



INSTYTUT UPRAWY NAWOŻENIA I GLEBOZNAWSTWA
PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY

STUDIA I RAPORTY IUNG-PIB

52(6)

REDUKCJA EMISJI GAZÓW CIEPLARNIANYCH I AMONIAKU ORAZ METODY ADAPTACJI DO ZMIAN KLIMATU (WYBRANE ZAGADNIENIA)

**PROGRAM WIELOLETNI
2016-2020**

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

Puławy 2017

INSTYTUT UPRAWY NAWOŻENIA I GLEBOZNAWSTWA
PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY

Dyrektor: *prof. dr hab. Wiesław Oleszek*

Redakcja naukowa:
dr Robert Borek, dr Zuzanna Jarosz

Autorzy:
*dr Robert Borek, prof. dr hab. Antoni Faber, dr Zuzanna Jarosz,
dr hab. Jerzy Kopiński, mgr Aleksandra Król, dr Dariusz Osuch,
dr hab. Alina Syp, prof. nadzw.; dr Arkadiusz Tujaka, mgr Tomasz Żyłowski*

Recenzenci:
*dr Robert Borek, dr hab. Jerzy Kozyra,
prof. dr hab. Stanisław Krasowicz, dr hab. Mariusz Matyka, prof. nadzw.*

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

ISBN 978-83-7562-262-1

Egzemplarz bezpłatny

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

STUDIA I RAPORTY IUNG-PIB

**REDUKCJA EMISJI GAZÓW CIEPLARNIANYCH I AMONIAKU
ORAZ METODY ADAPTACJI DO ZMIAN KLIMATU
(WYBRANE ZAGADNIENIA)**

SPIS TREŚCI

Wstęp	7
1. A. Faber, Z. Jarosz, J. Kopiński – Zastosowania modeli do weryfikacji wskaźników emisji amoniaku z mineralnych nawozów azotowych.....	9
2. A. Faber, Z. Jarosz – Prognoza ograniczenia emisji amoniaku z mineralnych nawozów azotowych na lata 2020 i 2030.....	19
3. A. Faber, Z. Jarosz – Zastąpienie mineralnych nawozów azotowych nawozami naturalnymi lub organicznymi jako sposób na ograniczenie emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia biopaliw płynnych	29
4. A. Faber, Z. Jarosz – Potencjały redukcji emisji gazów cieplarnianych w polskim rolnictwie w świetle literatury	45
5. Z. Jarosz, A. Faber – Analiza przestrzennego zróżnicowania emisji podtlenku azotu z gruntów ornych w Polsce.....	57
6. A. Syp, D. Osuch – Szacowanie emisji gazów cieplarnianych na podstawie danych FADN.....	69
7. R. Borek, A. Tujaka – Innowacyjne systemy rolne dla rolnictwa dostosowanego do zmian klimatu	83
8. A. Król – Wykorzystanie modelu Farm-SAFE do podejmowania decyzji o sposobie użytkowania gruntów w gospodarstwie	99
9. T. Żyłowski – Efektywność ekonomiczna i środowiskowa różnych systemów uprawy polowej	119

Wstęp

Emisja gazów cieplarnianych jest podstawowym wyznacznikiem zrównoważonego rozwoju gospodarczego. Redukcja tej emisji stała się jednym z wiodących priorytetów w polityce światowej. Unia Europejska i jej kraje członkowskie przywiązują dużą wagę do ograniczania emisji gazów cieplarnianych i przeciwdziałaniu zmianom klimatu. Rada Europejska w dniach 23-24 października 2014 r. zatwierdziła porozumienie w sprawie ram polityki energetyczno-klimatycznej do 2030 r., w ramach którego określono 40% unijny cel redukcji emisji gazów cieplarnianych w odniesieniu do roku 1990. W obszarze nie objętym systemem handlu emisjami (non-ETS) ustalono redukcję emisji na poziomie -30% w stosunku do roku 2005. Dla Polski cel redukcyjny emisji gazów cieplarnianych określono na poziomie -7%. Zobowiązania Polski wynikające z Ramowej Konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie zmian klimatu (UNFCCC) oraz wymagań Unii Europejskiej obligują nasz kraj do corocznego raportowania i sporządzania bilansów emisji i pochłaniania gazów cieplarnianych. Metodyka szacowania emisji gazów cieplarnianych została opracowana przez Międzyrządowy Zespół ds. Zmian Klimatu, a wytyczne zawarte w *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories – IPCC 2006*. Istotne znaczenie mają także zobowiązania Polski wynikające z Ramowej Konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie transgranicznego transportu zanieczyszczeń powietrza na dalekie odległości (LRTAP) oraz wejście w życie 31 grudnia 2016 r. dyrektywy NEC. W ww. dyrektywie określono dla Polski poziom redukcji emisji amoniaku do 2030 r. w wysokości 17% w stosunku do roku 2005. W inwentaryzacji emisji wykorzystywane są współczynniki z krajowych źródeł danych, a w przypadku ich braku ze źródeł EMEP/CORINAR. Państwa członkowskie w szacunkach powinny stosować metodę zgodną z międzynarodowymi standardami, Komisja Europejska zachęca jednak do opracowania lub adaptacji metod poziomu 2 i 3 (Tier 2 i 3) właściwych dla poszczególnych krajów w celu dokładniejszego i rzetelniejszego szacowania emisji i pochłaniania.

Wymogi legislacyjne wiążą się z koniecznością realizacji działań ograniczających presję rolnictwa na jakość wód i gleby, powietrza czy klimatu i sprzyjających osiągnięciu wyznaczonych celów. Działania te koncentrują się zarówno na doskonaleniu metod szacowania emisji gazów cieplarnianych i amoniaku, jak też na wskazaniu aktywności ograniczających emisję oraz przystosowujących rolnictwo do zmian klimatu.

Dostosowanie rolnictwa do zmian klimatu wymaga podjęcia innowacyjnych działań łączących potencjalne możliwości adaptacji i ograniczania zmian klimatu. Wspólna Polityka Rolna realizuje cele przekrojowe w zakresie innowacyjności, środowiska oraz łagodzenia i adaptacji do zmian klimatu. Zgodnie z aktualnie obowiązującym rozporządzeniem (WE) 1698/2005, Polityka Rozwoju Obszarów Wiejskich w latach 2014-2020 powinna realizować sześć priorytetów, które stanowią podstawę tworzenia krajowych planów strategicznych. Jednym z priorytetów jest

wspieranie efektywnego gospodarowania zasobami i przechodzenia na gospodarkę niskoemisyjną oraz odporną na zmiany klimatu w sektorze rolnym, spożywczym i leśnym. W ramach pierwszego filara WPR wprowadzono płatności z tytułu praktyk rolniczych korzystnych dla ochrony klimatu i środowiska (zazielenienie). Ponad 30% środków z budżetu PROW jest przeznaczane na innowacyjne działania ukierunkowane na realizację celów rolno-środowiskowo-klimatycznych.

Prezentowane materiały poruszają kluczowe zagadnienia dotyczące szacowania emisji amoniaku z mineralnych nawozów azotowych z wykorzystaniem współczynników emisji amoniaku dla metody poziomu 1, 2 oraz modeli (poziom 3). Wyznaczono prognozy zużycia mineralnych nawozów azotowych ogółem i poszczególnych asortymentów nawozów azotowych na lata 2020 i 2030 oraz oszacowano ograniczenia emisji NH_3 dla czterech scenariuszy modyfikujących wykorzystywanie mocznika. Wykazano możliwości ograniczenia emisji gazów cieplarnianych w uprawie kukurydzy, pszenicy ozimej i rzepaku z tytułu zastąpienia mineralnych nawozów azotowych nawozami naturalnymi lub organicznymi. Na podstawie literatury dokonano przeglądu praktyk rolniczych wpływających na ograniczenie emisji gazów cieplarnianych. Analizie poddano przestrzenne zróżnicowanie emisji podtlenku azotu z gruntów rolnych. Oszacowano emisję gazów cieplarnianych na poziomie gospodarstwa rolnego i wykazano różnicę w wielkościach emisji w zależności od systemu produkcji. Wskazano działania w roślinnej produkcji rolniczej, które posiadają znaczący potencjał ograniczenia emisji gazów cieplarnianych i ułatwiają dostosowanie systemów rolniczych do zmian klimatu. Szczególną uwagę zwrócono na efektywność środowiskową i ekonomiczną uprawy konserwującej. Wprowadzanie innowacyjnych praktyk w gospodarstwie wiąże się często ze zmianą sposobu użytkowania gruntów, implikuje to liczne skutki środowiskowe oraz ekonomiczne związane z realizacją przedsięwzięcia w długim okresie. Zaprezentowano jedną z metod pozwalającą na ocenę podejmowanych decyzji związanych z wyborem sposobu użytkowania gruntów.

