z tego względu poszukuje się rozwiązań i praktyk, które mogłyby zapewnić osiągnięcie założonych celów ograniczeń emisji. Priorytetowe znaczenie w tym względzie ma niskoemisyjne gospodarowanie nawozami naturalnymi.

Przegląd literatury

Amoniak wydziela się podczas hydrolizy mocznika lub kwasu moczowego zawartych w nawozach naturalnych (14). Pewne jego ilości mogą powstawać podczas przemian nawozów mineralnych wniesionych do gleby (9). Gaz ten uwolniony do atmosfery może reagować z tlenkami siarki lub azotu tworząc drobno zdyspergowane aerozole pyłów zawieszonych, np. $\text{PM}_{2.5}$ o średnicy cząstek do $2,5 \mu\text{m}$ (10).

Amoniak jest gazem silnie toksycznym w większych stężeniach. Utrzymywanie zwierząt w pomieszczeniach źle wentylowanych, powoduje zwiększenie stężenia NH_3 w powietrzu, co jest szkodliwe dla zwierząt i może zmniejszać konsumpcje pasz oraz ograniczać przyrosty masy (22). Pyły związków amonowych, głównie azotanu amonu, w formie $\text{PM}_{2.5}$, mogą być przyczyną poważnych schorzeń układu krążenia, płuc oraz nowotworów (11, 26, 27). Emisje amoniaku przyczyniają się do powstania tylko części $\text{PM}_{2.5}$, w Polsce ok. 35% (6), głównym ich źródłem jest ogrzewanie mieszkań. Istnieją dane wskazujące, że emisje $\text{PM}_{2.5}$ przyczyniają się do przedwczesnej śmierci 400 000 ludzi w UE (20). Ograniczenie szkodliwości tych pyłów jest możliwe, ponieważ redukcja emisji amoniaku o 50% może prowadzić do ograniczenia emisji $\text{PM}_{2.5}$ o 24% (2).

Amoniak i $\text{PM}_{2.5}$ mogą być transportowane na odległości od <10 do 1000 km (1, 12). W postaci mokrej lub suchej pyły związków amonowych ulegają depozycji, co powoduje eutrofizację ekosystemów i zakwaszenie gleb, czego skutkiem jest znacząca utrata bioróżnorodności ekosystemów (5,18).

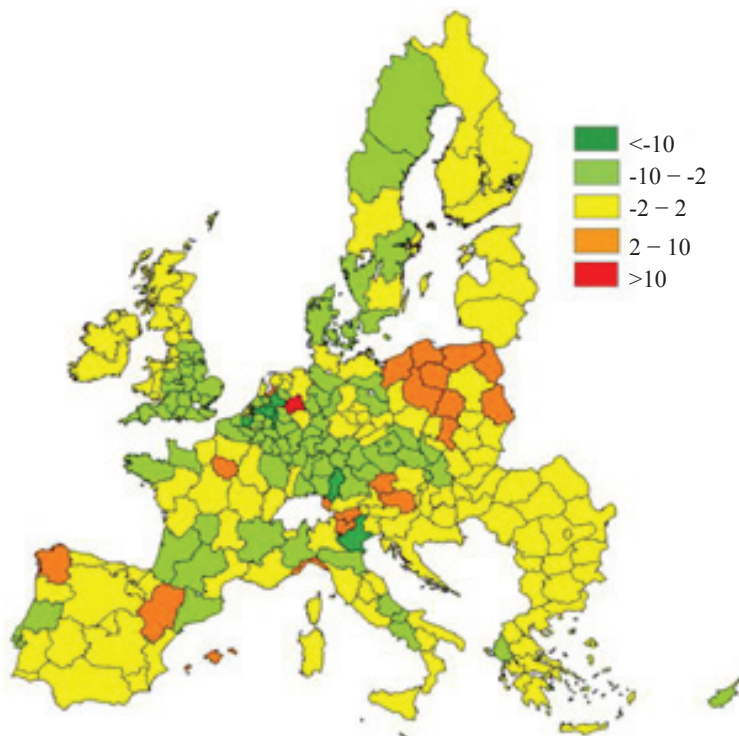
Opisane skutki zdrowotne i środowiskowe emisji amoniaku prowadzą do wymiernych kosztów społecznych, które szacowane są w Niemczech, Polsce i Danii odpowiednio na 22, 12, 10 € na kg emitowanego amoniaku (3).

W Polsce emisja amoniaku w latach 1990-2016 zmniejszyła się z 441 Gg do 267 Gg, czyli o 39%. Zmalał też w tym okresie udział emisji z Polski w całkowitej emisji z 28 krajów UE z 8,7 do 6,8% (8). Jednakże w 2016 r. emisja NH_3 wzrosła o 0,1% w stosunku do 2015 r. Pod względem wielkości emisji NH_3 Polska lokuje się w UE-28 na 6 pozycji po Niemczech, Francji, Hiszpanii, Włoszech i Wielkiej Brytanii

(8). W latach 2000-2016 zmalały w Polsce również emisje PM_{2.5} ze 170 do 146 Gg (-14%), jednakże w 2016 r. odnotowano wzrost emisji tych pyłów o 5,2%. Polska pod względem emisji PM_{2.5} lokuje się na 3 miejscu w UE-28 po Francji i Włoszech z udziałem 10,8% w emisji UE-28.

Wielkość emisji NH₃ w przyszłości zależeć będzie w Polsce od pogłowia zwierząt, gospodarki nawozowej i jej efektywności oraz stosowania niskoemisyjnych praktyk w produkcji roślinnej i zwierzęcej, w tym zwłaszcza w aplikacji nawozów.

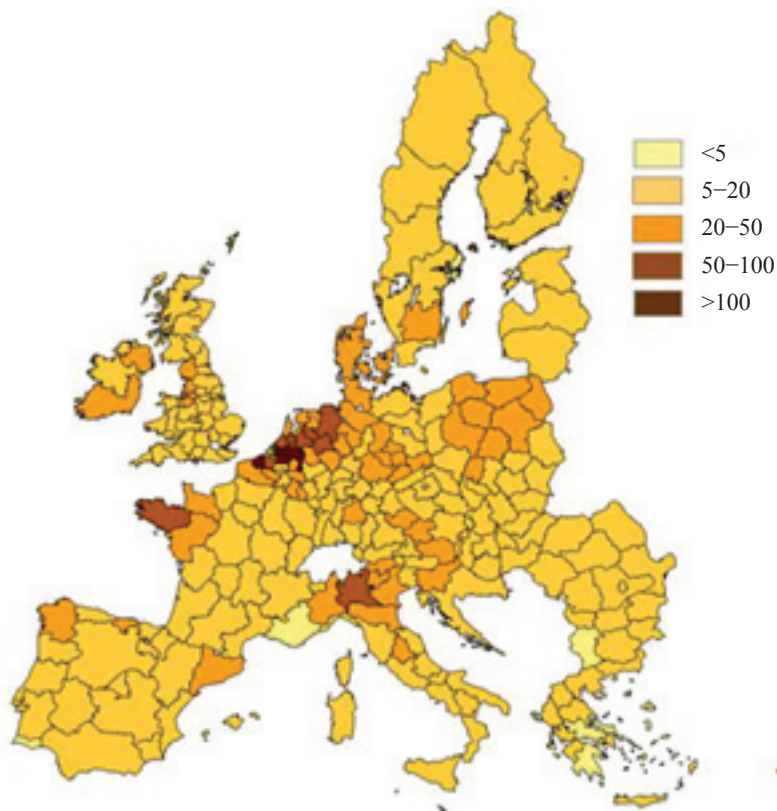
Prognozuje się, że w perspektywie do 2030 r. może wystąpić w Polsce wzrost produkcji białka zwierzęcego o 35% (wieprzowina i drób) oraz 15% wzrost zawartości azotu w nawozach naturalnych, przy jednoczesnym obniżeniu wytwarzania nawozów naturalnych w hodowli bydła mlecznego (5). Dodatkowo wzrosnąć może produkcja zbóż o 30% i zużycie nawozów mineralnych o 21% (5). W konsekwencji doprowadzić to może w Polsce do wzrostu emisji NH₃ o 13% w 2030 r., w stosunku do 2012 r., w tym emisji z nawozów naturalnych o 15%, a z nawozów mineralnych o 22% (5). W skali regionalnej emisje NH₃ mogą wzrosnąć w okresie 2012-2030 w 9 województwach o 2-10 kg NH₃·ha⁻¹ UR (rys. 1). Dotyczyć to może województw: zachodniopomorskiego, pomorskiego, warmińsko-mazurskiego, podlaskiego, kujawsko-pomorskiego, wielkopolskiego, łódzkiego, śląskiego i lubelskiego. Będą to jedne z większych przyrostów emisji UE (rys. 1). W pozostałych województwach emisje zmaleją lub wzrosną umiarkowanie (-2 do 2 kg NH₃·ha⁻¹ UR).



Rysunek 1. Zmiany emisji amoniaku w latach 2012-2030 (kg NH₃ ha⁻¹ UR)

Źródło: DG JRC, based on the 2018 CAPRI baseline (2030; MTO 2017) za (6)

Prognozowane wzrosty emisji spowodują, że w 2030 r. emisja NH_3 w 8 województwach osiągnie wartości 20-50 $\text{kg NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$ UR (rys. 2). Sytuacja taka może mieć miejsce w województwach: pomorskim, warmińsko-mazurskim, podlaskim, wielkopolskim, kujawsko-pomorskim, mazowieckim, łódzkim i opolskim. Na tle regionów UE emisje te należy uznać za dość wysokie, dlatego w tych województwach należałoby przede wszystkim stosować praktyki redukujące emisje. W pozostałych województwach emisje wynosić mogą 5-20 $\text{kg NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$ UR.



Rysunek 2. Emisje amoniaku w 2030 r. ($\text{kg NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$ UR)

Źródło: DG JRC, based on the 2018 CAPRI baseline (2030; MTO 2017) za (6)

Najsukuteczniejszym, ale niełatwym do osiągnięcia, sposobem redukcji emisji NH_3 byłoby zwiększenie efektywności wykorzystywania azotu. Generalnie rzecz ujmując im większa efektywność wykorzystywania azotu tym mniejsze emisje i *vice versa*. Duże znaczenie mogłoby mieć zwiększenie efektywności wykorzystywania azotu przede wszystkim w produkcji zwierzęcej, zważywszy, że 80% zbieranego w rolnictwie azotu wykorzystywane jest w żywieniu zwierząt, z czego 20% jest tracone w postaci emisji NH_3 . Pewne możliwości w tym zakresie zostały już zaproponowane do zastosowań w praktyce (24). Zwiększenie tych możliwości może przynieść upowszechnienie precyzyjnego chowu zwierząt (13).

Podstawowym sposobem ograniczania emisji NH_3 pozostaje jednak nadal stosowanie niskoemisyjnych praktyk aplikacji nawozów naturalnych i mineralnych (4, 9, 21, 22, 24, 25). W odniesieniu do gnojowicy, sugeruje się zastąpienie praktyki aplikacji rozbryzgowej takimi praktykami jak: aplikacja przez węże wleczone, węże z redlicami, iniekcja w otwarte szczeliny lub iniekcja do gleby, bądź niezwłoczne wymieszanie (bez odwracania skiby) lub przyoranie gnojowicy aplikowanej na powierzchnię pola (4, 24).

Celem badań było oszacowanie emisji NH_3 w województwach oraz określenie wielkości emisji TAN (azotu amonowego) dla różnych praktyk aplikacji gnojowicy.

Material i metodyka badań

W pracy wykorzystano dane statystyczne o produkcji gnojowicy i powierzchniach gruntów, na których była ona stosowana w Polsce i w województwach w latach 2016-2018 (15, 16, 17). Na tej podstawie oszacowano średnie dawki tego nawozu w przeliczeniu na hektar UR. Dla dawek tych oszacowano całkowitą dawkę azotu amonowego (TAN), emisję NH_3 oraz procent emitowanego TAN. Szacunki wykonano przy pomocy modelu ALFAM2 (19) dla praktyk aplikacji: rozbryzgowej – poprzez węże wleczone, węże z redlicami, w otwarte rowki oraz płytką i głęboką inkorporację do gleby po 4 i 24 godzinach. Emisje szacowano przy stałych wartościach następujących parametrów: $\text{TAN} = 2,5 \text{ kg t}^{-1}$, sucha masa gnojowicy = 5%, opad atmosferyczny = 0 mm, prędkość wiatru = $3,3 \text{ m s}^{-1}$. Obliczenia wykonano dla wszystkich województw i Polski dla temperatur aplikacji 9°C (bliska średniej dla kwietnia i października) oraz 14°C (bliska średniej dla maja i września).

Jak wynika z walidacji modelu błąd szacunków TAN mógł wynosić ok. 12%, błąd dla kumulatywnej emisji NH_3 – 82% w okresie po 72 godzinach od zastosowania gnojowicy, zaś objaśniona zmienność emisji mogła się wahać w granicach 50-70% (19).

Wyniki badań

Średnie dawki gnojowicy w województwach wahały się w zakresie od 8 do $27 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, co odpowiadało dawkom TAN 20-68 $\text{kg NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$ (tab. 1). Dawkom tym przy aplikacji w temperaturze 9°C towarzyszyły emisje mieszczące się w zakresie 5,6-16,6 $\text{kg NH}_3\text{-N} \cdot \text{ha}^{-1}$, co stanowiło 24,6-28,0% TAN.

Wzrost temperatury w okresie aplikacji gnojowicy przyczynił się do wzrostów emisji, które wahały się w granicach 9,5-19,3 $\text{kg NH}_3\text{-N} \cdot \text{ha}^{-1}$, co stanowiło 28,6-32,4% TAN (tab. 2). Średnio w Polsce przyrost temperatury powietrza w okresie aplikacji gnojowicy o 5°C , zwiększał emisję o 2,1 $\text{kg NH}_3\text{-N} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Przyoranie nawozów naturalnych przed upływem 4 godzin od aplikacji lub między 4-24 godzinami po aplikacji jest często stosowane w Polsce i dotyczy odpowiednio 34 i 45% ogółu gospodarstw (15).

Emisje po płytkim wymieszaniu z glebą gnojowicy, aplikowanej przy temperaturze 9 °C, przed upływem 4 godzin wahały się w województwach w zakresie 2,8-9,5 kg $\text{NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$, co odpowiada 14,1-14,2 % TAN (tab. 3). Były więc mniejsze od występujących przy rozbrzygu gnojowicy w tej samej temperaturze o 11,4% TAN. Zaś po 24 godzinach od aplikacji, emisje wynosiły 3,1-10,4 kg $\text{NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$, tj. 15,3-15,5 % TAN. Były więc mniejsze od występujących przy rozbrzygowej aplikacji o 10,2% TAN.

Tabela 1

Średnie dawki gnojowicy, zawarte w niej całkowitej ilości azotu amonowego (TAN) oraz emisje amoniaku podczas aplikacji rozbrzygowej przy temperaturze 9 °C

Województwo	Średnia dawka gnojowicy ($\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$)	TAN ($\text{kg NH}_3\cdot\text{ha}^{-1}$)	Emisja amoniaku po 72 godzinach ($\text{kg NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$)	Emisja amoniaku po 72 godzinach (% TAN)
Dolnośląskie	22	55,0	14,0	25,5
Kujawsko-pomorskie	23	57,5	14,6	25,3
Lubelskie	26	65,0	16,1	24,8
Lubuskie	27	67,5	16,6	24,6
Łódzkie	21	52,5	13,5	25,6
Małopolskie	12	30,0	8,2	27,2
Mazowieckie	20	50,0	12,9	25,8
Opolskie	26	65,0	16,1	24,8
Podkarpackie	8	20,0	5,6	28,0
Podlaskie	22	55,0	14,0	25,5
Pomorskie	24	60,0	15,1	25,1
Śląskie	17	42,5	11,2	26,3
Świętokrzyskie	12	30,0	8,2	27,2
Warmińsko-mazurskie	18	45,0	11,8	26,2
Wielkopolskie	24	60,0	15,1	25,1
Zachodniopomorskie	21	52,5	13,5	25,6
Polska	20	50,5	12,9	25,8

Źródło: opracowanie własne

Tabela 2

Średnie dawki gnojowicy, zawarte w niej całkowitej ilości azotu amonowego (TAN) oraz emisje amoniaku podczas aplikacji rozbrzygowej przy temperaturze 14 °C

Województwo	Średnia dawka gnojowicy ($\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$)	TAN ($\text{kg NH}_3\cdot\text{ha}^{-1}$)	Emisja amoniaku po 72 godzinach ($\text{kg NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$)	Emisja amoniaku po 72 godzinach (% TAN)
Dolnośląskie	22	55,0	16,2	29,5
Kujawsko-pomorskie	23	57,5	16,9	29,3
Lubelskie	26	65,0	18,7	28,7
Lubuskie	27	67,5	19,3	28,6

Tabela 2. cd.

Łódzkie	21	52,5	15,6	29,7
Małopolskie	12	30,0	9,5	31,6
Mazowieckie	20	50,0	15,0	29,9
Opolskie	26	65,0	18,7	28,7
Podkarpackie	8	20,0	6,5	32,4
Podlaskie	22	55,0	16,2	29,5
Pomorskie	24	60,0	17,5	29,1
Śląskie	17	42,5	13,0	30,5
Świętokrzyskie	12	30,0	9,5	31,6
Warmińsko-mazurskie	18	45,0	13,6	30,3
Wielkopolskie	24	60,0	17,5	29,1
Zachodniopomorskie	21	52,5	15,6	29,7
Polska	20	50,5	15,0	29,9

Źródło: opracowanie własne

Tabela 3

Emisje amoniaku po płytkim wymieszaniu gnojowicy z glebą, nie później niż 4 i 24 godziny od aplikacji przy temperaturze 9°C

Województwo	Emisja amoniaku			
	po 4 godzinach (kg NH ₃ -N·ha ⁻¹)	po 4 godzinach (TAN %)	po 24 godzinach (kg NH ₃ -N·ha ⁻¹)	po 24 godzinach (TAN %)
Dolnośląskie	7,8	14,2	8,51	15,5
Kujawsko-pomorskie	8,1	14,1	8,82	15,3
Lubelskie	9,2	14,2	10,1	15,5
Lubuskie	9,5	14,1	10,4	15,4
Łódzkie	7,4	14,1	8,1	15,3
Małopolskie	4,3	14,2	4,6	15,5
Mazowieckie	7,1	14,2	7,7	15,5
Opolskie	9,2	14,2	10,1	15,5
Podkarpackie	2,8	14,2	3,1	15,5
Podlaskie	7,8	14,2	8,51	15,5
Pomorskie	8,5	14,2	9,3	15,5
Śląskie	6,0	14,1	6,5	15,3
Świętokrzyskie	4,3	14,2	4,6	15,5
Warmińsko-mazurskie	6,4	14,2	7,0	15,5
Wielkopolskie	8,5	14,2	9,3	15,5
Zachodniopomorskie	7,4	14,1	8,1	15,3
Polska	7,1	14,2	7,8	15,4

Źródło: opracowanie własne

Wzrost temperatury w okresie aplikacji (14 °C) powodował, że emisje wzrosły i mieściły się po 4 i 24 godzinach od przyorania odpowiednio w przedziałach 3,3-11,1 kg NH₃-N ha⁻¹ (19,5-19,8% TAN) oraz 3,9-13,2 (19,5-19,8% TAN); (tab. 4). Tak więc redukcje emisji w stosunku do rozbryzgu gnojowicy wynosiły odpowiednio 13,5 i 10,3 % TAN.

Tabela 4

Emisje amoniaku po płytkim wymieszaniu gnojowicy z glebą, nie później niż 4 i 24 godziny od aplikacji przy temperaturze 14 °C

Województwo	Emisja amoniaku			
	po 4 godzinach (kg NH ₃ -N·ha ⁻¹)	po 4 godzinach (TAN %)	po 24 godzinach (kg NH ₃ -N·ha ⁻¹)	po 24 godzinach (TAN %)
Dolnośląskie	9,0	16,4	10,8	19,6
Kujawsko-pomorskie	9,4	16,3	11,3	19,7
Lubelskie	10,7	16,5	12,7	19,5
Lubuskie	11,1	16,4	13,2	19,6
Łódzkie	8,6	16,4	10,3	19,6
Małopolskie	4,9	16,3	5,9	19,7
Mazowieckie	8,2	16,4	9,9	19,8
Opolskie	10,7	16,5	12,7	19,5
Podkarpackie	3,3	16,5	3,9	19,5
Podlaskie	9,0	16,4	10,8	19,6
Pomorskie	9,8	16,3	11,7	19,5
Śląskie	7,0	16,5	8,3	19,5
Świętokrzyskie	4,9	16,3	5,9	19,7
Warmińsko-mazurskie	7,4	16,4	8,8	19,6
Wielkopolskie	9,8	16,3	11,7	19,5
Zachodniopomorskie	8,6	16,4	10,3	19,6
Polska	8,3	16,3	9,9	19,6

Źródło: opracowanie własne

Przyoranie obornika przy temperaturze powietrza 9 °C związane było z wystąpieniem emisji 2,5-8,2 kg NH₃-N·ha⁻¹ (12,1-12,2 % TAN) po 4 godzinach oraz 2,6-8,6 kg NH₃-N·ha⁻¹ (12,6-12,8 % TAN); (tab. 5). Redukcje emisji w stosunku do aplikacji rozbryzgowej wynosiły odpowiednio 13,3 i 12,8% TAN.

Tabela 5

Emisje amoniaku po przyoraniu gnojowicy, nie później niż 4 i 24 godziny od aplikacji przy temperaturze 9 °C

Województwo	Emisja amoniaku			
	po 4 godzinach (kg NH ₃ -N·ha ⁻¹)	po 4 godzinach (TAN %)	po 24 godzinach (kg NH ₃ -N·ha ⁻¹)	po 24 godzinach (TAN %)
Dolnośląskie	6,8	12,3	7,0	12,8
Kujawsko-pomorskie	7,0	12,2	7,3	12,7
Lubelskie	8,0	12,3	8,3	12,8
Lubuskie	8,2	12,2	8,6	12,7
Łódzkie	6,4	12,2	6,7	12,7
Małopolskie	3,7	12,3	3,8	12,8
Mazowieckie	6,2	12,3	6,4	12,8

Tabela 5. cd.

Opolskie	8,0	12,3	8,3	12,8
Podkarpackie	2,5	12,3	2,6	12,8
Podlaskie	6,7	12,3	7,3	12,8
Pomorskie	7,4	12,3	7,7	12,8
Śląskie	5,2	12,1	5,4	12,6
Świętokrzyskie	3,7	12,3	3,8	12,8
Warmińsko-mazurskie	5,5	12,3	5,8	12,8
Wielkopolskie	7,4	12,3	7,7	12,8
Zachodniopomorskie	6,5	12,3	6,7	12,8
Polska	6,2	12,3	6,5	12,8

Źródło: opracowanie własne

Przyoranie gnojowicy w temperaturze większej (14 °C) zwiększyło emisję po 4 godzinach od aplikacji do 3,3-11 kg NH₃-N·ha⁻¹ (16,3-16,5 % TAN), zaś po 24 godzinach do 3,5-11,7 kg NH₃-N·ha⁻¹ (17,3-17,5 % TAN) (tab. 6). Redukcje emisji w stosunku do rozbryzgowej aplikacji gnojowicy osiągały wartości odpowiednio 13,5 i 12,5 % TAN.

Emisje i redukcje emisji TAN przy aplikacji gnojowicy przez węże wleczone lub węże z redlicami były nieco większe niż w przypadku płytkiego przykrycia gnojowicy glebą (tab. 6).

Najefektywniejszą praktyką pod względem redukcji emisji okazała się iniekcja gnojowicy w otwarte szczeliny (tab. 8). Praktyka ta w temperaturach 9 i 14°C zapewniała redukcję emisji odpowiednio o 64 i 60% (16,6 i 18,5 % TAN).

Tabela 6

Emisje amoniaku po przyoraniu gnojowicy, nie później niż 4 i 24 godziny od aplikacji przy temperaturze 14 °C

Województwo	Emisja amoniaku			
	po 4 godzinach (kg NH ₃ -N·ha ⁻¹)	po 4 godzinach (TAN %)	po 24 godzinach (kg NH ₃ -N·ha ⁻¹)	po 24 godzinach (TAN %)
Dolnośląskie	9,0	16,4	9,6	17,5
Kujawsko-pomorskie	9,4	16,3	10,0	17,4
Lubelskie	10,7	16,5	11,3	17,4
Lubuskie	11,1	16,4	11,7	17,3
Łódzkie	8,6	16,4	9,1	17,3
Małopolskie	4,9	16,3	5,2	17,3
Mazowieckie	8,2	16,4	8,7	17,4
Opolskie	10,7	16,5	11,3	17,4
Podkarpackie	3,3	16,5	3,5	17,5
Podlaskie	9,0	16,4	9,5	17,3
Pomorskie	9,8	16,3	10,4	17,3
Śląskie	7,0	16,5	7,4	17,4
Świętokrzyskie	4,9	16,3	5,2	17,3
Warmińsko-mazurskie	7,4	16,4	7,8	17,3
Wielkopolskie	9,8	16,3	10,4	17,3
Zachodniopomorskie	8,6	16,4	9,1	17,3
Polska	8,3	16,4	8,8	17,4

Źródło: opracowanie własne

Tabela 7

Emisje amoniaku dla gnojowicy aplikowanej poprzez węże wleczone i węże z redlicami

Województwo	Emisja amoniaku			
	Temperatura 9 °C		Temperatura 14 °C	
	(kg NH ₃ -N·ha ⁻¹)	(TAN %)	(kg NH ₃ -N·ha ⁻¹)	(TAN %)
Dolnośląskie	8,9	16,1	11,5	20,9
Kujawsko-pomorskie	9,2	16,0	12,0	20,8
Lubelskie	10,3	15,8	13,3	20,5
Lubuskie	10,6	15,7	13,8	20,4
Łódzkie	8,5	16,2	11,1	21,1
Małopolskie	5,1	17,0	6,6	22,1
Mazowieckie	8,1	16,3	10,6	21,2
Opolskie	10,3	15,8	13,3	20,5
Podkarpackie	3,5	17,3	4,5	22,6
Podlaskie	8,9	16,1	11,5	20,9
Pomorskie	9,6	16,0	12,4	20,7
Śląskie	7,0	16,5	9,1	21,5
Świętokrzyskie	5,1	17,0	6,6	22,1
Warmińsko-mazurskie	7,4	16,5	9,6	21,4
Wielkopolskie	9,6	16,0	12,4	20,7
Zachodniopomorskie	8,5	16,2	11,1	21,1
Polska	8,2	16,3	10,6	21,2

Źródło: opracowanie własne

Tabela 8

Emisje amoniaku dla gnojowicy aplikowanej poprzez iniekcję w otwarte szczeliny

Województwo	Emisja amoniaku			
	Temperatura 9 °C		Temperatura 14 °C	
	(kg NH ₃ -N·ha ⁻¹)	(TAN %)	(kg NH ₃ -N·ha ⁻¹)	(TAN %)
Dolnośląskie	5,0	9,1	6,4	11,6
Kujawsko-pomorskie	5,2	9,1	6,6	11,5
Lubelskie	5,8	9,0	7,4	11,3
Lubuskie	6,0	8,9	7,6	11,3
Łódzkie	4,8	9,2	6,1	11,6
Małopolskie	2,9	9,6	3,7	12,2
Mazowieckie	4,6	9,2	5,8	7,4
Opolskie	5,8	9,0	7,4	11,3
Podkarpackie	2,0	9,8	2,5	12,4
Podlaskie	5,0	9,1	6,4	11,6
Pomorskie	5,4	9,1	6,9	11,5
Śląskie	4,0	9,3	5,0	11,9
Świętokrzyskie	2,9	9,6	3,7	12,2
Warmińsko-mazurskie	4,2	9,3	5,3	11,8
Wielkopolskie	5,4	9,1	6,9	11,5
Zachodniopomorskie	4,8	9,2	6,1	11,6
Polska	4,6	9,2	5,9	11,4

Źródło: opracowanie własne

Podsumowanie

Emisje amoniaku w skali regionalnej zależały od dawki gnojowicy, temperatury w okresie aplikacji oraz praktyki aplikacji. W badaniach stwierdzono, że emisje w województwach były najmniejsze przy iniekcji gnojowicy w otwarte szczeliny ($2,0\text{--}7,6 \text{ kg NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$). Przyoranie gnojowicy lub płytkie jej przykrycie glebą powodowało emisje wynoszące odpowiednio $2,5\text{--}11,7$ oraz $2,8\text{--}13,2 \text{ kg NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$. Aplikacja gnojowicy przez węże wleczone i węże z redlicami powodowała emisje dość bliskie ($3,5\text{--}13,8 \text{ kg NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$) praktyce płytkiego mieszania gnojowicy z glebą. Największe emisje występowały przy rozbryzgu gnojowicy na powierzchni pola ($5,6\text{--}19,3 \text{ kg NH}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}$). Pod względem malejących wielkości redukcji emisji całkowitej zawartości azotu amonowego (% emitowanego TAN) badane praktyki można uporządkować w szereg: iniekcja w otwarte szczeliny > przyoranie gnojowicy > płytkie przykrycie gnojowicy > węże wleczone = węże z redlicami > rozbryzg gnojowicy.

Literatura

1. Asman W.A.H., Sutton M.A., Schjoerring J.K.: Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition. *New Phytologist*, 1998, **139**: 27-48.
2. Backes A.M., Aulinger A., Bieser J., Matthias V., Quante M.: Ammonia emissions in Europe, part II: How ammonia emission abatement strategies affect secondary aerosols. *Atmospheric Environment*, 2016, **126**: 153-161.
3. Baltic Slurry Acidification. Status for air quality in the Baltic Sea Region with respect to ammonia. EU Interreg Baltic Sea Region (http://www.organe.dk/docs/article-Status_for_air_quality_in_the_Baltic_Sea_Region_with_respect_to_ammonia.pdf).
4. Bittman S., Dedina M., Howard C.M., Oenema O., Sutton M.A., (eds): Options for Ammonia Mitigation: Guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen, 2014, Centre for Ecology and Hydrology, Edynburg, UK.
5. EC.: EU agricultural outlook for markets and income, 2018-2030. European Commission, DG Agriculture and Rural Development, 2018, Brussels.
6. EC.: Facts and figures on agriculture reductions as proposed under the Commission's NECD proposal. <http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/review/Facts%20and%20figures%20agriculture%20under%20the%20NEC.pdf>.
7. EEA.: NEC Directive reporting status 2018. (<https://www.eea.europa.eu/themes/air/national-emission-ceilings/nec-directive-reporting-status-2018>).
8. EEA.: European Union emission inventory report 1990-2016 under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP). EEA Report No 6/2018.
9. EMEP/EEA.: EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016. Technical guidance to prepare national emission inventories. LRTAP, EEA, 2016.
10. Erisman J.W., Bleeker A., Hensen A., Vermeulen A.: Agricultural air quality in Europe and the future perspectives. *Atmos. Environ.*, 2008, **42**: 3209-3217.
11. ETC/ACM.: Evaluating the contribution of agricultural ammonia emissions to exceedances of air quality limit values for PM, 2013.
12. Fowler D., Sutton M.A., Smith R.I., Pitcairn C.E.R., Coyle M., Campbell G., Stedman J.: Regional mass budgets of oxidized and reduced nitrogen and their relative contribution to the N inputs of sensitive ecosystems. *Environmental Pollution (Nitrogen Conference Special Issue)*, 1998, **102**: 337-342.

13. Groenestein C.M., Hutchings N.J., Haenel H.D., Amon B., Menzi H., Mikkelson M.H., Misselbrook T.H., van Bruggen C., Kupper T., Webb J.: Comparison of ammonia emissions related to nitrogen use efficiency of livestock production in Europe. *Journal of Cleaner Production*, 2019, **211**: 1162-1170.
14. Groenestein C.M., Smits M.C.J., Huijsmans J.F.M., Oenema O.: Measures to reduce ammonia emissions from livestock manures; now, soon and late. Report 488. Wageningen UR, 2011.
15. G U S.: Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 2015/2016. Warszawa, 2017.
16. G U S.: Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 2016/2017. Warszawa, 2018.
17. G U S.: Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 2017/2018. Warszawa, 2019.
18. Guthrie S., Giles S., Dunkerley F., et al.: The impact of ammonia emissions from agriculture on biodiversity. An evidence synthesis RAND Europe, The Royal Society, 2018.
19. Hafner S.D., Pacholski A., Bittman S., et al.: A flexible semi-empirical model for estimating ammonia volatilization from field-applied slurry. *Atmospheric Environment*, 2019, **199**: 474-484.
20. Lelieveld J., Evans J.S., et al.: The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. *Nature*, 525: 367-371, 17 September 2015.
21. Maurer D.L., Koziel J.A., Harmon J.D., Hoff S.J., Rieck-Hinz A.M., Andersen D.S.: Summary of performance data for technologies to control gaseous, odor, and particulate emissions from livestock operations: Air management practices assessment tool (AMPAT). *Data in Brief*, 2016, **7**: 1413-1429.
22. Seedorf J., Hartung J.: Survey of ammonia concentrations in livestock buildings. *J. Agric. Sci.*, 1999, **133**: 433-437.
23. UE. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego Rady UE 2016/2284 z dnia 14 grudnia 2016r. w sprawie redukcji krajowych emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych, zmiany dyrektywy 2003/35/WE oraz uchylenia dyrektywy 2001/81/WE. *Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej*, 17.12.2016, L344/1, PL.
24. UNECE: Framework Code for Good Agricultural Practice for Reducing Ammonia Emissions. Published by the European Commission, Directorate-General Environment on behalf of the Task Force on Reactive Nitrogen of the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, 2015, <http://www.unece.org/index.php?id=41358>.
25. Webb J., Pain B., Bittman S., Morgan J.: The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response—A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2010, **137**: 39-46.
26. WHO: Health effects of particulate matter, 2013.
27. WHO: Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP project: final technical report, 2013.

Adres do korespondencji:

prof. dr hab. Antoni Faber
Zakład Biogospodarki i Analiz Systemowych
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 4786 767
e-mail: faber@iung.pulawy.pl

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

**Piotr Skowron¹, Damian Wach¹, Tamara Jadcyszyn¹,
Przemysław Tkaczyk²**

*¹Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa –Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

*²Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie**

ANALIZA ZMIENNOŚCI SKŁADU CHEMICZNEGO NAWOZÓW NATURALNYCH W REJONIE ŚRODKOWO-WSCHODNIEJ POLSKI*

Słowa kluczowe: nawozy naturalne, azot, fosfor, Program Azotanowy

Wstęp

Nawozy naturalne są nieodłącznym elementem zrównoważonego rolnictwa, a ich wykorzystanie w nawożeniu roślin powoduje częściowy odzysk pierwiastków biogenicznych oraz zamykanie ich obiegu w agroekosystemie. Prawidłowe gospodarowanie nawozami naturalnymi ma duże znaczenie produkcyjne i ekonomiczne, ponieważ przyczynia się do poprawy żyzności i urodzajności gleby, oraz uzyskania wysokich plonów (2, 15). Co więcej, pozwala zmniejszyć udział nawożenia mineralnego w bilansie składników pokarmowych i zredukować koszty produkcji roślinnej. Niestety, nieumiejętne, nieracjonalne i niezgodne z zasadami stosowanie nawozów naturalnych, może stanowić duże zagrożenie dla środowiska, ze względu na niepożądane emisje składników pokarmowych do wód i atmosfery, głównie związków azotu i fosforu (3, 13, 14).

Pierwiastki biogeniczne trafiające do środowiska wodnego przyczyniają się do niekontrolowanego nasilenia eutrofizacji wód. Zjawisko to jest skutkiem bardzo intensywnego rozwoju fitoplanktonu i sinic w wodach zasobnych w azot i fosfor, co powoduje zakłócenie równowagi ekosystemu, a w konsekwencji jego degradację. Zjawisku eutrofizacji towarzyszy rozkład dużej masy obumierających organizmów. Wiąże się to z wydzielaniem dużych ilości tlenu węgla (IV) i siarkowodoru. Zużywane są również duże ilości tlenu, którego niedobór hamuje rozwój innych organizmów wodnych. W efekcie następuje zmniejszenie bioróżnorodności, aż do całkowitego obumierania ekosystemów wodnych. Mogą pojawiać się także szczepy

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

sinic wydzielające toksyny szkodliwe dla zdrowia ludzi i zwierząt, a wody nadmiernie zeutrofizowane tracą swoje walory użytkowe i rekreacyjne (6).

Nawozy naturalne dobrze spełniają swoje role, dostarczając składniki pokarmowe dla roślin uprawnych. Właściwe zarządzanie nimi opiera się na bilansowaniu składników z uwzględnieniem równoważników nawozowych, wsparte regularnymi analizami zasobności gleby i zawartości podstawowych pierwiastków biogenicznych w stosowanych nawozach naturalnych (8, 9). Istotnymi elementami gospodarowania nawozami naturalnymi są ograniczenia prawne wynikające z wymagań dotyczących redukcji emisji pierwiastków biogenicznych do wód i atmosfery oraz zalecenia dobrej praktyki rolniczej (5). Ważną rolę ogrywają również relacje pomiędzy składnikami pokarmowymi znajdującymi się w nawozach naturalnych, które nie zawsze są optymalne dla różnych roślin.