Przedstawiona problematyka nie wyczerpuje całej złożoności zagadnienia. Autorzy mają nadzieję, że opracowania zamieszczone w niniejszym zeszycie w serii wydawniczej „Studia i Raporty IUNG-PIB” przybliżą Czytelnikom problemy związane z koniecznością adaptacji do zmian klimatu, ograniczania emisji gazów cieplarnianych oraz poprawą czystości powietrza.

Kierownik zadania 1.7
dr Robert Borek

Kierownik zadania 2.6
dr Zuzanna Jarosz

Antoni Faber, Zuzanna Jarosz, Jerzy Kopiński

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

ZASTOSOWANIA MODELI DO WERYFIKACJI WSKAŹNIKÓW EMISJI AMONIAKU Z MINERALNYCH NAWOZÓW AZOTOWYCH*

Słowa kluczowe: amoniak, emisja amoniaku, wskaźniki emisji

Wstęp

Realizacja postanowień Konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie zmian klimatu (17), Protokołu z Kioto do tej Konwencji (16) oraz Konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie transgranicznego przenoszenia zanieczyszczeń powietrza na dalekie odległości (9) obliguje nasz kraj do corocznego raportowania i sporządzania bilansów emisji i pochłaniania gazów cieplarnianych oraz innych zanieczyszczeń powietrza m. in. amoniaku, metanu, tlenków azotu i pyłów.

Rolnictwo jest głównym źródłem emisji amoniaku (NH_3) do atmosfery. Jak wynika z inwentaryzacji przeprowadzonej w Polsce w 2014 r. emisja ogółem tego gazu wynosiła 265 130,2 t r⁻¹ (8). Rolnictwo miało w niej 98% udział, z czego 69% przypadało na produkcję zwierzęcą, zaś 31% związane było ze stosowaniem mineralnych nawozów azotowych. W krajach EU-28 emisja NH_3 osiągnęła w 2013 r. wartość 3,6 miliona ton r⁻¹ i była mniejsza o 30% w stosunku do roku 1990 (5). Rolnictwo miało w tej emisji 93% udział, w tym produkcja zwierzęca około 56%.

Amoniak jest bezbarwnym gazem o cierpkim zapachu, który powstaje w trakcie rozkładu materii organicznej lub emitowany jest z mocznikowych i amonowych mineralnych nawozów azotowych. Jest to gaz w większych stężeniach szkodliwy dla środowiska, ponieważ powoduje jego eutrofizację oraz zakwaszenie, co prowadzić może do powstania szkód w ekosystemach wrażliwych na wzrost zawartości reaktywnego azotu, pogorszenia bioróżnorodności oraz jakości wód (14, 15). Część NH_3 może w atmosferze przekształcać się w podtlenek azotu mający wpływ na zmiany

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

klimatu, część zaś reagować ze związkami kwaśnymi tworząc aerozole drobnych pyłów transportowanych w atmosferze na większe odległości.

Ze względu na oddziaływanie NH_3 na środowisko, emisje tego gazu są corocznie inwentaryzowane przez Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBIZE), co wynika z uregulowań krajowych oraz z porozumień międzynarodowych. Podstawą analiz KOBIZE są przede wszystkim współczynniki emisji opracowane dla źródeł rolniczych w państwach zachodnioeuropejskich. Inwentaryzacje emisji wykonuje się na podstawie obowiązującej metodyki międzynarodowej zawartej w Poradnikach E M E P/E E A z lat 2009 i 2013 (2, 3). Wytyczne zawierają szereg standardowych wskaźników, które można wykorzystywać w inwentaryzacjach. Ostatnio jednak zalecenia te zostały ponownie znowelizowane (4). W nowelizacji zmieniono niektóre wskaźniki wykorzystywane w inwentaryzacjach emisji związane ze stosowaniem nawozów azotowych oraz wskaźniki dla poszczególnych asortymentów nawozów azotowych. Ze względu na specyfikę rolnictwa, w poszczególnych krajach zaleca się wykorzystywanie w analizach własnych wskaźników emisji, jednak weryfikacja tych wskaźników przy użyciu pomiarów stężeń NH_3 wykonanych w Polsce nie jest obecnie możliwa. Badania dotyczące opracowania i weryfikacji wskaźników emisji są kosztowne i czasochłonne, a więc nadal istnieje ogólny brak lub niewystarczająca ilość danych doświadczalnych. W tej sytuacji wstępna ocena skutków nowelizacji wskaźników emisji jest możliwa jedynie poprzez zastosowanie modeli symulujących emisję NH_3 z nawozów mineralnych.

Celem opracowania jest porównanie wskaźników emisji E M E P / E E A 2016, (4) dla mineralnych nawozów azotowych ze wskaźnikami wyszacowanymi dla Polski według dwóch modeli skalibrowanych dla warunków Europy.

Materiały i metodyka

W opracowaniu wykorzystano dane o wielkości zużycia mineralnych nawozów azotowych w dziesięciolecie 2006-2015 (7). Zużycie poszczególnych asortymentów nawozów azotowych przyjęto z literatury (10); (Tab. 1).

Tabela 1

Zużycie ogółem oraz zużycie asortymentów nawozów azotowych w latach 2006-2015 (tys. ton)

Nawozy	Lata									
	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Saletra amonowa	343	364	388	380	384	379	385	405	370	334
Fosforan amonu	24	25	27	25	25	24	20	23	20	18
Siarczan amonu	24	25	34	31	29	30	35	35	34	28
Saletra wapniowa	184	195	208	198	201	200	190	205	190	168
RSM	45	48	53	49	50	49	38	45	46	43
Mocznik	278	296	318	306	316	317	322	356	320	300
Nawozy NPK	98	103	114	105	108	110	105	132	117	113
Ogółem	996	1056	1142	1094	1113	1109	1095	1201	1097	1004

Źródło: Nawozy ogółem – GUS (7); asortymenty nawozów - Kopiński, 2017 (10)

Wielkości emisji NH_3 z nawozów azotowych szacowano dla Polski (NUTS-0) według metodyki E M E P / E E A 2009, 2013, 2016 (2, 3, 4) wykorzystując współczynnik (wskaźnik) emisji amoniaku (EF) dla metody poziomu pierwszego (Tier 1) oraz wskaźniki emisji EF dla asortymentów nawozów według metody poziomu drugiego (Tier 2) (Tab. 2).

Tabela 2

Współczynniki emisji amoniaku z mineralnych nawozów azotowych zalecane do stosowania w inwentaryzacjach emisji poziomu 1 i poziomu 2

Metoda poziomu	Współczynniki emisji amoniaku (EF, % zużytego nawozu azotowego)		
	2009*	2013**	2016**
Pierwszego: nawozy azotowe ogółem	8,4	8,1	5,0
Drugiego: Saletra amonowa	0,89	3,7-3,7	1,6-3,3
Fosforan amonu	1,61	11,3-29,3	5,1-9,4
Siarczan amonu	1,61	1,3-27,0	9,2-17,0
Saletra wapniowa	0,89	2,2-2,2	0,8-1,7
RSM	-	12,5-12,5	10,0-9,7
Mocznik	13,82	24,3-24,3	15,9-16,8
Nawozy wieloskładnikowe (NPK)	0,89	3,7-3,7	6,7-9,4

Źródło: EMEP / EEA 2009, 2013, 2016 (2, 3, 4);

*-przyjęta średnia temperatura wiosny (kwiecień) – 9^o C; **-dolna wartość przedziału dla gleb o pH < 7, górna wartość przedziału dla gleb o pH > 7

Metodyka E M E P / E E A 2016 (4) zachęca do stosowania w szacunkach emisji modeli, które traktowane są jako metody poziomu 3 (Tier 3). Wielkości wskaźników emisji dla Polski oszacowano przy użyciu dwóch modeli. Empirycznego modelu opracowanego dla warunków Wielkiej Brytanii (12) w modyfikacji M i s s e l b r o o k i in. 2015 (13) oraz mechanistycznego modelu DNDC (Tab. 3).