Ważnym aspektem wykorzystania nawozów naturalnych w rolnictwie jest ich wpływ na zawartość i stan substancji organicznej w glebie. Optymalnie stosowane nawozy naturalne pozwalają utrzymać dodatni jej bilans, utrzymać glebę w dobrej kulturze i zapobiec degradacji. W Polsce mamy do czynienia z wysokim udziałem gleb lekkich i bardzo lekkich w przestrzeni rolniczej (65%), które charakteryzują się niską i średnią zawartością materii organicznej (<2%). Tak więc, racjonalna gospodarka nawozami naturalnymi ma w naszym kraju szczególne znaczenie (4, 10, 12).

Ograniczenia dotyczące azotu i fosforu wnoszonego w postaci nawozów naturalnych

Limity dotyczące azotu wprowadzanego w postaci nawozów naturalnych na użytki rolne funkcjonują na obszarze całej Unii Europejskiej (UE) i wynikają one z implementacji ramowej Dyrektywy Wodnej i Dyrektywy Azotanowej EU. W Polsce obecnie obowiązującym aktem prawnym określającym maksymalną dopuszczalną roczną dawkę azotu w formie nawozów naturalnych, jaką można wykorzystać rolniczo, jest ustawa Prawo Wodne (17). Aktem wykonawczym do tej ustawy jest obowiązujące od 12.07.2018 r. rozporządzenie Rady Ministrów "Program działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu" (Program Azotanowy); (11). W Programie Azotanowym zawarte zostały m.in. dawki i sposoby nawożenia azotem (w tym limit $170 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ użytków rolnych, pochodzący z nawozów naturalnych) oraz zasady stosowania i przechowywania nawozów naturalnych.

W ostatnich latach szczególną uwagę zwraca się również na fosfor, który jest wnoszony do gleby w znaczących ilościach wraz z nawozami naturalnymi. Związane jest to z ograniczoną dostępnością jego źródeł oraz brakiem możliwości odzysku tego pierwiastka ze źródeł oceanicznych, co wymaga bardzo efektywnego gospodarowania jego zasobami i ograniczania strat. Jednym z działań podejmowanych w tej kwestii jest ograniczanie nawożenia fosforem na gruntach rolnych. W chwili obecnej nie obowiązuje żadna dyrektywa europejska ani inna regulacja EU dotycząca stosowania fosforu w rolnictwie. Niemniej niektóre kraje i regiony europejskie mają już

ustawodawstwo, które ogranicza nawożenie fosforem. Większość tego prawodawstwa dotyczy wdrożenia dyrektywy azotanowej (91/676/ EWG) w zakresie krajowych planów działania, ramowej Dyrektywy Wodnej (2000/60/IEC) w zakresie planów gospodarowania wodami w dorzeczu i dyrektywy w sprawie emisji przemysłowych (2010/75/UE) (1, 7).

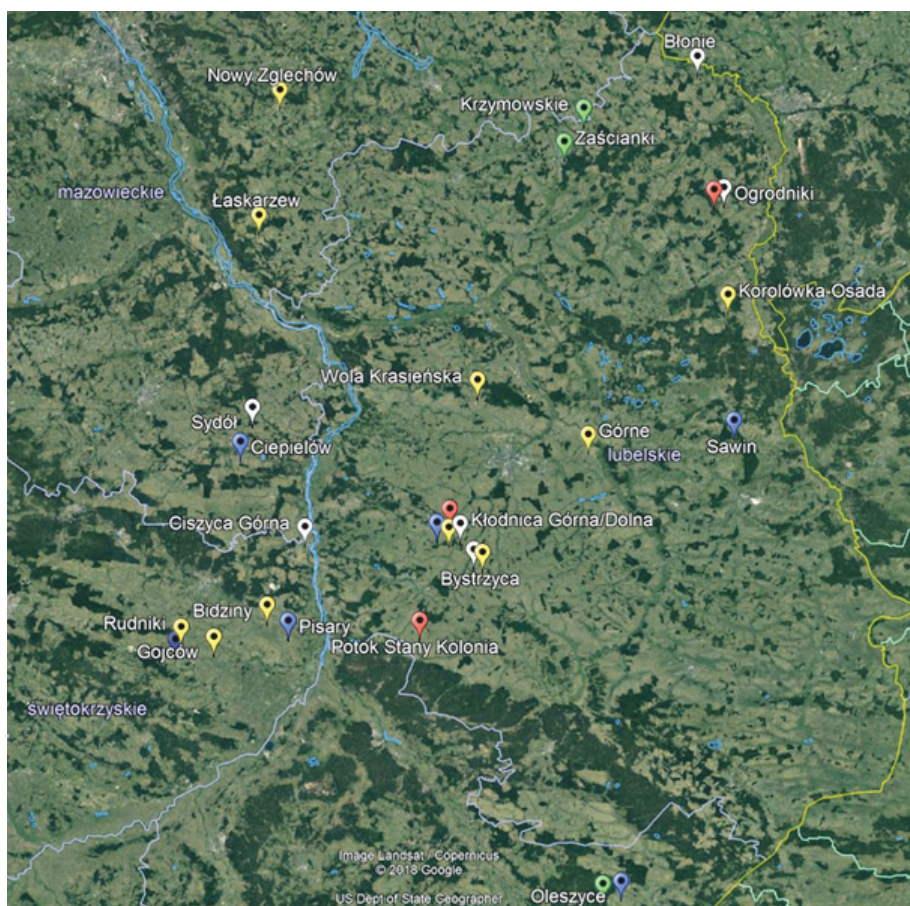
Zmniejszenie nawożenia fosforem, szczególnie za pomocą nawozów naturalnych, postuluje od wielu lat Komisja Helsińska (Helcom). Załącznik III Konwencji Helsińskiej z 1992 roku wprowadził zalecenie dotyczące opracowania w krajach, które są jej sygnatariuszami, wytycznych wraz z zaleceniami dotyczącymi ograniczenia ilości stosowanego fosforu pochodzącego z nawozów naturalnych na użytkach rolnych. Według tego załącznika ilość fosforu wnoszona z nawozami naturalnymi pochodzenia zwierzęcego, w tym również z odchodami pozostawianymi przez zwierzęta na pastwiskach, nie powinna przekraczać 25 kg P na jeden hektar użytków rolnych (UR) rocznie.

Poprawę wykorzystania fosforu w krajach zlewiska Morza Bałtyckiego ma powodować także przygotowywana Strategia Odzysku Biogenów, która jest obecnie na etapie opracowywania i konsultacji. Spośród państw Helcom oficjalne normy prawne dotyczące fosforu zostały opracowane w Szwecji, Finlandii, Estonii i Niemczech. W Danii, Litwie, Łotwie i w Polsce istnieją jedynie zalecenia w zakresie nawożenia fosforem.

Celem pracy było porównanie zawartości azotu w próbkach nawozów naturalnych pobranych w różnych gospodarstwach prowadzących produkcję zwierzęcą w różnych systemach utrzymania, z wartościami tabelarycznymi obowiązującymi w Polsce po wprowadzeniu Programu Azotanowego. Na podstawie uzyskanych danych przeprowadzono również analizę, jaki wpływ na ilość stosowanych nawozów naturalnych i wielkość wnoszonych za ich pomocą ilości azotu i fosforu będzie miało jednoczesne funkcjonowanie stałych limitów 170 kg N·ha⁻¹ i 25 kg P·ha⁻¹ użytków rolnych. Praca stanowi studium przypadku, rozszerzając zakres wiedzy w zakresie zawartości pierwiastków biogenicznych w nawozach naturalnych.

Metodyka

Próbki nawozów naturalnych pobrano w 30 gospodarstwach rolnych położonych w 21 gminach na obszarze południowo-wschodniej Polski, tj. w województwach: lubelskim, mazowieckim, świętokrzyskim i podkarpackim (rys. 1). Do analizy wybrano gospodarstwa prowadzące produkcję zwierzęcą w czterech najczęściej występujących kierunkach: bydło opasowe, bydło mleczne, trzoda chlewna i drób. Uwzględniono główne grupy nawozów naturalnych występujące w Polsce: obornik z obory głębokiej, obornik z obory płytkiej, gnojowica i pomiot ptasi. Kryterium celowego wyboru gospodarstw oprócz lokalizacji i poziomu produkcji, była także wcześniejsza współpraca rolników z ośrodkami doradztwa rolniczego, stacjami chemiczno-rolniczymi i instytucjami naukowymi.



Rysunek 1. Lokalizacja przestrzenna punktów pobierania próbek nawozów naturalnych:

-  - bydło opasowe, obornik,
-  - bydło mleczne, obornik,
-  - trzoda chlewna, obornik,
-  - trzoda chlewna, gnojowica,
-  - drób, pomiot

Źródło: opracowanie własne

Pobieranie próbek nawozów naturalnych było wykonywane zgodnie z Polskimi Normami (PN) i opracowanymi na ich podstawie instrukcjami przez Okręgowe Stacje Chemiczno-Rolnicze (OSChR).

Gnojowica: Polska Norma PN-B-12098:1997 – Gnojowica. Pobieranie próbek.

Obornik, pomiot: Polska Norma PN-R-04006:2000 – Nawozy organiczne.
Pobieranie próbek obornika i kompostu.

Do przechowywania próbek wykorzystano jałowe pojemniki z tworzywa sztucznego. Podczas transportu i przechowywania próbek utrzymywano warunki chłodnicze. Analizy chemiczne dostarczonych próbek wykonane zostały w akredytowanym laboratorium Okręgowej Stacji Chemiczno-Rolniczej w Warszawie, tak szybko jak to możliwe, zgodnie z obowiązującymi tam zasadami.

Analizy zostały przeprowadzone zgodnie z procedurami badawczymi zawartymi w katalogu metod OSChR w Warszawie:

N	– metoda miareczkowa (Kjeldahla)	PB 59 ed.2	09.03.2015
P	– metoda spektrofotometryczna	PB 45 ed.4	14.02.2011
K	– metoda FAAS	PB 46 ed.4	14.02.2011
Mg	– metoda FAAS	PB 48 ed.4	14.02.2011
Ca	– metoda FAAS	PB 47 ed.4	14.02.2011
N-NH ₄	– metoda miareczkowa	PB 50 ed.2	15.10.2009
Na	– metoda FAAS	PB 57 ed.3	16.01.2018
s.m. 105°C	– metoda wagowa	PB 60 ed.1	05.01.2015
Cu, Zn, Fe, Mn, Mo, B, S	– metoda ICP-OES	PB 49 ed.5	16.01.2018
Subst. Org.	– metoda wagowa	PB 42 ed.3	15.10.2009
C-org	– metoda miareczkowa	PB 01 ed.4	15.10.2009

W publikacji wykorzystano odpowiednie części tabeli opublikowanej w załączniku 6. do Programu Azotanowego (tab. 1). Załącznik ten został opracowany na podstawie ekspertyzy przygotowanej w roku 2012 przez Instytut Zootechniki – Państwowy Instytut Badawczy (IZ-PIB). Ekspertyza ta powstała z przetworzenia obszernej bazy danych IZ-PIB dotyczącej produkcji zwierzęcej i jej oddziaływania na środowisko, a rozbudowana i szczegółowa metodyka nie budzi wątpliwości.

Tabela 1

Średnia zawartość azotu w zależności od gatunku zwierzęcia gospodarskiego, jego wieku i wydajności oraz systemu utrzymywania zwierząt gospodarskich.

Gatunek/grupa technologiczna zwierząt	System utrzymania			
	Głęboka ściółka	Płytka ściółka		Bezściółkowo
	Obornik	Obornik	Gnojówka	Gnojowica/ pomiot/ odchody
	kg N·t ⁻¹	kg N·t ⁻¹	kg N·m ⁻³	kg N·t ⁻¹ lub m ⁻³
Bydło				
Buhaje	3,1	3,3	3,4	3,5
Krowy mleczne	2,6-3,7	2,8-4,0	2,7-3,8	3,4-4,5
Jałówki cielne	3,0	3,2	3,1	3,4
Jałówki powyżej 1 roku życia	2,8	2,8	2,7	2,9
Jałówki od ½ do 1 roku życia	3,4	3,5	3,7	4,7
Cielęta do ½ roku życia	3,8	2,8	3,2	3,2
Bydło opasowe od ½ do 1 roku	2,6	3,1	3,4	4,5
Bydło opasowe powyżej 1 roku	3,0	2,7	2,9	3,2
Trzoda chlewna				
Knury	3,1	3,1	3,3	3,6
Lochy	3,9	4,0	4,2	4,3
Warchlaki od 2 do 4 miesięcy życia	2,9	1,5	0,8	3,0
Prosięta do 2 miesięcy życia	1,8	0,9	0,4	2,0
Tuczniki	4,2	4,4	4,6	4,6
Drób				
Kury nieśne	20,7			22,4
Kury mięsne	20,7			21,6
Kury do 20 tygodnia	15,7			-
Brojlery kurze	24,7			-

Źródło: Walczak i in., 2012 (18)

Zawartość azotu w badanych próbkach, a obowiązujące wartości tabelaryczne

W przeprowadzonej analizie nawozów naturalnych z badanych gospodarstw porównano zawartość azotu w pobranych próbkach i obowiązujące standardy wykorzystywane do obliczania dawek nawozów naturalnych, zapisanych w Programie Azotanowym. Zawartości azotu w próbkach nawozów naturalnych były w większości przypadków wyższe od zawartości dla poszczególnych grup zwierząt, określonych w załączniku 6 do Programu Azotanowego (tab. 1).

W tabeli 2 i 3 przedstawiono zawartości głównych makroskładników i suchej masy w nawozach naturalnych pochodzących z różnych systemów utrzymania bydła opasowego i krów mlecznych. W przypadku bydła opasowego gdzie obornik z głębokiej ściółki powinien zawierać w zależności od grup zwierząt od 2,6 do 3,0 kg N·t⁻¹ (tab. 1), uzyskano wyniki ponad 3 krotnie wyższe, w zakresie 7,6-9,6 kg N·t⁻¹ przy średniej 8,55 kg N·t⁻¹ (tab. 2). Analogiczna sytuacja występowała w oborniku z płytkiej ściółki, gdzie tabelaryczny zakres 2,7-3,1 kg N·t⁻¹ (tab. 1) był niższy, porównując z uzyskanymi wynikami mieszczącymi się w przedziale 5,3-9,8 kg N·t⁻¹ przy średniej 7,30 kg N·t⁻¹ (tab. 2). Dla krów mlecznych porównanie wypada bardzo podobnie z nieznacznie mniejszą różnicą – głęboka ściółka: zakres referencyjny 2,6-3,7 kg N·t⁻¹ (tab. 1) przy uzyskanych wynikach 5,5-6,4 kg N·t⁻¹ (średnia 6,20 kg N·t⁻¹), ściółka płytka: 2,8-4,0 kg N·t⁻¹ w stosunku do 4,1-6,8 kg N·t⁻¹ (średnia 5,38 kg N·t⁻¹); (tabela 3).

Tabela 2
Zawartość makroelementów oraz suchej masy w nawozie naturalnym w zależności od grupy zwierząt i systemu utrzymania – bydło opasowe, obornik, głęboka ściółka, płytka ściółka

Kod gospodarstwa	kg·t ⁻¹ świeżej masy					%
	N	N-NH ₄	P	K	Mg	
1	7,60	1,04	1,00	3,60	1,40	23,53
2	9,60	0,21	1,90	9,90	1,80	26,44
8	8,00	2,78	1,50	7,20	1,20	25,83
22	9,00	2,34	2,00	4,00	1,60	27,80
$\bar{x}$ głęboka ściółka	8,55	1,59	1,60	6,18	1,50	25,90
5	5,30	0,90	1,00	3,20	0,60	21,12
18	6,80	1,82	1,10	6,80	1,60	24,73
27	9,80	0,20	1,60	5,80	2,80	27,85
$\bar{x}$ płytka ściółka	7,30	0,97	1,23	5,27	1,67	24,57
$\bar{x}$	8,01	1,33	1,44	5,79	1,57	25,33

Źródło: opracowanie własne

Tabela 3

Zawartość makroelementów oraz suchej masy w nawozie naturalnym w zależności od grupy zwierząt i systemu utrzymania – krowy mleczne, obornik, głęboka ściółka, płytka ściółka

Kod gospodarstwa	kg t ⁻¹ świeżej masy					%
	N	N-NH ₄	P	K	Mg	s. m.
12	6,40	1,07	2,20	9,20	2,20	28,08
16	5,50	0,40	2,10	8,10	2,10	19,33
17	5,80	1,30	1,00	5,20	1,20	20,59
29	7,10	1,70	1,90	9,70	2,00	25,38
$\bar{x}$ głęboka ściółka	6,20	1,12	1,80	8,05	1,88	22,67
3	4,10	1,44	0,80	2,90	0,70	12,16
4	5,00	1,90	0,90	2,80	1,10	16,56
7	4,70	0,83	1,30	3,60	1,30	17,24
15	6,80	0,50	2,10	7,60	2,30	20,07
28	6,30	0,37	2,10	6,60	2,00	23,77
$\bar{x}$ płytka ściółka	5,38	1,01	1,44	4,70	1,48	17,96
$\bar{x}$	5,74	1,06	1,60	6,19	1,66	20,35

Źródło: opracowanie własne

Zawartość azotu w oborniku pochodzącym z chlewni tuczników zawierała się w bardzo szerokim zakresie od 3,9 do 17,7 kg N t⁻¹ (średnio 9,5 kg N t⁻¹) (tab. 4). Zakres zawartości określony dla tej grupy zwierząt w Programie Azotanowym, przy tych sposobach utrzymania wynosi od 4,2 kg N t⁻¹ do 4,4 kg N t⁻¹ (tab. 1). Jedynie w przypadku jednego gospodarstwa (kod gospodarstwa 25, tabela 4), zanotowano niższą zawartość azotu, w pozostałych przypadkach obserwowano zawartości znacznie wyższe. Natomiast rozpatrując zawartość azotu w gnojowicy pochodzącej od tuczników (tab. 5) zwraca uwagę wyraźna zbieżność wyników analiz laboratoryjnych z danymi tabelarycznymi – 4,6 kg N t⁻¹ (tab. 1), natomiast w badanych próbkach uzyskano zawartości w zakresie 4,0-7,2 kg N t⁻¹ (średnia 4,87 kg N t⁻¹).

Tabela 4

Zawartość makroelementów oraz suchej masy w nawozie naturalnym w zależności od grupy zwierząt i systemu utrzymania – tuczniki, obornik

Kod gospodarstwa	kg t ⁻¹ świeżej masy					%
	N	N-NH ₄	P	K	Mg	s. m.
9	11,00	6,76	2,00	8,50	1,70	25,96
25	3,90	0,26	0,90	4,40	1,10	15,68
26	5,40	1,35	3,80	8,00	2,40	31,94
30	17,70	3,98	10,30	18,70	5,10	44,86
$\bar{x}$	9,50	3,09	4,25	9,90	2,58	29,61

Źródło: opracowanie własne

Tabela 5
Zawartość makroelementów oraz suchej masy w nawozie naturalnym w zależności od grupy zwierząt i systemu utrzymania – tuczniaki, gnojowica

Kod gospodarstwa	kg t ⁻¹ świeżej masy					%
	N	N-NH ₄	P	K	Mg	s. m.
6	4,00	1,72	2,60	0,70	2,00	10,26
14	5,60	3,75	1,20	3,00	0,90	3,14
19	6,00	3,18	6,70	1,30	3,60	12,22
21	5,60	5,52	1,20	4,20	0,60	2,98
23	5,20	3,05	3,30	1,80	1,50	9,28
24	7,20	5,36	1,80	3,80	1,10	9,96
$\bar{x}$	4,87	3,25	2,53	2,17	1,45	6,47

Źródło: opracowanie własne

Ostatnią rozpatrywaną grupą zwierząt był drób. W pomiole ptasim, podobnie jak w przypadku gnojowicy, uzyskano potwierdzenie aktualnie obowiązujących wskaźników mieszczących się w zakresie od 15,7 do 24,7 kg N·t⁻¹ (tab. 1) zależnie od grupy drobiu, w porównaniu do wyników otrzymanych w badaniach zawartości azotu w gospodarstwach rolnych, które mieściły się w przedziale: 14,1-28,5 kg N·t⁻¹ (średnio: 19,53 kg N·t⁻¹); (tabela 6).

Tabela 6
Zawartość makroelementów oraz suchej masy w nawozie naturalnym w zależności od grupy zwierząt i systemu utrzymania – drób, pomiot

Kod gospodarstwa	kg·t ⁻¹ świeżej masy					%
	N	N-NH ₄	P	K	Mg	s. m.
10	14,10	2,44	6,20	26,80	4,20	45,84
11	28,50	7,40	6,30	17,60	4,50	63,92
20	16,00	2,24	7,80	14,80	5,60	39,50
$\bar{x}$	19,53	4,03	6,77	19,73	4,77	49,75

Źródło: opracowanie własne

Reasumując, największe rozbieżności pomiędzy zgromadzonymi danymi dotyczącymi zawartości azotu a wartościami tabelarycznymi zalecanymi do wyliczania dawek nawozów naturalnych według obowiązujących w Polsce przepisów prawnych, stwierdzono w przypadku obornika bydła i trzody chlewnej, zarówno w systemie utrzymania na ściółce głębokiej, jak i płytkej. Może to świadczyć o konieczności weryfikacji tych wskaźników na podstawie dodatkowych badań opartych na znacznie większej zbiorowości gospodarstw utrzymujących zwierzęta w systemie obornikowym. Należy zauważyć, że obornik jest nawozem w mniejszym stopniu zhomogenizowanym niż na przykład gnojowica, co wymaga należytego uwzględnienia przy technice pobierania prób. Istotna wydaje się też zmienność rodzaju ściółki

używanej w poszczególnych gospodarstwach, która również wpływać może na skład chemiczny nawozu naturalnego. Zawartości azotu w gnojowicy trzody chlewnej i pomiole ptasim okazały się zbliżone do wartości tabelarycznych rekomendowanymi w Programie Azotanowym.

Jednoczesne funkcjonowanie limitu azotu i fosforu

W analizie zwrócono również szczególną uwagę na zawartość azotu i fosforu oraz ich wzajemnych relacji z uwzględnieniem jednoczesnego funkcjonowania limitu maksymalnej dawki azotu $170 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ i fosforu $25 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ wprowadzonej w nawozach naturalnych. Ograniczenie dawki fosforu zostało zapisane w Aneksie 3. Konwencji Helsińskiej w celu ustanowienia tego limitu w krajach zlewiska Morza Bałtyckiego i osiągnięcia założeń dotyczących poprawy jego stanu. Niezbędne staje się więc określenie, w jaki sposób jednoczesne występowanie dwóch limitów podstawowych składników pokarmowych wpłynie na dawki stosowanych nawozów naturalnych.

W tym celu porównano dawki nawozów naturalnych wyliczone na podstawie limitu $170 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ i dawki nawozów naturalnych wyliczone na podstawie limitu $25 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ dla poszczególnych gatunków zwierząt i sposobów ich utrzymania (tabele 7-11).

Przy ustaleniu dawki nawozu naturalnego, którą można zastosować na użytki rolne według maksymalnej dawki fosforu $25 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$, pozostawała ona w bardzo szerokim zakresie od $2,43 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ w przypadku obornika pochodzącego z chowu tuczników (tab. 9), do $31,25 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ w przypadku obornika z utrzymywanych krów mlecznych (tab. 8). Jeżeli dawki nawozu określono w oparciu o limit azotu $170 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ilości te mieściły się w zakresie od $5,96 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (tab. 11) dla pomiotu do $43,59 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ dla obornika pochodzącego z chowu tuczników (tab. 9). Z punktu widzenia praktyki rolniczej bardziej istotne wydaje się porównanie jak te dwa limity będą wpływały na dawkę w obrębie tego samego nawozu naturalnego. Limit fosforu ogranicza możliwą do zastosowania dawkę nawozów naturalnych od $1,72 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ w przypadku obornika bydła opasowego (tab. 7), nawet do $32,88 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ w przypadku gnojowicy pochodzącej z chowu tuczników (tab. 10). Tylko w jednym przypadku limit azotu okazał się bardziej restrykcyjny od limitu fosforu (tab. 7).

Tabela 7

Dawki nawozu naturalnego wyliczone na podstawie limitu 170 kg N·ha⁻¹ i 25 kgP ha⁻¹ –
bydło opasowe, obornik

Kod gospodarstwa	Dawka nawozu limit P	Dawka nawozu limit N	Dawka nawozu limit P - N
	t·ha ⁻¹	t·ha ⁻¹	t·ha ⁻¹
1	25,00	22,37	2,63
2	13,16	17,71	-4,55
5	25,00	32,08	-7,08
8	16,67	21,25	-4,58
18	22,73	25,00	-2,27
22	12,50	18,89	-6,39
27	15,63	17,35	-1,72
$\bar{x}$	18,67	22,09	-3,42

Źródło: opracowanie własne

Tabela 8

Dawki nawozu naturalnego wyliczone na podstawie limitu 170 kg N·ha⁻¹ i 25 kg P·ha⁻¹ –
krowy mleczne, obornik

Kod gospodarstwa	Dawka nawozu limit P	Dawka nawozu limit N	Dawka nawozu limit P - N
	t·ha ⁻¹	t·ha ⁻¹	t·ha ⁻¹
3	31,25	41,46	-10,21
4	27,78	34,00	-6,22
7	19,23	36,17	-16,94
12	11,36	26,56	-15,20
15	11,90	25,00	-13,10
16	11,90	30,91	-19,00
17	25,00	29,31	-4,31
28	11,90	26,98	-15,08
29	13,16	23,94	-10,79
$\bar{x}$	18,17	30,48	-12,32

Źródło: opracowanie własne

Tabela 9

Dawki nawozu naturalnego wyliczone na podstawie limitu $170 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ i $25 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$ – tuczniaki, obornik

Kod gospodarstwa	Dawka nawozu limit P	Dawka nawozu limit N	Dawka nawozu limit P - N
	$\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$	$\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$	$\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$
9	12,50	15,45	-2,95
25	27,78	43,59	-15,81
26	6,58	31,48	-24,90
30	2,43	9,60	-7,18
$\bar{x}$	12,32	25,03	-12,71

Źródło: opracowanie własne

Tabela 10

Dawki nawozu naturalnego wyliczone na podstawie limitu $170 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ i $25 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$ – tuczniaki, gnojowica

Kod gospodarstwa	Dawka nawozu limit P	Dawka nawozu limit N	Dawka nawozu limit P - N
	$\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$	$\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$	$\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$
6	9,62	42,50	-32,88
14	20,83	30,36	-9,52
19	3,73	28,33	-24,60
21	20,83	30,36	-9,52
23	7,58	32,69	-25,12
24	13,89	23,61	-9,72
$\bar{x}$	12,75	31,31	-18,56

Źródło: opracowanie własne

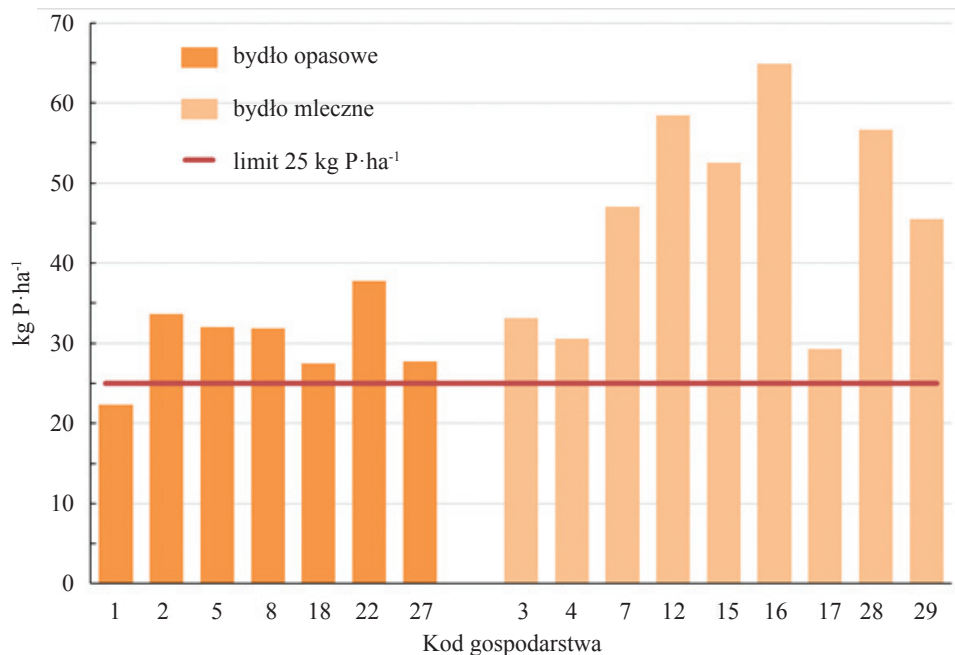
Tabela 11

Dawki nawozu naturalnego wyliczone na podstawie limitu $170 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ i $25 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$ – drób, pomiot

Kod gospodarstwa	Dawka nawozu limit P	Dawka nawozu limit N	Dawka nawozu limit P - N
	$\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$	$\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$	$\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$
10	4,03	12,06	-8,02
11	3,97	5,96	-2,00
20	3,21	10,63	-7,42
$\bar{x}$	3,74	9,55	-5,81

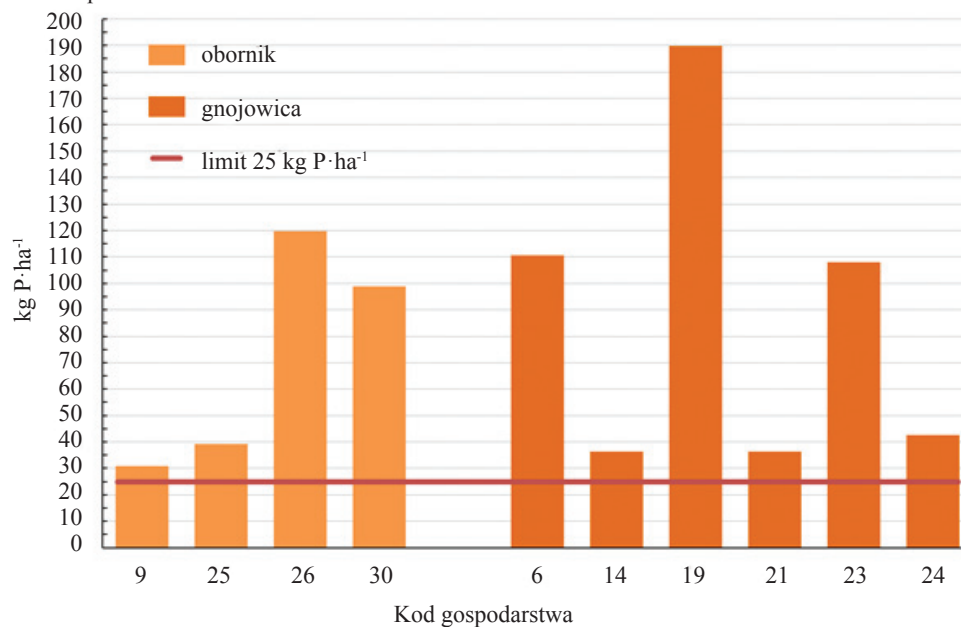
Źródło: opracowanie własne

W pracy porównano również ilość azotu i fosforu, który będzie wprowadzony wraz z dawką nawozu naturalnego określoną na podstawie limitu $170 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$, oraz limitu $25 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ (rys. 2-6), co pokazuje szacunkowe obciążenie środowiska dwoma kluczowymi pierwiastkami biogenicznymi. Analizując dane z rozpatrywanych gospodarstw, praktycznie w każdym przypadku po zastosowaniu maksymalnej dawki azotu obserwowano przekroczenie 25-kilogramowego limitu fosforu, wprowadzając ładunek P w zakresie od 27,5 do $189,8 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (rys. 2, 3, 4).



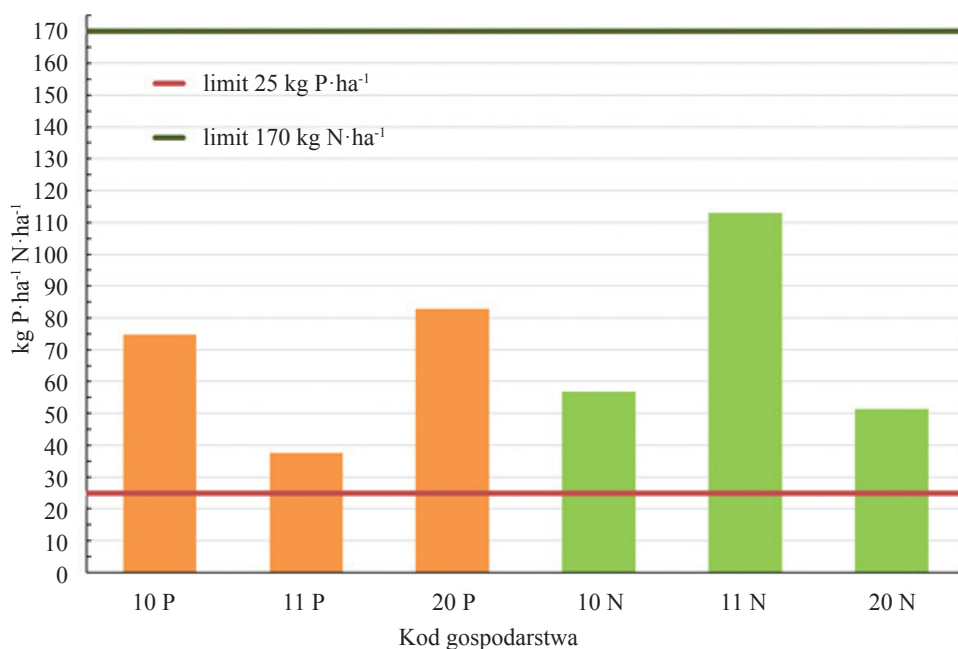
Rysunek 2. Ilość fosforu całkowitego wprowadzonego wraz z obornikiem bydła opasowego i mlecznego z różnych gospodarstw, przy wykorzystaniu maksymalnej dopuszczalnej dawki azotu (170 kg N·ha⁻¹)

Źródło: opracowanie własne



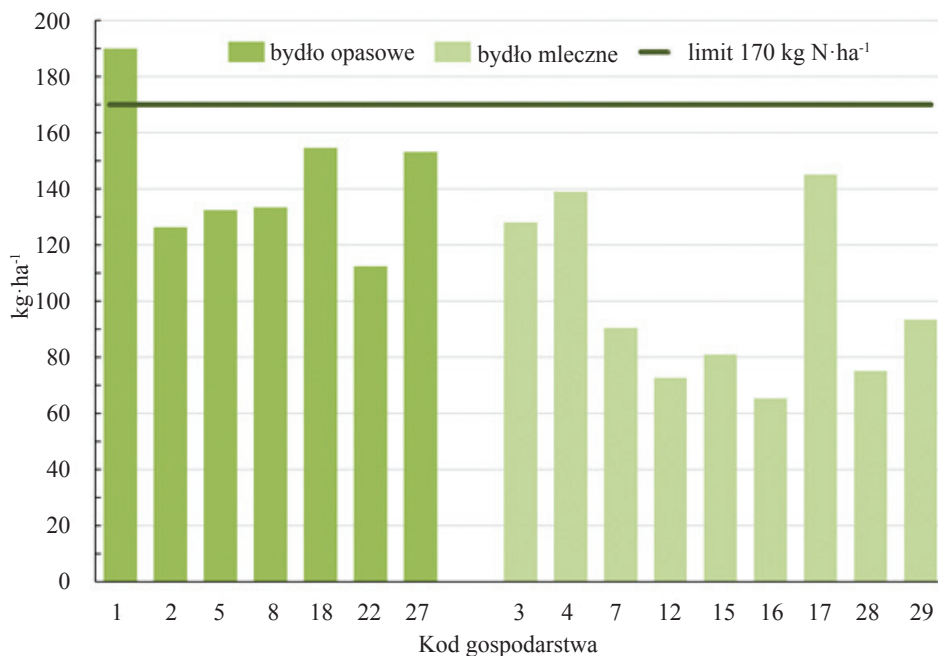
Rysunek 3. Ilość fosforu całkowitego wprowadzonego wraz z obornikiem i gnojowicą trzody chlewnej z różnych gospodarstw przy wykorzystaniu maksymalnej dopuszczalnej dawki azotu (170 kg N·ha⁻¹)

Źródło: opracowanie własne



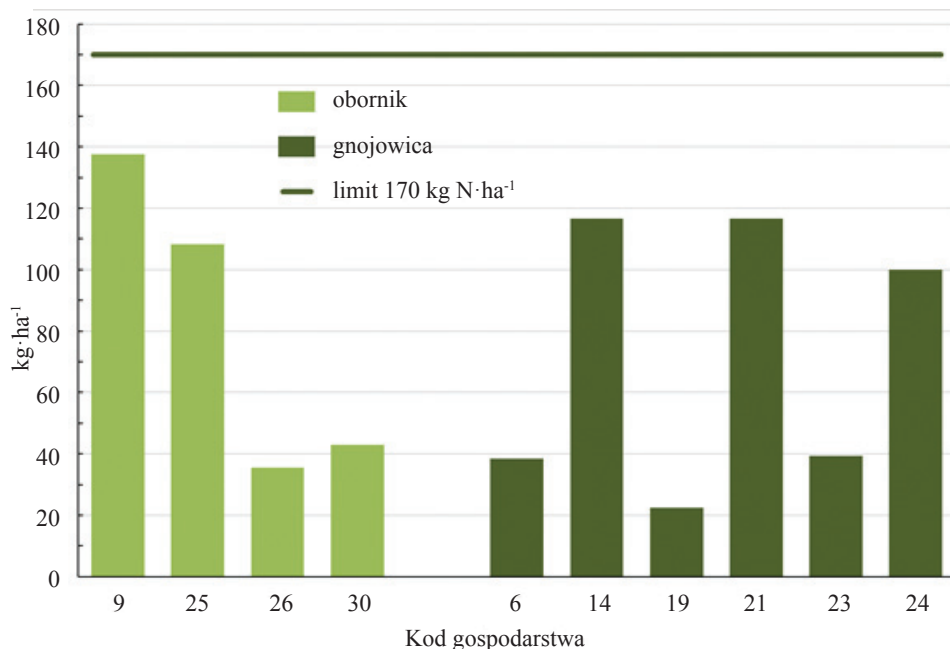
Rysunek 4. Ilość fosforu całkowitego (P) i azotu całkowitego (N) wprowadzonego wraz z pomiotem ptasim z różnych gospodarstw przy wykorzystaniu maksymalnej dopuszczalnej dawki azotu ($170 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$) i fosforu ($25 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$)

Źródło: opracowanie własne



Rysunek 5. Ilość azotu całkowitego wprowadzonego wraz z obornikiem bydła opasowego i mlecznego z różnych gospodarstw, przy wykorzystaniu maksymalnej dopuszczalnej dawki fosforu ($25 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$)

Źródło: opracowanie własne



Rysunek 6. Ilość azotu całkowitego wprowadzonego wraz z obornikiem i gnojowicą trzody chlewnej z różnych gospodarstw, przy wykorzystaniu maksymalnej dopuszczalnej dawki fosforu ($25 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$)
 Źródło: opracowanie własne

Najmniejsze przekroczenia występowały w przypadku obornika bydła opasowego od 2,5 do $12,8 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$, nieco większe w przypadku obornika bydła mlecznego ($4,3\text{--}39,9 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$) i pomiotu ptasiego ($12,6\text{--}57,9 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$). Największe natomiast obserwowano w przypadku obornika ($5,9\text{--}94,6 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$) i gnojowicy pochodzących z hodowli tuczników ($11,4\text{--}164,8 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$).

Analizując sytuację odwrotną, tj. gdy stosujemy limit w postaci $25 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ (rys. 4, 5, 6) obserwujemy, że tylko w jednym przypadku - próbka obornika bydła opasowego (rys. 5) powodowała przekroczenie maksymalnej dopuszczalnej dawki azotu ($190 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$).

Wyraźnie zatem widać, że wprowadzenie limitu fosforu $25 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ spowoduje znaczące zmniejszenie możliwej dawki nawozów naturalnych, jaką rolnik będzie mógł zastosować na swoich polach. Biorąc pod uwagę rozpatrywane w tabelach 7-11 przypadki, dawkę tę będzie należało zredukować średnio o połowę. Dużym wyzwaniem dla rolnika pozostaje kwestia zarządzania nawozami naturalnymi, ponieważ aby wykorzystać nawóz naturalny wyprodukowany w obrębie gospodarstwa niezbędne będzie posiadanie znacznie większej powierzchni pól (zgodnie z ustawą o nawozach i nawożeniu 70% nawozów musi być wykorzystana na własnych polach), eksportowanie (sprzedaż) nawozów naturalnych poza gospodarstwo czy też ich przetwarzanie lub nawet ograniczenie produkcji zwierzęcej (16). W efekcie będzie to wpływało na wzrost kosztów produkcji, jakie gospodarstwo będzie musiało ponosić na zakup stosowanych nawozów mineralnych (w celu uzupełnienia składników pokarmowych w glebie), czy też na przetwarzanie lub dystrybucję nawozów naturalnych do innych odbiorców

(paliwo, czas, logistyka). Pogorszy to też konkurencyjność gospodarstw w stosunku do krajów, w których takie limity nie będą obowiązywać i istotnie wpłynie na rynek żywnościowy Polski i Unii Europejskiej. Co więcej, sytuacja ta stoi w sprzeczności z założeniami strategii odzysku pierwiastków biogenicznych, która obecnie powstaje w Unii Europejskiej i ma na celu jak największy odzysk składników pokarmowych, przede wszystkim z nawozów naturalnych.

Podsumowanie

Racjonalne gospodarowanie nawozami naturalnymi ma istotny wpływ na kształtowanie i utrzymanie żyzności gleby. Bardzo ważne dla ochrony środowiska jest jednak przestrzeganie zasad dobrej praktyki rolniczej, a szczególną uwagę należy zwracać przy ustalaniu dawek stosowanych nawozów naturalnych, które w miarę możliwości powinny być obliczane na podstawie rzeczywistych analiz zawartości azotu i fosforu. Potwierdzają to znaczące różnice w zawartości azotu, jakie zaobserwowano w przypadku niektórych grup użytkowych zwierząt, między badanymi próbkami z nawozów naturalnych, a obowiązującymi standardami, szczególnie jeśli chodzi o obornikowy system utrzymania zwierząt. Pomimo, iż obowiązujące w Programie Azotanowym zawartości azotu w nawozach naturalnych zostały określone na podstawie dużej bazy danych w referencyjnych warunkach żywienia i utrzymania, w niedalekiej przyszłości wskazane byłoby ich uzupełnienie i aktualizowanie, żeby lepiej je dopasować do niestandardowych warunków panujących w wielu gospodarstwach.

Wprowadzenie w przyszłości dodatkowych ograniczeń w postaci bezwzględnego limitu fosforu na poziomie $25 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ w nawozach naturalnych budzi poważne wątpliwości. Jednak biorąc pod uwagę wysokie ilości fosforu wprowadzane z niektórymi nawozami naturalnymi, wyraźnie widać potrzebę ustalenia rocznej maksymalnej dawki P. Z przedstawionej analizy wynika, że powinna być ona wyznaczona, jako średnia na przestrzeni kilku lat (3-5). Umożliwiłoby to racjonalne gospodarowanie nawozami naturalnymi, stosowanie ich zgodnie z dobrą praktyką rolniczą, a jednocześnie chroniłoby środowisko przed nadmiernym obciążeniem pierwiastkami biogenicznymi

Literatura

1. Amery F., Schoumans O.: Agricultural phosphorus legislation in Europe. Merelbeke, ILVO, 2014, ss. 45.
2. Edmeades D.C.: The long-term effects of manures and fertilisers on soil productivity and quality: a review. *Nutr. Cycl. Agroecosyst*, 2003, **66**: 165–180.
3. Evanylo G., Sherony C., Spargo J., Starner D., Brosius M., Haering K.: Soil and water environmental effects of fertilizer-, manure-, and compost-based fertility practices in an organic vegetable cropping system. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2008, **127**: 50–58.
4. Gonet S.S.: Rola nawozów naturalnych w obiegu węgla i azotu w środowisku glebowym. *Nawozy i Nawożenie*, 2006, **4(29)**: 11-122.
5. Król M.: Legal framework on environmental law for agricultural production in Poland. *Polityki Europejskie, Finanse i Marketing*, 2015, **13(62)**: 86-106.
6. LeMoal M., Gascuel-Odoux C., Ménesguen A., Souchon Y., Étrillard C., Levain A., Moatar F., Pannard A., Souchu P., Lefebvre A., Pinay G.: Eutrophication: A new wine in an old bottle? *Science of The Total Environment*, 2019, **651(1)**:1-11.

7. Oenema O.: Governmental policies and measures regulating nitrogen and phosphorus from animal manure in European agriculture. *J. Anim. Sci.*, 2004, **82**: 196–206.
8. Pietrzak S.: Obieg składników nawozowych w gospodarstwie rolnym – rys historyczny i współczesne podejście. *Woda Środowisko – Obszary Wiejskie*, 2003, **3**, **1(7)**: 9-24.
9. Pikula D.: Racjonalne gospodarowanie nawozami naturalnymi i organicznymi. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2014, **37(11)**: 57-67.
10. Pikula D.: Aspekty środowiskowe gospodarowania materią organiczną w rolnictwie. *Studia Ekonomiczne i Regionalne*, 2015, **8(2)**: 98-112.
11. Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 5 czerwca 2018r. w sprawie przyjęcia „Programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu” (Dz.U. 2018 poz. 1339).
12. 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*. Intech, 2012: 249-168.
13. Sharpley A.N., Meisinger J.J., Breeuwsma A., Sims J.T., Daniel T.C., Schepers J.S.: Impacts of animal manure management on ground and surface water quality. Hatfield J.L., Stewart B.A. (Eds.) *Animal Waste Utilization: Effective Use of Manure as a Soil Resource*. Sleeping Bear Press, Boca Raton, FL, 1998: 173-242.
14. Sims J.T., Simard R.R., Joern B.C.: Phosphorus loss in agricultural drainage: historical perspective and current research. *J. Environ. Qual.*, 1998, **27**: 277-293.
15. Zavattaro L., Luca Bechini L., Carlo Grignani C., van Evert F. K., Mallast J., Spiegel H., Sandén T., Pecio A., Giráldez Cervera J. V., Guzmán G., Vanderlinden K., D’Hose T., Ruyschaert G., ten Berge H. F.M.: Agronomic effects of bovine manure: A review of long-term European field experiments. *European Journal of Agronomy*, 2017, **90**: 127–138.
16. Ustawa o nawozach i nawożeniu z dnia 10 lipca 2007 roku (Dz.U. nr 147, poz. 1033). Rozporządzenie Ministra i Rozwoju Wsi z dnia 18 czerwca 2008 r. (Dz.U. z dnia 7 lipca 2008 r.) w sprawie niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu.
17. Ustawa Prawo Wodne z dnia 20 lipca 2017 r. (Dz.U. 2017 poz. 1566).
18. Walczak J., Krawczyk W., Szewczyk A., Mazur D., Pająk T., Radecki P.: Oszacowanie wielkości produkcji oraz jednostkowej zawartości azotu nawozów naturalnych, powstałych w różnych systemach utrzymania zwierząt gospodarskich w Polsce. *Instytut Zootechniki Państwowy Instytut Badawczy, Balice* 2012: 17 s.

Adres do korespondencji:

dr Piotr Skowron
Zakład Żywienia Roślin i Nawożenia
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. +48 81 4786 830
e-mail: pskowron@iung.pulawy.pl

AUTOR	ORCID
Tamara Jadczyzyn	0000-0002-4755-6992
Piotr Skowron	0000-0001-5092-1447
Przemysław Tkaczyk	0000-0001-7734-1872
Damian Wach	0000-0002-5857-5654

Anna Podleśna

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

CZYNNIKI KSZTAŁTUJĄCE POBIERANIE I WYKORZYSTANIE FOSFORU PRZEZ ROŚLINY ORAZ JEGO STRATY Z GLEB UPRAWNYCH*

Słowa kluczowe: fosfor, okresy krytyczne, mineralizacja materii organicznej, wykorzystanie nawozów i wymywanie fosforu, działania zaradcze

Wstęp

Zrównoważona gospodarka składnikami mineralnymi jest podstawowym elementem integrowanego rolnictwa. Jej celem jest pokrycie potrzeb pokarmowych roślin na poziomie umożliwiającym uzyskanie opłacalnych, wysokiej jakości plonów oraz redukcja zagrożeń dla środowiska naturalnego. Z tego względu opiera się m.in. na bilansowaniu przychodu i rozchodu składników pokarmowych z uwzględnieniem produkcyjnych, ekonomicznych i ekologicznych skutków nawożenia (41). Do najważniejszych składników pokarmowych roślin uprawnych obok azotu zalicza się fosfor. Z jednej strony składnik ten warunkuje produkcję roślinną a z drugiej może być potencjalnym źródłem zanieczyszczenia środowiska, w tym głównie wód lądowych i morskich. Aby zmniejszyć to zagrożenie podejmuje się działania zwiększające wykorzystanie fosforu nawozowego przez rośliny.

W oparciu o dostępną literaturę przedmiotu omówiono problem wpływu czynników agrotechnicznych i środowiskowo-pogodowych na pobieranie fosforu i wykorzystanie z nawozów przez rośliny uprawne. Przedstawiono także jego straty do wód z uwzględnieniem jakości wody pitnej oraz wód Morza Bałtyckiego i obszarów chronionych. Następnie omówiono działania prowadzące do zwiększenia wykorzystania fosforu nawozowego przez rośliny uprawne i obniżenia jego strat. Praca nie zawiera analizy oddziaływania produkcji zwierzęcej i stosowanych pasz na eutrofizację wód wywołaną nadmiarem fosforu.

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

Zapotrzebowanie roślin na fosfor i okresy krytyczne

Fosfor to ważny składnik pokarmowy, który spełnia w roślinie wiele istotnych funkcji i nie może być zastąpiony innymi pierwiastkami (2). Dzięki obecności w fosfolipidach (i innych związkach) pełni funkcje strukturalne i zapasowe (fityna), a dzięki możliwości wpływu na ekspresję genów spełnia funkcje regulacyjne (45). Fosfor bezpośrednio (jako np. fosforany cukrów) i pośrednio (np. poprzez regulację aktywności enzymów w procesie fosforylacji i defosforylacji) uczestniczy w metabolizmie komórkowym. Ponadto, jako składnik kwasów nukleinowych (DNA i RNA), bierze udział w procesach przekazywania informacji genetycznej a poprzez obecność w ATP uczestniczy w magazynowaniu energii. Generalnie można podsumować, iż poziom fosforu w tkankach roślin wpływa na przebieg i intensywność głównych procesów fizjologicznych i biochemicznych w roślinie, tj. fotosynteza, oddychanie, biosyntezę białek i kwasów nukleinowych oraz transport asymilatów i składników pokarmowych (3).

W rozwoju roślin występują dwa okresy krytyczne względem fosforu (14). Pierwszy dotyczy kilku tygodni początkowego wzrostu roślin i jest związany ze wzrostem systemu korzeniowego. Wówczas roślina musi mieć w podłożu dostateczną ilość przyswajalnej formy tego składnika. Drugi zaś przypada na czas po kwitnieniu, czyli na fazę tworzenia plonu generatywnego. Są to ważne etapy w rozwoju roślin, bowiem odnoszą się do zdolności zaopatrzenia w wodę i składniki pokarmowe, co warunkuje ich wzrost i rozwój oraz przetrwanie okresów stresu, a także do warunków sprzyjających tworzeniu plonu, który jest głównym celem produkcji roślinnej.

Chociaż fosfor jest niezbędny dla wzrostu i rozwoju wszystkich roślin uprawnych, to przyjmuje się, że wysokopienne rośliny odznaczające się szybkim wzrostem i rozwojem mają większe wymagania pokarmowe w stosunku do tego składnika (27). Dotyczy to zwłaszcza kukurydzy, lucerny, intensywnie użytkowanych traw oraz ziemniaka i buraka cukrowego. Fosfor jest też szczególnie ważny dla roślin bobowatych uprawianych w zasiewach czystych i w mieszanych za zbożami.

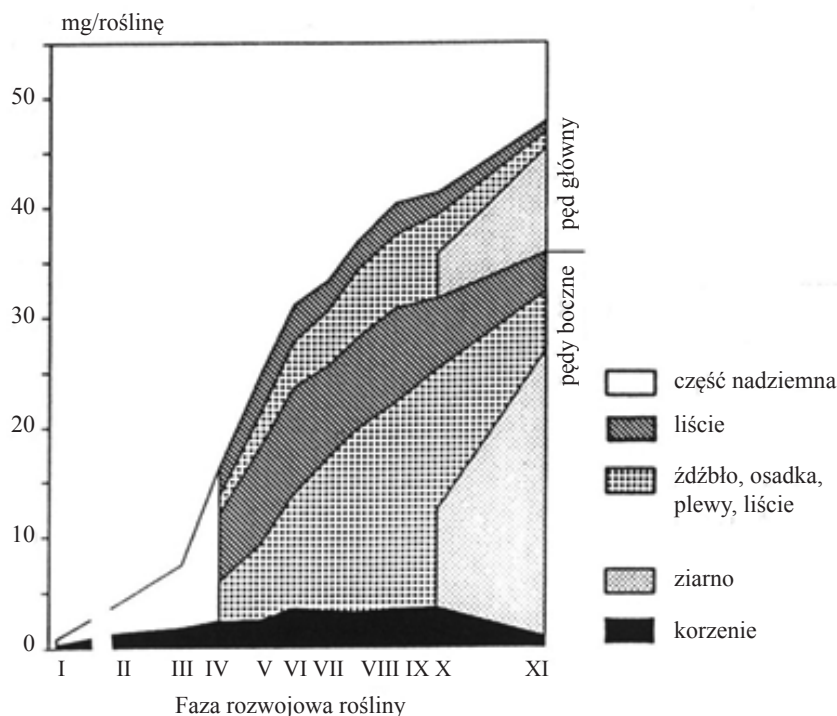
Pobieranie fosforu przez rośliny

Chociaż całkowita ilość fosforu obecna w glebie może być wysoka, to często nawet 80% jego puli glebowej znajduje się w formach niedostępnych dla roślin tj. związki organiczne – Po (ang. *organic P*) jako kwas fitynowy oraz resztki roślin i zwierząt lub związki nieorganiczne obecne w minerałach glebowych (39, 45). Formą fosforu, bezpośrednio dostępną dla roślin jest forma nieorganiczna w postaci obecnych w roztworze glebowym jonów fosforanowych ($\text{H}_2\text{PO}_4^{-2}$ lub HPO_4^{-2}), określanych jako Pi (ang. *inorganic P*). Pobieranie tych jonów odbywa się głównie przez komórki strefy włośnikowej korzenia. Z roztworu glebowego fosforany przemieszczają się drogą dyfuzji do ścian komórkowych włośników, skąd są transportowane do wnętrza komórki. Po przekroczeniu błony komórkowej komórek skórki fosforany mogą

dalej przemieszczać się swobodnie w kierunku walca osiowego. Jednak zawartość fosforanów w wielu glebach wynosi na ogół 2-10 μM i rzadko przekracza 10 μM co oznacza, że jest ona około 1000-10 000 razy niższa niż stężenie fosforu w komórkach roślinnych (ponad 10mM); (3,45). W tej sytuacji transport jonów fosforanowych przez błonę komórkową musi odbywać się w procesie aktywnego pobierania, wbrew gradientowi stężeń a ujemnie naładowane jony Pi muszą przewyciężyć barierę ujemnego potencjału błony komórkowej. To sprawia, że transport tych jonów wymaga nakładu energii i udziału transbłonowych transporterów białkowych. W wyniku zastosowania nowych technik molekularnych wykazano, że w transporcie fosforanów do komórki roślinnej biorą udział dwa systemy transportu Pi : transportery o wysokim i niskim powinowactwie do fosforanów. System z udziałem transporterów o niskim powinowactwie do fosforanów wydaje się być zawsze aktywny, podczas gdy transportery o wysokim powinowactwie są aktywowane tylko w warunkach deficytu fosforu. Należy dodać, że w warunkach typowego dla większości gleb uprawnych stężenia Pi poniżej 20 μM transport fosforanów zachodzi głównie z udziałem transporterów o wysokim powinowactwie (45). Pobieranie fosforu przez roślinę trwa na ogół przez cały czas wzrostu roślin, chociaż nie jest równomierne w ciągu wegetacji w związku z tym są okresy słabszego i większego pobierania tego składnika (11); (rys. 1). Zwykle jednak pobieranie P wyprzedza przyrost masy rośliny. Początkowo fosfor jest akumulowany w częściach wegetatywnych roślin (łodygi i liście) a w fazie generatywnej jest przenoszony do ziarna, nasion lub owoców dzięki zdolności do sprawnej remobilizacji.

Rola czynników glebowych i pogodowych w uwalnianiu fosforu z gleb i jego pobieraniu przez rośliny

Ze względu na różnorodność i wielość czynników oddziałujących na pobieranie składników pokarmowych przez roślinę, w tym pobieranie fosforu, szuka się tych, które oddziałują na proces pobierania w stopniu największym. Z modelu matematycznego, przedstawionego przez Grzebisza i Potarzyckiego (13) wynika, że pobieranie fosforu przez rośliny określają przede wszystkim warunki wzrostu systemu korzeniowego w glebie. To wskazuje, że warunkiem pierwszego rzędu w praktyce rolniczej powinno być ograniczanie wpływu czynników zakłócających wzrost korzeni. Jak wykazano bowiem rośliny wytwarzające duży, rozwinięty system korzeniowy intensywnie pobierają fosfor z gleby. Dzieje się tak za pośrednictwem włosników, które od 5 do 18 razy zwiększają wielkość powierzchni korzenia. Ragnothama (32) podaje, że w warunkach niedoboru fosforu włosniki w 63% odpowiadają za absorpcję fosforanów.



Rysunek 1. Dynamika pobierania fosforu przez pszenicę ozimą

Źródło: Giza –Podleśna, 1993 (11), zmodyfikowane

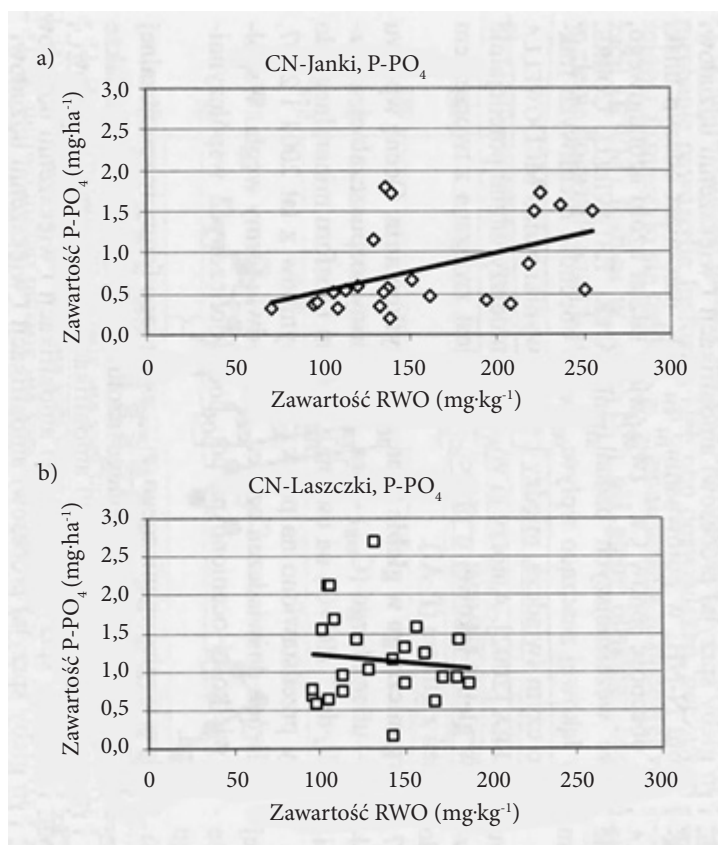
Zdaniem Sapek (38) zarówno procesy i mechanizmy nagromadzania fosforu, jak również jego uwalniania i wymywania z gleby są złożone i zależą od wielu czynników. Do najważniejszych należą: zawartość materii organicznej (zwłaszcza jej formy rozpuszczalnej), odczyn, zawartość żelaza i glinu oraz gospodarowanie azotem.

Jak wcześniej wspomniano, fosfor występuje w glebach w formie nieorganicznej (jako ortofosforany $\text{H}_2\text{PO}_4^{-2}$ i HPO_4^{-2}) oraz w formie organicznej w postaci związków z materią organiczną (szczególnie z rozpuszczalnym węglem organicznym). Fosfor nieorganiczny stanowi połowę w całkowitej puli rezerwy fosforu, ale ta forma jest związana z cząstkami gleby, przez co wykazuje małą mobilność. Natomiast druga połowa tej rezerwy to fosfor zakumulowany w glebowej materii organicznej - GMO (38). Glebowa materia organiczna podlega procesowi mineralizacji, w wyniku czego następuje uwalnianie się fosforu. Jest to skomplikowany proces, przebiegający z udziałem mikroorganizmów glebowych, w czasie którego zachodzą reakcje chemiczne. Na proces mineralizacji GMO wpływają właściwości fizykochemiczne gleby, w tym zawartość węgla organicznego. Sapek (38) podaje, że wzrost rozpuszczalnego węgla organicznego w warunkach chemicznej redukcji w glebach sprzyja zwiększeniu rozpuszczalności i zmniejsza retencję (magazynowanie) fosforanów w glebach. Jednocześnie w doświadczeniach wcześniejszych (37)

wykazano, że zwiększanie uwalniania mineralnego fosforu ($P-PO_4$) z 10 cm, wierzchniej warstwy gleby zależało w największym stopniu od węgla organicznego, a zwłaszcza, jego formy rozpuszczalnej (tj. rozpuszczalnego węgla organicznego - RWO). Z kolei w warunkach gleby zasobniejszej w Corg, wraz ze wzrostem RWO następowało ubożenie wierzchniej warstwy gleby w rozpuszczalny fosfor (Rys. 2). Autorka przypisuje ten proces wymywaniu fosforu do głębszych warstw gleby (37). W tym przypadku ważny jest stosunek C:P, ponieważ uwalnianie P następuje przy stosunku C:P węższym niż 200:1, a immobilizacja przy szerszym niż 300:1.

Przyjmuje się, że główną rolę w uwalnianiu fosforu, na drodze mineralizacji GMO, odgrywają opady atmosferyczne i powiązane z nimi warunki wilgotnościowe gleby. W badaniach Sapek (37) nie stwierdzono jednak istotnego wpływu ilości opadów na średnie zmiany uwalnianego fosforu w glebie z doświadczenia. Natomiast na glebie zasobniejszej w Corg (wapnowanej i nie wapnowanej) wykazano sprzyjający wpływ opadu na uwalnianie fosforu. Warunki słabszego uwilgotnienia gleby, wynikające z mniejszych opadów oraz wzrost temperatury powietrza na ogół skutkowały zwiększeniem intensywności mineralizacji organicznych związków fosforu, a zwiększona zasobność gleby w Corg i mniejsze jej zakwaszenie sprzyjało uwalnianiu w glebie mineralnych form fosforu.

Pod wpływem niedoboru lub nadmiaru wody w glebie zmienia się także dynamika pobierania fosforanów. Nadmiar wody w glebie powoduje wypieranie tlenu z przestrzeni glebowych co wpływa na zmniejszenie pobierania fosforu (13). Również w warunkach deficytu wilgoci proces pobierania tego składnika ulega znacznej redukcji. Zmniejszenie uwilgotnienia gleby powoduje wzrost porów wypełnionych powietrzem, przez co ruch wody i składników pokarmowych jest utrudniony. Nawet stosowanie większych dawek nawozów fosforowych nie może powstrzymać redukcji plonów roślin uprawnych spowodowanej zaburzeniami pobierania fosforu w wyniku deficytu wody. Khan i in. (21) również stwierdzili, że odpowiednie do potrzeb zaopatrzenie w wodę wspiera pobieranie fosforu. W sytuacji niedostatecznej ilości opadów rośliny mogą pobrać zbyt mało wody potrzebnej do wzrostu. Ten stres wpływa bezpośrednio na wzrost korzeni i ich funkcjonowanie, a także na dostępność i transport fosforu oraz innych składników pokarmowych w glebie, w wyniku czego następuje obniżenie wielkości jego pobierania i efektywności wykorzystania.



Rysunek 2. Zależność zawartości fosforu od rozpuszczalnego węgla organicznego (RWO) w wyciągu warstwy gleby 0-10 cm nawożonej saletrą wapniową (średnie z lat 2004-2007)

Źródło: Sapek, 2010 (37)

Według Dibba i in. (5) dominującą rolę w dostępności fosforu ma także odczyn gleby, który oddziałuje zarówno na ilość, jak i na sposób jego wiązania. Dostępność fosforu dla roślin jest w większości gleb najwyższa przy odczynie 6-7, a po obu stronach tego przedziału zmniejsza się. W glebach alkalicznych ($\text{pH} > 7$) w reakcjach z fosforem dominuje wapń i wówczas następuje uwstecznianie fosforu (38). Z kolei w glebach kwaśnych ($\text{pH} < 5,5$) w reakcjach z fosforem dominuje glin (Al) i żelazo (Fe), które łącząc się z anionem fosforanowym tworzą związki trudno rozpuszczalne co powoduje, że są one niedostępne dla roślin. Odczyn gleby jest także modyfikowany przez stosowane nawozy mineralne i wapnowanie. Zmniejszenie uwalniania fosforu mineralnego w glebie stwierdzono pod wpływem jej zobojętnienia (i związane z nim wzbogacenie gleby w wapń) oraz nawożenia saletrą wapniową (37). Według Grzebisza i Potarzyckiego (13) niski odczyn gleby wpływa na pobieranie jonów fosforanowych przez roślinę poprzez: 1) wzrost zawartości toksycznego glinu, który redukuje szybkość wzrostu systemu korzeniowego rośliny, 2) spadek zawartości rozpuszczalnego P w roztworze glebowym i 3) spadek dostępności innych składników

pokarmowych, które wpływają na metabolizm rośliny w wyniku czego pojawiają się niedobory Ca, Mg, K i Mo.

Zdaniem Grzebisza i Potarzyckiego (13) wykorzystanie potencjału plonotwórczego roślin zależy w praktyce m.in. od czynników fizycznych i chemicznych, warunkujących pobieranie składników pokarmowych podanych w formie nawozów organicznych i mineralnych. Jednym z ważniejszych czynników fizycznych w procesie pobierania fosforu jest temperatura. Grzebisz i Potarzycki (13) oraz Dibb i in. (5) utrzymują, że niska temperatura gleby i powietrza zmniejsza dostępność fosforu dla roślin, co jest jedną z przyczyn zaburzeń w pobieraniu fosforu przez rośliny wczesną wiosną, nawet w stanowiskach zasobnych w ten składnik pokarmowy. Zdaniem wymienionych autorów wynika to z: 1) wolniejszego tempa mineralizacji fosforu organicznego, 2) mniejszej aktywności mikroorganizmów biorących udział w udostępnianiu fosforu dla roślin, 3) zwolnionego metabolizmu roślin i 4) mniejszej rozpuszczalności mineralnych związków fosforu. Dibb i in. (5) powołują się na badania, w których wykazano, że niskie temperatury gleby podnoszą lepkość roztworu glebowego i zmniejszają wskaźnik dyfuzji, co powoduje zmniejszenie ilości P mających styczność z powierzchnią korzenia dla zajścia procesu absorpcji. Według tych badań wzrost temperatury gleby o każdy 1°C powoduje wzrost ilości P w roztworze glebowym o 1-2 %. Jednakże badania prowadzone w Polsce w latach 1998-2006 (37) nie wykazały istotnego wpływu temperatury powietrza na uwalnianie fosforu w warunkach inkubacji gleby *in situ*. Natomiast w glebie spod roślin uprawianych w doświadczeniu stwierdzono zmniejszanie się zawartości P-PO₄ w miarę wzrostu temperatury, co mogło wynikać ze zwiększonego pobierania jonów fosforanowych w tych warunkach. Potwierdzają to zjawisko wcześniejsze badania zagraniczne (28), w których wzrost temperatury z 5 do 27 °C spowodował wzrost części nadziemnej kukurydzy o 400% i znaczny przyrost masy korzeni. W tych korzystniejszych warunkach pobranie P wzrosło o 275%.

Wykorzystanie fosforu nawozowego przez rośliny uprawne

Pobieranie składników pokarmowych z gleby przez rośliny uprawne jest skomplikowanym procesem uzależnionym od wielu czynników, co sprawia, że na ogół nie przebiega z oczekiwaną intensywnością i skutecznością. Dlatego zdarza się, że dawki składników pokarmowych zastosowane w nawozach nie są w pełni wykorzystane dla wzrostu i rozwoju roślin. Podobnie sytuacja wygląda z obecnym w glebach fosforem przyswajalnym pochodzącym z mineralizacji materii organicznej. Często w glebie pozostaje duża pula tego składnika niepobrana przez rośliny i drobnoustroje glebowe. W literaturze pojawiają się informacje, że wykorzystanie fosforu z nawozów wynosi zaledwie 4-15% (29). Natomiast zdaniem Hasana i in. (15) w sezonie wegetacyjnym rośliny pobierają około 50% zastosowanego fosforu nawozowego. Z badań Tujaki i Goska (42) prowadzonych w warunkach ścisłych doświadczeń polowych wynika, że przy optymalnym nawożeniu wykorzystanie fosforu z nawozów wahało się od 8,4 do 37%. Autorzy wykazali ponadto, że wykorzystanie

fosforu jest zależne od gatunku rośliny (pszenżyto wykorzystywało P z nawozów najslabiej a najlepiej kukurydza). Te obserwacje zostały potwierdzone również w badaniach prowadzonych przez Gaj (9), w których najlepsze wykorzystanie P wykazano w przypadku buraka cukrowego. Jednakże z badań tych wynika, że średnie roczne wykorzystanie fosforu z nawozów na obiektach optymalnie nawożonych było niskie i wynosiło tylko 1%. Zdaniem autorki (9), poziom wykorzystania P z nawozów wskazuje, że gleba zawierała dostatecznie dużą ilość składnika w formie przyswajalnej dla roślin uprawnych, a fosfor stosowany w nawozach równoważył jego pobranie przez rośliny.

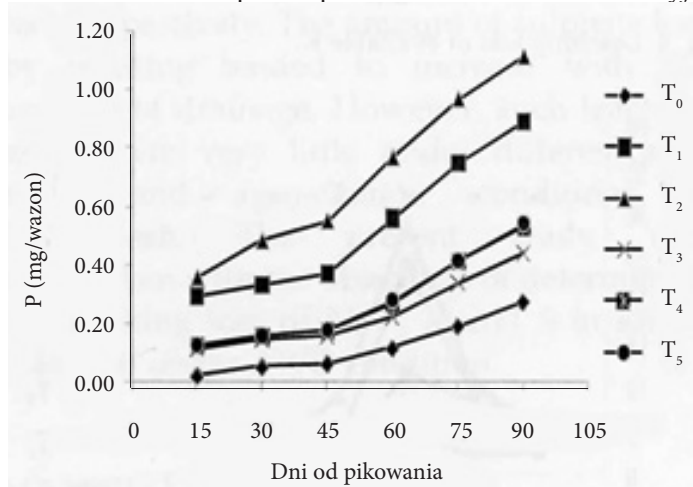
Straty fosforu w wyniku wymycia

Ze względu na małą mobilność, fosfor stosowany w dużych dawkach, zwłaszcza w formie nawozów naturalnych, nagromadza się w glebie głównie w warstwie, do której jest wprowadzany (7). Po przekroczeniu pojemności sorpcyjnej gleby w stosunku do tego składnika mogą następować jego straty do wód, zarówno w formie rozpuszczalnych, reaktywnych związków P (wymywanie, spływ powierzchniowy i podpowierzchniowy), jak i w formie związków zawieszonych na cząstkach stałych gleby (spływ powierzchniowy i podpowierzchniowy, odpływ szczelinowy). Nagromadzone w glebie rozpuszczalne i aktywne formy fosforu mogą uwalniać się do roztworu glebowego i wody gruntowej, a następnie przemieszczać, w procesie wymywania, w głąb profilu gleby oraz podlegać procesowi zmywu do pobliskich cieków i innych wód powierzchniowych (38). Badania wskazują jednak, że główną drogą eksportu fosforu do wód jest jego uruchamianie z gleb wraz ze spływem powierzchniowym w wyniku erozji (23). Jest to spowodowane faktem przeważającego udziału w glebach form fosforu związanych z materią organiczną (do 70% ogólnej ilości fosforu) oraz trudno rozpuszczalnych form mineralnych w postaci sorbowanych na koloidach glebowych. Badania modelowe wykazały, że fosfor zastosowany w formie nawozów mineralnych jest także narażony na straty w wyniku spływu powierzchniowego (18).

Gondek i Kopec (12) oraz Ruszkowska i in. (36) badali wymywanie fosforu i stwierdzili, że ani zastosowane nawożenie ani wapnowanie nie różnicowało istotnie zawartości fosforu w odciekach glebowych, co potwierdzało niewielkie straty tego składnika na drodze wymycia. Również Ulén i in. (44) ocenili, że wymycie całkowitego fosforu z hektara pszenicy ozimej było niskie i wynosiło 0,08 kg. Problem ten wyjaśniają Islam i in. (17) twierdząc, że fosfor jest mniej ruchliwy i dlatego straty przez wymycie są mniejsze w porównaniu z innymi składnikami. Oprócz tego fosfor łączy się silnie z glinem, żelazem, manganem, wapniem i innymi pierwiastkami obecnymi w glebie a główna część P jest wiązana zaraz po dodaniu do gleby. Z innych badań wynika (43), że z gleb uprawnych mogą być wymywane duże ilości fosforu - średnio $6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ w ciągu roku, nawet jeśli rośliny pobierają znaczne ilości tego składnika, o czym świadczy wysoka zawartość jonów fosforanowych w odciekach glebowych. Wynoszą one, w zależności od gleby, od 0,48 do $3,54 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ i jednocześnie wskazuje to na poważne

ryzyko pogorszenia jakości wód gruntowych na obszarze tych gleb. Cwojdzinski i Majcherczak (4) badali dynamikę uwalniania składników pokarmowych z gleby na drodze wymycia i stwierdzili, że najwięcej składników ulega stratom z gleby nawożonej wysokimi dawkami NPK, stosowanymi łącznie z obornikiem. W tych warunkach wymywa się około 3- 4 razy więcej fosforu w porównaniu do obiektu bez nawożenia. Większe wymycie P i mniejsze jego wykorzystanie obserwowano po aplikacji dużej dawki obornika zabezpieczającej potrzeby pszenicy względem fosforu na kilka lat (44). Najwyższe wymycie fosforu w obiekcie z wysokimi dawkami nawozów mineralnych, w tym także P, stwierdzili również Islam i in. (17), ale w warunkach omawianego w obiektach z niższymi dawkami P w nawozach mineralnych, nawet przy dodatku obornika, stwierdzono mniejsze jego wymycie (Rys. 3).