Model M i s s e l b r o o k i in. 2015 (13) wybrano dlatego, że został on wymieniony metodyce E M E P / E E A 2016 (4) jako przykład metody szacowania emisji amoniaku poziomu trzeciego (Tier 3). Model zakłada wielkości maksymalnych współczynników emisji NH_3 (EFmax) dla poszczególnych asortymentów mineralnych nawozów azotowych oraz współczynniki modyfikujące wartości EFmax (Tab. 3)

Tabela 3

Maksymalne współczynniki emisji amoniaku (EFmax) z mineralnych nawozów azotowych oraz czynniki modyfikujące ich wielkości

Nawóz azotowy	EFmax (% zużytego nawozu)	Czynnik modyfikujący
Saletra amonowa	1,8	-
Fosforan amonu	45	pH gleby
Siarczan amonu	45	pH gleby
Saletra wapniowa*	1,8	-
RSM	23	dawka N, opady, temperatura
Mocznik	45	dawka N, opady, temperatura
Nawozy wieloskładnikowe (NPK)	1,8	-

Źródło: *- Misselbrook i in., 2004, 2015 (12, 13)

EFmax dla fosforanu amonu i siarczanu amonu wynosi 45% dla gleb o pH >7 oraz 1,8% dla gleb o pH < 7.

W przypadku mocznika i RSM współczynnik modyfikujący EFmax zależy od dawki w następujący sposób:

- jeśli dawka jest $\leq 30 \text{ kg N ha}^{-1}$ współczynnik modyfikujący wynosi $0.62 * \text{EFmax}$ (taki współczynnik przyjęto w obliczeniach własnych),
- jeśli dawka jest $\geq 150 \text{ kg N ha}^{-1}$ współczynnik modyfikujący wynosi $1 * \text{EFmax}$,
- dla dawek w zakresie $30\text{--}150 \text{ kg N ha}^{-1}$ współczynnik modyfikujący obliczany jest ze wzoru $((0,0032 * \text{dawka}) + 0,5238)$.

Modyfikacja EFmax dla mocznika i RSM w zależności od opadów dokonywana jest na podstawie prawdopodobieństwa wystąpienia opadów > 5mm w 1, 2, 3, 4 i 5 dobie po zastosowaniu nawozu. Współczynniki redukcji EFmax dla tych okresów czasu wynoszą odpowiednio: 0,3, 0,5, 0,7, 0,8 oraz 0,9 EFmax.

Współczynniki redukcji EFmax dla mocznika i RSM w zależności od temperatury liczy się ze wzoru *M i s s e l b r o o k i in.* (12):

$$\text{RFtemp} = e^{(0,1386 * (T \text{ miesiąca} - T \text{ roku})/3)}$$

W obliczeniach przyjmowano średnią miesięczną temperaturę kwietnia (T miesiąca) i średnią miesięczną temperaturę roku (T roku). Średnią temperaturę przyjmowano dla kwietnia, ponieważ zakładano, że mocznik i RSM stosowane będą w pierwszej dawce. Wielkość tej dawki w przeliczeniu na 1 ha użytków rolnych przyjęto jako mniejszą od 30 kg N ha^{-1} .

Jeśli dla nawozów nie ustanowiono czynników modyfikujących, to przyjmuje się, że współczynnik redukujący EFmax ma wartość równą 1.

Współczynniki emisji dla każdego mineralnego nawozu azotowego obliczane są ze wzoru *M i s s e l b r o o k i in.* (12):

$$\text{EF} = \text{EFmax} * \text{RF pH gleby} * \text{RF dawka N} * \text{RF opad} * \text{RF temperatura}$$

Określona na podstawie pomiarów polowych niepewność EFmax wynosiła 30% ($\pm 0,3 * \text{EFmax}$).

W badaniach wykorzystano również mechanistyczny model DNDC (6, 11). Pozwala on symulować między innymi wielkości emisji amoniaku. Danymi wejściowymi w tym modelu były: minimalne i maksymalne temperatury dobowe, dobowe sumy opadów, właściwości gleby (zawartość iłu koloidalnego, ciężar objętościowy, odczyn, zawartość glebowej materii organicznej, zawartości jonów NH_4^+ i NO_3^-) oraz dane agrotechniczne (zmianowanie roślin, głębokość orki i dawki nawozów mineralnych). Symulacje wykonano dla gleb średnich, o pH mniejszym od 7, uprawianych i użytkowanych zgodnie z zaleceniami IUNG-PIB. Uwzględniono w nich okres dwudziestolecia dla zmianowania: rzepak ozimy, pszenica ozima, pszenica ozima, pszenżyto. W uprawach stosowano nawożenie azotem w dawkach odpowiednio: 180, 100, 120, 100 kg N/ha . Nawozy azotowe stosowano w dwóch dawkach w postaci jednego z asortymentów: mocznik, saletra amonowa, siarczan amonu, fosforan amonu, saletra wapniowa. Symulacje wykonywano dla klimatu chłodnego umiarkowanego

i suchego (województwa: Kujawsko-pomorskie, Mazowieckie) oraz klimatu chłodnego umiarkowanego i wilgotnego (województwa: Pomorskie i Małopolskie). Współczynniki emisji amoniaku (EF) dla każdej lokalizacji i roku obliczano ze wzoru:

$$EF = (E/N) * 100$$

gdzie: EF – współczynnik emisji (% zużytego nawozu), E – emisja N-NH₃ (kg ha⁻¹ r⁻¹), N – dawka azotu (kg·ha⁻¹ r⁻¹). Otrzymane EF dla lokalizacji i lat miały rozkłady normalne, co umożliwiło oszacowania dla każdej lokalizacji średnich EF, odchyłeń standardowych, 95% przedziału ufności (test t-Studenta), niepewności dla przedziału ufności oraz niepewności w procentach.

Wyniki i dyskusja

Emisje amoniaku szacowane według metody poziomu pierwszego E M E P / E E A

Oszacowane emisje amoniaku według metody poziomu pierwszego E M E P / E E A z uwzględnieniem wskaźników dla lat 2009 i 2013 mieściły się w przedziałach odpowiednio od 83706 do 99044 ton r⁻¹ oraz od 80717 do 95507 t r⁻¹. E M E P / E E A obniżyła w 2016 r. wskaźnik emisji amoniaku dla nawozów azotowych ogółem do wartości 5% (Tab. 2). Oszacowane emisje NH₃ przy użyciu tego wskaźnika wahałyby się dla Polski w granicach od 49825 do 58955 ton·r⁻¹ (Tab. 4). Emisje te średnio byłyby mniejsze niż szacowane według EF dla 2009 i 2013 r. odpowiednio o 40 i 38%, ponieważ o tyle mniejszy jest wskaźnik emisji amoniaku w 2016 w stosunku do lat 2009 i 2013 (Tab. 2). Trendy wzrostu zużycia nawozów oraz emisji NH₃ w latach 2006-2015 były nieistotne statystycznie.

Tabela 4

Emisje amoniaku powodowane zużyciem mineralnych nawozów azotowych oszacowane według metody poziomu pierwszego E M E P / E E A 2009, 2013, 2016 (2, 3, 4)

Rok	Emisje amoniaku (ton r ⁻¹)		
	2009	2013	2016
2006	83706	80717	49825
2007	88721	85552	52810
2008	95953	92526	57115
2009	92014	88727	54770
2010	85991	82920	51185
2011	91652	88379	54555
2012	91955	88671	54735
2013	99044	95507	58955
2014	92266	88970	54920
2015	84302	81292	50180
Średnia	90560	87326	53905

Źródło: opracowanie własne

Wskaźniki emisji amoniaku według metody poziomu drugiego E M E P / E E A 2016 oraz modelu poziomu trzeciego według M i s s e l b r o o k i n. (13) w latach 2006-2015

Wskaźniki emisji NH_3 dla asortymentów nawozów azotowych oszacowane metodą poziomu drugiego (4) i trzeciego (12, 13) różniły się dość znacznie (Tab. 5). Średni ważony wskaźnik emisji dla asortymentów nawozów oszacowany metodą poziomu drugiego wynosił 6,8% i był większy od współczynnika EF przyjętego w metodzie poziomu pierwszego (5%) (4). Model poziomu trzeciego wykazywał mniejsze wartości wskaźników emisji amoniaku dla wszystkich asortymentów nawozów, z wyjątkiem saletry amonowej i wapniowej, w porównaniu z EF według E M E P / E E A 2016 (4). W konsekwencji średni ważony EF = 4,2% był również mniejszy niż dla metody poziomu pierwszego (5%). Jak wykazały dalsze analizy wystąpienie opadu > 5 mm w pierwszej dobie po zastosowaniu mocznika i RSM obniżyłoby ich wskaźniki emisji odpowiednio do $2,9 \pm 0,35\%$ oraz $1,5 \pm 0,18\%$ zastosowanej dawki azotu.

Tabela 5

Współczynniki emisji amoniaku dla poszczególnych asortymentów nawozów azotowych według E M E P / E E A 2016 (4) oraz średnie wyszacowane współczynniki emisji dla mocznika i RSM według modelu Misselbrook i in.

Nawóz azotowy	Wskaźniki emisji amoniaku (EF, % zużytego nawozu N)*	
	EMEP/EEA 2016, (4)	Misselbrook i in. 2015, (13)
Saletra amonowa	1,6	1,8
Fosforan amonu	5,1	1,8
Siarczan amonu	9,2	1,8
Saletra wapniowa	0,8	1,8
RSM	10,0	$5,0 \pm 0,59$
Mocznik	15,9	$9,7 \pm 1,16$
Nawozy NPK	6,7	1,8
Średnia ważona	6,8	4,2

Źródło: Misselbrook i in., 2015 (13)

*-wartości dla gleb o $\text{pH} < 7$, które stanowią ponad 90% ogółu gleb w Polsce; średnie dla lat 2006-2015; $\pm$ niepewność dla 95% przedziału ufności

Oszacowane dla mocznika średni współczynnik emisji NH_3 według modelu Misselbrook i in. (13) był większy od zmierzonego doświadczalnie w warunkach Niemiec (kwiecień) $\text{EF} < 5\%$ (1).

Wskaźniki emisji amoniaku według metody poziomu trzeciego DNDC

Symulacje wykonane przy użyciu modelu DNDC wykazały dla wszystkich asortymentów nawozów azotowych, z wyjątkiem saletry amonowej i wapniowej, współczynniki emisji NH_3 mniejsze od ustalonych przez E M E P / E E A 2016 (4) oraz od oszacowanych dla mocznika przez model M i s s e l b r o o k i n. 2015 (13) (Tab. 6). Współczynniki emisji amoniaku dla saletry amonowej, fosforanu amonu,

siarczaniu amonu oraz saletry wapniowej były według symulacji większe niż przyjęte przez M i s s e l b r o o k i in. 2015 (13). Znacznie mniejsze współczynniki EF dla mocznika mieszczą się w zakresie pomiarów wykonanych w Niemczech (<2,0 do <3,5 %) przez K h a l i l i in. (2006, 2009) oraz W e b e r i in. (2004) (za D ö h l e r, 2015).

Tabela 6
Współczynniki emisji amoniaku według symulacji modelu DNDC (symulacje za okres 20-lecia)

Klimat	Woj..	Nawóz azotowy	Wskaźniki emisji amoniaku (EF, % zużytego nawozu N)*		
			Średnia*	Odch. std.*	U**
ChUS	kujawsko-pomorskie	Saletra amonowa	2,9	2,5	40,3
		Fosforan amonu	3,2	2,5	35,9
		Siarczan amonu	3,2	2,5	35,9
		Saletra wapniowa	2,6	2,5	45,7
		Mocznik	3,3	2,4	33,6
ChUS	mazowieckie	Saletra amonowa	2,5	2,0	37,4
		Fosforan amonu	2,8	2,0	33,2
		Siarczan amonu	2,8	2,0	33,2
		Saletra wapniowa	2,2	2,0	37,4
		Mocznik	3,0	2,1	31,6
ChUW	pomorskie	Saletra amonowa	2,2	1,1	22,1
		Fosforan amonu	2,4	1,0	19,4
		Siarczan amonu	2,4	1,0	19,4
		Saletra wapniowa	2,4	1,3	22,1
		Mocznik	2,6	1,0	17,6
ChUW	małopolskie	Saletra amonowa	2,6	1,3	23,1
		Fosforan amonu	2,6	1,2	21,5
		Siarczan amonu	2,6	1,2	21,5
		Saletra wapniowa	2,7	1,3	22,3
		Mocznik	2,8	1,2	19,8
Średnia		Saletra amonowa	2,2	1,7	17,4
		Fosforan amonu	2,4	1,7	15,5
		Siarczan amonu	2,4	1,7	15,5
		Saletra wapniowa	1,9	1,7	19,5
		RSM***	2,4	-	-
		Mocznik	2,5	1,6	14,6
		Nawozy NPK****	2,2	-	-
Średnia ważona			2,3	-	-

Źródło: opracowanie własne

** - % średniej; ***- średnia dla saletry amonowej i mocznika; ****- wartość jak dla saletry amonowej

Wielkości emisji amoniaku w latach 2006-2015 dla porównywanych metod

Różnice w wielkościach współczynników emisji sprawiały, że wielkości emisji amoniaku w latach 2006-2015 różniły się znacznie (Tab. 7). Biorąc za podstawę średnie emisje w badanym okresie największe szacunki uzyskano dla metody E M E P / E E A 2016 poziomu drugiego. Wielkości emisji amoniaku wahały się w przedziale od 67046 do 84178 t r⁻¹, a średnia wielkość wyniosła 74862 t r⁻¹. W stosunku do niej emisje dla metody E M E P / E E A 2016 poziomu 1, M i s s e l b r o o k oraz DNDC były mniejsze odpowiednio o 28, 39 i 67%.

Metody poziomu trzeciego z definicji uznawane są za dokładniejsze w porównaniu do poziomu pierwszego i drugiego. Jednakże ich wykorzystanie w inwentaryzacjach emisji wymaga walidacji modeli w stosunku do pomiarów emisji amoniaku z nawozów.

Tabela 7

Wielkości emisji amoniaku oszacowane dla porównywanych metod

Rok	Emisja amoniaku (t r ⁻¹)			
	EMEP/EEA 2016 (4)		Misselbrook i in., 2015 (13)	DNDC
	Poziom 1	Poziom 2	Poziom 3	Poziom 3
2006	49825	67046	39342	22380
2007	52810	71188	42626	23731
2008	57115	77503	42603	25682
2009	54770	73926	56838	24602
2010	51185	75731	49431	25039
2011	54555	75877	51462	24955
2012	54735	75525	46330	24672
2013	58955	84178	46388	27081
2014	54920	76474	46461	24724
2015	50180	71172	35886	22662
Średnia	53905	74862	45737	24553

Źródło: opracowanie własne

Podsumowanie

1. Zastosowanie w inwentaryzacjach emisji amoniaku wskaźnika emisji EF = 5% zastosowanego azotu ogółem (E M E P / E E A, 2016; metoda poziomu 1) obniża emisję o 38-40% w stosunku do wskaźników wcześniej przyjmowanych (E M E P / E E A, 2009, 2013; metody poziomu 1).
2. Średni ważony wskaźnik emisji amoniaku dla asortymentów nawozów oszacowany metodą poziomu 2 (E M E P / E E A, 2016) wynosił 6,8% i był większy od wskaźnika EF dla poziomu pierwszego (5%).
3. Model empiryczny Misselbrook i in. 2015 wyszacował dla asortymentów nawozów średni ważony wskaźnik emisji amoniaku EF = 4,2%.

4. Model DNDC wyznaczał dla asortymentów nawozów średni ważony wskaźnik emisji amoniaku $EF = 2,3\%$.
5. Zastosowanie modeli (metody poziomu 3), po ich walidacji w stosunku do pomiarów emisji amoniaku, może przyczynić się do obniżenia inwentaryzowanych emisji tego gazu.