W oparciu o dane z lat 1998-2002 przeprowadzono analizę składu wód drenarskich i z rowów melioracyjnych pobranych w ramach badań monitoringowych z gospodarstw kontrolnych rozmieszczonych na terenie całej Polski (16). Na tej podstawie stwierdzono, że wody z drenów wykazywały 2-krotnie mniejsze stężenia fosforanów niż wody z rowów melioracyjnych, niezależnie od terminu pobierania próbek. Jednak wody z drenów pobrane w okresie jesieni wykazywały większe stężenia fosforanów niż wody pobrane w okresie wiosny. Przeciętne stężenia fosforanów zmniejszały się według kolejności: wody z rowów – jesień > wody z rowów – wiosna > wody z drenów – jesień > wody z drenów – wiosna. Co ważne, większość próbek wód z drenów (73% z terminu wiosennego i 67% z terminu jesienno) nie przekraczała granicznej wartości stężeń fosforanów biorąc pod uwagę zagrożenie eutrofizacją, tj. wartości $0,7 \text{ mg PO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$. Pod tym względem stan wód z rowów melioracyjnych był gorszy ponieważ tylko połowa próbek wód pobranych w obu terminach spełniała to kryterium. Natomiast do wód o złej jakości zaliczało się około 30% próbek wód z drenów i prawie połowa wód z rowów melioracyjnych.



Rysunek 3. Łączne straty dostępnego fosforu w wyniku wymycia w zależności od nawożenia: T₀ – kontrola, T₁ – NPKS (120, 25, 60 i 20 kg · ha⁻¹), T₂ = NPKS (180, 37, 90 i 30 kg · ha⁻¹), T₃ = NPKS (90, 5, 28 i 17 kg · ha⁻¹) + obornik (2,5 t ha⁻¹), T₄ = NPKS (109, 25, 60 i 20 kg · ha⁻¹), T₅ = jak T₁ ale N podano w oprysku dolistnym.

Źródło: Islam i in., 2016 (15) zmodyfikowane

Zanieczyszczenie wód fosforanami a jakość wody pitnej

Zdaniem Igrasa (16) zdecydowana większość gleb użytkowanych do produkcji roślinnej jest narażona zarówno na wpływ czynników siedliska, jak i antropopresji. Również wody znajdujące się na tym terenie podlegają działalności człowieka. Największe znaczenie na użytkach rolnych mają zanieczyszczenia obszarowe, spływające wraz z wodą z pól uprawnych. Zanieczyszczenia te powstają na skutek niepełnego wykorzystania składników mineralnych wprowadzonych jako element produkcji na poziomie pola. Niewykorzystane składniki ulegają nagromadzeniu w glebie lub są rozpraszane do środowiska, stwarzając zagrożenie dla hydrosfery, w tym wód drenarskich (tj. wód z drenów i rowów melioracyjnych). Jest to zjawisko niepokojące ponieważ wody drenarskie znajdują się na początku szlaku migracji składników pokarmowych w zlewni. Przenoszą one składniki pokarmowe, w tym fosfor, zarówno do wód powierzchniowych, jak i wgłębnych, biorąc udział w pionowym (przez profil glebowy) lub poziomym (ze spływami podpowierzchniowymi) transporcie jonów.

Związki fosforu, podobnie jak azotu, są stymulatorem życia biologicznego w wodzie (6). Już stosunkowo małe stężenia fosforanów w wodach otwartych sprzyjają rozwojowi glonów i powodują pogorszenie właściwości użytkowych wody tj. mętność oraz zmiana barwy, smaku i zapachu a także obecność substancji toksycznych wytwarzanych przez glony (7, 10). Wzbogacenie wód w związki biogenne (głównie azot i fosfor) inicjuje ich eutrofizację czyli proces niekorzystny z ekologicznego punktu widzenia. Ma on ogromny wpływ na jakość wody wynikającą ze zmian stosunków tlenowych, życia roślin i zwierząt oraz gromadzenia substancji organicznej. Problem eutrofizacji wód powierzchniowych (wywołany dodatkowo ściekami komunalnymi dostającymi się do cieków wodnych) ma szerszy zasięg jeśli wody te stanowią jednocześnie źródło wody pitnej dla aglomeracji miejskich. Ze względu na to, że jakość wód powierzchniowych ma duże znaczenie dla gospodarki, istnieją unormowania prawne określające zarówno sposób ich monitorowania jak i ochrony (np. Ustawa z dnia 20 lipca 2017 - Prawo wodne). Zawartość fosforanów w wodach rzeki Wisłoki, pochodzących z ujęcia dla miasta Mielca, badali w latach 1997-2010 Kaniuczak i Augustyn (19). Z analizy uzyskanych danych wynika, że zawartość fosforanów (V) stopniowo obniżała się w okresie badań ponieważ w roku początkowym średnia ich zawartość wynosiła $0,318 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ a w roku końcowym $0,166 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Według autorów jest to wynik systematycznego rozwijania działań proekologicznych na terenie zlewni Wisłoki tj. kanalizowanie terenów wiejskich oraz budowa i modernizacja oczyszczalni ścieków. Średnia zawartość z okresu 14 lat badań wynosi $0,206 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, co pozwala zaklasyfikować wody Wisłoki do kategorii A2/II ($0,4 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$). W ciągu tego okresu autorzy stwierdzili także występowanie maksymalnych zawartości fosforanów (V) powyżej $0,6 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, które jednak nie wykaczały poza graniczną wartość kategorii A3/III wód powierzchniowych – $0,7 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Najniższe zawartości tych jonów obserwowano wiosną ($0,171 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$),

a najwyższe latem i jesienią (odpowiednio 0,208 i 0,203 mg·dm⁻³). Zdaniem autorów (19) większe zawartości fosforanów latem (i jesienią) w Wisłocie mogły być spowodowane opadami atmosferycznymi, z którymi wraz ze spływem powierzchniowym z pól spłynęło więcej tego składnika. Stwierdzono ponadto dużą zmienność zawartości fosforanów w zależności od odczynu wód Wisłoki. Na ogół wraz ze wzrostem wartości pH wody średnia zawartość fosforanów (V) obniżała się.

Fosforany a jakość wód powierzchniowych w Polsce

Z drugiej strony na obszarze Polski istnieją tereny objęte różnymi formami ochrony przyrody do których należy Dolina Biebrzy (33). Chociaż teren ten jest uznawany za czysty, to coraz więcej badań wskazuje, że wody Biebrzy okresowo zawierają podwyższone stężenia związków azotowych i fosforowych, które pochodzą zarówno ze źródeł naturalnych (torfowiska), jak i antropogenicznych (spływy powierzchniowe z obszarów rolniczych); (8). Na podstawie badań przeprowadzonych w okresie XI 2014- VI 2015 stwierdzono, że w całym sezonie badawczym najwyższymi stężeniami we wszystkich punktach pomiarowo-kontrolnych odznaczał się fosfor fosforanowy (V) (33). Zawartość P-PO₄ w wodach wahała się w przedziale od 0,07 do 2,31 mg·dm⁻³, przez co zostały przekroczone wartości graniczne przyjęte dla jakości wód (tab.1). Raube i Dembowska (33) upatrują przyczyn tej sytuacji w kilku głównych elementach, zwłaszcza w rodzaju gleby. Dolina Biebrzy charakteryzuje się glebami organicznymi, na których obserwuje się zwykle największe stężenia związków fosforu.

Tabela 1.

Wartości graniczne wskaźników jakości wody w klasach jakości wód powierzchniowych w Polsce dla PO₄ (mg·dm⁻³)

Wskaźnik jakości	Graniczne wartości w klasach I-V				
	I	II	III	IV	V
Fosforany	0,2	0,4	0,7	1,0	>1,0

Źródło: Rozporządzenie 2004 (35), zmodyfikowane

Część z tych związków przedostaje się do wód rzeki wraz z opadami atmosferycznymi i spływami. W okresie letnim, kiedy trwa wegetacja, fosfor jest pobierany przez rośliny wodne, co powoduje obniżenie jego stężenia, ale w okresie zimy na dno rzeki opada obumarła biomasa, która ulega rozkładowi, w wyniku czego stężenie fosforu w wodzie wzrasta. Kolejną przyczyną wysokiego stężenia fosforu w wodach Biebrzy jest zagospodarowanie terenów sąsiadujących z rzeką. W tym przypadku są to łąki i pastwiska dostarczające pewnych ilości nawozów naturalnych, a także zabudowa wiejska generująca dopływ do rzeki ścieków bytowych.

Udział rolnictwa w emisji fosforu do Bałtyku

Fosfor obecny w wodach użytków rolnych przedostaje się do wód powierzchniowych, stanowiących zlewnie Wisły i Odry, a z nimi przemieszcza się do wód Morza Bałtyckiego. Jak podają Kęsik i in. (20), roczny odpływ z terenu Polski fosforu całkowitego wszystkimi rzekami do Bałtyku w okresie od 1995 do 2015 r. jest szacowany na 11 445 t rocznie. Odniesienie tej wartości ładunku fosforu do powierzchni użytków rolnych w dobrej kulturze i przypisanie rolnictwu całkowitego wpływu na zanieczyszczenie wód fosforem wskazywałoby, że straty fosforu z produkcji roślinnej mogą wynosić około 0,7 kg P z 1 ha rocznie. Według literatury cytowanej przez Igrasa (16), roczne ładunki fosforu wymywane z gleb mineralnych nie są wyższe niż 1 kg P · ha⁻¹. Natomiast Koc i in. (24) przedstawili ładunki fosforu ogólnego i fosforanowego dla zróżnicowanych warunków środowiskowo- agrotechnicznych, których wartości są znacznie niższe i nie przekraczają odpowiednio 0,49 oraz 0,33 kg · ha⁻¹ · rok⁻¹ (tab. 2).

Tabela 2.

Odpływ fosforu z gleb (kg·ha⁻¹·rok⁻¹)

Obiekt	Gleba	Wyszczególnienie	P og.	P-PO ₄
Rowy (źródła)	Las	Rok wilgotny	0,19	0,14
		Rok bardzo suchy	0,16	0,10
	Pola uprawne	Rok wilgotny	0,14	0,07
		Rok bardzo suchy	0,17	0,08
	Pola uprawne i osiedla	Rok wilgotny	0,22	0,12
		Rok bardzo suchy	0,20	0,14
Dreny	Gleba lekka	Średnio	0,35	0,24
		Rolnictwo przeciętne	0,27	0,21
		Rolnictwo intensywne	0,49	0,33
		Rok wilgotny	0,36	0,25
		Rok bardzo suchy	0,31	0,18
	Gleba ciężka	Średnio	0,12	0,08
		Rolnictwo przeciętne	0,07	0,05
		Rolnictwo intensywne	0,22	0,15
		Rok wilgotny	0,15	0,10
		Rok bardzo suchy	0,03	0,02

Źródło: Koc i in., 1999 (24), zmodyfikowane

Chociaż wymywanie fosforu z gleb nie jest duże w przeliczeniu na hektar, to biorąc pod uwagę fakt, że przemieszczanie się tego pierwiastka zachodzi ciągle i dotyczy całego kraju, to sumaryczne wartości mogą być znaczące (6). Przedstawiony przez Kęsika i in. (20) dopływ fosforu z obszaru Polski do Bałtyku jest oceniany jako zbyt wysoki i stwarzający potencjalne zagrożenie dla życia biologicznego tego akwenu. Cytowani autorzy podają, że Komisja Helsińska (HELCOM) przypisuje Polsce około 36%

całkowitego ładunku fosforu wnoszonego w latach 2000-2006 drogą wodną do Morza Bałtyckiego przez wszystkie kraje nadbałtyckie (20). Choć szacowanie udziału rolnictwa w całkowitej emisji fosforu do Bałtyku z terenu naszego kraju jest trudne i skomplikowane, to jednak ostatnie analizy wskazują (20), że może on nadal wynosić 38%. Jest to wielkość znaczna o tendencjach do relatywnego wzrostu ze względu na działania ograniczające udział w tym procesie źródeł komunalnych w ogólnej ilości fosforu rozpraszanego do wód. W związku z tym Komisja Helsińska sugeruje obniżenie do roku 2021 o 51% ładunku fosforu odprowadzanego do Bałtyku z obszaru Polski (Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej, 2017, za: Kęsik i in. 2018 (20)).

Czynniki zwiększające wykorzystanie fosforu i metody ograniczające jego straty

Fosfor jest składnikiem niezbędnym dla wzrostu i rozwoju roślin dlatego musi być uwzględniany w planie nawożenia, jednak jego dawki powinny być dostosowane do zasobności gleby i potrzeb uprawianych roślin. Oprócz ograniczonych zasobów fosforu nawozowego, zasada ta wynika z niekorzystnego oddziaływania jego nadmiaru na jakość wód. Ponieważ wykorzystanie fosforu, w stosunku do stosowanych dawek, wciąż jest zbyt małe a straty tego składnika do środowiska są uciążliwe ekonomicznie i ekologicznie, nadal potrzebne jest poszukiwanie rozwiązań ograniczających ten problem. W dostępnej literaturze krajowej i zagranicznej kładzie się nacisk na zwiększenie wykorzystania fosforu obecnego w glebie przez rośliny uprawne, które zmniejszają pulę składnika dostającego się do wód glebowych. Do najważniejszych czynników wspomagających ten proces należy zaliczyć:

- nawożenie fosforem

Dibb i in. (5) twierdzą, że pomiędzy fosforem nawozowym, a jego koncentracją w roztworze glebowym zachodzi podstawowa zależność. Ich zdaniem niskie dawki fosforu mają niewielki wpływ na P przyswajalny w roztworze glebowym, ponieważ P nawozowy reaguje ze składnikami gleby, co czyni go mniej dostępnym dla roślin. Natomiast, aby zwiększyć dostępność P w glebie, są potrzebne znacznie większe dawki fosforu nawozowego. Jednak w obiektach ze zwiększonymi dawkami fosforu obserwowano znaczne obniżenie procentowego wykorzystania tego składnika przez rośliny.

- sterowanie efektywnością wykorzystania fosforu z nawozów

Jednym z tych działań powinno być zwiększenie efektywności wykorzystania przez rośliny fosforu z nawozów (ang. *phosphorus use efficiency* – PUE). Współczynnik ten umożliwia zarówno ocenę plonotwórczego działania nawozu fosforowego, jak i możliwą skalę jego akumulacji w glebie i wielkość strat.

Pobieranie fosforu z nawozów i jego wykorzystanie przez rośliny zależy w dużej mierze od nawożenia azotem ponieważ zależność między zawartością fosforu i azotu w glebie zalicza się do najważniejszych interakcji fosforu z innymi składnikami pokarmowymi (25). Koper i Lemanowicz (25) uważają, że stan odżywienia

rośliny azotem decyduje o pobieraniu fosforu, ponieważ związki fosforu biorą udział prawie we wszystkich etapach przemian substancji azotowych w roślinie. Powyższe stwierdzenie potwierdzają wyniki doświadczenia polowego, w którym wykazano, że wzrastające dawki azotu powodowały wzrost akumulacji fosforu w ziarnie i słomie kukurydzy, co w efekcie wpłynęło na wzrost pobrania tego składnika o około 8 kg z hektara (31).

Wielu autorów donosi także o korzystnym wpływie siarki nawozowej na zawartość fosforu przyswajalnego w glebie (30) oraz na wielkość jego pobrania i wykorzystania przez rośliny (22, 31, 43). Kukurydza nawożona dodatkowo siarką pobrała z gleby średnio 9 kg fosforu z hektara więcej niż nawożona tylko NPK (31). Dodatek siarki do nawożenia NPK, w uprawie pszenżyta jarego, spowodował także wzrost średniego pobrania fosforu przez ziarno w ilości 1,6 oraz 3,2 kg·ha⁻¹, odpowiednio dla tradycyjnej i uproszczonej uprawy gleby (22). Korzystnemu wpływowi siarki na wykorzystanie fosforu przez kukurydzę i pszenżyto ozime przypisuje się także zastosowanie superfosfatu pojedynczego w porównaniu do działania superfosfatu potrójnego (42).

Wykorzystanie fosforu z nawozów zwiększa także stosowanie preparatów zawierających kwasy humusowe, których działanie opiera się na silnych właściwościach chelatujących (26). Pozwalają one zabezpieczyć wolne wiązania jonów fosforanowych przed uwstecznianiem z jonami glinu, żelaza i wapnia. Przykładem takiego preparatu jest ROSAHUMUS. Preparat ten ulepsza wiele cech gleby, które wpływają na udostępnianie fosforu roślinom uprawnym. Należy do nich poprawa struktury, warunków wodno-powietrznych, pobierania i wykorzystania składników pokarmowych, zwiększanie pojemności wodnej gleby i pobudzanie aktywności mikrobiologicznej.

- utrzymanie aktywności mikrobiologicznej gleby

Istotnym elementem wpływającym na dostępność fosforu dla roślin jest aktywność mikrobiologiczna. Zdaniem Kozery (26) zawartość fosforu organicznego w glebach wynosi od 25 do 50 %, a według Adesemoye i Kloepper (1) nawet 30-65 % ogólnej zawartości składnika. Jednak zanim fosfor w formie organicznej będzie mógł być pobrany przez rośliny, musi przejść proces zamiany w formę nieorganiczną lub kwas organiczny o niskiej masie molekularnej. Zatem jego dostępność dla roślin zależy od tempa mineralizacji czyli szybkości procesu uwalniania składników pokarmowych z glebowej materii organicznej na drodze utleniania związków węgla. Jest on katalizowany przez enzymy produkowane przez bakterie z grupy: *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Rhizopus*, *Penicillus* i *Aspergillus*. Obecnie dostępne są preparaty stymulujące rozwój bakterii *Pseudomonas putida* (np. DELSOL), które powodują rozwój systemu korzeniowego oraz aktywizują życie biologiczne gleby (26).

- Zdaniem Hasana i in. (15) zdolność do poprawy PUE wymaga przejścia od wiedzy o mechanizmach molekularnych i architekturze roślin do strategii praktycznych. Muszą one zawierać:

1. wykorzystanie symbiozy grzybów mikoryzowych AMF (ang. *Arbuscular Mycorrhizal Fungi*) dla efektywnego pobierania fosforu, która może poprawić dostępność P przez zwiększenie powierzchni absorpcji składnika dzięki tworzeniu strzępek grzybni (40). W tej symbiozie składniki pobrane ze środowiska glebowego przez AMF są przenoszone do roślin, a w zamian grzyby otrzymują od rośliny węgiel. Mikoryza występuje u 60-80% roślin a więc u większości gatunków (15). Wykazano, że rośliny zainfekowane przez grzyby wykazują dużo większe zdolności przyswajania wody i składników pokarmowych, w tym głównie fosforu. W efekcie oceniono, że dopływ fosforu w korzeniach roślin skolonizowanych przez grzyby mikoryzowe może być od 3 do 5 razy większy niż w korzeniach roślin bez mikoryzy (39).
 2. uprawę współrzedną z odpowiednim gatunkiem aby osiągnąć aktywację fosforu i jego mobilizację w glebie. Do roślin o dużym systemie korzeniowym, który ma silne właściwości stymulujące pobieranie fosforu poprzez wydzielanie enzymu kwaśnej fosfatazy, protonów i/albo karboksylanów w ryzosferze należy np. kukurydza. Z kolei rośliny strączkowe wydzielają więcej kwasów organicznych w celu zwiększenia rozpuszczalności fosforu w ryzosferze, tj. cytryniany wydzielane przez łubin biały czy maloniany wydzielane przez ciecierzycę.
 3. hodowlę genotypów bardziej wydajnych pod względem zaopatrzenia w fosfor (40). Według Shena i in. (40) w Chinach dokonał się wielki rozwój w kierunku selekcji odmian roślin zdolnych do wysokiej efektywności wykorzystania fosforu. Jako przykład podawana jest pszenica odmiany Xiaoyan54, która wydziela z korzeni do ryzosfery więcej kwasów organicznych (tj. jabłczan) niż genotypy nieefektywne. Integracja genetycznie ulepszonych P-efektywnych roślin z zaawansowanym zarządzaniem fosforem w systemie gleba-roślina jest ważna dla poprawy efektywności wykorzystania składnika pokarmowego i integrowanej produkcji roślinnej.
- stosowanie najlepszych praktyk zarządzania składnikiem – BMPs (ang. *best management practices*).

Według Robertsa i Johnstona (34) poprawa wykorzystania nawozowego P jest najbardziej możliwa do osiągnięcia po wprowadzeniu najlepszych praktyk zarządzania fosforem w odniesieniu do czterech zasad zarządzania składnikiem (ang. *4R Nutrient Stewardship*). Najlepsze praktyki zarządzania są opisywane jako naukowo udowodnione badania i praktyki testowane w gospodarstwach, które optymalizują potencjał produkcyjny, efektywność nakładów i ochronę środowiska. Nie ma jednak jednego zbioru uniwersalnych praktyk BMPs ponieważ są one specyficzne dla danego miejsca i rośliny przez co mogą się różnić w zależności od regionu, gospodarstwa, typu gleby, warunków klimatycznych, rośliny i historii uprawy oraz w zależności od doświadczenia rolnika. Natomiast zasady zarządzania składnikiem obejmują najlepsze nawozowe praktyki zarządzania (BMPs) i mają na celu zachęcać rolników do stawiania pytań czy w odniesieniu do systemu uprawy używają właściwego nawozu, stosują go we właściwej dawce, we właściwym czasie i właściwym miejscu (tj. umiejscowieniu).

Podsumowanie

Fosfor, obok azotu i potasu, należy do głównych składników pokarmowych warunkujących nie tylko prawidłowy wzrost i rozwój roślin ale także wysokość i jakość ich plonu. Jednak z licznych badań oraz ekspertyz naukowych wynika, że zarządzanie tym składnikiem w rolnictwie jest trudne i często niewłaściwe co powoduje straty ekonomiczne oraz zagrożenia środowiskowe. Wyniki badań przedstawione w niniejszej pracy wskazują, że proces pobierania fosforu, od poziomu komórki do całej rośliny, napotyka wiele utrudnień natury energetycznej i glebowo-klimatycznej, a także problemów wynikających z działalności człowieka. W celu poprawy efektywności pobierania i wykorzystania tego składnika przez rośliny są podejmowane różnorodne działania wynikające z najnowszych badań naukowych. W sytuacji zmniejszających się zasobów fosforu nawozowego oraz wciąż utrzymującego się niedopuszczalnie wysokiego zanieczyszczenia wód powierzchniowych fosforem pochodzącym z rolnictwa, takie podejście jest konieczne i właściwe.

Literatura

1. Adesemoye A.O., Kloepper J.W.: Plant-microbes interactions in enhanced fertilizer-use efficiency. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 2009, **85**: 1-12.
2. Boratyński K., Czuba R., Goralski J.: *Chemia rolnicza*, PWRiL, 1988.
3. Ciereszko I.: Czy można usprawnić pobieranie fosforanów przez rośliny? *Kosmos*, 2005, **54**, **4**: 391-400.
4. Cwojdzinski W., Majcherczak E.: Badania dynamiki uwalniania składników pokarmowych z gleby na drodze wymywania. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 1993, **411**: 107-112.
5. Dobb D.W., Fixen P.E., Murphy L.S.: Balanced fertilization with particular reference to phosphates: interaction of phosphorus with other inputs and management practices. *Fertilizer Research*, 1990, **26**: 29-52.
6. Filipek T.: Zarządzanie zasobami fosforu w środowisku rolniczym. *Nawozy i Nawożenie*, 2002, **4(13)**: 247-258.
7. Fotyma M.: Zrównoważona gospodarka fosforem w rolnictwie polskim. *Nawozy i Nawożenie*, 2002, **4(13)**: 160-172.
8. Frąk M.: Zanieczyszczenia bakteriologiczne w ocenie jakości wód Biebrzy. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 2010, **10(2)**: 73-82.
9. Gaj R.: Zrównoważona gospodarka fosforem w glebie i roślinie w warunkach intensywnej produkcji roślinnej. *Monografia, Nawozy i Nawożenie*, 2008, **33**, ss. 143.
10. Gałczyńska M., Wybieralski J., Siwek H.: Wpływ zawartości związków fosforu i azotu na proces eutrofizacji wód powierzchniowych na terenach rolniczych Zachodniego Pomorza. *Nawozy i Nawożenie*, 2002, **4(13)**: 262-269.
11. Giza-Podleśna A.: Dynamika przyrostu masy i pobierania składników pokarmowych przez pszenżyto ozime w porównaniu z pszenicą i żytem. *Praca doktorska – maszynopis*, 1993, IUNG Puławy.
12. Gondek K., Kopeć M.: Wpływ nawożenia na wymywanie wybranych składników pokarmowych roślin na doświadczeniu wazonowym. *Acta Agrophys.*, 2008, **12(1)**: 79-89.
13. Grzebisz W., Potarzycki J.: Czynniki kształtujące pobieranie fosforu przez roślinę. *J. Element.*, 2003, **8(3) Suppl.**: 47-59.
14. Grzebisz W., Potarzycki J., Biber M., Szczepaniak W.: Reakcja roślin uprawnych na nawożenie fosforem. *J. Element.*, 2003, **8(3) Suppl.**: 83-93.

15. Hasan Md. M., Hasan Md. M., Teixeira da Silva J.A., Li X.: Regulation of phosphorus uptake and utilization: transitioning from current knowledge to practical strategies. *Cellular & Molecular Biology Letters*, 2016, **21(7)**, DOI 10.1186/s11658-016-0008-y.
16. Igras J.: Zawartość składników mineralnych w wodach drenarskich użytków rolnych w Polsce. Monografie i Rozprawy Naukowe, 2004, **13**, IUNG Puławy.
17. Islam M.N., Rahman M.M., Mian M.J., Ali M.H.: Effect of fertilizer management on NPKS leaching loss from sandy loam soil under alternate wetting and drying condition. *Bangladesh Rice J.*, 2016, **20 (1)**: 59-64.
18. Jadczyśzyn J., Mroczkowski W., Gosek S.: Erozyjne straty fosforu w doświadczeniu modelowym. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 2014, **17(1)**: 89-103.
19. Kaniuczak J., Augustyn Ł.: Zawartość związków azotowych i fosforanów w wodach powierzchniowych przeznaczonych do zaopatrzenia ludności w wodę do spożycia. *Inżynieria Ekologiczna*, 2011, **27**: 46-59.
20. Kęsik K., Jadczyśzyn T., Jurga B., Kopiński J.: Poziom szacowanego odpływu fosforu do Bałtyku a krajowy bilans tego składnika w rolnictwie polskim. W: Aktualne problemy nawożenia, *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2018, **56(10)**: 21-33.
21. Khan A., Lu G., Zhang H., Wang R., Lv F., Yang X., Sun B., Zhang S.: Phosphorus efficiency, soil phosphorus dynamics and critical phosphorus level under long-term fertilization for single and double cropping system. *Agriculture, Economics and Environment*, 2018, **256**: 1-11.
22. Klikocka H., Szostak B., Gaj R., Głowacka A., Narolski B.: Pobranie fosforu z ziarnem pszenżyta jarego na tle uprawy roli i nawożenia mineralnego oraz właściwości chemicznych gleb. *Polish Journal of Agronomy*, 2015, **21**: 3-10.
23. Koc J., Skwierawski A.: Wskaźniki ilościowe i uwarunkowania przemieszczania się fosforu ze zlewni rolniczych do wód powierzchniowych. *Prace Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu, Chemia*, 2008, **4(1204)**: 122-140.
24. Koc J., Szymczyk S., Procyk Z.: Czynniki kształtujące wymywanie azotu, fosforu i potasu z gleb uprawnych. *Zesz. Probl., Post. Nauk Roln.*, 1999, **467**: 119-125.
25. Koper R., Lemanowicz J.: Wpływ zróżnicowanego nawożenia azotem mineralnym na zmiany zawartości fosforu w glebie i roślinie. *Proceedings of ECOpole*, 2007, **1, 1/2**: 153-157.
26. Kozera A.: System ochrony fosforu w glebie. *Portal Agrotechnika, Hortpress*, <http://agro-technika.pl/system-ochrony-fosforu-w-glebie>.
27. Mengel K., Kirkby E.A.: Podstawy żywienia Roślin. PWRiL, 1983, Warszawa.
28. Nielsen K.F., Halstead R.L., MacLean A.J., Bourget S.J., Holmes R.M.: The influence of soil temperature on the growth and mineral composition of corn, brome grass and potatoes. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* **25**: 369-372.
29. Nowotny-Mieczyńska A.: Fosfor W: Fizjologia mineralnego żywienia roślin. A. Nowotny-Mieczyńska (red.). PWRiL, Warszawa, 1976: 78-124.
30. Podleśna A.: Changes of phosphorus concentration in soils under the influence of fertilization with sulfur and farmyard manure. *Conf. Materials "Protection of soil functions – challenges for the future"* 15-18.10.2013, Puławy, Poland: 228-230.
31. Podleśna A., Podleśny J., Klikocka H.: Wpływ nawożenia siarką i azotem na azotowo-fosforową gospodarkę kukurydzy. *Przem. Chem.*, 2017, **96/6**: 1374-1377.
32. Ragnothama K. G.: Phosphate transport and signaling. *Curr. Opin. Plant Biol.*, 2000, **3**: 182-187.
33. Rauba M., Dembowska D.: Ocena stężeń związków azotu i fosforu w wodach środkowego basenu rzeki Biebrza. *Inżynieria Ekologiczna*, 2018, **19(3)**: 62-68.
34. Roberts T.L., Johnston A.E.: Phosphorus use efficiency and management in agriculture. *Resources, Conservation and Recycling*, 2015, **105**: 275-281.
35. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 r. w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód. <https://www.prawo.pl/akty/dz-u-2004-32-284,17079154.html>
36. Ruszkowska M., Rębowska Z., Gliński J., Baran S.: Dynamika i bilans składników pokarmowych w doświadczeniu lizymetrycznym. *Rocz. Nauk Roln., Seria Monografie*, 1979, **t. 173**.

-
37. Sapek B.: Uwalnianie azotu i fosforu z materii organicznej gleby. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, 2010, **T.10, Z.3 (31)**: 229-256.
 38. Sapek B.: Nagromadzanie i uwalnianie fosforu w glebach – źródła, procesy, przyczyny. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, 2014, **T.14, Z.1 (45)**: 77-100.
 39. Schachtman D.P., Reid R., Ayling S.M.: Phosphorus uptake by plants: From Soil to Cell. Plant Physiol., 1998, **116**: 447-453.
 40. Shen J., Yuan L., Zhang J., Li H., Bai Z., Chen X., Zhang W., Zhang F.: Phosphorus dynamics: From soil to plant. Plant Physiol., 2011, **156**: 997-1005.
 41. Sztuder H.: Produkcyjna i ekologiczna ocena różnych sposobów aplikacji nawozów w uprawie pszenicy ozimej. Inż. Roln., 2007, **3(91)**: 167-172.
 42. Tujaka A., Gosek S.: Wykorzystanie fosforu w zależności od wielkości dawki i formy nawozu fosforowego. Fragm. Agron., 2009, **26(2)**: 158-164.
 43. Ulén B.: Leaching and balances of phosphorus and other nutrients in lysimeters after application of organic manures or fertilizers. Soil Use and Management, 1999, **15**: 56-61.
 44. Ulén B., Wesstrom I., Johansson G., Forsberg L.S.: Recession of phosphorus and nitrogen concentrations in tile drainage water after high poultry manure application in two consecutive years. Agric. Water Manage., 2014, **146**: 208-217.
 45. Żebrowska E., Ciereszko I.: Pobieranie i transport fosforanów w komórkach roślin. Postępy Biologii Komórki. 2007, **34(2)**: 283-298.
-

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

AUTOR

Anna Podleśna

ORCID

0000-0001-5652-8881

Dorota Pikula

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

PRAKTYKI ZAPOBIEGAJĄCE STRATOM WĘGLA ORGANICZNEGO Z GLEBY*

Słowa kluczowe: sekwestracja węgla organicznego, glebowa materia organiczna, płodozmian, rozpuszczalna forma węgla, mineralizacja

Wstęp

Ochrona gleb jest tematem międzynarodowych konwencji ochrony środowiska w ramach Agendy 21 ONZ, których celem jest zrównoważone użytkowanie ziemi oraz jej ochrona przed degradacją i zanieczyszczeniem. Szczególne miejsce wśród 8 głównych zagrożeń wymienionych w strategii ochrony gleb zajmuje spadek zawartości materii organicznej (17). Zawartość glebowej materii organicznej stanowi integracyjny i najczęściej wymieniany wskaźnik jakości gleby (5, 8, 22, 25, 28) dlatego też zachowanie i przeciwdziałanie jej ubytkom jest ważne z punktu widzenia limitowania plonów roślin uprawnych. Według prognoz Międzyrządowego Zespołu ds. Zmian Klimatu (13) globalnie możliwa sekwestracja węgla w glebach użytkowanych rolniczo szacowana jest na $0,3 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$, a na użytkach zielonych $0,5\text{--}0,7 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$ rocznie. Utrzymanie, a najlepiej systematyczny wzrost zawartości materii organicznej, staje się niezwykle ważne nie tylko w kontekście ochrony gleb, ale też jako znaczącego rezerwuaru węgla organicznego. Zasoby materii organicznej w ekosystemach nie są stałe i ulegają wahaniom. Determinowane są przez dwa główne czynniki: dopływ świeżego materiału organicznego w określonym odcinku czasu „t” i intensywności mineralizacji, definiowanej jako część dopływu, która ulega rozkładowi w czasie „t” i zwana jest współczynnikiem mineralizacji „k” (8). W zależności od warunków siedliskowych i rodzaju świeżej masy organicznej trafiającej do gleby, mineralizacji ulega aż od 40 do 70% materii organicznej w pierwszym roku. W kolejnych latach w glebie pozostają materiały organiczne

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

trudniej rozkładane przez mikroorganizmy i tempo mineralizacji maleje na rzecz humifikacji (1, 8, 16). Istotnym czynnikiem regulującym intensywność procesu mineralizacji jest klimat. Najsilniej na ten proces oddziałuje temperatura i wilgotność (2). Każdy wzrost temperatury wiąże się ze zwiększeniem ewaporacji i zwiększeniem się deficytu wodnego, co wskazuje na zmniejszenie zawartości węgla w glebie (12, 15). Berg już w 1984 roku stwierdził, że 85% ubytków masy organicznej w procesie mineralizacji spowodowane jest zmianami klimatu (2). Niska wilgotność gleby spowalnia proces mineralizacji, gdyż w warunkach braku wody aktywność mikroorganizmów spada. W naszych warunkach klimatycznych występujące susze mogą więc ograniczać tempo mineralizacji. Mimo, iż w ostatnich 30 latach w dużej części gleb lekkich stwierdza się wzrost zawartości węgla organicznego (9), to wciąż bilans materii organicznej w wielu województwach jest niekorzystny, głównie ze względu na brak obornika i innych nawozów naturalnych (19, 20). Z badań naukowych wynika, że zwiększenie zawartości węgla organicznego w glebach będących w użytkowaniu ornym, szczególnie lekkich, jest długotrwałe i trudne (20, 25, 29). Gleby orne, w porównaniu do gleb leśnych i łąkowych, zawierają bowiem mniej węgla organicznego, ponieważ praktykowany powszechnie system uprawy płużnej powoduje większe straty węgla organicznego (8, 30). Ponadto w glebach lekkich i bardzo lekkich zdolności akumulacji węgla organicznego są ograniczone ze względu na mniejszy kompleks sorpcyjny w stosunku do gleb cięższych. Nawet przy stałym dopływie zewnętrznej materii organicznej do gleby lekkiej, na gruntach ornych procesy rozkładu i akumulacji nie będą przebiegać jednakowo. W miarę upływu czasu rosną nie tylko zasoby, ale straty, gdyż proporcjonalnie rośnie również ilość materii organicznej, która corocznie ulega rozkładowi. Istnieje wiele metod zwiększających akumulację węgla organicznego w glebie. Do najpowszechniejszych należy zaliczyć: uprawę zerową, uproszczoną, stosowanie nawozów naturalnych i organicznych, uprawę roślin w międzyplonie i głęboko korzeniących się oraz zróżnicowany płodozmian (7, 14, 20, 24, 25, 30, 32). Wprowadzenie do gleby kompostów, torfu oraz węgla brunatnego, jest także zabiegiem prowadzącym do zwiększenia w nich zawartości węgla organicznego (21).