Literatura

1. D ö h l e r H.: Statement on the EMEP Emission Factors for Mineral Fertilizers from the Applied Research Perspective in Germany. TFEIP A & N Panel Meeting Milan, 11-12 May 2015.
2. E M E P / E E A: EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2009. European Environment Agency, Copenhagen, 2009.
3. E M E P / E E A: EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013. European Environment Agency, Copenhagen, 2013.
4. E M E P / E E A: EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016. European Environment Agency, Copenhagen, 2016.
5. E U R O S T A T: Agriculture – ammonia emission statistics. June, 2015.
6. Gilhespy S. L., Anthony S., Cardenas L., Chadwick D., Prado A., Li Ch., Misselbrook T. H., Rees R., Salas W., Sanz-Cobena A.: First 20 years of DNDC (DeNitrification DeComposition): Model evolution. Ecological Modeling, 2014, **292**: 51-62.
7. G U S: Rocznik Statystyczny Rolnictwa. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa, 2006-2016.
8. K O B i Z E (Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami): Krajowy Bilans Emisji SO_2 , NO_x , CO, NH_3 , NMLZO, pyłów, metali ciężkich i TZO za lata 2013-2014. W układzie klasyfikacji SNAP i NFR. Raport podstawowy. 2016, ss. 42.
9. Konwencja w sprawie transgranicznego przenoszenia zanieczyszczeń powietrza na dalekie odległości sporządzona w Genewie dnia 13 listopada 1979 r. (Dz. U. z dnia 28 grudnia 1985 r.). Dz.U.85.60.311.
10. K o p i ń s k i J.: Bilans azotu brutto jako agrośrodowiskowy wskaźnik zmian oddziaływania produkcji rolniczej na środowisko. Metodologia, wyniki bilansu na poziomie NUTS-0, NUTS-2. Monografie i rozprawy naukowe IUNG-PIB (w druku)
11. L i C. S., 2000. Modeling trace gas emissions from agricultural ecosystems. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2017, **58**: 259-276.
12. Misselbrook T. H., Sutton M. A., Scholefield D.: A simple process-based model for estimating ammonia emissions from agricultural land after fertilizer applications. Soil Use and Management, 2004, **20**: 365–372.
13. Misselbrook T. H., Gilhespy S. L., Cardenas L. M., Williams J., Dragostis U.: Inventory of Ammonia Emissions from UK Agriculture 2014. DEFRA Contract SCF0102. Inventory Submission Report November 2015.
14. P i e t r z a k S.: Dobre praktyki w zakresie ograniczania emisji amoniaku z nawozów. Materiały instruktażowe, Wydawnictwo IMUZ, Falenty, 2009, 133/17.
15. P i n d e r R. W., A d a m s P. J., P a n d i s S. N., G i l l i l a n d A. B.: Temporally resolved ammonia emission inventories: Current estimates, evaluation tools, and measurement needs. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2006, **111**: 1-14.
16. Protokół z Kioto do Ramowej Konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie zmian klimatu Sporządzony w Kioto dnia 11 grudnia 1997 r. (Dz. U. z dnia 17 października 2005 r.). Dz.U.05.203.1684.

17. Ramowa Konwencja Narodów Zjednoczonych w sprawie zmian klimatu sporządzona w Nowym Jorku dnia 9 maja 1992 r. (Dz. U. z dnia 10 maja 1996 r.). Dz.U.1996.53.238.
-

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: bloch@iung.pulawy.pl*

Antoni Faber, Zuzanna Jarosz

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

PROGNOZA OGRANICZENIA EMISJI AMONIAKU Z MINERALNYCH NAWOZÓW AZOTOWYCH NA LATA 2020 I 2030*

Słowa kluczowe: amoniak, emisja, prognoza, ograniczenie emisji

Wstęp

Konwencja Narodów Zjednoczonych w sprawie transgranicznego przenoszenia zanieczyszczeń powietrza na dalekie odległości (8) obliguje nasz kraj do corocznego raportowania emisji amoniaku oraz innych zanieczyszczeń powietrza. W zakresie prawa unijnego roczne poziomy emisji amoniaku i niektórych innych zanieczyszczeń określone zostały w dyrektywie 2001/81/WE. Doprowadziła ona w ostatnich latach do obniżenia emisji dwutlenku siarki o 82%, amoniaku – o 28%, tlenków azotu – o 47% i niemetanowych lotnych związków organicznych – o 56% (3). Mimo to Unia Europejska nie osiąga swych długoterminowych celów dotyczących jakości powietrza. W komunikacie Komisji z 18 grudnia 2013 r. „Czyste powietrze dla Europy” stwierdzono, że nadal występują znaczące negatywne skutki i zagrożenia dla zdrowia ludzkiego i środowiska (9). Sytuację miałyby poprawić nowa dyrektywa o redukcji krajowych emisji niektórych zanieczyszczeń atmosferycznych na lata 2020-2030 (3). Zobowiązuje ona Polskę do ograniczenia emisji amoniaku w porównaniu do roku 2005 o 1% dla każdego roku w latach 2020-2029 oraz o 17% w każdym roku od 2030 r.

Celem ograniczania emisji amoniaku państwa członkowskie sporządzają krajowy kodeks dobrej praktyki rolniczej, zawierający: gospodarowanie azotem z uwzględnieniem całego cyklu jego przemian, poprawienie strategii żywienia zwierząt, stosowanie niskoemisyjnych technik aplikacji nawozów naturalnych, stosowanie niskoemisyjnych metod przechowywania nawozów naturalnych, wprowadzenie niskoemisyjnych pomieszczeń inwentarskich oraz

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

ograniczenie emisji związanych ze stosowaniem nawozów mineralnych (1). W przypadku nawozów mineralnych postuluje się wprowadzenie między innymi: zakazu stosowania węglanu amonu oraz zastąpienie nawozów mocznikowych nawozami saletrzanymi. Stosowanie nawozów mocznikowych będzie mogło być kontynuowane, jeśli emisja amoniaku z tego nawozu zostanie ograniczona co najmniej o 30% (1). Ograniczenie emisji ma być osiąganę praktykami wyspecyfikowanymi w decyzji UN ECE 2014/11 (10).

Rolnictwo jest głównym źródłem emisji amoniaku (NH_3) do atmosfery. Jak wynika z inwentaryzacji przeprowadzonej w Polsce w 2015 r. emisja ogółem tego gazu wynosiła 267 100,7 t r⁻¹ (7). Rolnictwo miało w niej 97% udział, z czego 79% przypadało na produkcję zwierzęcą, zaś 21% związane było ze stosowaniem mineralnych nawozów azotowych. W krajach EU-28 emisja NH_3 osiągnęła w 2013 r. wartość 3,6 miliona ton r⁻¹ i była mniejsza o 30% w stosunku do roku 1990 (5). Udział rolnictwa w tej emisji wynosił 93%, w tym emisja z produkcji zwierzęcej stanowiła około 56%.

Przyjęcie dyrektywy w sprawie krajowych pułapów emisji niektórych zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego (NEC) w grudniu 2016 r. (3) obliguje do raportowania projekcji wybranych zanieczyszczeń powietrza, w tym amoniaku dla lat 2020, 2025 i 2030 oraz jeśli możliwe dla lat 2040 i 2050. Emisje dla kraju szacowane są przez przemnożenie ilości zużytych nawozów azotowych lub asortymentów nawozów azotowych przez wskaźniki emisji. Zalecane jest wykorzystywanie wskaźników opublikowanych w 2016 r. przez E M E P/E E A (4).

Celem niniejszego opracowania jest określenie prognozy zużycia mineralnych nawozów azotowych ogółem oraz poszczególnych asortymentów nawozów azotowych na lata 2020 i 2030 oraz oszacowanie emisji i ograniczenia emisji NH_3 dla pięciu scenariuszy. Scenariuszem bazowym jest niezmienną struktura zużycia asortymentów nawozów azotowych. Ograniczenia emisji szacowano w stosunku do scenariusza bazowego dla czterech scenariuszy modyfikujących wykorzystywanie mocznika.

Materiały i metodyka

W opracowaniu wykorzystano dane o wielkości zużycia mineralnych nawozów azotowych w Polsce w latach 1992-2015 (6). Na podstawie tej 24-letniej serii danych oszacowano trend zużycia nawozów azotowych ogółem wykorzystując pakiet statystyczny Statgraphics Centurion ver. 16.1.11. Trend ten został wykorzystany do określenia prognozy zużycia nawozów azotowych ogółem w 2020 i 2030 roku.

Wyszacowane z trendu zużycia nawozów azotowych ogółem dla przyszłych okresów przeliczono na asortymenty nawozów azotowych. Wykorzystano w tym celu procentowe zużycie poszczególnych asortymentów nawozów azotowych obliczone na podstawie danych literatury dla 2015 r. (10); (Tab. 1). Założono więc, iż w latach 2020 i 2030 procentowe zużycie asortymentów mineralnych nawozów azotowych będzie takie samo jak w 2015 r.

Tabela 1

Żużycie ogółem oraz żużycie asortymentów nawozów azotowych
w latach 2011-2015 (tys. ton)

Nawozy	2011	2012	2013	2014	2015
Saletra amonowa	379	385	405	370	334
Fosforan amonu	24	20	23	20	18
Siarczan amonu	30	35	35	34	28
Saletra wapniowa	200	190	205	190	168
RSM	49	38	45	46	43
Mocznik	317	322	356	320	300
Nawozy NPK	110	105	132	117	113
Ogółem	1109	1095	1201	1097	1004

Źródło: Nawozy ogółem – GUS (6); asortymenty nawozów - Kopiński, 2017 (10)

Wielkości emisji NH_3 z nawozów azotowych szacowano dla Polski (NUTS-0) według metodyki E M E P / E E A 2016 (4) wykorzystując współczynnik emisji amoniaku (EF) dla asortymentów nawozów według metody poziomu drugiego (Tier 2) (Tab. 2). Założono, że 90% gleb w Polsce charakteryzuje się pH mniejszym niż 7, zaś 10% pH większym niż 7.

Tabela 2

Współczynniki emisji amoniaku (EF) z mineralnych nawozów azotowych zalecane do stosowania w inwentaryzacjach emisji poziomu 2

Nawozy	EF (% zużytego nawozu)	
	pH gleby < 7	pH gleby > 7
Saletra amonowa	1,6	3,3
Fosforan amonu	5,1	9,4
Siarczan amonu	9,2	17,0
Saletra wapniowa	0,8	1,7
RSM	10,0	9,7
Mocznik	15,9	16,8
Nawozy wieloskładnikowe (NPK)	6,7	9,4

Źródło: E M E P / E E A 2016 (4)

Szacunki emisji wykonano dla scenariusza bazowego oraz czterech scenariuszy, w których modyfikowano wykorzystywanie mocznika. Scenariuszem bazowym [1] była niezmienniona struktura żużycia nawozów z mocznikiem bez modyfikacji. W scenariuszu drugim [2] przyjęto, że mocznik stosowany będzie wyłącznie przedsięwzię pod rośliny jare i wymieszany z glebą oraz pogłównie tylko w kwietniu. Założono na podstawie literatury, że maksymalny EF dla tego scenariusza nie powinien być większy niż 10% (2). W scenariuszu trzecim [3] założono, że zwiększona zostanie wielkość granul mocznika do około 4 mm, co powinno ograniczyć emisję NH_3 o około 50% (2). W scenariuszu czwartym [4] założono, że mocznik modyfikowany będzie poprzez pokrycie granul inhibitorem ureazy, co powinno ograniczyć emisję o około 40% (2). W scenariuszu piątym [5] założono, że mocznik zostanie zastąpiony

równoważną ilością azotu w saletrze amonowej. Ograniczenia emisji w scenariuszach 2-5 obliczono jako procent w stosunku do scenariusza bazowego oraz emisji w roku odniesienia (2005) (3). W scenariuszach 2-5 założone ograniczenia emisji NH_3 dla mocznika były większe od 30%, co jest warunkiem dalszego użytkowania tego nawozu (1).

Wyniki i dyskusja

Prognoza zużycia nawozów azotowych ogółem na lata 2020 i 2030

W okresie rozpatrywanego 24-lecia minimalne zużycie nawozów azotowych ogółem wynosiło 619 tys. ton (1992 r.), zaś maksymalne osiągnęło wartość 1 202 tys. ton (2013 r.). W ostatnim pięcioleciu (2011-2015) średnie zużycie nawozów azotowych ogółem wynosiło 1 098 tys. ton. W 2005 r., w stosunku do którego liczy się ograniczenia emisji NH_3 (3), zużycie nawozów wynosiło 895 tys. ton. Trend zużycia nawozów azotowych najlepiej opisywała regresja krzywoliniowa (Rys. 1) wyrażona równaniem:

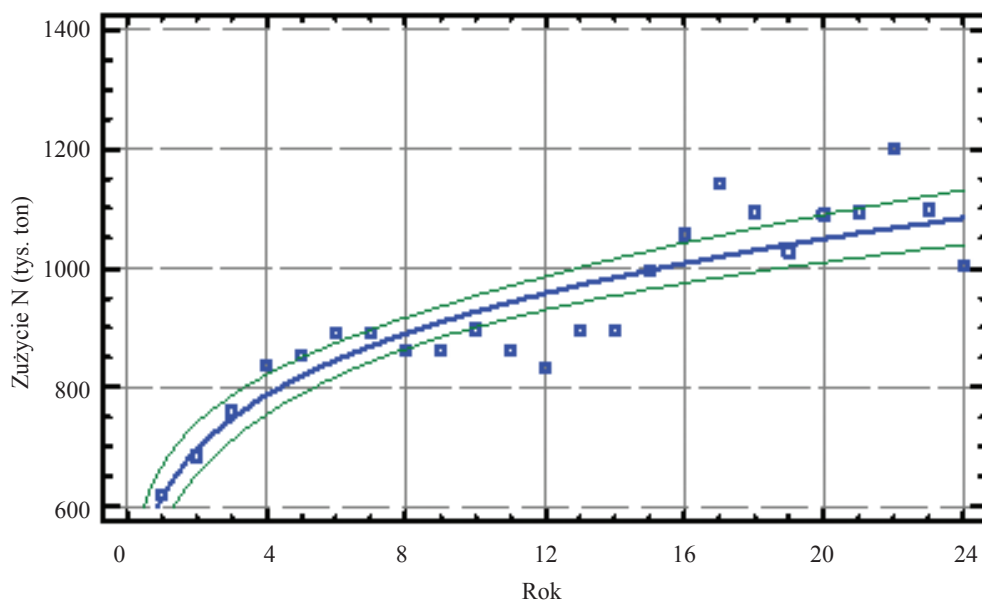
$$\text{ZN} = \exp(6,419 + 0,179206 \cdot \ln(R))$$

gdzie:

ZN - zużycie mineralnych nawozów azotowych (tys. ton)

R - kolejny rok w serii danych: 1-24 (1992 = 1)

Współczynnik determinacji dla równania był wysoki i wyniósł $R^2 = 82,9\%$.



Rys. 1. Trend zużycia mineralnych nawozów azotowych ogółem w latach 1992-2015

Źródło: opracowanie własne

Oszacowane z przedstawionego trendu zużycia nawozów azotowych ogółem na lata 2020 i 2030 wynosiły odpowiednio 1 122 i 1 183 tys. ton N (Tab. 3). Z przedstawionych danych:

Tabela 3

Średnie zużycie mineralnych nawozów azotowych ogółem w latach 2011-2015 oraz prognoza zużycia tych nawozów na lata 2020 i 2030 (tys. ton N)

Lata	Średnia	Przedział ufności	
		dolny	górný
2011-2015	1 098	-	-
2020	1 122	1 069	1 176
2030	1 183	1 118	1 251

Źródło: opracowanie własne

wynika, że w stosunku do zużycia średniego w latach 2011-2015 zużycie azotu (N) wzrośnie w prognozowanych latach średnio o 2,1% w 2020 r. oraz o 7,2% w 2030 r.. Przedziały ufności pokazują jednak, że zmiany zużycia mogą zawierać się w przedziałach odpowiednio -2,7 do 6,6% oraz 1,8 do 12,2% w stosunku do średniego zużycia w latach 2011-2015.

Zakładając, że struktura zużycia asortymentów nawozów azotowych będzie taka sama jak w 2015 r. wyszacowano zużycie poszczególnych asortymentów nawozów w prognozowanych latach (Tab. 4).

Tabela 4

Zużycie asortymentów nawozów w latach 2005, 2015 oraz prognoza zużycia w latach 2020 i 2030 (tys. ton N)

Nawozy	2005	2015	2020	2030
Saletra amonowa	308	334	373	394
Fosforan amonu	22	18	20	21
Siarczan amonu	22	28	31	33
Saletra wapniowa	165	168	188	198
RSM	40	43	48	51
Mocznik	250	300	335	353
Nawozy wieloskładnikowe (NPK)	88	113	126	133

Źródło: opracowanie własne

Przeprowadzone szacunki wykazały, że w perspektywie 2020 i 2030 roku zużycie nawozów wieloskładnikowych wzrośnie odpowiednio o 43,2% i 51,1% w stosunku do roku 2005. Wysoki wzrost zużycia wynoszące 40,9% i 50,0% przewiduje się także dla siarczanu amonu. Wprawdzie dla gleb o pH > 7 siarczan amonu charakteryzuje się wysokim współczynnikiem emisji amoniaku, ale w Polsce 90% stanowią gleby o pH mniejszym niż 7. W przypadku mocznika przewidywany wzrost zużycia dla lat 2020 i 2030 wyniesie odpowiednio 34,0 i 41,2% w porównaniu do 2005 r.

Szacunki emisji amoniaku dla lat 2015, 2020 i 2030

Oszacowane emisje NH_3 dla zużycia asortymentów nawozów w latach 2015, 2020 i 2030 wynosiły odpowiednio dla scenariusza bazowego: 71 330, 79 713 oraz 84 047 tys. ton (Tab. 5).