Celem pracy jest przedstawienie dotychczasowej wiedzy na temat praktycznych metod zapobiegania stratom węgla organicznego i zwiększenia jego sekwestracji w glebach.

Możliwości zwiększenia zawartości węgla organicznego w glebie

Możliwości produkcyjne gleb w Polsce ogranicza przewaga gleb lekkich (35%) i bardzo lekkich (30%), a więc słabo próchnicznych, charakteryzujących się często odczynem bardzo kwaśnym i kwaśnym, który wpływa niekorzystnie na ich żyzność (27). W przypadku gleb lekkich, żyzność i urodzajność można zachować, odtwarzać, a nawet powiększać poprzez stosowanie nawozów naturalnych, organicznych i mineralnych (3, 4, 20, 25, 28). Lal (23) wyróżnia trzy kierunki możliwości

zwiększenia zawartości węgla organicznego w glebie. Pierwszy to ograniczenie erozji – poprzez stosowanie mulczowania gleby i racjonalnej gospodarki pastwiskowej oraz ograniczenie mineralizacji materii organicznej (uprawa roślin pozostawiających w glebie resztki trudniej rozkładające się, zachowanie gruzełkowatej struktury gleby). Drugim kierunkiem działań są wszelkie zabiegi skutkujące zwrotem węgla do gleby (stosowanie nawozów organicznych i naturalnych, uprawa międzyplonów, poprawienie gospodarowania wodą). Ostatni etap obejmuje zwiększenie zawartości węgla w plonach roślin uprawnych poprzez intensyfikację produkcji.

W Polsce jedynym i praktykowanym instrumentem mającym na celu przeciwdziałanie stratom węgla organicznego z gleby są programy rolnośrodowiskowe, w których rolnicy w zamian za poprawę bilansu materii organicznej w gospodarstwie otrzymują wsparcie finansowe na uprawę międzyplonów. Jednak nie zawsze te działania równoważą straty węgla w wyniku mineralizacji i uprawy roślin. W latach 80. XX w. stosowany powszechnie obornik rekompensował ubytki materii organicznej z gleb. Jak podają Krasowicz i Kuś (19), od początku lat 90. XX w. drastyczne spadło pogłowie zwierząt. Spowodowało to zmniejszenie, a w niektórych województwach deficyt obornika, w związku z tym pojawił się problem ubytku zawartości węgla organicznego w glebie. Ubytek materii organicznej jest ważnym wskaźnikiem pogorszenia warunków siedliskowych oraz żyzności gleby. Obecnie możliwości zwiększenia akumulacji węgla organicznego można poszukiwać zarówno w obszarze zalesień i trwałych użytków zielonych, jak i gruntów ornych (5, 6, 10, 29, 34). Badania dowodzą, że wprowadzenie do uprawy roślin powalających na zwiększenie ich biomasy roślin umożliwia pozostawienie większej ilości korzeni i resztek pozbiorowych, co wpływa korzystnie na akumulację węgla organicznego (16, 18, 25). Badania wskazują również na pozytywną rolę przyorywania słomy w glebie, zarówno w uprawach monokulturowych, jak i płodozmianowych (14, 30, 36). Podobną rolę pełni utrzymywanie na glebie okrywy roślinnej, zachowanie gruzełkowatej struktury gleby oraz optymalne gospodarowanie wodą (24, 31, 32). Najwięcej węgla organicznego pozwala zgromadzić użytkowanie leśne gleb, czyli zamiany gruntów ornych na nierolne. Oszacowano, że sekwestracja węgla w glebach leśnych zależy od siedliska i oraz typu drzewostanu i wynosi od $75 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ C}$ w glebach słabych siedlisk borowych, do ponad $120 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ C}$ w siedliskach lasowych, a największą akumulację spotyka się w grupach troficznych siedlisk wilgotnych (12, 34). Odrębną kategorię stanowią siedliska mokre i bagienne: akumulacja węgla w glebach tych siedlisk wynosi od 500 do ponad $900 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$. W praktyce rolniczej zamiana użytkowania ornego na leśny jest jednak niemożliwa do wprowadzenia na dużą skalę. Z tego powodu wdraża się dostępne praktyki wymienione powyżej.

Przemiany węgla organicznego w glebie

Węgiel organiczny (Corg.) występuje w glebie w postaci substancji humusowych, które są odporne na rozkład, czyli próchnicy oraz substancji niehumusowych – tłuszczowców, węglowodanów i ligniny, z których w wyniku humifikacji tworzy się w efekcie próchnica. Związki węgla oraz ich połączenia organiczno - mineralne mogą występować w formie nierozpuszczalnej (Corg.) oraz rozpuszczalnej (RWO), dlatego sposób użytkowania gruntów może skutkować jego zachowaniem lub utratą (5, 6, 8). O zawartości materii organicznej w glebie decydują czynniki środowiskowe i stopień nasilenia antropopresji, np. wszystkie zabiegi, które zwiększają dopływ powietrza do gleby zwiększają wzrost jej temperatury, co przyspiesza mineralizację i w efekcie powoduje straty węgla organicznego z gleby (12, 14, 20, 22). W procesie mineralizacji świeżo wprowadzonej masy organicznej, węgiel organiczny w warunkach tlenowych ulega reakcji utlenienia i powstaje jego forma gazowa, która podlega emisji do atmosfery (28). Straty Corg. następują więc w wyniku tego procesu - to emisje gazowe CO_2 i CH_4 oraz wymywania do wody formy rozpuszczalnej węgla (RWO) do wód gruntowych (5, 29). Rozpuszczalna forma węgla jest częścią jednej z najbardziej mobilnych i najszybciej rozkładającej się frakcji glebowej materii organicznej czyli rozpuszczalnej materii organicznej RMO (5). Mimo iż stanowi jej niewielki procent, to odgrywa znaczącą rolę w środowisku, gdyż zwiększa straty węgla z gleby. Rozpuszczalne frakcje materii organicznej mogą być bowiem wymywane i wpływać niekorzystnie na jakość wód powierzchniowych i podziemnych. Burzyńska (6) donosi, że duża zawartość materii organicznej w glebach łąkowych przyczynia się do powstawania RWO, co stwarza ryzyko jego wymywania wraz ze składnikami mineralnymi do wód gruntowych. Wykazała ona współzależności między zawartością w glebie formy rozpuszczalnej węgla, a stężeniem fosforu, potasu, magnezu i manganu w wodach gruntowych pobranych z gospodarstw demonstracyjnych w ramach Projektu Ograniczania Zanieczyszczeń Bałtyku ze Źródeł Rolniczych (BAAP); (5).

Jurcova i Bielek (16) podają, że czynnikiem, który decyduje o nasileniu procesów mineralizacji w danej glebie jest jej potencjał produkcyjny. Intensywność tego procesu jest większa na glebach słabszych, o tzw. niższym potencjale produkcyjnym. W zależności od potencjału produkcyjnego danej gleby, autorzy oszacowali następująco straty węgla organicznego. Do I kategorii, w której roczne straty węgla wynoszą $2,81 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ zaliczają gleby charakteryzujące się wysokim potencjałem produkcyjnym. Odpowiednio II i III kategorię stanowią gleby, w których roczne straty węgla wynoszą $4,27$ i $4,49 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$. Podane średnie roczne straty tego składnika mogą być modyfikowane gatunkiem uprawianej rośliny.

Przeciwstawnym do mineralizacji procesem jest humifikacja. Wyróżnia się dwa jej typy: humifikację abiotyczną i biochemiczną (1). Pierwsza zachodzi gdy aktywność biologiczna środowiska glebowego jest niska i efektem syntezy związków chemicznych są kwasy fulwowe i szare kwasy huminowe. Humifikacja biochemiczna zachodzi na glebach z dużym dopływem resztek roślinnych oraz jest uzależniona od ilościowego

i jakościowego składu mikrobiologicznego gleby (1, 16, 25). Humifikacja prowadzi do nagromadzenia w glebie specyficznych związków organicznych zwanych substancjami humusowymi. Charakterystyczną cechą tych związków jest podwyższona ich stabilność w środowisku glebowym. Przemiana materii organicznej w glebie w trwały humus uzależniona jest jednak od właściwości fizycznych i chemicznych gleby, aktywności mikroorganizmów glebowych oraz gatunku gleby. Dostarczona do gleby świeża materia organiczna – zawierająca cukry, skrobię, białka proste i złożone, hemicelulozę, celulozę, ligniny, tłuszcze oraz woski – jest rozkładana równocześnie. Tempo rozkładu jej substratów uzależnione jest od ich budowy chemicznej (8).

Aby zinterpretować wahania zawartości węgla w różnych warunkach klimatycznych, glebowych i przy zróżnicowanych sposobach użytkowania, wykorzystuje się często model RothC (10, 15). Obejmuje on pięć składowych (związków węgla) tworzących pulę węgla organicznego w warstwie powierzchniowej gleby. Każdy komponent wykazuje inną podatność na rozkład pod wpływem oddziaływania warunków meteorologicznych i mikroorganizmów glebowych. Od łatwo rozkładających się składników deponowanych w wyniku uprawy roślin (tj. ściółka i resztki poźniwne, w tym korzenie roślin, które rozkładają się w ciągu około 36 dni), przez trudno rozkładające się części składowe (około 3,3 roku), do bardzo trwałych związków humusowych, wymagających czasu do rozkładu szacowanego na ponad 50 lat, oraz inertnej materii organicznej, która rozkłada się nawet 50 tys. lat. W uprawach roślin rolniczych blisko 60% tworzą składniki łatwo rozkładające się, w lasach jest to zaledwie 20% masy ściółki.

O akumulacji węgla organicznego w glebie decyduje także temperatura powietrza i wilgotność gleby. Każdy wzrost temperatury wiąże się ze zwiększeniem ewaporacji i deficytu wodnego, co zgodnie z modelem RothC wskazuje na zmniejszenie zawartości węgla w glebie. Tę zależność potwierdzono w badaniach prowadzonych w Polsce w województwach podlaskim i dolnośląskim. W gruntach ornych tych województw odnotowano statystycznie istotne zmniejszenie się puli węgla (10). W tym samym czasie zaobserwowano także podniesienie się średniej rocznej temperatury w stosunku do obserwowanej w poprzednich wieloletniach.

Przyorywanie słomy

W gospodarstwach bezinwentarzowych lub charakteryzujących się małą obsadą zwierząt, jednym ze sposobów zwiększenia zawartości węgla organicznego w glebach jest przyorywanie słomy (20, 36). Słomę w uprawie roślin stosowano już w końcu XIX i początku XX wieku. Nawożenie słomą szersze zainteresowanie zyskało po akcesji Polski do UE, gdyż w wyniku zmiany żywienia zwierząt i budowy pomieszczeń bezściółowych zaczęły powstawać jej nadwyżki. Wpływ długotrwałego stosowania słomy na tworzenie się próchnicy nie jest do końca poznany. Przy rozkładzie substancji organicznej w glebie istotny jest stosunek

celulozy do ligniny. Przy stosunku obu tych substratów w oborniku 1,2:1,8 pozostaje zatem więcej węgla w glebie (o 10 do 15%) niż z substancji organicznej o stosunku >2, który jest w słomie. Wartość reprodukcyjną słomy określa się przy wykorzystaniu współczynników reprodukcji/odnowy, które informują o ilości (w $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) glebowej materii organicznej, o którą zostanie wzbogacona gleba w wyniku wprowadzania do niej słomy określonego gatunku roślin (18). Zgodnie ze stosowanymi w Polsce współczynnikami reprodukcji i degradacji materii organicznej, współczynnik odnowy materii organicznej dla 1 tony masy słomy wynosi średnio +0,175–0,210. Dla porównania – dla 1 tony obornika wynosi +0,070, a dla 1 m^3 gnojowicy +0,014–0,028 (28). Natomiast według współczynników rekomendowanych przez VDLUFA (18), współczynnik odnowy dla słomy wynosi 100 $\text{kg} \cdot \text{t}^{-1}$ nawozu. W 5 t suchej masy słomy znajduje się przeciętnie około 4,8 t materii organicznej, w tym 3,1 t substancji organicznej, porównywalnej pod względem oddziaływania na odnowę puli próchnicy w glebie podobnej do substancji organicznej obornika. Większość badań naukowych potwierdza, że nawożenie słomą powoduje wzrost materii organicznej w glebie lub wskazuje na jej rolę w stabilizacji zawartości węgla organicznego w glebie (20, 30, 36). Smagacz (30) potwierdza w swoich badaniach, że przyorywanie słomy zwiększało w warstwie ornej gleby zawartość próchnicy i przyswajalnych składników pokarmowych. Wyższe wartości tych wskaźników po 4 latach badań stwierdzono w obiekcie, gdzie słomę przyorywano corocznie, bez dodatkowej dawki azotu poprawiającej stosunek C:N w przyorywanej słomie. Pomimo pozytywnego oddziaływania słomy na zawartość próchnicy w glebie panuje jednak przekonanie, że przyorana słoma może również zmniejszać plony roślin w pierwszym roku po przyoraniu. W latach 30. XX w. tę zależność tłumaczono tym, że po przyoraniu słomy bardzo szybko namnażają się drobnoustroje, które do budowy własnego ciała pobierają znaczne ilości azotu mineralnego z gleby. Rozwój bakterii po przyoraniu słomy jest tym intensywniejszy, im szerszy jest stosunek C:N w słomie i im większa masa słomy zostanie przyorana. Z tego powodu, jak już wcześniej wspomniano, rekomendowane jest stosowanie razem ze słomą określonej ilości azotu mineralnego (20). Najczęściej w praktyce rekomendowana jest dawka 8 kg azotu na tonę przyoranej słomy. Według Kusia i Madeja (20) roczna produkcja słomy zbóż, rzepaku i kukurydzy wynosi około 30 mln ton. Ilość słomy koniecznej do zrównoważenia bilansu materii organicznej szacuje się na 1/3 całkowitej produkcji. Na cele nawozowe ze względów fitosanitarnych w pierwszej kolejności powinna być przeznaczana słoma rzepaku, a następnie kukurydzy uprawianej na ziarno lub kiszonkę. Zdaniem autorów szacujących przeznaczenie słomy na przyoranie, jej tak duża ilość spowodowana jest małą produkcją obornika (20). Warto podkreślić, że słoma rozkłada się długo w glebie, a występujące częste susze w okresie późniejszym stanowią duże ograniczenie w jej przyorywaniu. Według Zielińskiego i Ziętary (36) przeznaczenie nadwyżek słomy na przyoranie daje możliwość poprawy potencjału plonotwórczego polskich gleb, których przeciętna jakość należy do najniższych w UE. W Polsce ponad 3,7 mln ha potencjalnej powierzchni użytków rolnych posiada przeciętny wskaźnik

Waloryzacji Rolniczej Przestrzeni Produkcyjnej (WWRPP) na poziomie niższym niż 52 pkt. (na 120 pkt. możliwych do osiągnięcia). Oznacza to, że w naszym kraju istnieje znaczący obszar UR o szczególnie niekorzystnych warunkach gospodarowania – gleby w niskiej kulturze. Autorzy ci uważają, że przyoranie nadwyżki słomy pozwoli w ciągu roku dodatkowo zakumulować 1034,6 tys. ton CO₂.

Stosowanie uproszczonej uprawy i siewu bezpośredniego

Uprawa roli, oprócz nawożenia, jest podstawowym elementem agrotechniki kształtującym właściwości gleby (4, 24, 33). Pod wpływem jej odwracania, spulchniania, mieszania, zagęszczania, kruszenia w pierwszym momencie następuje zmiana właściwości fizycznych, głównie stosunków powietrzno-wodnych, gęstości objętościowej, zwięzłości. W konsekwencji zmieniają się także właściwości chemiczne i biologiczne gleby (25). Gdy 15-30% materiału roślinnego pozostaje na powierzchni pola, uprawę nazywa się uproszczoną lub zredukowaną, a gdy ponad 30% – uprawą konserwującą (14). Na polach uprawianych pasowo pozostaje około 50% resztek roślinnych, a stosując siew bezpośredni – ponad 90%. Materiał roślinny pełni nie tylko rolę mulczu fizycznie chroniącego glebę, ale przede wszystkim jest podstawowym substratem próchnicy. Jego rozkład zależy od warunków glebowych, w jakich on się znajduje, a następnie powstawanie trwałej próchnicy. W systemie uproszczonej uprawy roli w warstwie gleby od 0 do 10 cm stwierdza się większą zawartość węgla organicznego w porównaniu do uprawy płużnej (Tab.1 i 2); (4, 26). Zgodnie z badaniami Bleharczyka i in. (4), siew bezpośredni pozwala na największą akumulację tego składnika w glebie. Płużna uprawa roli prowadzi do strat węgla organicznego w glebie.

Tabela 1
Zawartość węgla organicznego w glebie (g·kg⁻¹) w zależności od systemu uprawy roli

Warstwa gleby (cm)	Uprawa roli				
	Płużna, klasyczna	Uproszczona			Siew bezpośredni
		Płytki orka	Brona talerzowa	Agregat ścierniskowy	
0-5	8,5	8,9	10,1	9,8	10,4
10-20	8,9	7,8	7,9	7,4	6,8

Źródło: Bleharczyk i in., 2007 (4)

Tabela 2

Chemiczne właściwości gleby w zależności od systemów uprawy roli

Parametr	System uprawy roli	Warstwa gleby (cm)	
		0-10	10-20
pH- 1M KCl	TR*	0,69	6,71
	UPR	6,28	6,73
	SB	6,23	6,74
	NIR _{0,05} - LSD _{0,05}	0,37	r.n.
Corg.	TR*	9,08	9,01
	UPR	11,84	8,97
	SB	12,47	8,83
	NIR _{0,05} - LSD _{0,05}	0,62	r.n.
N ogólny	TR*	0,98	0,97
	UPR	1,19	0,94
	SB	1,25	0,91
	NIR _{0,05} - LSD _{0,05}	0,12	r.n.
C/N	TR*	9,3	9,3
	UPR	9,9	9,5
	SB	10,0	9,7
	NIR _{0,05} - LSD _{0,05}	0,31	r.n.
P g·kg ⁻¹	TR*	215	202
	UPR	203	215
	SB	210	207
	NIR _{0,05} - LSD _{0,05}	r.n.	r.n.
K g·kg ⁻¹	TR*	166	176
	UPR	237	159
	SB	297	161
	NIR _{0,05} - LSD _{0,05}	21,0	13,2
Mg g·kg ⁻¹	TR*	40,2	39,8
	UPR	49,9	30,2
	SB	53,5	29,7
	NIR _{0,05} - LSD _{0,05}	5,1	3,9

TR*- tradycyjny system uprawy, UPR - uproszczony, SB- siew bezpośredni, r.n różnica nieistotna

Źródło: Małecka i in., 2019 (26)

W związku z wdrażaniem praktyk zmniejszających mineralizację materii organicznej w glebie, pewną alternatywą dla uprawy płużnej jest zatem stosowanie uproszczonej uprawy roli i siewu bezpośredniego. Z praktyki wynika, że ten sposób uprawy jest wdrażany w większych gospodarstwach. Uprawa bezorkowa roli ma duże znaczenie nie tylko na akumulację całkowitego węgla organicznego, ale przede wszystkim na trwałe i labilne frakcje próchnicy. Dieckman i Koch (7) donoszą, że bezorkowa uprawa ogranicza proces mineralizacji i zmniejsza straty materii organicznej w warstwie 0-5 cm gleby nawet o 200 kg ha⁻¹·rok⁻¹.

Wpływ płuznej uprawy i siewu bezpośredniego na zawartość materii organicznej badano w wieloletnim doświadczeniu zlokalizowanym w Rolniczym Zakładzie Doświadczalnym w Chylicach, prowadzonym od 1975 roku (24). Gleba w tym doświadczeniu zaliczana jest wg. FAO do typu Mollic Gleysols. W doświadczeniu badane są dwa systemy uprawy roli: uprawa płuzna i uprawa zerowa. W roku 2009 uprawiano pszenicę ozimą, a w roku 2010 jęczmień jary. W badaniach oceniano jak sposób uprawy gleby (uprawa zerowa, po której następuje siew bezpośredni i uprawa płuzna) wpływa na akumulację frakcji materii organicznej izolowanych z gleby metodami fizycznymi: frakcji szumifikowanej (frakcji o średnicy cząstek $<0,05$ mm, tworzącej kompleksy mineralne z cząstkami pyłu i ilu) i bardzo labilnej frakcji - POM, o średnicy frakcji piasku 2-0,05 mm. Wyniki badań wykazały, że stosowanie ponad 30-letniego siewu bezpośredniego, wpłynęło na akumulację węgla organicznego w warstwie 0-10 cm gleby. Badania przeprowadzone przez różnych autorów wskazują, że jest to dość powszechne zjawisko, gdyż nie występuje mieszanie i obracanie gleby, a materia organiczna zgromadzona w wierzchniej warstwie jest trwalsza, co zapobiega jej stratom (4, 11, 24). Wykazano ponadto, że udział POM (cząstki o średnicy 2-0,05 mm) w ogólnym węglu organicznym gleby istotnie różniły się pomiędzy systemami uprawy; w warstwie 0-10 cm gleby wynosił średnio od 13,1% w uprawie płuznej do 16,9% w siewie bezpośrednim. Podobne wyniki otrzymali West i Post (33). Badając 67 różnych gleb użytkowanych rolniczo stwierdzili, że POM o średnicy cząstek 2-0,05 mm stanowi średnio 19% i maksymalnie może gromadzić 65% glebowego węgla. Interesujących wyników badań dostarczyły badania przeprowadzone w RZD w Chylicach. Dotyczyły one spowolnienia tempa obiegu węgla glebowego i poprawy stabilności agregatów w warunkach siewu bezpośredniego, co może również wpływać na stopniowe gromadzenie materii organicznej we frakcji bardziej zhumifikowanej i stabilnej. Badania potwierdziły, że labilna frakcja POM jest bardziej podatna na zmiany pod wpływem uprawy płuznej i siewu bezpośredniego niż frakcja szumifikowana i ogólna zawartość węgla organicznego w glebie. Główna część glebowego węgla organicznego akumulowała się bowiem we frakcji zhumifikowanej. Stosowanie siewu bezpośredniego zwiększało istotnie labilną frakcję POM w ogólnej puli węgla organicznego w warstwie 0-10 cm. Większa zawartość tej frakcji w glebie pozbawianej uprawy może wynikać, jak podają autorzy, z fizycznej ochrony labilnych cząstek POM wewnątrz stabilnych form agregatów glebowych. Zatem stosowanie siewu bezpośredniego może być skutecznym narzędziem prowadzącym do sekwestracji węgla organicznego w glebach użytkowanych rolniczo (33).

Uprawa roślin w zmianowaniu, stosowanie międzyplonów oraz zwiększanie bioróżnorodności

Zgodnie z wartościami współczynników reprodukcji i degradacji materii organicznej, uprawa określonych gatunków roślin może powodować straty lub akumulację materii organicznej (18, 25, 28). Uprawa roślin jednorocznych w szerokich rzędach przyspiesza proces mineralizacji. Natomiast zwarta pokrywa roślinna zwiększa aktywność biologiczną gleby, dzięki czemu przyczynia się do tworzenia związków próchnicznych i stabilizacji struktury gleby. Z tego powodu uprawa roślin bobowatych i traw oraz ich mieszanek sprzyja akumulacji węgla organicznego w glebie. Możliwości sekwestracji węgla organicznego w glebie lekkiej badano w wieloletnim doświadczeniu założonym w 1979 roku w Rolniczym Zakładzie Doświadczalnym w Grabowie (25). Eksperyment obejmuje dwa czteropolowe zmianowania i prowadzony jest polami dwóch roślin w każdym sezonie wegetacyjnym. W zmianowaniu A, określonym jako „zubożające” glebę w materię organiczną, uprawiane są: kukurydza na ziarno (do 2007 r. ziemniak), pszenica ozima, jęczmień jary i kukurydza na kiszonkę. W zmianowaniu B, określanym jako „wzbogacające” glebę w materię organiczną, uprawia się: kukurydzę na ziarno (do 2007 r. ziemniak), pszenicę ozimą + gorczycę na przyoranie jako międzyplon ścierniskowy, jęczmień z wsiewką koniczyny i mieszankę koniczyny z trawami. Przez dwie pierwsze czteroletnie rotacje zmianowań. Drugim, obok zmianowań, czynnikiem doświadczenia, były poziomy nawożenia obornikiem. Nawóz ten stosowano w obu zmianowaniach pod ziemniaki w dawkach 0, 20, 40, 60 i 80 t·ha⁻¹ co 4 lata. Od trzeciej rotacji w doświadczeniu wprowadzono kolejny czynnik, którym jest zróżnicowany poziom nawożenia azotem mineralnym (N0, N1, N2, N3), dostosowanym do wymagań pokarmowych uprawianych roślin. Dawki N2 i N3 są wielokrotnościami dawki N1, która od 2007 roku w zmianowaniu A wynosi odpowiednio: 50 kg pod kukurydzę na ziarno, 50 kg pod pszenicę ozimą, 30 kg pod jęczmień jary a w zmianowaniu B: 50 kg pod kukurydzę na ziarno, 50 kg pod pszenicę ozimą, 30 kg pod jęczmień jary z wsiewką oraz 50 kg pod każdy pokos mieszanki koniczyny z trawami. Na akumulację materii organicznej w glebie największy wpływ miało zmianowanie, następnie nawożenie obornikiem (25). Wpływ regularnie stosowanego obornika (raz na cztery lata) na zawartość węgla organicznego był ściśle powiązany z doбором gatunków roślin do uprawy. W zmianowaniu A w skrajnych obiektach doświadczalnych (bez obornika i azotu mineralnego) zawartość węgla organicznego po 33 latach prowadzenia doświadczenia wynosiła 6,1 g Corg·kg⁻¹ gleby. Największą ilość węgla organicznego (8,5 g·kg⁻¹) stwierdzono w zmianowaniu B, w glebie nawożonej obornikiem i najwyższą dawką azotu mineralnego (25). Korzystny wpływ zmianowania B zapewniały głównie uprawa mieszanki koniczyny z trawami i uprawa międzyplonu ścierniskowego na przyoranie. Po 33 latach stosowania obornika w dawce 20 t·ha⁻¹ w zmianowaniu A nie uzyskano zwiększenia zawartości Corg. w glebie. Wzrost ten o 8,1% nastąpił dopiero po zastosowaniu dawki 40 t·ha⁻¹. W zmianowaniu B z rośliną bobowatą już zastosowanie dawki 20 t·ha⁻¹ obornika powodowało wzrost

o 7,2 % zawartości węgla organicznego w glebie, w porównaniu do obiektu bez tego nawozu. Powyższe wyniki potwierdzają korzystny wpływ współdziałania obornika z odpowiednim doбором gatunków roślin na akumulację węgla organicznego w glebie. W badaniach potwierdzono także wzrost zawartości tego składnika w glebie wraz ze zwiększeniem dawki obornika, był on istotnie większy w glebie pod zmianowaniem B niż w zmianowaniu A (25).

Skuteczną metodą ograniczenia strat Corg. z gleby może być także uprawa międzyplonów. Thomson i Christensen (31) wskazują, że przyorwanie międzyplonów przyczynia się do wzrostu zawartości węgla organicznego w glebie. Wpływ wsiewek międzyplonowych życicy wielokwiatowej i koniczyny czerwonej na zawartość węgla organicznego w glebie badano m.in. w doświadczeniu polowym założonym w 1989 roku w Bałcynach. Doświadczenie zlokalizowane było na glebie średniej (32). Czynnikiem pierwszego rzędu był sposób siewu jęczmienia jarego, tj. w siewie czystym i uprawa z wsiewkami międzyplonowymi życicy wielokwiatowej i koniczyny czerwonej. Drugim czynnikiem było usytuowanie jęczmienia w trzech, czteropolowych płodozmianach: A – 25% (ziemniak-jęczmień jary w siewie czystym lub z wsiewką życicy wielokwiatowej, groch siewny – pszenica jara), B – 50% (ziemniak-jęczmień jary w siewie czystym lub wsiewką koniczyny czerwonej – pszenica jara-jęczmień jary w siewie czystym lub z wsiewką życicy wielokwiatowej) i C-75% (ziemniak - jęczmień jary w siewie czystym lub wsiewką życicy wielokwiatowej-jęczmień jary w siewie czystym lub z wsiewką koniczyny czerwonej - jęczmień jary w siewie czystym lub z wsiewką życicy wielokwiatowej). W doświadczeniu w Bałcynach zawartość węgla zwiększała się po wprowadzeniu do gleby biomasy wsiewek. Po upływie 4 lat nie stwierdzono średnio dla pól płodozmianowych zmian zawartości węgla organicznego w obiektach z siewem czystym jęczmienia. W obiektach z wsiewkami nastąpił wzrost jego zawartości. Wsiewki międzyplonowe życicy wielokwiatowej i koniczyny czerwonej zapobiegały obniżeniu węgla organicznego w stanowiskach po pszenicy jarej i jęczmieniu jarym (32).

W uprawach roślin w monokulturze zazwyczaj odnotowuje się niższą zawartość węgla organicznego niż w zmianowaniach. W przypadku trwałych użytków zielonych, jak podaje Sapek (29), proces wiązania CO₂, dzięki całorocznemu przykryciu gleby roślinnością, jest wysoki. Szczególnie proces immobilizacji węgla organicznego, czyli ograniczenia jego strat, występuje na glebach łąkowych torfowych, bardzo wilgotnych. Tę tezę potwierdzają badania prowadzone przez Burzyńską (5). Gleby łąkowe, dodatkowo nawadniane, akumulowały więcej węgla organicznego pod wpływem, zarówno nawożenia organicznego, jak mineralnego, w porównaniu do gleb przesuszonych. Łąki prawidłowo nawożone oraz regularnie wapnowane odgrywają zatem bardzo ważną rolę w akumulacji węgla organicznego w glebie. Określane są mianem „pułapek” na CO₂ (29). Trawy pozostawiają w glebie bowiem gęstą sieć korzeni, co zwiększa zawartość węgla organicznego oraz zapobiega suszy glebowej.

Yang i in. (35) wskazują natomiast na dużą rolę zwiększania bioróżnorodności gatunkowej w sekwestracji Corg. w glebie. W ich trwającym 22 lata doświadczeniu, w którym badali wpływ sukcesji roślin trawiastych uprawianych w monokulturze oraz

w mieszkankach ze strączkowymi na glebach zdegradowanych, uzyskali wyższe wskaźniki akumulacji węgla w glebie w drugim okresie badań (lata 13–22). Większa produkcja części nadziemnych i biomasy korzeni może bezpośrednio wiązać się z uprawą wielu gatunków roślin, zwłaszcza traw typu C4 i roślin strączkowych. Wytwarzana większa masa korzeni mieszanek wykazuje szybszą tendencję do gromadzenia w glebie węgla, w porównaniu z poletkami, na których uprawiano tylko same trawy. Ponadto badacze ci wskazują, że roczne tempo magazynowania węgla w glebie było zróżnicowane w zależności od czasu uprawy roślin i było o 90% większe w drugim okresie trwania doświadczenia (14–22 lat) niż w pierwszym okresie (1–13 lat). Również w drugim okresie prowadzenia doświadczenia uzyskano o 200% większą akumulację węgla w glebie, związaną z większą sukcesją roślin o największej bioróżnorodności (traw C4 i roślin strączkowych). W przeprowadzonych badaniach, w kombinacjach z roślinami o największej bioróżnorodności akumulowało się ponadto o 178% więcej węgla w glebie niż pod monokulturą traw, co świadczy o potencjalnie dużej przewadze magazynowania węgla, jaką może zapewnić szybkie przywrócenie większej bioróżnorodności roślin. Wyższe wskaźniki magazynowania węgla były silnie związane z obecnością traw typu C4 i roślin strączkowych w poletkach o większej bioróżnorodności. Takie wyniki są związane oczywiście z większą produkcją części nadziemnych i biomasa korzeni mieszanek traw ze strączkowymi (35).

Wyniki tych prac dowodzą, że zarówno duża bioróżnorodność roślin, jak i obecność specyficznych kombinacji cech funkcjonalnych roślin w runi mogą być potrzebne, aby zwiększyć tempo gromadzenia węgla organicznego w glebach zdegradowanych i na gruntach marginalnych (35).

Podsumowanie

W badaniach rolniczych i środowiskowych w ostatnich latach podkreśla się konieczność zwiększenia akumulacji węgla organicznego w glebie poprzez wdrażanie do uprawy gatunków roślin, które magazynują duże ilości CO₂, bezorkowego systemu uprawy roli (z siewem bezpośrednim włącznie), stosowanie nawozów organicznych i naturalnych. Z badań naukowych wynika, że nie ma jednoznacznie właściwej i uniwersalnej metody dla wszystkich gospodarstw rolnych. Możliwości zwiększenia sekwestracji węgla organicznego powinny być indywidualnie dostosowane do warunków glebowych i organizacyjnych gospodarstwa. W przypadku gleb lekkich, najlepszą metodą trwałej akumulacji węgla organicznego jest ich zalesienie – to daje ogromne możliwości sekwestrowania węgla organicznego. Użytki rolne zajmują, zaraz po lasach, 24% powierzchni lądów, odgrywając ogromną rolę w akumulacji węgla. Z punktu widzenia ochrony środowiska priorytetem powinna być ochrona lasów oraz nowe nasadzenia. Gleby leśne, z racji trwałej osłony oraz dużej depozycji organicznej, gromadzą na ogół większą pulę węgla organicznego niż grunty orne. Należy do niej zaliczyć także zasób węgla zawarty w nadziemnych i podziemnych częściach drzewostanów. W praktyce rolniczej pod uprawą znajduje

się przeważająca ilość gleb lekkich, których zalesienie nie jest możliwe. W takich przypadkach zaleca się uprawę międzyplonów ozimych, mieszanek traw z bobowatymi i zwiększanie areалу użytków zielonych. Wdrażanie bezorkowej uprawy roli jest rozwiązaniem dla dużych gospodarstw. Przyorywanie słomy na glebach lekkich nie zawsze przynosi zamierzony skutek, gdyż słoma w glebie z niedoborem wilgoci nie rozkłada się lub rozkłada trudniej i dłużej. Częste przyorywanie słomy może również wpływać niekorzystnie na rośliny i właściwości gleby. Najlepszym źródłem węgla organicznego w glebie, jak i trwałej frakcji materii organicznej pozostaje obornik. Gwałtowne zmiany temperatur sezonowych, zmiany wilgotności gleby (intensywne opady deszczu lub długie okresy suszy), fale upałów mają i będą miały w Polsce znaczący wpływ na właściwości gleby, zasoby wodne, a w efekcie akumulację lub straty węgla organicznego w glebie.

Literatura

1. Aleksandrowa L.N.: Органическое вещества почвы и его процессы трансформации, Materia organiczna i procesy jej transformacji, 1980, Nauka, Leningrad.
2. Berg B.: Decomposition of root litter and some factors regulating the process: Long term root litter decomposition in a Scots pine forest. *Soil Biol. Biochem.*, 1984, 16: 609–618.
3. Bęś A., Warminski K.: Zmiany zawartości węgla organicznego w rekrutowanych glebach lekkich, 2015, *Prz. Nauk. Inż. Kszt. Środ.*, 67: 3-12.
4. Blecharczyk A., Małecka I., Sierpowski J.: Wpływ wieloletniego oddziaływania systemów uprawy roli na fizyko-chemiczne właściwości gleby. *Fragmenta Agronomica*, 2007, 1(93): 7-13.
5. Burzyńska I.: Współzależność między zawartością RWO w roztworze ekstrakcyjnym 0,01 mol CaCl_2 , a wybranymi składnikami mineralnymi w wodach gruntowych. *Woda, Środ. Obsz. Wiej.*, 2004, t.4., z. 2a(11): 525-535.
6. Burzyńska I.: Zawartość rozpuszczalnego węgla organicznego w mineralnej glebie i w płytkich wodach gruntowych na tle sposobu użytkowania łąki. *Pol. Journal of Agronomy*, 2012, 8:3-8.
7. Dieckmann J., Koch H.J.: Einfluss differenzierter Bodenbearbeitung auf Chemische Bodeneigenschaften und Zuckerrubenertrag. *Pflanzenbauwissenschaften*, 2008, 12(1): 22-31.
8. Dziadowiec H.: Glebowa materia organiczna (Materiały dla studentów specjalności gleboznawstwo ekologiczne), 2-89.
9. Faber A., Jarosz Z.: Modelowanie bilansu węgla organicznego w glebie oraz emisji gazów cieplarnianych w skali regionalnej oraz w Polsce. *Prob. Rol. Świat.*, 2018, 18 (XXXIII), 3:102-112.
10. Fanielec J., Górka K., Stuczyński T., Wołkowicz S.: Oszacowanie kosztów wynikających z wdrażania w Polsce wymagań zawartych w projekcie dyrektywy parlamentu europejskiego i rady ustanawiającej ramy dla ochrony gleb oraz zmieniającej dyrektywę 2004/35/WE, 2007, Puławy-Warszawa-Kraków.
11. Franzluebbers A.J.: Soil organic master stratification ratio as a indicator of soil quality. *Soil Tillage Res.*, 2002, 66: 95-106.
12. Gruszczyński S.: Zmiany w środowisku glebowym i ich skutki. *Przyszłość: Świat-Europa-Polska, Problemy i Poglądy*, 2014, 2/30: 36-63.
13. IPCC. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Summary for Policymakers. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change., 2007, <http://ipcc-wg1.ucar.edu/wg1/wg1-report.html>.