Tabela 5

Emisje amoniaku (tony) oraz ograniczenia emisji (%) dla badanych scenariuszy w latach 2015, 2020 i 2030

Rok	Jednostka	Scenariusz				
		1	2	3	4	5
2015	tona	71 330	53 336	47 345	52 142	30 529
	%	100,0	25,2	33,6	26,9	57,2
2020	tona	79 713	59 631	52 909	58 270	34 117
	%	100,0	25,2	33,6	26,9	57,2
2030	tona	84 047	62 873	55 786	61 438	35 971
	%	100,0	25,2	33,6	26,9	57,2

Źródło: opracowanie własne

Tak więc w perspektywie prognozy na lata 2020 i 2030 emisje NH_3 mogą wzrosnąć odpowiednio o 11,7 i 17,8%. Modyfikacja stosowania mocznika lub właściwości tego nawozu mogłaby, według badanych scenariuszy [2-5], ograniczyć emisje odpowiednio o: 25, 34, 27 i 57%, niezależnie od roku (Tab. 5).

Aby sprostać wymaganiom obniżenia emisji należałoby podjąć działania zmniejszające emisję NH_3 w dziesięcioleciu 2020-2029 w sumie o 10%, a w roku 2030 i dalszych o 17% rocznie (3). W sumie więc w latach 2020-2030 należałoby obniżyć emisję tego gazu o 27% w stosunku do roku 2005. W roku 2005 zużycie nawozów azotowych ogółem wynosiło 895 tys. ton, co odpowiadałoby emisji NH_3 60 429 ton liczonej według metody E M E P/E E A 2016 (4) dla asortymentów nawozów. Jest to dla rolnictwa polskiego bardzo niekorzystny wynik, ponieważ bazowe zużycie nawozów i emisja amoniaku były niskie w 2005 roku.

Prognozowane wielkości emisji amoniaku oraz ograniczenia emisji dla scenariuszy 2-5 dla 2020 r. przedstawiono w Tab. 6.

Tabela 6

Wielkości emisji amoniaku dla roku 2020 oraz ograniczenia emisji
w stosunku do bazowego 2005 roku (tony NH_3)

Nawozy	Scenariusz			
	2	3	4	5
Saletra amonowa	6 607	6 607	6 607	6 607
Fosforan amonu	1 112	1 112	1 112	1 112
Siarczan amonu	3 123	3 123	3 123	3 123
Saletra wapniowa	1 671	1 671	1 671	1 671
RSM	4 791	4 791	4 791	4 791
Mocznik	33 526	26 804	32 165	8 011
Nawozy wieloskładnikowe (NPK)	8 802	8 802	8 802	8 802
Suma emisji amoniaku	59 631	52 909	58 270	34 117
Procent ograniczenia emisji w stosunku do emisji NH_3 z asortymentów nawozów w 2005 r. = 60 429 ton	-1,3	-12,4	-3,6	-43,5

Źródło: opracowanie własne

Z przedstawionych danych wynika, że we wszystkich scenariuszach emisja NH_3 zmaleje w 2020 r. Przyjęcie scenariusza drugiego, według którego mocznik stosowany będzie przede wszystkim pod rośliny jare i wymieszany z glebą oraz pogłównie w kwietniu pozwoliłoby na ograniczenie emisji amoniaku o 1,3% w stosunku do 2005 roku bazowego. Nieco większe ograniczenie wynoszące 3,6% można by było uzyskać dzięki modyfikacji mocznika poprzez pokrycie granul inhibitorem ureazy (scenariusz 4). Zwiększenie granul mocznika przyjęte w scenariuszu trzecim pozwoliłoby na ograniczenie emisji amoniaku o 12,4%. Znaczący spadek emisji NH_3 wynoszący 43,5% zapewnić by mogło częściowe zastąpienie mocznika saletrą amonową. Jeszcze mniej korzystna sytuacja może się ukształtować w 2030 roku (Tab. 7).

Tabela 7

Wielkości emisji amoniaku dla roku 2020 oraz ograniczenia emisji
w stosunku do bazowego 2005 roku (tony NH_3)

Nawozy	Scenariusz			
	2	3	4	5
Saletra amonowa	6 966	6 966	6 966	6 966
Fosforan amonu	1 173	1 173	1 173	1 173
Siarczan amonu	3 293	3 293	3 293	3 293
Saletra wapniowa	1 762	1 762	1 762	1 762
RSM	5 051	5 051	5 051	5 051
Mocznik	35 349	28 261	33 913	8 447
Nawozy wieloskładnikowe (NPK)	9 280	9 280	9 280	9 280
Suma emisji amoniaku	62 873	55 786	61 438	35 971
Procent ograniczenia emisji w stosunku do emisji NH_3 z asortymentów nawozów w 2005 r. = 60 429 ton	4,0	-7,7	1,7	-40,5

Źródło: opracowanie własne

Przyjęcie scenariusza drugiego lub czwartego skutkowałoby wzrostem emisji amoniaku do poziomu odpowiednio 62873 i 61 438 ton NH_3 tj. o 4,0 i 1,7% w stosunku do roku 2005. Spadek emisji NH_3 wynoszący 7,7% można by było uzyskać poprzez zwiększenie granul mocznika. Natomiast na największe ograniczenie emisji amoniaku wynoszące 40,5% pozwoliłoby częściowe zastąpienie mocznika saletrą amonową.

Ograniczenie emisji o 27% może zapewnić jedynie częściowe zastąpienie mocznika przez saletrę amonową, chyba że wprowadzone zostaną modyfikacje mocznika ograniczające emisje o więcej niż 50%. Pewne nadzieje na to rokować może upowszechnienie stosowania inhibitora ureazy, który skuteczniej ogranicza emisje NH_3 niż dotąd stosowany inhibitor NBPT.

Podsumowanie

1. Według opracowanej prognozy zużycie mineralnych nawozów azotowych w Polsce może osiągnąć średnio 1 122 tys. ton w 2020 r. i 1 183 tys. ton w 2030 r., co w stosunku do średniej z lat 2011-2015 oznacza wzrost średnio odpowiednio o 2,1 i 7,2 %.
2. Wielkości emisji amoniaku w tych latach wynosić mogą odpowiednio 79 713 i 84 047 ton.
3. Modyfikację stosowania mocznika lub właściwości tego nawozu, według badanych scenariuszy, mogłyby ograniczyć emisję amoniaku w zakresie 25 – 57% w stosunku do emisji, które mogą wystąpić w przypadku stosowania mocznika bez modyfikacji.
4. W perspektywie 2030 roku wymagane ograniczenie emisji amoniaku o 27%, w stosunku do emisji w 2005 r., wymagać może częściowego zastąpienia mocznika przez saletrę amonową.

Literatura

1. Council of the European Union, 2015. DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants and amending Directive 2003/35/EC. Annex, 15401/15, Brussels, 16 December, 2015.
2. D ö h l e r H.: Statement on the EMEP Emission Factors for Mineral Fertilizers from the Applied Research Perspective in Germany. TFEIP A & N Panel Meeting Milan, 11-12 May 2015.
3. D y r e k t y w a Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/2284 z dnia 14 grudnia 2016 r. w sprawie redukcji krajowych emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych, zmiany dyrektywy 2001/81/WE. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej L 344/1, 17.12.2016, PL.
4. E M E P / E E A: EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016. European Environment Agency, Copenhagen, 2016.
5. E U R O S T A T: Agriculture – ammonia emission statistics. June, 2015.
6. G U S: Rocznik Statystyczny Rolnictwa. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa, 1992-2015.
7. K O B i Z E (Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami): Krajowy Bilans Emisji SO_2 , NO_x , CO , NH_3 , NMLZO, pyłów, metali ciężkich i TZO za lata 2014-2015 w układzie klasyfikacji SNAP. Raport syntetyczny. 2017.

-
8. Konwencja w sprawie transgranicznego przenoszenia zanieczyszczeń powietrza na dalekie odległości sporządzona w Genewie dnia 13 listopada 1979 r. (Dz. U. z dnia 28 grudnia 1985 r.). Dz.U.85.60.311.
 9. Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów. Program „Czyste powietrze dla Europy”, COM(2013) 918 final, Bruksela, 18 grudzień 2013, https://www.mos.gov.pl/g2/big/2014_01/4a4a59ba838ff3f6489e907b42bb7183.pdf
 10. K o p i Ń s k i J.: Bilans azotu brutto jako agrośrodowiskowy wskaźnik zmian oddziaływania produkcji rolniczej na środowisko. Metodologia, wyniki bilansu na poziomie NUTS-0, NUTS-2. Monografie i rozprawy naukowe IUNG-PIB (w druku)
 11. U n i t e d N a t i o n s, 2014. Guidance document on preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources. Economic Commission for Europe. ECE/EB.AIR/120, 7th February 2014.
-

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

Antoni Faber, Zuzanna Jarosz

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

**ZASTĄPIENIE MINERALNYCH NAWOZÓW AZOTOWYCH
NAWOZAMI NATURALNYMI LUB ORGANICZNYMI
JAKO SPOSÓB NA OGRANICZENIE EMISJI GAZÓW CIEPLARNIANYCH
W CYKLU ŻYCIA BIOPALIW PŁYNNYCH***

Słowa kluczowe: bioetanol, biodiesel, gazy cieplarniane, nawozy azotowe, nawozy organiczne

Wstęp

Zaliczenie biopaliw płynnych do paliw odnawialnych wymaga spełnienia wymagań, które stanowi dyrektywa 2009/28/WE (1). Najważniejsze z nich dotyczą zrównoważonego rozwoju oraz zagwarantowania wymaganego ograniczenia emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia biopaliw.