14. Jaskulski D., Jaskulska I.: Współczesne sposoby i systemy uprawy roli w teorii i praktyce rolniczej. Centrum Doradztwa Rolniczego w Brwinowie Oddział w Poznaniu, 2016, 17-21.
15. Jones C., McConnell C., Coleman K., Cox P., Falloon P., Jenkinson D., Powlson D.: Global climate change and soil carbon stocks; predictions from two contrasting models for the turnover of organic carbon in soil. *Global Change Biology*, 2005, **11**: 154-166
16. Jurcova O., Bielek P.: Źródła i straty podnej organicznej hmoty a ich bilancja. [In:] *Humic Subst. Environ.*, 1997, **1**: 7-12.
17. Komunikat Komisji Europejskiej do Rady Europejskiej, Parlamentu Europejskiego, Komitetu Ekonomiczno-Społecznego oraz Komitetu Regionów – W kierunku tematycznej strategii ochrony gleb. COM (2002) 179 wersja końcowa. Komisja Wspólnot Europejskich, Bruksela 2002.
18. Körschens M.: Humusbilanzierung. Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. Standpunkt VDLUFA, Bonn, 2004.
20. Krasowicz S., Kuś J.: Kierunki zmian w produkcji rolniczej w Polsce do roku 2020 – próba prognozy. *Zag. Ekon. Rol.*, 2010, Warszawa, **3**: 5-18.
21. Kuś J., Madej A.: Zagospodarowanie słomy a bilans materii organicznej. *Zag. Doradz. Roln.*, 2017, **4**: 40-55.
22. Kwiatkowska J.: Ocena możliwości wykorzystania węgla brunatnego jako efektywnego źródła materii organicznej. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 2007, **10(1)**: 71-85.
23. Lal R.: Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. *Science*, 2004, **304**, **5677**: 1623-1627.
24. Lal R.: Węgiel glebowy i nasilenie efektu cieplarnianego. *Rolnictwo polskie i ochrona jakości wody. Zesz. Eduk.*, 2000, **6**: 22-36.
25. Lenart S., Perzanowska A.: Wpływ płużnej uprawy roli i siewu bezpośredniego na zawartość w glebie materii organicznej ekstrahowanej metodami fizycznymi. *Acta Agrophysica*, 2013, **20(4)**: 595-607.
26. Martyniuk S., Pikula D., Kozieł M.: Soil properties and productivity in two long-term crop rotations differing with respect to organic matter management on an Albic Luvisol. *Scientific Reports*, 2019, **9(1878)**: 1-9.
27. Małecka I., Swędryńska D., 2, Blecharczyk A., Dytman-Hagedorn M.: Wpływ systemów uprawy roli pod groch na właściwości fizyczne, chemiczne i biologiczne gleby. *Fragm. Agron.*, 2012, **29(4)**: 106–116.
28. Ochala P., Kopiński J.: Wpływ zakwaszenia gleb na środowisko i produkcję roślinną. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2017, **53(7)**: 9-25.
29. Pikula D.: Aktualne trendy w gospodarowaniu glebową materią organiczną. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2013, **34(8)**: 109-124.
30. Sapek B.: Gleba jako źródło i „pułapka” na gazy cieplarniane. *Zesz. Eduk.*, 2000, **6**: 52-60.
31. Smagacz J.: Wpływ nawożenia słomą na plonowanie pszenicy ozimej, występowanie chorób podstawy źdźbła oraz niektóre właściwości chemiczne gleby. *Fragm. Agron.*, 2010, **27(1)**: 141-150.
32. Thomson I.K., Christensen B.T.: Field of wheat and soil carbon and nitrogen contents following long-term incorporation of barley straw and ryegrass catch crops. *Soil Use Manag.*, 2004, **20**: 432-438.
33. Wanic M., Kostrzewska M.K., Myśliwiec M., Brzezina G.M.: Wpływ wsiewek międzyplonowych i płodozmianu na niektóre fizyczne i chemiczne właściwości gleby. *Fragm. Agron.*, 2013, **30(1)**: 121–132.
34. West T., Post W.M.: Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: a global data analyses. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2002, **66**: 1930-1946.
35. Wójcik J.: Możliwości zwiększania sekwestracji węgla w ekosystemach leśnych w warunkach zmian klimatycznych. Gromadzenie węgla w glebie, ochrona materii organicznej Panel Ekspertów Klimat”, lasy i drewno a zmiany klimatyczne: zagrożenia i szanse. Instytut Badawczy Leśnictwa, 2013.

-
36. Yang Yi., Tilman D., Furey G., Lehman C.: Soil carbon sequestration accelerated by restoration of grassland biodiversity, *Nature Communications*, 2019, **10(1)**; <https://doi.org/10.1038/s41467-019-08636-w>.
37. Zieliński M., Ziętara W.: Słoma jako alternatywne źródło energii lub materii organicznej w glebie. *Problems of Agricul. Econ. Zag. Ekon. Rol.*, 2018, **2(355)**: 28-40.
-

Adres do korespondencji:

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

AUTOR	ORCID
Dorota Pikuła	0000-0003-4173-197X

Stanisław Krasowicz

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

REGIONALNE ZRÓŻNICOWANIE UWARUNKOWAŃ KONKURENCYJNOŚCI POLSKIEGO ROLNICTWA*

Słowa kluczowe: konkurencyjność, rolnictwo, kształtowanie, uwarunkowania, sposoby, zróżnicowanie regionalne

Wstęp

Konkurencyjność jest kategorią ekonomiczną. Często pojęcie to jest odnoszone do rynków międzynarodowych i możliwości lokowania na nich produktów polskiego rolnictwa i przemysłu rolno-spożywczego. Kategoria ta jest również stosowana w odniesieniu do różnych regionów Polski. Według Nowak (10) zróżnicowanie regionalne dotyczy zarówno konkurencyjności czynnikowej (potencjalnej), jak i wynikowej (rzeczywistej). Ceny produktów rolnych kształtuje rynek, a producenci rolni mają niewielki wpływ na poziom uzyskiwania cen, głównie poprzez podnoszenie jakości produktów.

Za podstawowy sposób zwiększania konkurencyjności powszechnie uznaje się obniżanie kosztów produkcji rolniczej. Możliwości stosowania tego sposobu są zróżnicowane regionalnie, z uwagi na istniejące uwarunkowania przyrodnicze i organizacyjno-ekonomiczne. Uwarunkowania te są wyznacznikami możliwości wykorzystania różnych działań prowadzących do obniżania kosztów produkcji.

W świetle badań Instytutu Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowego Instytutu Badawczego w Puławach (IUNG-PIB) podstawowe sposoby obniżania (racjonalizacji) kosztów to: rejonizacja produkcji, sprzyjająca racjonalnemu wykorzystaniu zasobów, wdrażanie osiągnięć postępu technicznego, technologicznego i organizacyjnego oraz wzrost skali produkcji sprzyjający zmniejszaniu kosztów stałych. Możliwości stosowania różnych sposobów zwiększania konkurencyjności są zróżnicowane regionalnie, podobnie jak możliwości wdrażania i efekty Wspólnej Polityki Rolnej UE (2).

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.8 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

Celem badań było wykazanie wpływu regionalnego zróżnicowania uwarunkowań przyrodniczych i organizacyjno-ekonomicznych na konkurencyjność polskiego rolnictwa w aspekcie możliwości i kierunków obniżania (racjonalizacji) kosztów produkcji rolniczej.

Materiał i metodyka badań

Analizę przeprowadzono z uwzględnieniem wybranych wskaźników charakteryzujących uwarunkowania przyrodnicze i organizacyjno-ekonomiczne według województw. Jako układ odniesienia przyjęto średnie wartości wskaźników dla Polski. Podstawowe źródła informacji stanowiły dane statystyczne GUS (3), wyniki badań IUNG-PIB oraz efekty badań różnych autorów, przedstawione w literaturze. Analiza dotyczyła głównie produkcji roślinnej, ale jako jedną ze zmiennych uwzględniono również produkcję zwierzęcą.

Przyjęto założenie, że warunki przyrodnicze i postęp biologiczny wyznaczają potencjalne możliwości produkcji roślinnej, ale o stopniu jego wykorzystania decydują warunki organizacyjno-ekonomiczne (6). Założono również, że regionalne zróżnicowanie uwarunkowań produkcji rolniczej w Polsce determinuje kierunki badań naukowych i priorytety działalności doradczej sprzyjające poprawie konkurencyjności produkcji rolniczej w różnych regionach Polski (10).

Warunki przyrodnicze produkcji rolniczej przedstawiono za pomocą wskaźnika waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej wg IUNG-PIB (8), uwzględniającego jakość i przydatność rolniczą gleb, agroklimat, rzeźbę terenu i warunki wodne. Uwzględniono również udział trwałych użytków zielonych i sadów w % UR.

Jako uwarunkowania agrotechniczne, decydujące o wykorzystaniu potencjału rolniczej przestrzeni produkcyjnej, uwzględniono następujące cechy:

- zużycie nawozów mineralnych w kg NPK/ha użytków rolnych;
- zużycie nawozów wapniowych w kg CaO/ha użytków rolnych;
- udział gleb bardzo kwaśnych i kwaśnych w %;
- plony zbóż w t·ha⁻¹ jako miarę poziomu kultury rolnej.

Regionalne zróżnicowanie warunków organizacyjno-ekonomicznych według województw przedstawiono za pomocą następujących wskaźników:

- udział gospodarstw rolnych o powierzchni poniżej 5 ha użytków rolnych;
- udział gospodarstw rolnych o powierzchni powyżej 50 ha użytków rolnych;
- średnia powierzchnia gospodarstwa w ha użytków rolnych;
- globalna produkcja roślinna w jednostkach zbożowych na 1 ha UR;
- zatrudnienie osób/100 ha użytków rolnych;
- obsada zwierząt w DJP/100 ha użytków rolnych;
- skup produktów w jednostkach zbożowych na 1 ha w kg/ha średnio 2016-2017;
- skup zbóż w kg/ha UR;
- udział produkcji zwierzęcej w rolniczej produkcji towarowej w %;
- udział województw w skupie produktów rolnych wyrażonym w jednostkach zbożowych w % (średnio 2016-2017).

Wybrane cechy charakteryzują specyfikę rolnictwa w województwach. Jednocześnie wskazują one czynniki kształtujące konkurencyjność produkcji rolnej. Analizowane dane przedstawiono w formie tabelarycznej.

Omówienie wyników

Z badań IUNG-PIB wynika, że warunki przyrodnicze, oceniane z punktu widzenia produkcji rolnej, są w Polsce o 30-40% gorsze w porównaniu do krajów Europy zachodniej. Poziom i struktura produkcji rolnej w Polsce są odzwierciedleniem warunków klimatyczno-glebowych, organizacyjno-ekonomicznych i ich zróżnicowania regionalnego (7).

W świetle badań IUNG-PIB w Puławach (8), zróżnicowane regionalnie warunki przyrodnicze polskiego rolnictwa decydują także o konkurencyjności tego sektora.

Warunki klimatyczne, obok gleb, są czynnikiem decydującym o wykorzystaniu przestrzeni rolnej. Determinują bowiem dobór roślin uprawnych i poziom uzyskiwanych plonów. Rola czynników klimatycznych w kształtowaniu potencjału produkcyjnego siedlisk glebowych Polski nabiera szczególnego znaczenia, z uwagi na występowanie deficytu opadów oraz pogorszenie się klimatycznych bilansów wodnych w sezonie wegetacyjnym.

Regionalne różnicowanie potencjału rolnej przestrzeni produkcyjnej Polski wynika z przestrzennej zmienności pokrywy glebowej, ukształtowania terenu, oraz opadów i temperatury. Syntetyczną miarą zróżnicowania i wpływu poszczególnych elementów środowiska na warunki do produkcji rolnej jest wskaźnik waloryzacji rolnej przestrzeni produkcyjnej w punktach wg oceny IUNG-PIB (8). Jego zróżnicowanie według województw przedstawiono w tab. 1.

W waloryzacji rolnej przestrzeni produkcyjnej szczególne znaczenie mają warunki glebowe. Wpływem samego tylko wskaźnika jakości i przydatności gleb można wyjaśnić około 70% obserwowanej zmienności plonów. Wpływ pozostałych czynników jest znacznie mniejszy i wynosi łącznie około 30%. Udział wskaźnika cząstkowego agroklimatu ujmującego cały kompleks czynników klimatycznych zawiera się w przedziale 1-15 pkt., wskaźnika warunków wodnych w przedziale 1-5 pkt., a rzeźby terenu 0,1-5 pkt.

Potencjał rolnej przestrzeni produkcyjnej, istotny z punktu widzenia konkurencyjności potencjalnej jest wyznaczony przez specyfikę warunków przyrodniczych. Polska jest krajem nizinnym, gdyż ponad 96% terytorium położone jest poniżej 350 m n.p.m., a tylko 2,9% – powyżej 500 m n.p.m. Polska leży w strefie ścierania się wpływów klimatu kontynentalnego europejskiego, o dość suchych latach i zimnych zimach, oraz umiarkowanego z wpływami klimatu atlantyckiego, co tworzy mało stabilne warunki dla produkcji rolnej. Średnia roczna temperatura powietrza waha się od 6,0 do 8,8°C, a długość termicznego okresu wegetacyjnego wynosi średnio około 220 dni i tylko w części południowo-zachodniej przekracza 230 dni.

Tabela 1

Uwarunkowania przyrodnicze konkurencyjności polskiego rolnictwa (wg województw)

Lp.	Województwo	Wskaźnik waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej wg IUNG w pkt	Agroklimat w pkt	Udział trwałych użytków zielonych w %	Udział ugorów i odlogów w % UR	Udział sadow w % UR
1.	Dolnośląskie	74,9	10,4	15,2	3,2	0,4
2.	Kujawsko-pomorskie	71,0	9,2	13,1	1,9	1,6
3.	Lubelskie	74,1	10,6	16,5	2,4	4,2
4.	Lubuskie	62,3	11,6	21,7	5,6	0,4
5.	Łódzkie	61,9	11,5	16,4	2,8	3,3
6.	Małopolskie	69,3	9,3	39,5	3,6	1,6
7.	Mazowieckie	59,9	9,7	26,9	3,5	4,5
8.	Opolskie	81,4	13,2	8,8	1,7	0,1
9/	Podkarpackie	70,4	10,7	33,1	7,0	1,3
10.	Podlaskie	55,0	7,5	38,3	2,3	0,3
11.	Pomorskie	66,2	8,5	17,8	3,4	0,3
12.	Śląskie	64,2	11,2	21,2	4,8	0,9
13.	Świętokrzyskie	69,3	10,6	21,8	3,9	7,3
14.	Warmińsko-mazurskie	66,0	8,1	33,6	5,2	0,3
15.	Wielkopolskie	64,8	11,2	13,5	1,8	0,6
16.	Zachodniopomorskie	67,5	9,8	10,5	5,1	0,7
	POLSKA	66,6	9,9	21,4	3,3	2,0

Źródło: dane IUNG-PIB i GUS oraz opracowanie własne

Tabela 2

Uwarunkowania agrotechniczne konkurencyjności polskiego rolnictwa (wg województw)

Lp.	Województwo	Zużycie nawozów mineralnych w kg NPK/ha UR	Zużycie nawozów wapniowych w kg CaO/ha UR	Udział gleb bardzo kwaśnych i kwaśnych w %	Plony zbóż w dt · ha ⁻¹ 2016-2017
1.	Dolnośląskie	168,1	87,2	28	51,9
2.	Kujawsko-pomorskie	183,3	126,9	25	44,8
3.	Lubelskie	143,3	50,0	40	42,6
4.	Lubuskie	105,6	32,3	37	43,6
5.	Łódzkie	135,1	44,9	55	35,1
6.	Małopolskie	88,1	23,1	51	40,3
7.	Mazowieckie	111,9	32,7	52	31,9
8.	Opolskie	195,9	96,4	17	59,2
9.	Podkarpackie	78,7	30,8	58	38,3
10.	Podlaskie	103,5	35,6	58	30,3
11.	Pomorskie	138,8	46,4	41	41,1
12.	Śląskie	127,5	42,3	34	44,0
13.	Świętokrzyskie	111,9	28,3	36	31,4
14.	Warmińsko-mazurskie	107,6	48,9	38	38,3
15.	Wielkopolskie	160,8	42,7	34	44,6
16.	Zachodniopomorskie	126,6	76,7	35	43,3
	POLSKA	133,5	53,0	37	41,1

Źródło: dane GUS oraz opracowanie własne

Średnia roczna suma opadów atmosferycznych wynosi 500-600 mm na nizinach, 600-700 mm na wyżynach i przekracza 1000 mm w górach. Środkowa Polska (Mazowsze, Wielkopolska, Kujawy) należy do regionów o najniższych opadach w Europie, gdzie roczna suma opadów nie przekracza 550 mm. W ostatnich latach wzrosła częstotliwość występowania zjawiska suszy rolniczej w Polsce (7).

Zróźnicowanie naturalnego potencjału produkcyjnego w skali kraju wynika z przestrzennej zmienności ukształtowania terenu, pokrywy glebowej oraz opadów i temperatury. O stopniu wykorzystania tego potencjału decydują warunki organizacyjno-ekonomiczne.

Opracowany w IUNG wskaźnik waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej umożliwia ilościową wycenę jakości obszarów użytkowanych rolniczo dla dowolnych jednostek przestrzennych (8). Jakość warunków przyrodniczych jest jednym z wyznaczników konkurencyjności rolnictwa.

Najlepsze warunki przyrodnicze do produkcji rolnej występują w południowej i południowo-wschodniej części kraju oraz na Kujawach, Żuławach i w centralnej części Wielkopolski. O konkurencyjności polskiego rolnictwa decyduje także regionalne zróźnicowanie uwarunkowań agrotechnicznych, które przedstawiono w tab. 2. Zróźnicowanie to jest ważnym wyznacznikiem konkurencyjności oraz perspektyw rozwoju polskiego rolnictwa, a także kierunków wsparcia merytorycznego i finansowego.

Regiony zachodnie i północne, charakteryzujące się dużym udziałem gospodarstw większych obszarowo, specjalizują się w towarowej produkcji zbóż i rzepaku. Obsada zwierząt jest tam niska. Ze względu na zmniejszenie pogłowia zwierząt i zmiany w strukturze zasiewów (zmniejszenie powierzchni uprawy ziemniaka i roślin pastewnych), zboża stanowią ponad 75%. W niektórych rejonach i gminach koncentracja uprawy zbóż jest jeszcze większa. Znaczny odsetek zbóż uprawia się po roślinach zbożowych, a więc po złych przedplonach. Ze względu na wysoki udział gleb słabych uprawia się dużo żyta, pszenżyta, owsa oraz mieszanek zbożowych (6).

Przedstawione w zarysie cechy warunków przyrodniczych i organizacyjno-ekonomicznych polskiego rolnictwa oraz ich zróźnicowanie regionalne decydują o konkurencyjności tego sektora (1). Jednocześnie wywierają one wpływ na możliwości kształtowania głównych cech rolnictwa zrównoważonego, decydujących o stopniu realizacji poszczególnych celów tj. produkcyjnych, ekonomicznych i ekologicznych. Możliwości realizacji koncepcji rozwoju zrównoważonego są zróźnicowane regionalnie (15).

Jednym z wyznaczników potencjału produkcyjnego polskiego rolnictwa i regionalnego zróźnicowania jest struktura użytków rolnych, a zwłaszcza udział trwałych użytków zielonych (tab. 1). Najwyższym udziałem trwałych użytków zielonych charakteryzują się województwa: małopolskie, podkarpackie, podlaskie i warmińsko-mazurskie. Jednak grupa ta nie jest jednorodna pod względem stopnia wykorzystania łąk i pastwisk. W województwach podlaskim i warmińsko-mazurskim trwałe użytki zielone są źródłem paszy dla inwentarza. Natomiast w województwach

małopolskim i podkarpackim duża część łąk i pastwisk nie jest wykorzystana z uwagi na niską obsadę inwentarza oraz wysoki udział gospodarstw bezinwentarzowych. Należy podkreślić, że województwa: podlaskie i warmińsko-mazurskie charakteryzują się też relatywnie wysokim udziałem roślin pastewnych na gruntach ornym, głównie ze względu na powszechność uprawy kukurydzy na kiszonkę, stanowiącej cenną paszę energetyczną w żywieniu bydła mlecznego (7).

Udział sadów jest wyraźnie zróżnicowany według województw. Największy udział sadów występuje w województwach świętokrzyskim, mazowieckim, lubelskim, łódzkim i jest odzwierciedleniem specjalizacji określonych subregionów w produkcji sadowniczej. Różnicowanie struktury obszarowej gospodarstw wg województw decyduje o poziomie kultury rolnej i stosowanej agrotechniki.

Przedstawione w tab. 2. cechy charakteryzują uwarunkowania agrotechniczne polskiego rolnictwa według województw, intensywność produkcji mierzoną poziomem zużycia nawozów mineralnych w $\text{kg NPK} \cdot \text{ha}^{-1}$ użytków rolnych, zakwaszenie gleb wyrażone udziałem gleb bardzo kwaśnych i kwaśnych oraz poziom kultury rolnej, oceniany za pomocą plonów zbóż.

Charakteryzujące się najwyższymi wskaźnikami waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej województwa opolskie i dolnośląskie uzyskały średnio w latach 2016-2017 najwyższe plony zbóż w dt z ha. O wyższym poziomie plonów, obok jakości rolniczej przestrzeni produkcyjnej, zadecydowała także struktura gatunkowa zbóż, a zwłaszcza relatywnie wyższy udział pszenicy i kukurydzy związany z dużym udziałem gleb o wysokiej przydatności rolniczej. W województwie lubelskim, zajmującym 3. miejsce w kraju pod względem wskaźnika waloryzacji, poziom plonów zbóż był zdecydowanie niższy.

Poziom kultury rolnej i intensywność rolnictwa wyjaśniają regionalne różnicowanie udziału ugorów i odłogów. Udział ten jest relatywnie niższy w województwach wielkopolskim, kujawsko-pomorskim, opolskim, a także podlaskim, charakteryzującym się najniższym wskaźnikiem waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej w pkt. (wg IUNG-PIB), a jednocześnie specjalizującym się w towarowej produkcji mleka. Czynnikiem decydującym o konkurencyjności rolnictwa jest też rozłóg gruntów, który jest zróżnicowany regionalnie. Stosunkowo najlepszym rozłogiem charakteryzują się gospodarstwa położone w północnej i częściowo zachodniej Polsce. Średnia powierzchnia gospodarstw w tej części Polski w większości gmin przekracza 15 ha, przeciętna powierzchnia działki wynosi powyżej 2 ha, a liczba działek w gospodarstwie nie przekracza 6.

Na obszarach południowej, centralnej i południowo-wschodniej Polski sytuacja jest zdecydowanie odmienna. Przeciętna wielkość gospodarstwa nie przekracza 7 ha, a w jego skład wchodzi 8-10 działek o małej powierzchni, często oddalonych od siedziby gospodarstwa o kilka kilometrów. Ogranicza to także zainteresowanie dzierżawą gruntów.

Uwzględnienie w porównaniach uwarunkowań organizacyjno-ekonomicznych, zwłaszcza struktury obszarowej gospodarstw i średniej powierzchni użytków

rolnych w ha w przeliczeniu na 1 gospodarstwo, a także rozdrobnienia gospodarstw ocenianego średnią liczbą działek na 1 gospodarstwo, wskazuje przyczyny słabszego wykorzystania rolniczej przestrzeni produkcyjnej w województwie lubelskim. Województwo to charakteryzuje się bowiem blisko dwukrotnie niższym, w porównaniu do średniego dla kraju, udziałem gospodarstw o powierzchni powyżej 50 ha użytków rolnych. Gospodarstwa te z reguły prowadzą produkcję towarową, głównie roślinną przeznaczoną na rynek i charakteryzują się niższym zatrudnieniem. Ta grupa gospodarstw także stosuje z reguły bardziej nowoczesne technologie, w większym stopniu korzysta z kwalifikowanego materiału siewnego i w efekcie uzyskuje wyższą wydajność oraz dochód rolniczy w przeliczeniu na ha i na jednego zatrudnionego. W tej grupie gospodarstw zaznacza się, z uwagi na większą skalę i towarowość produkcji, dążenie do racjonalizacji kosztów poprzez optymalizację nawożenia, stosowanie integrowanej ochrony roślin czy też uproszczeń uprawowych.

W województwach charakteryzujących się większą średnią powierzchnią gospodarstwa w ha użytków rolnych, korzystniejszym rozłogiem gruntów i wyższym udziałem gospodarstw większych obszarowo, uzyskiwano również wyższą wydajność z 1 ha, mierzoną poziomem globalnej produkcji roślinnej w jednostkach zbożowych.

O specjalizacji części województw w produkcji zwierzęcej świadczy struktura rolniczej produkcji towarowej. Najwyższym udziałem produkcji zwierzęcej w rolniczej produkcji towarowej wyróżniają się województwa: podlaskie, warmińsko-mazurskie, wielkopolskie. Ponad dwukrotnie niższy od średniego w Polsce udział produkcji zwierzęcej w towarowej produkcji rolniczej w województwie dolnośląskim wiąże się ze specjalizacją tego regionu w towarowej produkcji roślinnej, ukierunkowanej na uprawę zbóż (pszenica, kukurydza), rzepaku i buraka cukrowego. Województwo to ma najniższą w kraju obsadę zwierząt w $DJP \cdot 100 \text{ ha}^{-1}$ użytków rolnych.

Zróżnicowanie udziału poszczególnych województw w krajowym skupie produktów rolnych jest pochodną wielkości województw, intensywności produkcji i specjalizacji produkcyjnej regionów lub wchodzących w ich skład subregionów. Relatywnie wysokie zatrudnienie w przeliczeniu na 100 ha użytków rolnych wynika z dużego rozdrobnienia gospodarstw, a jednocześnie jest przesłanką do podejmowania pracochłonnych kierunków produkcji, wymagających znacznych nakładów pracy ludzkiej, np. produkcja ekologiczna.

Z badań IERiGŻ-PIB (4) wynika, że o konkurencyjności rolnictwa decyduje skala produkcji, oceniana za pomocą powierzchni gospodarstw i ich towarowości, a także ze zróżnicowanego zainteresowania postępem technologicznym.

Według IERiGŻ-PIB (4): „(...) za gospodarstwa rozwojowe uznać należy te, które uzyskiwały dochód z gospodarstwa w przeliczeniu na godzinę pracy w posiadanym gospodarstwie większy od jednostkowej stawki wynagrodzenia pracy w gospodarce krajowej. Liczba takich gospodarstw wynosiła w roku 2013 – 129,8 tys., a w roku 2016 – 147,2 tys. Gospodarstwa takie dysponowały przeciętną powierzchnią 53,5 ha użytków rolnych”. Wyniki tych badań wskazują, że udział gospodarstw o powierzchni powyżej 50 ha użytków rolnych może być wyznacznikiem konkurencyjności rolnictwa w regionie.

Według Kusza (9): „(...) jedną z głównych barier rozwoju i modernizacji gospodarstw rolniczych jest mała skala produkcji. Duże gospodarstwa rolnicze łatwiej i szybciej przyjmują nowe technologie. Mają też do nich łatwiejszy dostęp ze względu na większe możliwości korzystania z zewnętrznych źródeł finansowania. Ponadto w gospodarstwach tych istnieje możliwość pełnego wykorzystania nowoczesnych technik produkcji a także rolnicy zarządzający większymi gospodarstwami są w stanie zaakceptować większe ryzyko inwestycyjne oraz mogą pozwolić sobie na koszty eksperymentalne z nową technologią produkcji”. Większa skala produkcji to relatywnie niższe koszty stałe w przeliczeniu na 1 ha i jednostkę produktu oraz lepsze i bardziej racjonalne wykorzystanie ciągników i maszyn, a także wyższa wydajność pracy.

Według Skarżyńskiej (11): „(...) skala produkcji jest ważnym czynnikiem determinującym ekonomiczne efekty wytwarzania produktów rolniczych. Większy rozmiar produkcji pozwala na generowanie wyższych dochodów, wymusza stosowanie pracooszczędnych technik i bardziej intensywnych technologii wytwarzania produktów rolniczych oraz wpływa na zmniejszenie jednostkowych kosztów pracy na skutek ich substytucji przez nakłady materialne. Wraz ze wzrostem skali produkcji zwiększają się także umiejętności zarządcze rolnika”.

Na znaczenie optymalizacji skali produkcji, jako czynnika kształtującego konkurencyjność gospodarstw, zwracają uwagę ekonomiści rolni. Według badań Staniszewskiego i Czyżewskiego (12): „(...) dla podniesienia efektywności ekonomicznej gospodarstw należy dążyć do zwiększenia ich rozmiaru ekonomicznego przy jednoczesnym zapobieganiu nadmiernej koncentracji produkcji w niewielkiej liczbie dużych gospodarstw”.

W ostatnich latach odnotowano wzrost powierzchni uprawy zbóż w gospodarstwach o dużej skali produkcji (powyżej 50 ha UR), które decydują o sytuacji na rynku zbóż. Z danych IERiGŻ-PIB (14) wynika, że grupa licząca około 32 tys. gospodarstw wielkoobszarowych jest głównym dostawcą ziarna na rynek, a jej udział w obrotach wynosi około 85%. Udział tej grupy w powierzchni uprawy zbóż wynosi około 31%, a w produkcji 65%. Duży udział tej grupy w krajowej produkcji zbóż jest efektem stosowania intensywnych technologii, pozwalających na uzyskiwanie plonów ziarna powyżej 6 t z ha.

Przedstawione regionalne zróżnicowanie uwarunkowań przyrodniczych, agrotechnicznych i organizacyjno-ekonomicznych determinuje wybór możliwości i kierunków zwiększania konkurencyjności, oparty na wynikach badań naukowych i wdrażaniu innowacji.

Innowacja w rolnictwie to działalność, która wiąże się z wprowadzeniem zmian i upowszechnianiem nowości w celu zwiększenia wydajności, poprawy jakości, zmniejszenia zagrożeń dla środowiska i obniżenia kosztów produkcji oraz osiągania wyższych dochodów z produkcji rolniczej. Innowacyjność jest przesłanką zwiększania konkurencyjności. Warunkiem poprawy konkurencyjności gospodarki i podmiotów jest wdrażanie nowych, dostosowanych do specyfiki regionów i grup gospodarstw, technologii i zmiana struktur gospodarczych (13).

Tabela 3

Uwarunkowania organizacyjno-ekonomiczne konkurencyjności polskiego rolnictwa (wg województw)

Lp.	Województwo	% udział gospodarstw o pow.:		Średnia pow. gosp. w ha UR	Zatrud. osób/100 ha UR	Obsada zwierząt w DDP/100 ha UR	Globalna prod. rośl. w j.zb./ha	Skup zbóż w kg/ha UR	Skup prod. w j.zb./ha	Udział prod. zwierz. w rol. prod. towar. w %	Udział woj. w skupie w prod. w %
		do 5 ha	powyżej 50 ha								
1.	Dolnośląskie	48,2	6,0	16,10	9,2	16,5	50,6	1787	37,8	25,4	5,5
2.	Kujawsko-pomorskie	32,7	4,5	16,15	9,9	53,5	48,6	1096	55,7	59,8	9,3
3.	Lubelskie	53,3	1,3	7,94	21,1	28,5	42,1	452	26,5	34,4	6,0
4.	Lubuskie	46,9	8,4	19,76	8,5	33,7	39,0	858	33,2	49,8	2,1
5.	Łódzkie	50,2	0,8	7,75	17,6	54,7	38,0	304	41,1	58,1	6,6
6.	Małopolskie	82,1	0,4	4,00	48,6	36,8	34,9	135	19,3	47,3	1,7
7.	Mazowieckie	45,4	1,3	9,02	15,6	60,7	33,9	313	54,7	66,3	16,5
8.	Opolskie	44,1	6,5	18,94	9,6	31,1	62,0	1831	57,7	39,8	4,5
9.	Podkarpackie	82,0	0,7	4,43	46,0	22,5	32,2	264	18,3	55,8	1,7
10.	Podlaskie	27,3	2,7	13,48	11,7	81,9	31,2	117	39,2	92,2	6,3
11.	Pomorskie	33,2	6,2	18,56	8,4	37,5	41,6	1332	54,1	62,5	6,2
12.	Śląskie	70,1	1,7	6,77	27,3	44,5	40,4	438	38,3	63,4	2,2
13.	Świętokrzyskie	64,3	0,5	5,75	30,7	38,0	34,7	170	25,7	39,9	2,0
14.	Warmińsko-mazurskie	28,2	9,2	23,70	7,1	53,1	34,1	668	41,5	75,8	5,9
15.	Wielkopolskie	39,2	3,5	13,96	11,8	78,2	46,7	743	67,4	70,5	18,6
16.	Zachodniopomorskie	35,7	12,4	28,68	5,5	18,7	42,8	1527	35,2	42,7	4,7
	POLSKA	53,1	2,5	10,31	16,1	48,1	40,8	712	43,2	59,2	100,0

Źródło: dane GUS oraz opracowanie własne

Tabela 4

Czynniki ekonomiczne wpływające na wybór technologii produkcji przez gospodarstwo

Czynniki	
wewnętrzne	zewnętrzne
Czynniki ekonomiczne: – zasoby finansowe gospodarstwa i jego ogólna sytuacja ekonomiczna, – zdolność gospodarstwa do akumulacji, – poziom kosztów produkcji, – poziom wyspecjalizowania gospodarstwa, – kapitałochłonność nowej technologii na tle stosowanej dotychczas, – przewidywana opłacalność zmiany technologii, – różnica w opłacalności technologii nowej wobec technologii starej, – poziom ryzyka produkcyjnego, rynkowego i ekonomicznego przy zmianie technologii produkcji.	– poziom cen na produkty rolnicze, relacje cen na te produkty do cen środków produkcji nabywanych przez rolnictwo i przewidywane ich zmiany, – parytet dochodu ludności rolniczej i nierolniczej; – polityka ekonomiczna państwa wobec gospodarstw rolniczych, zwłaszcza kredytowa, – możliwość pozyskania środków finansowych poza bankami, – poziom i zakres ekonomicznego wsparcia postępu technologicznego przez instytucje zewnętrzne (dotacje, ulgi, itp.), – koszt najmu siły roboczej.
Czynniki materialne: – posiadanie własnych środków produkcji w gospodarstwie według ilości i rodzaju oraz stanu fizycznego, – parametry techniczne różnych technologii wytwarzania uzyskiwane lub możliwe do uzyskania w konkretnym gospodarstwie, – zapotrzebowanie poszczególnych technologii na środki materiałowe własne i z zakupu pod względem ich ilości i struktury, – rozmiary strat w gospodarstwie.	– możliwość pozyskania środków produkcji i usług z zewnątrz, w tym usług remontowych, – poziom techniczny dostępnych środków produkcji, – rozwój infrastruktury gospodarczej danego regionu zwłaszcza dróg dojazdowych, magazynów, suszarni i silosów, produktów zapotrzebowania i zbytu, – powiązania gospodarstwa z przemysłem przetwórczym.
Inne czynniki: – czasowa perspektywa stosowania określonej technologii, – istnienie innych technologii, konkurencyjnych wobec aktualnie stosowanych, – wystąpienie czynników zakłócających proces produkcyjny, zwłaszcza zakłóceń o charakterze trwałym lub przewlekłym, – poziom technologicznego rozwoju kraju.	

Źródło: Klepacki, 1996(5)

Tabela 5
Możliwości rozwoju różnych kierunków produkcji rolniczej i ukierunkowania działalności doradczej w celu poprawy konkurencyjności

Grupa	Województwa	Kierunki
I	dolnośląskie, opolskie	ograniczanie degradacji gleb związanej z niską obsadą zwierząt, wielofunkcyjny rozwój obszarów wiejskich, wspieranie rolnictwa na obszarach górskich i ONW.
II	lubelskie, małopolskie, podkarpackie, śląskie, świętokrzyskie	wspieranie wielofunkcyjnego rozwoju obszarów wiejskich, wsparcie dla obszarów górskich, agroturystyka, rolnictwo ekologiczne, poprawa jakości produkcji, wspieranie przetwórstwa.
III	kujawsko-pomorskie, wielkopolskie	ograniczanie zagrożeń dla środowiska przyrodniczego związanych z intensywną produkcją rolniczą.
IV	lubuskie, pomorskie, warmińsko-mazurskie zachodniopomorskie,	wspieranie gospodarstw specjalistycznych np. zbożowych, ograniczanie niekorzystnych skutków dużej koncentracji zbóż w zasiewach.
V	łódzkie, mazowieckie, podlaskie	zwiększanie konkurencyjności, wspieranie uwarunkowanej przyrodniczo, uzasadnionej ekonomicznie intensyfikacji rolnictwa, ochrona bioróżnorodności.

Źródło: opracowanie własne

Rola nauki we wspieraniu innowacyjności i konkurencyjności rolnictwa sprowadza się do:

- umiejętności obiektywnej diagnozy stanu aktualnego rolnictwa;
- krytycznej oceny przydatności wyników badań naukowych w praktyce;
- oferowania nowych technologii produkcji, uwzględniających wymagania jakościowe konsumentów i przetwórców oraz wpływ na środowisko przyrodnicze;
- dostrzegania barier i czynników ograniczających wdrażanie postępu technologicznego;
- kompleksowej oceny skutków zastosowania nowych rozwiązań w praktyce;
- propozycji instrumentów organizacyjno-systemowych, prawnych i finansowych wspierających procesy innowacyjności i zwiększania konkurencyjności.

Za działania sprzyjające zwiększaniu konkurencyjności produkcji rolniczej w regionach w świetle wyników badań IUNG-PIB uznać należy:

1. Dostosowanie gałęzi i kierunków produkcji rolniczej do warunków przyrodniczych i organizacyjno-ekonomicznych – rejonizacja produkcji;
2. Uwzględnianie specyfiki i siły ekonomicznej różnych grup gospodarstw przy wyborze systemów gospodarowania i poziomu intensywności technologii;
3. Zrównoważona gospodarka nawozowa;
4. Integrowana ochrona roślin;
5. Prawidłowa gospodarka glebową materią organiczną;
6. Wdrażanie technik i technologii produkcji efektywnych ekonomicznie i przyjaznych dla środowiska; chroniących gleby, wody i powietrze;
7. Propozycje alternatywnych kierunków działalności na obszarach problemowych rolnictwa (OPR);
8. Kształtowanie świadomości ekologicznej społeczeństwa;
9. Wspieranie różnych form ochrony zasobów naturalnych;
10. Ocena skutków środowiskowych, organizacyjnych i ekonomicznych WPR.

Działania organizacyjno-ekonomiczne na rzecz poprawy konkurencyjności polskiego rolnictwa (wg IUNG-PIB) to:

- optymalizacja wykorzystania gleb użytkowanych rolniczo, rejonizacja produkcji;
- podniesienie poziomu produkcyjnego gleb przez racjonalne stosowanie nawożenia mineralnego, a zwłaszcza wapnowania;
- systematyczne wzbogacanie gleb w substancję organiczną, w tym również przez poprawną gospodarkę nawozami organicznymi (odchody zwierząt);
- właściwy dobór uprawianych gatunków roślin oraz odmian dostosowanych do miejscowych warunków (rejonizacja);
- wykorzystanie potencjału produkcyjnego trwałych użytków zielonych przez koncentrację produkcji zwierzęcej (przeżuwacze) na tych obszarach;
- wdrażanie efektywnych ekonomicznie i przyjaznych dla środowiska technologii;
- doskonalenie współpracy z doradztwem.

Mówiąc o konkurencyjności produkcji rolniczej należy pamiętać, że jest ona konsekwencją stosowanych technologii, rozumianych jako sposób wytwarzania.

Technologie produkcji są częścią złożonego systemu jakim jest gospodarstwo rolne, czy szerzej całe rolnictwo (5). Są one silnie powiązane z zasobami czynników produkcji, takimi jak: zasoby ziemi, pracy czy kapitału. Wdrażane w rolnictwie technologie decydują o efektywności i konkurencyjności danego kierunku (gałęzi) produkcji, a także współdecydują o efektach ekonomicznych gospodarstw ocenianych za pomocą dochodu rolniczego (6). Jako czynnik postępu przyczyniają się też do zmian jakościowych i ilościowych w rolnictwie. Znaczący wpływ czynników zewnętrznych, a zwłaszcza sytuacji ekonomicznej rolnictwa, politykę rolną sprawia, że rolnicy w Polsce muszą podejmować decyzje o wyborze technologii produkcji, jako sposobu zwiększania konkurencyjności w warunkach dużej zmienności cen i kosztów. Nie mają większego wpływu na ceny produktów i środków produkcji oraz ich wzajemne relacje. Mają natomiast możliwość kształtowania (racjonalizacji) kosztów produkcji poprzez wybór technologii o określonej intensywności, a w efekcie obniżania kosztów i poprawy efektywności produkcji. Poziom intensywności technologii zdeterminowany przez nakłady środków produkcji (materiał siewny czy sadzeniakowy, nawozy, środki ochrony roślin) decyduje o strukturze kosztów bezpośrednich i efektywności oraz opłacalności danego kierunku czy gałęzi produkcji jako wyznacznikach konkurencyjności.

Wybór technologii produkcji w konkretnym gospodarstwie jest problemem złożonym. Na wybór ten, obok warunków przyrodniczych, w sposób wyraźny wpływają czynniki ekonomiczne (5). Z tabeli 4 wynika, że o wyborze technologii produkcji, obok czynników ekonomicznych wewnętrznych, uwarunkowanych siłą ekonomiczną gospodarstwa, decydują czynniki zewnętrzne, z reguły mało zależne od rolnika. Często są one związane z przyjętą strategią rozwoju rolnictwa w kraju czy regionie, realizowaną polityką rolną, zakresem i formami interwencjonizmu państwowego.

Zalecone technologie nie mogą mieć charakteru uniwersalnego. Powinny być one dostosowane do specyfiki poszczególnych gospodarstw, ich grup a także regionów. Powinny one mieć charakter innowacji, ale nie powinny generować zagrożeń dla środowisko przyrodniczego. Przede wszystkim powinny one umożliwiać zwiększanie konkurencyjności produkcji rolniczej poprzez racjonalizację nakładów, a więc i kosztów produkcji. Regionalne zróżnicowanie uwarunkowań konkurencyjności polskiego rolnictwa jest też wyznacznikiem możliwości perspektyw sektora rolnego w regionach, a także związanego z tym ukierunkowania działalności doradczej i form wsparcia z uwzględnieniem priorytetów rozwojowych (tab. 5). Działania te doradztwo powinno uwzględniać w kompleksowych programach realizacji zadań.

Podsumowanie

Zróżnicowane regionalnie warunki przyrodnicze i organizacyjno-ekonomiczne decydują o możliwościach zwiększania konkurencyjności rolnictwa poprzez racjonalizację kosztów. O racjonalizacji kosztów, a jednocześnie o zwiększaniu konkurencyjności rolnictwa w regionach, w sposób znaczący decydują uwarunkowania organizacyjno-ekonomiczne, takie jak: struktura obszarowa, rozłóg gruntów (liczba i średnia powierzchnia działek), intensywność, towarowość, rejonizacja oraz skala i specjalizacja produkcji.

Regionalne zróżnicowanie uwarunkowań przyrodniczych i organizacyjno-ekonomicznych determinuje zakres merytoryczny i formy działalności doradczej, nakierowanej na zwiększanie konkurencyjności polskiego rolnictwa.

Literatura

1. Chyłek K. E. Kopiński J., Madej A. Matyka M., Ostrowski J., Piórkowski H.: Uwarunkowania i kierunki rozwoju biogospodarki w Polsce. MRiRW, ITP, Warszawa, Falenty, 2017: ss. 191.
2. Czudec A., Kata R., Miś T.: Efekty polityki rolnej Unii Europejskiej na poziomie regionalnym. Bogucki Wydawnictwo Naukowe. Poznań, 2017: ss. 251.
3. GUS: Roczniki statystyczne rolnictwa. Warszawa, 2000-2017.
4. Józwiak W., Sobierajewska J. Zieliński M., Ziętara W. K.: Poziom dochodowości pracy a możliwości rozwoju gospodarstw rolnych w Polsce. Zag. Ekon. Rol., 2019, **2(359)**: 28-41.
5. Klepacki B.: Organizacyjne i ekonomiczne uwarunkowania postępu technologicznego w gospodarstwach indywidualnych. Warszawa, 1996.
6. Kopiński J., Matyka M.: Ocena regionalnego zróżnicowania współzależności czynników przyrodniczych i organizacyjno-produkcyjnych w polskim rolnictwie. Zag. Ekon. Rol., 2016, **1(346)**: 57-79.
7. Krasowicz S., Kuś J.: Regionalne uwarunkowania produkcji rolniczej w Polsce. W: Badania naukowe w procesie kształtowania polskiej wizji Wspólnej Polityki Rolnej i Wspólnej Polityki Rybackiej. Mat. III Kongresu Nauk Rolniczych „Nauka – Praktyce”. Warszawa, 2015: 15-30.
8. Krasowicz S., Stuczyński T., Doroszewski A.: Produkcja roślinna w Polsce na tle warunków przyrodniczych i organizacyjno-ekonomicznych. W: Kierunki zmian w produkcji roślinnej w Polsce do 2020 r. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2009, **14**: 27-54.
9. Kusz A. D.: Instytucje lokalne i koszty transakcyjne pomocy publicznej. Zag. Ekon. Rol., 2019, **2**: 43-68.
10. Nowak A. Konkurencyjność rolnictwa Polski Wschodniej. Rozprawy Naukowe UP Lublin, 2017, **389**: ss. 200.
11. Skarżyńska A.: Koszty jednostkowe i dochody wybranych produktów w roku 2017 – Wyniki badań w systemie Agrokoszty. Zag. Ekon. Rol. 2019, **2(359)**: 100-113.
12. Staniszewski J., Czyżewski A.: Rolnictwo Unii Europejskiej w procesie zrównoważonej intensyfikacji. PWN W-wa, 2019: ss. 297.
13. Zbiorowa: Sprawozdanie z działalności Instytutu Ekonomiki Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej – Państwowego Instytutu Badawczego w 2018 r. IERiGŻ-PIB W-wa, 2019: ss. 220.
14. Zbiorowa: Analiza sektora produkcji rolnej. Materiał opracowany na zlecenie MRiRW. IERiGŻ W-wa, 2019, ss.115.

15. Zegar J. St.: Konkurencyjność rolnictwa zrównoważonego (Synteza). W: Z badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym (30) Program wieloletni 2011-2014. Raport nr 142, 1. IERiGŻ-PIB, W-wa, 2014.
-

Adres do korespondencji:

*prof. dr hab. Stanisław Krasowicz
IUNG-PIB
Zakład Systemów i Ekonomiki Produkcji Roślinnej
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 4786 802
e-mail: sk@iung.pulawy.pl*

AUTOR

Stanisław Krasowicz

ORCID

0000-0003-3949-1444

Alicja Pecio

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

OCENA ZANIECZYSZCZENIA MORZA BAŁTYCKIEGO SUBSTANCJAMI BIOGENICZNYMI WEDŁUG RAPORTU HELCOM PLC-6*

Słowa kluczowe: HELCOM, PLC, Morze Bałtyckie, substancje biogeniczne, ocena zanieczyszczenia

Wprowadzenie

Komisja Ochrony Środowiska Morskiego Bałtyku, znana również jako **Komisja Helsińska** lub **HELCOM**, jest to organizacja międzynarodowa, proklamowana przez tzw. Konwencję Helsińską z 1974 roku (4) jako jej organ wykonawczy. Sygnatariuszami konwencji helsińskiej, a zatem i członkami Komisji Helsińskiej, są: Dania, Estonia, Finlandia, Litwa, Łotwa, Niemcy, Polska, Rosja, Szwecja oraz Unia Europejska. HELCOM został powołany około czterdzieści lat temu dzięki współpracy międzyrządowej, w celu ochrony środowiska morskiego Morza Bałtyckiego przed wszystkimi źródłami zanieczyszczeń. Wizja HELCOM na przyszłość zakłada poprawę stanu środowiska Morza Bałtyckiego, z zachowaniem różnorodności i równowagi, składników biologicznych, co zapewni dobry stan ekologiczny oraz umożliwi szeroki zakres zrównoważonych działań gospodarczych i społecznych. Zadaniem HELCOM jest również monitorowanie środowiska naturalnego Morza Bałtyckiego. Jest ono realizowane przez zespół ekspertów, który zbiera informacje o stanie środowiska oraz zanieczyszczeniach wprowadzanych do morza. Dane te są analizowane i na ich podstawie opracowywane są zalecenia dla państw członkowskich, skłaniające je do podejmowania konkretnych działań nakierowanych na ochronę obszaru Bałtyku.

Głównym źródłem środowiskowej presji na ekosystem Morza Bałtyckiego pozostają wciąż różnego rodzaju zanieczyszczenia pochodzące z lądu. Skutkiem tej presji jest między innymi eutrofizacja, powodowana nadmiarem zaopatrzenia środowiska morskiego w substancje biogeniczne (azot i fosfor) oraz metale ciężkie,

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

trwałe zanieczyszczenia organiczne i inne syntetyczne substancje niebezpieczne. Za dostarczanie aktualnych informacji, w tym szacunków rocznych i okresowych, na temat ładunków substancji biogenicznych oraz substancji niebezpiecznych odprowadzanych do środowiska morskiego, ich źródeł i dróg dopływu, odpowiedzialny jest Pollution Load Compilation (PLC), jeden z największych projektów HELCOM. W ramach projektu sporządzana jest integralna część szacunków systemu HELCOM od 1987 r. Stanowi on zaplecze naukowe krajów członkowskich, które na ich podstawie podejmują działania w celu zapobiegania i eliminowania zanieczyszczenia środowiska morskiego Bałtyku, zgodnie z artykułem 16 Konwencji do spraw Ochrony Środowiska Morskiego Bałtyku (4). Zakończony ostatnio szósty cykl projektu realizował swe zadania w latach 2012-2018 pod nazwą PLC-6 (6).

Dane PLC

Podstawę wiarygodnej oceny wykonywanej w ramach projektu PLC stanowią naukowe i kompatybilne dane o wielkości ładunków zanieczyszczeń w regionie Morza Bałtyckiego. Dane dostarczane przez wszystkie kraje członkowskie uzyskiwane są głównie poprzez krajowe programy monitoringowe zgodnie z *Guidelines for the annual and periodical compilation and reporting of waterborne pollution inputs to the Baltic Sea, PLC-Water* (Wytyczne do monitorowania i raportowania HELCOM). Obszar monitorowania danych ilustruje mapa przedstawiona na rys. 1. W szacunkach PLC-6 uwzględniono dane za okres od 1995 r. do 2014 r. Są one przechowywane w bazie PLC HELCOM, która zapewnia również publiczny dostęp do surowych wyników monitoringu. Wszystkie zgłaszane dane są rozmieszczone przestrzennie i mogą być wizualizowane w formie map. Dane dotyczące ładunków substancji biogenicznych z powietrza są corocznie dostarczane przez EMEP *Air Pollutant Emission Inventory Guidebook* na podstawie krajowych raportów emisji azotu. Depozycja atmosferyczna fosforu jest przyjmowana jako stała wartość 5 kg fosforu na km².

W zestawieniach danych zgłaszanych do szacunków PLC HELCOM szczególną uwagę zwraca się na ich jakość. Przechodzą one cztery etapy kontroli. Parametry techniczne zgłaszanych danych są automatycznie weryfikowane przez specjalnie zaprojektowane dla danych o ładunkach zanieczyszczeń sieciowe narzędzie raportowania, które dokonuje też statystycznej oceny ich jakości. Te, które nie spełniają kryterium weryfikacji statystycznej, są automatycznie oznaczane jako podejrzane i korygowane ręcznie przez krajowych ekspertów odpowiedzialnych za raportowanie danych PLC. Ostateczna weryfikacja jakości przeprowadzana jest przez ekspertów jako element procedury.



Rysunek 1. Obszar zlewiska i basenów Morza Bałtyckiego PLC objętych monitoringiem PLC

Źródło: Updated Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation PLC-5.5 (7)

Wskaźniki HELCOM

W 2007 roku szacunki HELCOM wykazały, że w celu osiągnięcia zadowalającego stanu środowiska Bałtyku maksymalny dopuszczalny roczny ładunek substancji biogennych do Morza Bałtyckiego wynosi 21 tys. t fosforu i około 600 tys. t azotu. Obliczono, że aby osiągnąć kluczowy cel planu „czysta woda”, roczne redukcje powinny wynosić około 135 tys. t azotu i 15 tys. t fosforu. Wyróżniono dwa główne wskaźniki określające wielkość niezbędnej redukcji składników biogennych dostarczanych przez poszczególne kraje. Są to:

- *Maximum Allowable Inputs of nutrients* (MAI) - maksymalne dopuszczalne ładunki substancji biogenicznych
- *Country-Allocated Reduction Targets* (CART) - krajowe cele redukcji ładunków substancji biogenicznych

Krajowe docelowe poziomy redukcji uwzględniają również przewidywane redukcje ładunków substancji biogenicznych, wynikające z redukcji emisji z krajów niebędących członkami HELCOM na podstawie Protokołu z Göteborga oraz z żeglugi międzynarodowej, a także przewidywane redukcje transgranicznych dostaw wody przez kraje niebędące członkami HELCOM. Podstawę do obliczeń aktualnych wartości wskaźników MAI i CART stanowi najlepsza dostępna wiedza naukowa. Cele ekologiczne i zaktualizowane wartości wskaźników MAI i CART zostały opracowane przy udziale wszystkich krajów Morza Bałtyckiego.

MAI (*Maximum Allowable Inputs*) maksymalne dopuszczalne ładunki substancji biogenicznych

Wskaźnik MAI jest jednym z podstawowych wskaźników HELCOM. Określa maksymalny poziom ładunków azotu całkowitego (TN) i fosforu całkowitego (TP), wprowadzanych do poszczególnych basenów Morza Bałtyckiego drogą wodną oraz z powietrza, który jest dopuszczalny, aby zminimalizować nadmierną eutrofizację. Wskaźnik ten jest zasadniczym elementem schematu redukcji ładunków substancji biogenicznych i jest wyliczany modelowo na zasadzie określenia, jaki powinien być zrzut do Bałtyku, by osiągnąć uzgodnione cele środowiskowe (zmniejszające skutki eutrofizacji). Takie docelowe wartości dla każdego kraju członkowskiego po raz pierwszy określono w *Baltic Sea Action Plan* w 2007 r.(1), a następnie zaktualizowano w deklaracji ministerialnej z Kopenhagi w 2013 r. (2). Zwykle jako wartości MAI przyjmuje się średnie znormalizowane ładunki w okresie 1997-2003 (Tab. 1). Stanowią one podstawę do obliczeń wartości krajowych celów redukcji ładunków substancji biogenicznych CART oraz krajowych limitów ładunków azotu i fosforu jako tzw. zrzuły referencyjne.

Tabela 1

Całkowite znormalizowane ładunki azotu i fosforu (t) do Morza Bałtyckiego
w okresie referencyjnym. Zrzuły referencyjne

Kraj	Azot	Fosfor
Dania	70 490	1 928
Estonia	27 684	804
Finlandia	82 652	3 560
Niemcy	63 335	526
Łotwa	77 959	2 227
Litwa	46 335	2 635
Polska	220 606	12 310
Rosja	93 598	7 178
Szwecja	130 279	3 639
Inne źródła atmosferyczne	28 009	-
Żegluga morska	11 868	-
UE 20 atm*	57 528	-
Dep. atm. **	-	2 087
Morze Bałtyckie	910 343	36 893

*UE 20 atm.- atmosferyczna depozycja azotu z państw Unii Europejskiej nie należących do HELCOM

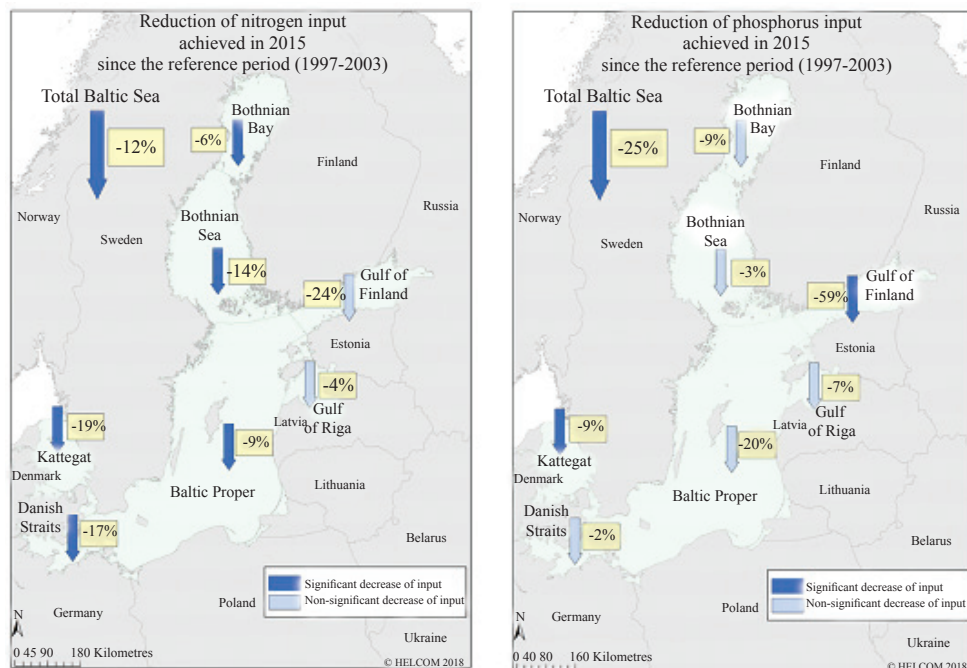
** Dep. atm. – atmosferyczna depozycja fosforu

Źródło: HELCOM Copenhagen Declaration, 2013 (2)

Normalizację stosuje się w odniesieniu do rocznych ładunków rzecznych i atmosferycznych w celu zmniejszenia wpływu międzyokresowych wahań wielkości tych ładunków, powodowanych zmiennością warunków pogodowych (przede wszystkim opadów). Wraz z normalizacją zwiększa się porównywalność ładunków rocznych, co ułatwia wykrywanie trendów, a także identyfikację efektów podjętych działań w zlewniach. Bez normalizacji, skutki mogłyby zostać ukryte przez dużą naturalną zmienność roczną opadów i przepływu rzecznego.

Postęp w realizacji wskaźnika MAI

W czasie od przyjętego okresu referencyjnego (1997-2003) do 2015 r. stwierdzono znaczną redukcję ilości substancji biogenicznych wprowadzanych do całego Morza Bałtyckiego. Znormalizowany ładunek azotu został zredukowany o 12%, a fosforu o 25% (Rys. 2).



Rysunek 2. Redukcja ładunku azotu (N) i fosforu (P) w 2015 r. w stosunku do okresu referencyjnego (1997–2003)

Źródło: PLC-6 Executive Summary (6)

Zgodnie z raportem PLC-6 maksymalna dopuszczalna wartość wskaźnika MAI dla azotu w badanym okresie nie została przekroczona w Cieśninie Kattegat, w Cieśninach Duńskich, Zatoce Botnickiej i Morzu Botnickim (Tab. 2). Ładunek azotu odprowadzany do wód Zatoki Ryskiej był mniejszy niż wartość wskaźnika MAI, ale nie mógł być ostatecznie uznany za dopuszczalny, ze względu na niepewność statystyczną. Wskaźnik MAI dla ładunków fosforu nie został przekroczony w Cieśninie Kattegat, Cieśninach Duńskich i Morzu Botnickim. Ładunki do wód Zatoki Fińskiej i Zatoki Botnickiej były mniejsze niż wartość MAI, ale ich również nie uznano za dopuszczalne ze względów statystycznych.

Tabela 2

Średnie znormalizowane roczne ładunki azotu i fosforu w 2015 r.

Baseny Morza Bałtyckiego	MAI*	Ładunek w 2015 r.	Statystyczna niepewność 2015	Ładunek uwzgl. statystyczną niepewność 2015	Przekroczenie MAI	Ładunek uwzgl. statystyczną niepewność 2015	Klasyfikacja osiągniętej redukcji
	t rok ⁻¹					% MAI	
Azot (N)							
Zatoka Botnicka	57 622	54 092	1 852	55 944		97	●
Morze Botnickie	79 372	71 305	2 479	73 784		93	●
Bałtyk Właściwy	325 000	387 711	12 358	400 069	75 069	123	●
Zatoka Fińska	101 800	107 746	7 535	115 280	13 480	113	●
Zatoka Ryska	88 417	83 398	5 533	88 931	514**	101	●
Cieśniny Duńskie	65 998	55 033	2 009	57 042		86	●
Kattegat	74 000	65 422	1 394	66 816		90	●
Morze Bałtyckie***	792,209	827 773	17 752			107	●
Fosfor (P)							
Zatoka Botnicka	2 675	2 574	149	2 724	49**	102	●
Morze Botnickie	2 773	2 569	133	2 702		97	●
Bałtyk Właściwy	7 360	15 327	1 554	16 881	9 521	229	●
Zatoka Fińska	3 600	2 853	1 610	4 463	863**	124	●
Zatoka Ryska	2 020	2 372	227	2 559	579	129	●
Cieśniny Duńskie	1 601	1 530	49	1 579		99	●
Kattegat	1 687	1 477	59	1 563		91	●
Morze Bałtyckie***	21 716	30026	1 229	31 255	9 539	144	●

* Zgodnie z definicją przyjętą przez HELCOM Copenhagen Ministerial Meeting (HELCOM 2013a)

** Przekroczenie wartości MAI jest wynikiem niepewności statystycznej danych

*** Ładunek do Morza Bałtyckiego oszacowany z wykorzystaniem innej procedury statystycznej, dlatego może różnić się od sumy ładunków do poszczególnych basenów

Klasyfikacja realizacji MAI: ● = MAI osiągnięty, ● = realizacja MAI nie jest określona z powodu niepewności statystycznej, ● = MAI nie został osiągnięty.

UWAGA: nie zaokrąglono danych w celu zachowania spójności z wartością wskaźnika MAI

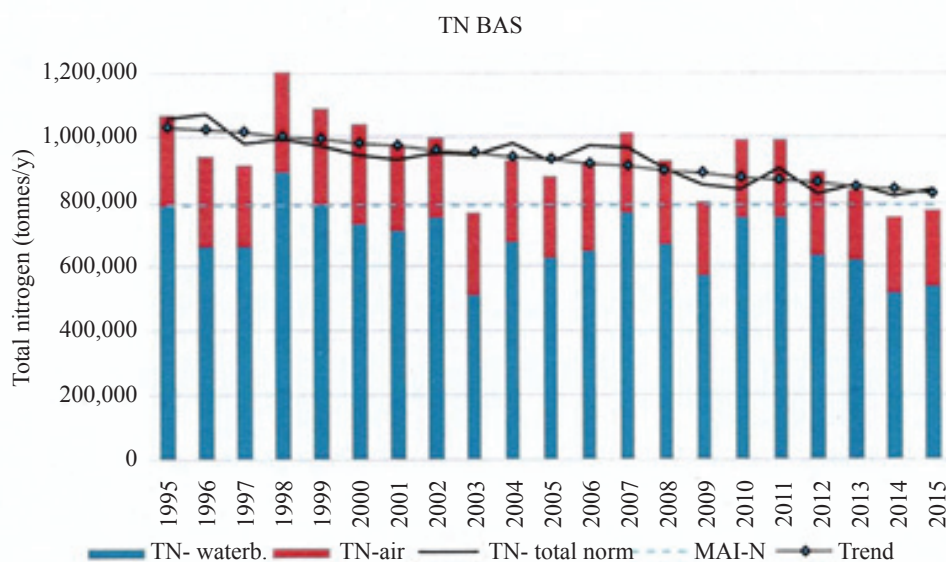
Źródło: PLC-6 Executive Summary (6)

Analizy trendów wprowadzania substancji biogenicznych do Morza Bałtyckiego w całym okresie obserwacji, rozpoczynającym się od 1995 r., w 2015 r. wykazywały stałą, statystycznie istotną redukcję całkowitych ładunków azotu i fosforu do Morza

Bałtyckiego, odpowiednio o 20% i 27% (Rys. 3-4). Systematyczną redukcję dopływu azotu w tym okresie obserwowano w Cieśninach Duńskich, w cieśninie Kattegat, Zatoce Ryskiej oraz w wodach Bałtyku Właściwego. W przypadku Morza Botnickiego, znaczące zmniejszenie dopływu zaobserwowano po 2003 r., do Zatoki Fińskiej po 2014 r., a do Zatoki Botnickiej po 2006 r.

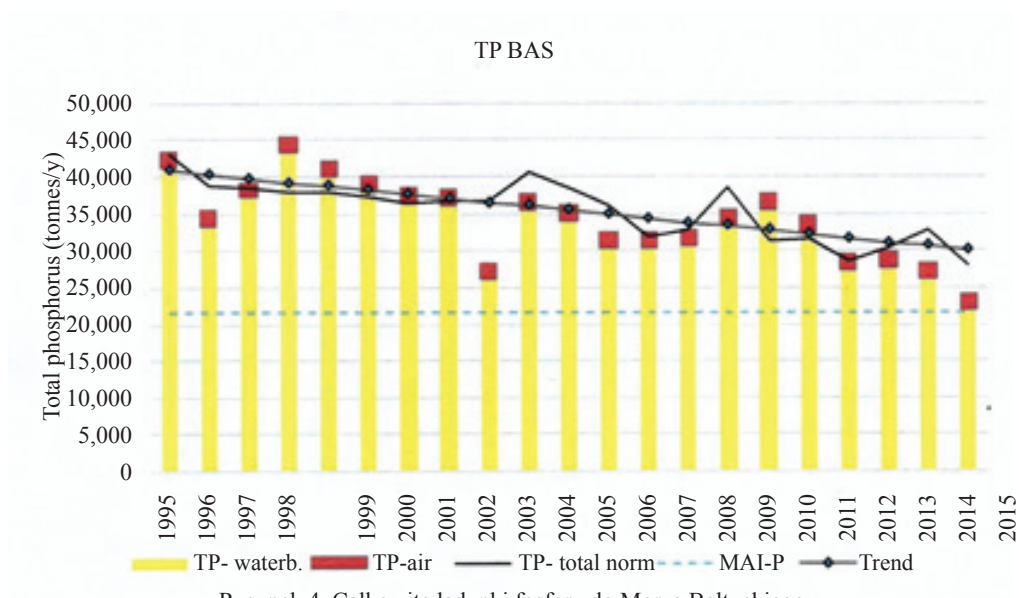
Ładunek fosforu ulegał znacznemu zmniejszeniu przez cały badany okres tylko w cieśninie Kattegat. W czterech basenach stwierdzono istotne redukcje w pierwszej części badanego okresu: w Bałtyku Właściwym w latach 1995-2011, w Zatoce Botnickiej w latach 1995-2002, w Morzu Botnickim w latach 1995-2002) i w Cieśninach Duńskich w latach 1995-1999. Redukcję ładunku P do Zatoki Fińskiej stwierdzono dopiero w ostatnich latach, ale rozpoczęła się ona już w 2009 r. Niestety, ładunki P do Zatoki Ryskiej zwiększały się do 2007 r. i w ostatnim czasie nie obserwowano żadnej statystycznie istotnej redukcji.

Roczną zmienność przepływu wody przedstawiono na rysunku 5.



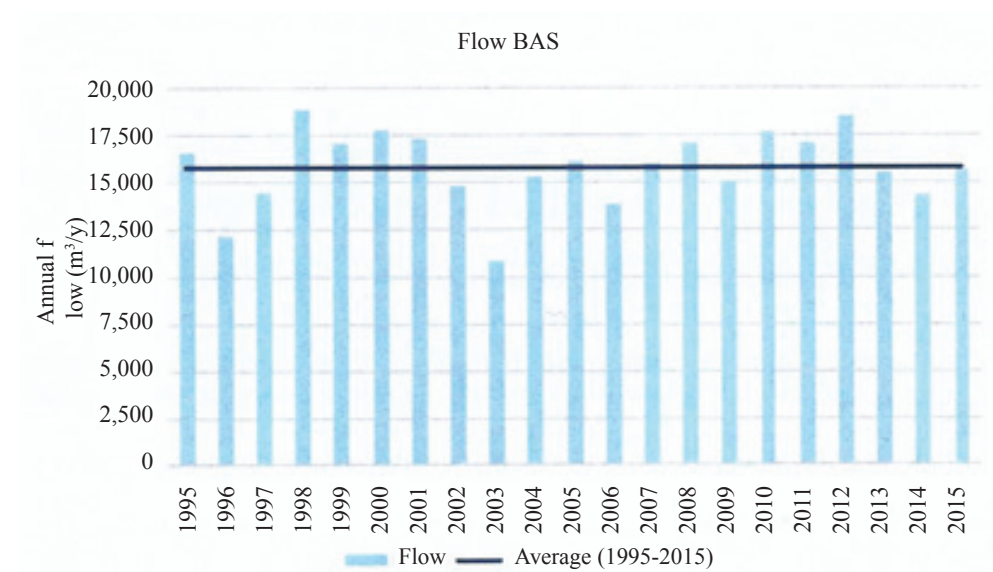
Rysunek 3. Całkowite ładunki azotu do Morza Bałtyckiego

Źródło: PLC-6 Executive Summary, (6)



Rysunek 4. Całkowite ładunki fosforu do Morza Bałtyckiego

Źródło: PLC-6 Executive Summary (6)



Rysunek 5. Roczna zmienność przepływu wody

Źródło: PLC-6 Executive Summary (6)

CART(Country-Allocated Reduction Targets) **Krajowe Cele Redukcji ładunków substancji biogenicznych**

Wskaźnik CART (Krajowe Cele Redukcji), jest częścią planu redukcji ładunków substancji biogennych HELCOM i wskazuje, o ile poszczególne kraje muszą zmniejszyć wielkość ładunków substancji biogenicznych przed upływem 2021 roku w porównaniu z okresem referencyjnym (1997-2003). Wartości krajowych celów redukcji azotu i fosforu ustalono na spotkaniu ministerialnym HELCOM w Kopenhadze 2013 r.

Tabela 3.

Krajowe docelowe poziomy redukcji azotu i fosforu (t)

Kraj	Azot	Fosfor
Dania	2 890	38
Estonia	1 800	320
Finlandia	2 430 +600*	330 + 26*
Niemcy	7 170 + 500*	110 + 60*
Łotwa	1 670	220
Litwa	8 970	1 470
Polska	43 610	7 480
Rosja	10 380*	3 790*
Szwecja	9 240	530

* Wymagania w zakresie redukcji wynikające z: zrzutu niemieckiego do rzeki Odry, w oparciu o bieżące podejścia modelowe z MONERIS i zrzutu fińskiego do zrzutów zlewni rzeki Newy (przez rzekę Vuoksi) oraz dane dotyczące ładunków transgranicznych pochodzących z krajów HELCOM i odprowadzanych do Morza Bałtyckiego poprzez inne kraje HELCOM są wstępne i wymagają dalszej dyskusji w ramach odpowiednich organów zarządzania wodami transgranicznymi

Źródło: HELCOM Ministerial Meeting, (3)

Realizacja krajowych celów redukcji ładunków substancji biogenicznych **CART**

Ocena osiągniętych postępów opierała się na szacunku redukcji ładunków netto substancji biogenicznych w odniesieniu do określonych limitów wprowadzania tych substancji.

Limity krajowych ładunków netto

Ładunek netto substancji biogenicznych jest to szacunkowa ilość substancji biogenicznych, wnoszonych do basenu Morza Bałtyckiego z danego kraju. Szacunki projektu PLC uwzględniają ładunki dostarczane drogą wodną (źródła bezpośrednie z punktów przybrzeżnych oraz zrzuty z rzek), z powietrza (depozycja atmosferyczna z konkretnego kraju lub grupy krajów) oraz ładunki transgraniczne (zrzuty rzekami z innego kraju).

Krajowy limit ładunku netto substancji biogenicznych to maksymalna dopuszczalna ilość substancji biogenicznych, odprowadzanych z danego kraju do danego basenu Morza Bałtyckiego, zapewniająca dobry stan środowiska Bałtyku w zakresie eutrofizacji (Tab. 4, Tab. 5). Suma limitów określonych dla wszystkich krajów odprowadzających substancje biogeniczne do poszczególnych basenów odpowiada wartości wskaźnika MAI dla tych basenów.

Tabela 4.

Krajowe limity ładunków netto azotu (t) dla wszystkich basenów Morza Bałtyckiego

Kraj	Zatoka Botnicka	Morze Botnickie	Bałtyk Właściwy	Zatoka Fińska	Zatoka Ryska	Cieśniny Duńskie	Kattegat
Dania	231	904	7910	334	381	30313	29319
Estonia	95	317	1413	11265	13029	18	20
Finlandia	35081	29619	1569	20653	255	64	77
Niemcy	817	3170	27473	1312	1465	21957	3285
Łotwa	63	273	6091	183	53898	24	25
Litwa	110	491	33093	261	5795	54	60
Polska	644	2802	160857	1166	1361	1125	1106
Rosja	710	1551	9253	62522	2516	174	174
Szwecja	17924	33350	30942	502	449	6224	34206
Inne kraje	1876	6603	33002	3455	2804	5880	5579
Żegluga	72	292	1434	147	112	165	149
Białoruś	0	0	7322	0	6352	0	0
Czechy	0	0	2693	0	0	0	0
Ukraina	0	0	1948	0	0	0	0
Suma (MAI)	57622	79372	325000	101800	88418	65998	74001

Źródło: Baltic Sea Action Plan, (1)

Tabela 5.

Krajowe limity ładunków netto fosforu (t) dla wszystkich basenów Morza Bałtyckiego

Kraj	Zatoka Botnicka	Morze Botnickie	Bałtyk Właściwy	Zatoka Fińska	Zatoka Ryska	Cieśniny Duńskie	Kattegat
Dania			21	0	0	1040	829
Estonia			8	236	239	0	0
Finlandia	1668	1255	0	322	0	0	0
Niemcy			101	0	0	351	0
Łotwa			74	0	541	0	0
Litwa			831	0	166	0	0
Polska			4309	0	0	0	0
Rosja			277	2892	185	0	0
Szwecja	826	1125	308	0	0	105	740
Depozycja atm.	181	394	1046	150	93	105	118
Białoruś			244	0	797	0	0
Czechy			108	0	0	0	0
Ukraina			33	0	0	0	0
Suma (MAI)	2675	2773	7360	3600	2020	1601	1987

Źródło: Baltic Sea Action Plan, (1)

Realizacja krajowych limitów ładunków azotu i fosforu

Szacunek postępu w kierunku realizacji krajowych celów redukcyjnych substancji biogenicznych przeprowadzono na podstawie oceny redukcji ładunków netto. Ładunki netto azotu i fosforu z poszczególnych krajów wprowadzane do poszczególnych basenów Morza Bałtyckiego w 2014 r. oszacowano z zastosowaniem metody estymacji statystycznej, w oparciu o serie czasowe znormalizowanych ładunków netto w latach 1995–2014. Metoda uwzględnia również niepewność szacunku. Postęp w kierunku realizacji krajowych celów redukcyjnych do 2014 r. oceniano poprzez porównanie oszacowanych ładunków netto substancji biogenicznych z odpowiednimi limitami krajowymi (Tab. 6-7).

Jedynym krajem, który nie przekraczał limitu ładunków azotu dostarczanych do wszystkich basenów Morza Bałtyckiego była Dania. Finlandia i Szwecja osiągnęły cele redukcyjne azotu dostarczanego do wszystkich zlewni, z wyjątkiem Bałtyku Właściwego i Zatoki Fińskiej, gdzie wymagana jest dalsza redukcja w ilości mniejszej niż 10% limitów ładunków wyznaczonych dla tych krajów. Polska osiągnęła swoje cele redukcyjne ładunków odprowadzanych z powietrza do Zatoki Botnickiej i Morza Botnickiego. Do wykonania pozostały istotne redukcje, o ok. 10-30% ładunków do Bałtyku Właściwego, Zatoki Fińskiej i Cieśniny Kattegat oraz mniejsze niż 10% do Zatoki Ryskiej. Rosja przekroczyła poziom krajowego limitu ładunków odprowadzanych do wszystkich basenów. Ładunki azotu atmosferycznego, pochodzące z transportu morskiego na Morzu Bałtyckim oraz z państw nienależących do HELCOM, przewyższyły limity we wszystkich basenach. Ważne jest, że ładunki azotu całkowitego do Morza Botnickiego, Zatoki Botnickiej, Cieśnin Duńskich i Cieśniny Kattegat były mniejsze od MAI dla tych basenów, a w państwach, które przekroczyły krajowe limity ładunków wyznaczonych dla tych basenów stwierdzono tylko niewielki udział ładunków z powietrza. Prawie wszystkie kraje wykazały postęp w redukcji ładunków azotu.

Tabela 6

Szacunek realizacji celów redukcyjnych ładunków azotu całkowitego w stosunku do określonego limitu, na podstawie danych statystycznych

Państwo/Basen Morza Bałtyckiego	Zatoka Botnicka	Morze Botnickie	Bałtyk Właściwy	Zatoka Fińska	Zatoka Ryska	Cieśniny Duńskie	Kattegat
Dania	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓
Estonia	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓
Finlandia	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓
Niemcy	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓
Łotwa	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓
Litwa	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓
Polska	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓
Rosja	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓
Szwecja	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓
Białoruś			↓		↓		
Czechy			↓				
Ukraina			↓				

Tabela 6 cd.

Transport morski							
Inne państwa	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓
MAI	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓

	tylko ładunki z powietrza do basenu
	tylko transgraniczne ładunki z wodą do basenu
	redukcja pozostała do wykonania:
	mniej niż 10%
	między 10 i 30%
	między 30 i 50%
	50% lub więcej
	w granicach statystycznego błędu; realizacja CART nie może być udowodniona
	realizacja CART z 95% pewnością, limit ładunku nie jest przekroczony
	klasyfikacja jest nieistotna

CART- Country-Allocated Reduction Targets – krajowe cele redukcyjne

Strzałki oznaczają statystycznie istotne zmiany wielkości ładunków składników biogennych w porównaniu do okresu referencyjnego, z uwzględnieniem 95% przedziału ufności dla ostatnich danych wejściowych i wartości referencyjnych:

↓ = istotna redukcja

↑ = istotny wzrost

* Żółte, pomarańczowe i czerwone wypełnienie: pułap ładunku jest przekroczony z prawdopodobieństwem 95%. Legenda ilustruje procent redukcji pozostały do osiągnięcia pułapu ładunków.

„Inne kraje” obejmują źródła depozycji azotu atmosferycznego z 20 krajów UE, które nie są członkami HELCOM, w tym Białoruś, Ukraina, żegluga na Morzu Północnym itp.

Źródło: PLC-6 Executive Summary (6)

Żadne z badanych państw nie osiągnęło limitu ładunków fosforu odprowadzanego do wszystkich basenów Morza Bałtyckiego. Wszystkie kraje członkowskie HELCOM oraz kraje spoza HELCOM, odprowadzające substancje biogeniczne drogą wodną przekroczyły limit ładunków dostarczanych do Bałtyku Właściwego. Dwa z trzech państw, przekroczyły swoje limity ładunków do Zatoki Fińskiej. Osiągnięcie limitu ładunków przez Rosję nie zostało udowodnione statystycznie z powodu dużej zmienności danych. Dotyczy to również jakości danych dla rosyjskich ładunków fosforu odprowadzanych do Zatoki Ryskiej. Łotwa, Polska, Republika Czeska i Ukraina przekroczyły swoje limity ładunków fosforu do basenów Morza Bałtyckiego, do których mają dostęp. Wszystkie kraje osiągnęły limity ładunków fosforu całkowitego odprowadzanych do Cieśnin Duńskich i cieśniny Kattegat.

Tabela 7

Szacunek realizacji celów redukcyjnych ładunków fosforu całkowitego w stosunku do określonego limitu, na podstawie danych statystycznych

Państwo/Basen Morza Bałtyckiego	Zatoka Botnicka	Morze Botnickie	Bałtyk Właściwy	Zatoka Fińska	Zatoka Ryska	Cieśniny Duńskie	Kattegat
Dania			↓				↓
Estonia				↓			
Finlandia	↓						
Niemcy							
Łotwa							
Litwa			↓		↓		
Polska							
Rosja			↑	↓			
Szwecja		↓	↓			↓	
Białoruś							
Czechy							
Ukraina							
Transport morski							
Inne państwa							
MAI				↓			

Źródło: PLC-6 Executive Summary (6)

Wewnętrzne cykle biogeochemiczne substancji biogenicznych w Morzu Bałtyckim

Oprócz dostaw substancji biogenicznych z ziemi i poprzez depozycję atmosferyczną, ich źródłem są również wewnętrzne cykle biogeochemiczne w Morzu Bałtyckim. Duży ładunek azotu ($400\,000\text{--}600\,000\text{ t}\cdot\text{rok}^{-1}$) pochodzi z wiązania N_2 poprzez transformację azotu cząsteczkowego (N_2) z powietrza do biodostępnego amoniaku przez cyjanobakterie. Ilość tak związanego N zwiększa się wraz z wielkością zakwitów cyjanobakterii.

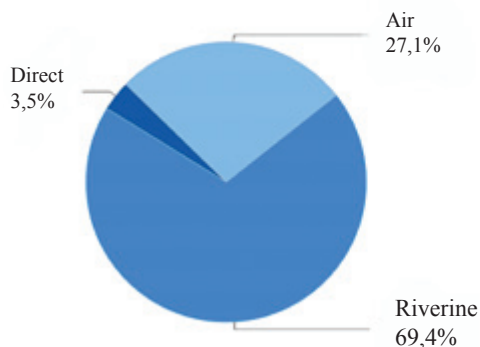
Innym procesem stymulowanym mikrobiologicznie jest denitryfikacja, która polega na redukcji azotanów (NO_3^-). Ostatecznie powstaje azot cząsteczkowy (N_2), włączany do cyklu azotu. Denitryfikacja odbywająca się zarówno w wodzie, jak i osadach dennych, stanowi istotne źródło w budżecie azotu Morza Bałtyckiego.

W ciągu ostatnich dziesięcioleci w osadach dennych Morza Bałtyckiego zgromadzone zostały ogromne zasoby fosforu. Ładunek wewnętrzny, powstający w wyniku uwolnienia fosforu z osadów w warunkach beztlenowych, jest czynnikiem przyczyniającym się do podwyższonej koncentracji w Morzu Bałtyckim.

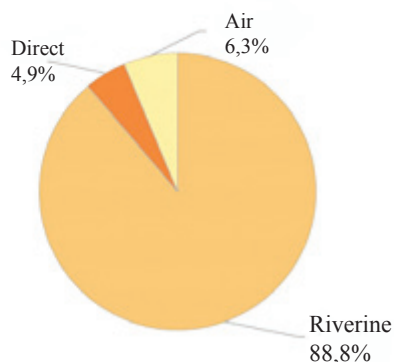
Drogi dopływu substancji biogenicznych do Morza Bałtyckiego

Azot dociera do Morza Bałtyckiego trzema różnymi szlakami. Może być transportowany wodami rzek, deponowany z powietrza lub odprowadzany bezpośrednio do Morza Bałtyckiego z różnych obiektów, tj. oczyszczalni ścieków przemysłowych czy komunalnych, położonych na wybrzeżu morskim. Fosfor może być dostarczany w ten sam sposób. Różnica jednak polega na tym, że depozycja fosforu z powietrza zachodzi głównie na skutek działania czynników naturalnych, co powoduje trudności w monitoringu i modelowaniu danych. W szacunkach HELCOM jest przyjmowana wartość stała i uwzględniane są tylko dwa szlaki fosforu do Bałtyku: rzeki i bezpośrednie zrzuty.

W 2014 r. w przypadku obu składników dominował szlak rzeczny, który obejmowała prawie 70% ładunku azotu całkowitego (TN) i 89% ładunku fosforu całkowitego (TP) odprowadzanego do Morza Bałtyckiego (Rys. 6-7). Jednakże udział poszczególnych szlaków różnił się pomiędzy basenami. Depozycja azotu z powietrza wahała się od prawie 12% w Zatoce Ryskiej, do ponad 40% w Cieśninach Duńskich, a fosforu od poniżej 4% w Zatoce Fińskiej do ponad 15% w Morzu Botnickim. Udział punktowych źródeł azotu wahał się od około 1% w wodach Zatoki Ryskiej i Bałtyku Właściwym do ponad 8% w Zatoce Fińskiej. Udział bezpośrednich źródeł fosforu był także zróżnicowany pomiędzy basenami od prawie 3% w Zatoce Ryskiej i Bałtyku Właściwym do prawie 20% w Cieśninach Duńskich. Również krajowe ładunki netto wykazywały duże zróżnicowanie pomiędzy szlakami.



Rysunek 6. Całkowity ładunek azotu do Morza Bałtyckiego



Rys. 7. Całkowity ładunek fosforu do Morza Bałtyckiego

Źródło: PLC-6 Executive Summary (6)

Zmienność ładunków azotu i fosforu niesionych głównymi szlakami

Łączne średnie ładunki fosforu i azotu dostarczane do całego Morza Bałtyckiego w badanym okresie uległy zmniejszeniu. Jednakże redukcja osiągnięta w 2014 r. w stosunku do 1995 r. nie była jednakowa dla wszystkich szlaków. Największą redukcję stwierdzono w przypadku źródeł punktowych. Ich udział zmniejszył się z 5,5% do 3,8% dla azotu i z prawie 11% do niemal 6% dla fosforu. Udział ładunków azotu z powietrza również uległ nieznacznemu zmniejszeniu, podczas gdy udział ładunków obu składników niesionych rzekami znacznie się powiększył.

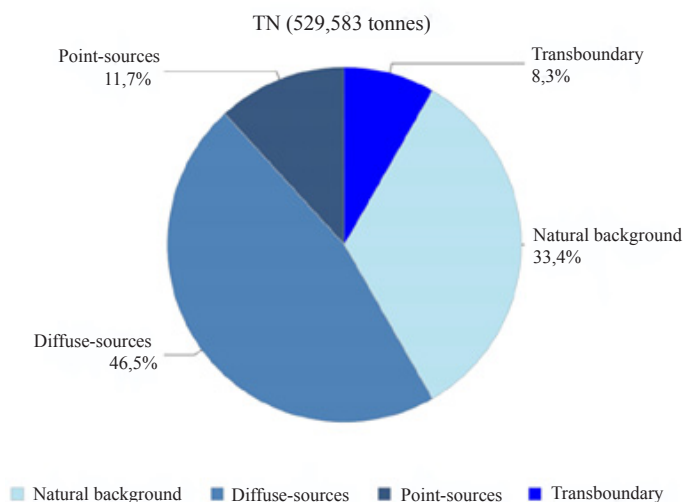
Udział różnych szlaków dopływu do Morza Bałtyckiego w całkowitym ładunku substancji biogenicznych był zróżnicowany pomiędzy jego basenami i badanymi państwami. Jednakże, ogólna tendencja zmian ładunków TN i TP wykazywała spadek udziału bezpośrednich źródeł punktowych, największy od 1995 r. Takie proporcje były podobne w przypadku ładunków azotu docierających do wszystkich basenów południowej części Morza Bałtyckiego (Bałtyk Właściwy, Cieśniny Duńskie i Kattegat), jak również do Zatoki Fińskiej. Redukcje odpowiadały spadkowi dopływu azotu z krajów odpowiedzialnych za główny ładunek azotu do tych basenów. Podobną tendencję stwierdzono również dla ładunków TN do Zatoki Ryskiej, aczkolwiek występowała tu duża zmienność ładunków w czasie.

Główne tendencje w zmianach dopływu fosforu wskazywały na zmniejszenie ładunków TP w okresie od 1995 r. Szczególnie dotyczyło to udziału źródeł bezpośrednich. Największą redukcję udziału ładunków fosforu z tych źródeł obserwowano w Zatoce Ryskiej, chociaż był to jedyny basen, gdzie nie stwierdzono redukcji ładunków P z pozostałych źródeł. Większość krajów wykazywała zmniejszenie udziału źródeł bezpośrednich, z wyjątkiem Szwecji, która była jedynym krajem bez wyraźnego trendu zmian szlaków dopływu P do Bałtyku. Wynikało to z faktu, że Szwecja, a także Dania, Finlandia i Niemcy zaczęły, zmniejszać emisje z oczyszczalni ścieków jeszcze przed

rozpoczęciem pomiarów HELCOM, co oznacza, że redukcje te nie były widoczne w danych HELCOM. W krajach tych, podejmowane środki są obecnie bardziej zorientowane na źródła obszarowe, takie jak np. straty w rolnictwie.

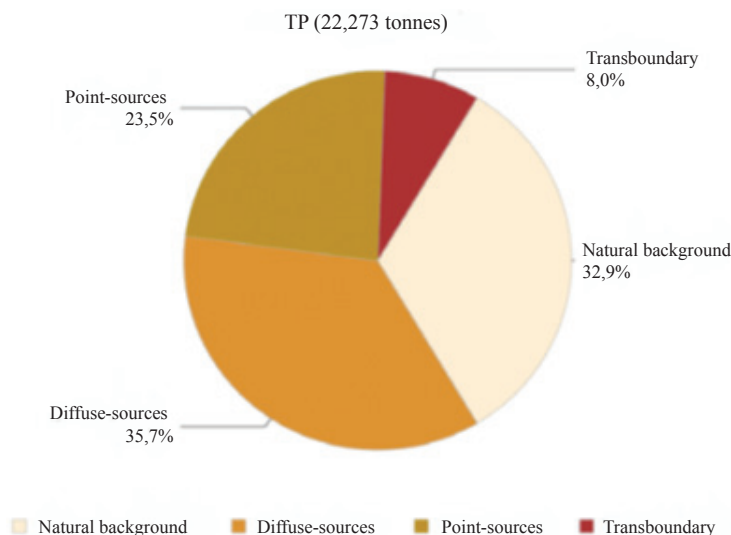
Źródła substancji biogenicznych w rzekach obszaru zlewiska Morza Bałtyckiego

Jedną trzecią całkowitego ładunku substancji biogenicznych dostarczanych do Morza Bałtyckiego stanowiły ładunki powstające przy braku działalności człowieka, na skutek naturalnych procesów biogeochemicznych zachodzących w ekosystemie (tzw. naturalne tło); (Rys. 8-9). Występowały jednak duże różnice pomiędzy poszczególnymi basenami. Największy udział tych ładunków stwierdzono w Zatoce Fińskiej (68% N i 59% P) i Zatoce Botnickiej (65% N i 65% P), a najmniejszy w Zatoce Ryskiej (12% N i 11% P). Obszarowe źródła antropogeniczne (głównie z działalności rolniczej) stanowiły 46% całkowitego rzecznoego ładunku azotu i 36% całkowitego rzecznoego ładunku fosforu do Morza Bałtyckiego. Na zróżnicowanie udziału tych źródeł duży wpływ miały różnice w powierzchni gruntów rolnych. Wysoki ich udział stwierdzono w Zatoce Ryskiej (57% dla N i 42% dla P) i dla samego azotu także w Cieśninach Duńskich (68%) i Cieśninie Kattegat (59%). Źródła punktowe stanowiły 12% całkowitego ładunku azotu i 24% całkowitego ładunku fosforu. Zmienność udziału źródeł punktowych była jeszcze większa niż w przypadku innych źródeł substancji biogenicznych. Duży ładunek ze źródeł punktowych stwierdzono w Bałtyku Właściwym (18% dla N, 33% dla P) oraz w Cieśninach Duńskich (43% dla P). Jednakże dla dużej części ładunków substancji biogenicznych, sklasyfikowanych jako transgraniczne, które pochodziły z krajów zlewni południowych, głównie z Białorusi, nie było możliwości określenia ich źródła. Na przykład obciążenie transgranicznym ładunkiem Zatoki Ryskiej oszacowano na 30% dla azotu i 42% dla fosforu.



Rysunek 8. Ładunki azotu w wodach rzek

Źródło: PLC-6 Executive Summary, (6)

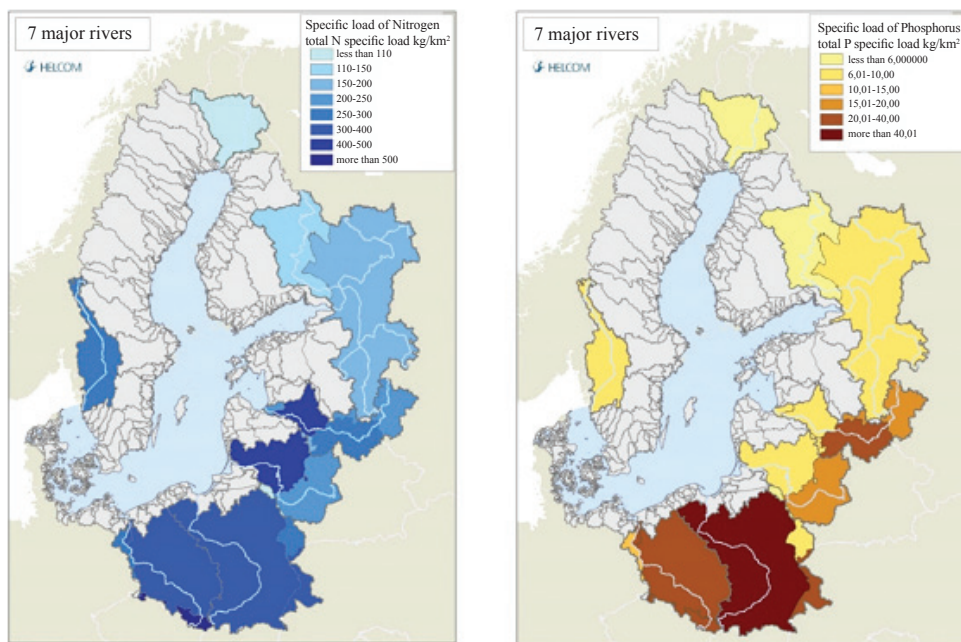


Rysunek 9. Ładunki fosforu w wodach rzek

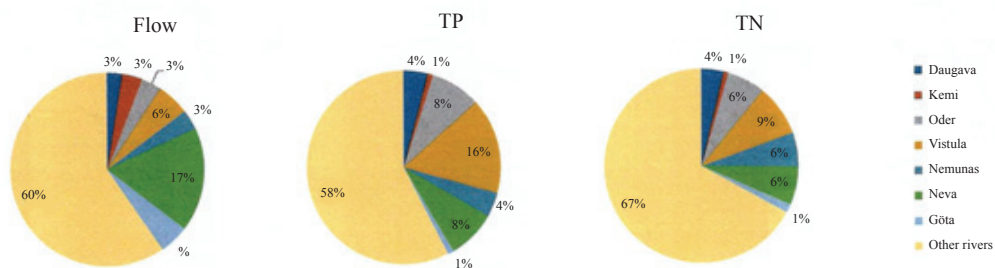
Źródło: PLC-6 Executive Summary, (6)

Ładunki substancji biogenicznych w wodach siedmiu największych rzek

Zlewnie siedmiu największych rzek Morza Bałtyckiego (Göta, Kemi, Daugava, Niemen, Odra, Wisła i Neva) pokrywają łącznie 50% powierzchni zlewniska Morza Bałtyckiego i zamieszkane są przez ponad 50 milionów mieszkańców. Ładunek przenoszony przez te rzeki stanowi istotną część substancji biogenicznych wprowadzanych do Bałtyku. Dlatego też, jednym z kluczowych elementów rzetelnej oceny możliwych zmian wielkości niesionych ładunków, jest intensywny monitoring jakości wody w tych rzekach. W 2014 roku rzeki te przeniosły do Bałtyku 227 000 t TN i 15 300 t TP, co stanowiło 29% całkowitego ładunku azotu i 46% fosforu wniesionych do Bałtyku. Największą presję antropogeniczną stwierdzono w krajach zlewni południowych, wyróżniających się największą populacją i intensywną działalnością rolniczą (Rys. 10). Ładunek TN wniesiony do basenu Bałtyku Właściwego rzeką Wisłą w 2014 r. wynosił 341 kg km⁻², podczas gdy odpowiedni ładunek z fińskiej rzeki Kemijoki do Zatoki Botnickiej wynosił 111 kg km⁻². Zmienność ładunków TP na tym obszarze była jeszcze większa. Rzeką Kemijoki do Bałtyku dotarło średnio 5,1 kg km⁻², a Wisłą 42 kg km⁻². Powodował ją również udział rzeki Neva, który wynosił 40% całkowitego ładunku z siedmiu największych rzek, przy czym Wisła wносиła największy ładunek TN i TP, który stanowił odpowiednio 26% TN i 52% TP (Rys. 11). W przypadku obu ładunków, zarówno TN, jak i TP, stwierdzono jednak istotną statystycznie redukcję w latach 1995–2014. Ładunek TN został zmniejszony o prawie 81 000 t (21%), a ładunek TP o 4 600 t (23%), ale trendy dla poszczególnych rzek były bardzo zróżnicowane.



Rysunek 10. Ładunki TN i TP w zlewniach siedmiu największych rzek w 2014 r.
Źródło: PLC-6 Executive Summary, (6)



Rysunek 11. Udział całkowitego przepływu oraz znormalizowanych ładunków TN i TP w wodach siedmiu największych rzek zlewiska Morza Bałtyckiego w 2014 r.
Źródło: PLC-6 Executive Summary, (6)

Skuteczność działań w celu redukcji ładunków substancji biogenicznych

Ocena skuteczności działań ograniczających ilość substancji biogenicznych wprowadzanych do Morza Bałtyckiego była jednym z dodatkowych zadań projektu PLC-6. Ocena opierała się na informacji państw członkowskich, zawartej w kwestionariuszu przygotowanym przez zespół ekspertów projektu. Kwestionariusz zawierał ocenę zmniejszenia ilości ładunków w okresie pomiędzy latami 1995 i 2014 oraz

szacunek dalszej potencjalnie możliwej redukcji ładunków azotu i fosforu po 2015 r. Krajowe szacunki efektów redukcji opierały się głównie o: działania uwzględnione w planach zarządzania wodami w poszczególnych dorzeczach (*RBMPs - River Basin Management Plans*), krajowe programy ochrony wody oraz o efekty wdrożenia odpowiednich dyrektyw UE, na przykład Planu Zabiegów (*PoMs - Programme of Measures*) w celu rozwoju i wdrożenia Ramowej Dyrektywy Strategii Morskiej (*MSFD - EU Marine Strategy Framework Directive*) oraz Dyrektywy Miejskiej dotyczącej ścieków (*UWWB - Urban Waste Water Directive*). Kwestionariusz wykazał bardzo dużą zmienność raportowanych szacunków pomiędzy krajami, ze względu na stosowanie różnych niezharmonizowanych metod oceny oraz znaczne różnice zarówno w danych czasowych i geograficznych, jak i sektorowym pokryciu danymi. Stwierdzone niedobory danych, jak również ich niespójność, utrudniały kwantyfikację skutków działań podjętych w całym regionie i pozwoliły na sporządzenie tylko opisowej informacji o podjętych i zaplanowanych działaniach. Jednakże wykonana praca umożliwiła dokonanie kompleksowego przeglądu działań podjętych w celu redukcji emisji substancji biogenicznych w regionie i stworzyła podstawy do dalszych analiz i specyfikacji danych, torując drogę do oceny w ramach kolejnej (PLC-7) edycji projektu.

Ładunki substancji niebezpiecznych do Morza Bałtyckiego

Ładunki kadmu, rtęci i ołowiu

Szacowane łączne ilości metali, które dostają się do Morza Bałtyckiego każdego roku są bardzo zróżnicowane pomiędzy latami. Wiele jest także głównych dróg ich transportu. Stwierdzono, że ładunki kadmu, rtęci i ołowiu w latach 2012-2014 wahały się w przedziałach, odpowiednio: 23-42, 4,7-5,3 i 441-550 ton rocznie. Rtęć dostaje się do Morza Bałtyckiego głównie poprzez depozycję atmosferyczną (około 70% łącznego ładunku). W przypadku ołowiu i kadmu, największą część stanowią ładunki rzeczne, odpowiednio 64% i 79%. We wszystkich przypadkach najmniejszy udział w ładunkach całkowitych (4% - rtęć, <1% - kadm i ołów) wykazywały zrzuty bezpośrednie ze źródeł punktowych.

Depozycja atmosferyczna wybranych zanieczyszczeń organicznych

Modelowana depozycja atmosferyczna PBDEs, PCBs, PCDD/Fs wykazywała systematycznie malejący trend w czasie. Natomiast depozycja Benzo(a)pirenu osiągnęła pewien stan równowagi, który nie wskazywał na żadne dodatkowe redukcje.

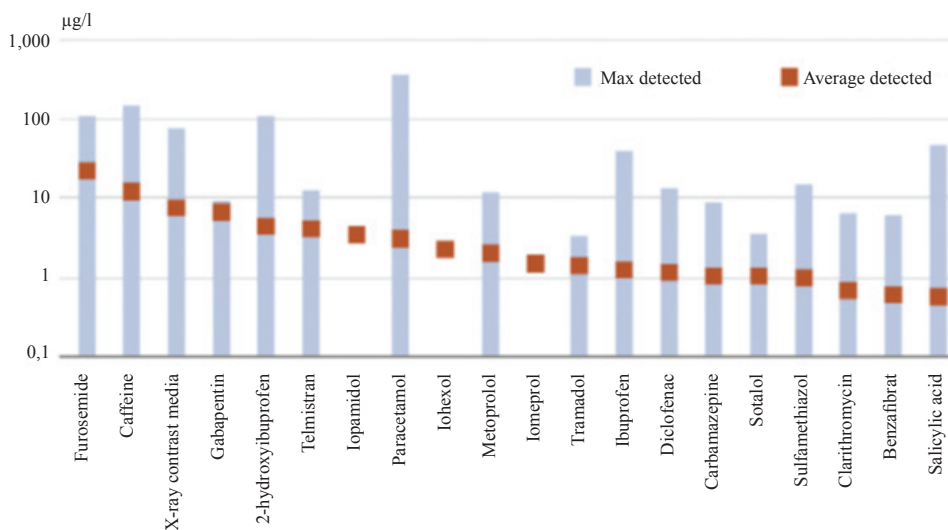
Pozostałości farmaceutyczne

W wyniku pierwszej próby sporządzenia przeglądu ilości ładunków farmaceutyków wprowadzanych do środowiska wód słodkich i morskich w regionie Morza

Bałtyckiego, jak również szacunków zanieczyszczenia środowiska morskiego, wykazano, że roczne zrzuty z głównego źródła, tj. z komunalnych oczyszczalni ścieków (*Municipal Wastewater Treatment Plants – MWWTPs*) wynosiły około 1,8 tys. ton pozostałości farmaceutycznych. Tylko 9 ze 118 badanych farmaceutyków zostało usuniętych ze skutecznością większą niż 95%, a niemal połowę związków usunęto ze skutecznością mniejszą niż 50%.

Przyszłe prace dotyczące ładunków substancji niebezpiecznych do Morza Bałtyckiego

Praca nad substancjami niebezpiecznymi w ramach projektu PLC zostanie zintensyfikowana w kolejnych cyklach projektu PLC. Sugeruje się, aby pierwszy zbiór danych i szacunek ładunków związków organicznych, sporządzony w oparciu o wyniki wstępnego rozpoznania, uwzględniał zanieczyszczenia zawierające nonylofenole, oktylofenole i PFAS. Substancje te zidentyfikowano jako potencjalnie niebezpieczne, a dostępność danych umożliwiających analizę jest dla nich stosunkowo dobra.



Rysunek 12. Farmaceutyki wykryte w największych ilościach w ściekach

Źródło: PLC-6 Executive Summary, (6)

Podsumowanie

W pracy przedstawiono wyniki monitoringu środowiskowej presji zanieczyszczeń pochodzących z ładunku na ekosystem Morza Bałtyckiego. Są one przyczyną eutrofizacji, powodowanej nadmiarem substancji biogenicznych (azot i fosfor) w środowisku morskim oraz źródłem metali ciężkich, trwałych zanieczyszczeń organicznych i innych syntetycznych substancji niebezpiecznych. Raport sporządzono w ramach szóstego cyklu projektu HELCOM Pollution Load Compilation (PLC-6) na podstawie danych za okres od 1995 r. do 2015 r.

Stwierdzono, że w stosunku do przyjętego okresu referencyjnego (1997-2003) nastąpiła znaczna redukcja ilości substancji biogenicznych wprowadzanych do Bałtyku. Znormalizowany ładunek azotu został zredukowany średnio o 12%, a fosforu o 25%. Maksymalna dopuszczalna wartość wskaźnika MAI dla azotu w badanym okresie nie została przekroczona w Cieśninie Kattegat, w Cieśninach Duńskich, Zatoce Botnickiej i Morzu Botnickim, a dla fosforu w cieśninie Kattegat, Cieśninach Duńskich i Morzu Botnickim.

Analizy trendów od 1995 r. wykazały redukcję całkowitych ładunków azotu i fosforu do Morza Bałtyckiego, odpowiednio o 20% i 27%. Systematyczną redukcję dopływu azotu obserwowano w Cieśninach Duńskich, w cieśninie Kattegat, Zatoce Ryskiej oraz w wodach Bałtyku Właściwego. W przypadku Morza Botnickiego, znaczące zmniejszenie dopływu zaobserwowano po 2003 r., do Zatoki Fińskiej po 2004 r. a do Zatoki Botnickiej dopiero po 2006 r. Ładunek fosforu znacznie zmniejszał się przez cały badany okres jedynie w cieśninie Kattegat, a w Zatoce Fińskiej od 2009 r. Jedynym krajem, który nie przekroczył limitu ładunków azotu dostarczanych do wszystkich basenów Morza Bałtyckiego była Dania. Finlandia i Szwecja nie osiągnęły celów redukcyjnych azotu dostarczanego Bałtyku Właściwego i Zatoki Fińskiej. Polska osiągnęła swoje cele redukcyjne ładunków odprowadzanych z powietrza do Zatoki Botnickiej i Morza Botnickiego. Do wykonania pozostały istotne redukcje, o ok. 10-30% ładunków do Bałtyku Właściwego, Zatoki Fińskiej i Cieśniny Kattegat oraz mniejsze (<10%) do Zatoki Ryskiej. Rosja przekroczyła poziom krajowego limitu ładunków odprowadzanych do wszystkich basenów Morza Bałtyckiego. W przypadku fosforu, żadne z badanych państw nie osiągnęło celów redukcyjnych ładunków odprowadzanych do wszystkich basenów. Wszystkie kraje członkowskie HELCOM oraz kraje spoza HELCOM, odprowadzające substancje biogeniczne drogą wodną przekroczyły limit ładunków dostarczanych do Bałtyku Właściwego. Dwa z trzech państw przekroczyły swoje limity ładunków do Zatoki Fińskiej. Łotwa, Polska, Republika Czeska i Ukraina przekroczyły limity ładunków fosforu do basenów Morza Bałtyckiego, do których mają dostęp. Wszystkie kraje osiągnęły limity ładunków fosforu całkowitego odprowadzanych do Cieśnin Duńskich i cieśniny Kattegat.

Dominującymi drogami transportu pierwiastków biogenicznych do Bałtyku są rzeki. Obejmowały one prawie 70% ładunku azotu całkowitego (TN) i 89% ładunku fosforu całkowitego (TP). Spośród źródeł ładunków substancji biogenicznych jedną trzecią stanowiły ładunki powstające przy braku działalności człowieka, na skutek naturalnych procesów biogeochemicznych zachodzących w ekosystemie (tzw. naturalne tło). Obszarowe źródła antropogeniczne (głównie z działalności rolniczej) stanowiły 46% całkowitego rzeczno-ładunku azotu i 36% całkowitego rzeczno-ładunku fosforu do Morza Bałtyckiego. Źródła punktowe stanowiły 12% całkowitego ładunku azotu i 24% całkowitego ładunku fosforu.

Największą presję antropogeniczną stwierdzono w krajach zlewni południowych, wyróżniających się największą populacją i intensywną działalnością rolniczą. Ładunek

TN wniesiony do basenu Bałtyku Właściwego rzeką Wisłą w 2014 r. wynosił 34 1 kg·km⁻², a ładunek TP 42 kg·km⁻². Wisła, wśród siedmiu największych rzek, wносиła największy ładunek TN i TP, który stanowił odpowiednio 26% TN i 52% TP. W latach 1995–2014 odnotowano istotną redukcję obu ładunków niesionych wodami siedmiu największych rzek: TN zmniejszył się o prawie 81 000 t (21%), a ładunek TP o 4 600 t (23%), jednakże trendy dla poszczególnych rzek były bardzo zróżnicowane.

Literatura

1. Baltic Sea Action Plan (BSAP). <http://www.helcom.fi/baltic-sea-action-plan>.
2. HELCOM Copenhagen Ministerial Declaration “Taking Further Action to Implement the Baltic Sea Action Plan - Reaching Good Environmental Status for a healthy Baltic Sea” (3 October 2013, Copenhagen, Denmark). <http://www.helcom.fi/helcom-at-work/ministerial-declarations>.
3. HELCOM Ministerial Meeting. Summary report on the development of revised Maximum Allowable Inputs (MAI) and updated Country Allocated Reduction Targets (CART) of the Baltic Sea Action Plan.. Copenhagen 2013. <http://www.helcom.fi/helcom-at-work/ministerial-declarations/2013>.
4. Konwencja o ochronie środowiska morskiego obszaru Morza Bałtyckiego, sporządzona w Helsinkach 22 marca 1974 r. (Dz.U. 1980 nr 18 poz. 64).
5. Konwencja o ochronie środowiska morskiego obszaru Morza Bałtyckiego, sporządzona w Helsinkach 9 kwietnia 1992 r. (Dz.U. z 2000 r. nr 28, poz. 346).
6. Sonesten L., Kamenetsky D.F., Gustafsson B., Knuuttila S., Räike A., Svendsen L.M. PLC-6 Executive Summary. 2018. <http://www.helcom.fi/helcom-at-work/publications/all-publications/>.
7. Updated Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation PLC 5.5. <http://www.helcom.fi>.

Adres do korespondencji:

prof. dr hab. Alicja Pecio
Zakład Żywienia Roślin i Nawożenia
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 47 86 834
e-mail: alap@iung.pulawy.pl

AUTOR	ORCID
Alicja Pecio	0000-0001-7780-8313

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 antybiotykowych 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.
- 56(10). *Aktualne problemy nawożenia*. Puławy, 2018.
- 57(11). *Technologie produkcji roślinnej w warunkach zmieniającego się klimatu*. Puławy, 2018.
- 58(12). *Stan zagrożeń dla jakości gleb 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,
- czcionka – Times New Roman
- układ pracy: słowa kluczowe, wstęp, wyniki i dyskusja bądź omówienie wyników, podsumowanie lub wnioski, literatura, dane kontaktowe, nr ORCID

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/fotografie

- czarno-białe/kolorowe (możliwie duża rozdzielczość)
- wykresy w programie Word lub Excel
- wymiary w zakresie 13 cm × 19 cm
- w podpisach czcionka 9 p.
- na nośniku lub 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