Surowce rolne, nasiona rzepaku oraz ziarno kukurydzy i pszenicy, uprawiane na gruntach ornych, które historycznie były gruntami ornymi spełniają z zasady kryteria zrównoważonego rozwoju. Zasadniczym wymogiem w przypadku tych surowców jest spełnienie wymaganego ograniczenia emisji gazów cieplarnianych w stosunku do paliw konwencjonalnych. Zgodnie z dyrektywą 2015/1513 instalacje, działające w dniu 5 października 2015 r. lub przed tą datą, winny zapewniać ograniczenie emisji gazów cieplarnianych o co najmniej 35% do dnia 31 grudnia 2017 r. i o co najmniej 50% od dnia 1 stycznia 2018 r. (2). W przypadku instalacji, które rozpoczęły działalność po 5 października 2015 r. wymagane jest ograniczenie emisji gazów cieplarnianych o 60% (2).

Wielkość emisji gazów cieplarnianych szacuje się dla całego cyklu życia biopaliw (1). W obliczeniach uwzględnia się emisje: związane z rolniczą produkcją surowca, transportem surowca, jego przechowywaniem, przekształceniem surowca w biopaliwo, transportem biopaliwa oraz dystrybucją biopaliwa na stacjach paliwowych (1).

W szacunkach emisji związanych z rolniczą produkcją surowca uwzględnia się plon ziarna (nasion), wilgotność ziarna, plon słomy, połowę emisję podtlenku azotu oraz zużycia środków produkcji (paliwa, azotu w nawozach, nawozów potasowych i fosforowych oraz pestycydów). Co roczne szacowanie emisji rolniczych nie jest

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

w Polsce niezbędne (4), gdyż są one mniejsze od standardowych emisji wyznaczonych w dyrektywie, które wynoszą (g CO₂ eq/MJ biopaliwa): kukurydza – 20, pszenica – 23, rzepak – 29 (1). Tylko w przypadku kukurydzy pochodzącej z województw podlaskiego, pomorskiego, świętokrzyskiego i warmińsko-mazurskiego emisje rolnicze były większe od emisji standardowych (4). Oznacza to, że w przypadku kukurydzy uprawianej w tych województwach konieczne jest szacowanie rzeczywistych emisji, zaś we wszystkich innych przypadkach emisje rolnicze przyjmuje się jako emisje standardowe.

W wielkości emisji gazów cieplarnianych, związanych z rolniczą produkcją surowców na cele paliwowe, największe udziały mają w kolejności: połowe emisje podtlenku azotu, emisje związane z produkcją nawozów mineralnych oraz emisje wynikające ze spalania paliw pędnych. Emisje połowe podtlenku azotu są co do wartości około dwa razy większe niż emisje powstające podczas produkcji nawozów azotowych. Powstają one wskutek biologicznych przemian azotu, mineralnego lub organicznego, wnoszonego do gleb wraz z nawozami, wskutek czego wydzielą się podtlenek azotu, gaz o najwyższym współczynniku ocieplania klimatu. Możliwości ograniczenia tych emisji w praktyce rolniczej są niewielkie. Ograniczenie emisji w przypadku emisji powstających podczas produkcji nawozów osiągnąć można poprzez unikanie przedawkowania azotu oraz wybór nawozów azotowych o mniejszych emisjach gazów cieplarnianych. Jednakże uzyskane w ten sposób poprawy ograniczenia emisji w cyklu życia biopaliw będą nadal małe w stosunku do potrzebnych dla uzyskania wymaganego 50% do 60% ograniczenia w stosunku do paliw konwencjonalnych. Znaczniejszej poprawy tych ograniczeń upatruje się niekiedy w zastąpieniu dawek azotu w nawozach mineralnych równoważnymi co do wielkości dawkami azotu w nawozach naturalnych lub organicznych. Może to być zastosowanie, zgodne z kodeksem dobrych praktyk, np. obornika, gnojowicy czy pozostałości pofermentacyjnych z biogazowni. W przypadku zastosowań tych nawozów emisja w produkcji nawozów mineralnych przyjmować będzie wartość „zero”, wzrośnie nieco połowa emisja podtlenku azotu, jednakże całkowita rolnicza emisja gazów cieplarnianych powinna znacząco zmaleć, zaś ograniczenia emisji w cyklu życia biopaliw wzrosnąć.

Celem opracowania jest oszacowanie wpływu na emisję rolniczą gazów cieplarnianych oraz ograniczenie emisji w cyklu życia biopaliw poprzez zastąpienie dawki mineralnego azotu równoważną dawką azotu w nawozach naturalnych lub organicznych.

Materiały i metodyka

W szacunkach rolniczych emisji gazów cieplarnianych oraz ograniczeń emisji gazów cieplarnianych wykorzystano dane zaczerpnięte z opracowania przyjętego przez Komisję Europejską (4). Były to średnie dla województw dane wymagane do obliczeń emisji zgodnie z dyrektywą 2009/28/WE oraz późniejszymi nowelizacjami (Tab. 1, 2 i 3). Szacunki wykonano dla podstawowych surowców wykorzystywanych

na cele produkcji biopaliw jakimi są ziarno kukurydzy i pszenicy oraz nasiona rzepaku. Przyjęto, że rośliny nawożone były azotem mineralnym lub azotem zawartym w nawozach naturalnych lub organicznych. W obu przypadkach dawki azotu były mniejsze lub równe 170 kg N/ha/r.

Wszystkie szacunki wykonano z użyciem arkusza kalkulacyjnego BIOGRACE. Arkusz zawierał standardowe wartości wszystkich parametrów z wyjątkiem emisji powstającej w trakcie produkcji mineralnych nawozów azotowych. Tą ostatnią wartość przyjęto jako 3414,2 g CO₂ eq/kg azotu w nawozie. Jest to średnia wartość dla asortymentów nawozów azotowych produkowanych w Polsce ustalona według wcześniejszych badań (4). Szacunki dla kukurydzy wykonano dla instalacji zasilanej energią z elektrociepłowni opalanej gazem ziemnym, a dla pszenicy dla instalacji wyposażonej w kocioł opalany gazem ziemnym. Całkowite emisje rolnicze oraz emisje rolnicze zmniejszone o wskaźniki alokacji (DDGS, śruta poekstrakcyjna) wyrażono w g CO₂ eq/MJ biopaliwa. Przeliczenia na potencjał tworzenia efektu cieplarnianego (GWP) dokonano wykorzystując współczynniki: dwutlenk węgla (CO₂) – 1, metan (CH₄) – 25 oraz podtlenk azotu (N₂O) – 298. W obliczeniach ograniczenia emisji, wyrażonych w %, wykorzystano domyślne wartości współczynników dla emisji nierolniczych, które zawiera arkusz BIOGRACE. Zmieniono jedynie referencyjne wartości emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia paliw konwencjonalnych. Według obowiązującej nowelizacji wynoszą one (g CO₂ eq/MJ): etylina - 93,3 oraz olej napędowy – 95,1 (3).

Przedstawione szacunki emisji gazów cieplarnianych oraz ograniczeń emisji w przypadku nawozów naturalnych i organicznych mogą odnosić się do azotu zawartego w oborniku, gnojowicy czy masie pofermentacyjnej z biogazowni. Ze względu na znaczne różnice w zawartości węgla organicznego w tych nawozach w szacunkach pominięto zagadnienie akumulacji węgla organicznego w glebie wskutek ich stosowania.

Tabela 1
Średnie dla województw wartości parametrów wykorzystanych w szacunkach emisji gazów cieplarnianych powstających w uprawie kukurydzy na cele produkcji bioetanolu

Woj.	Plon ziarna (wil. 15%)	Plon słomy (sm)	Dawka azotu	Zużycie paliwa	CaO	K ₂ O	P ₂ O ₅	Zużycie pestycydów	Zużycie nasion	Polowa emisja N ₂ O	
										N mineralny	N organiczny
	kg·ha ⁻¹	kg·ha ⁻¹	kg·ha ⁻¹	MJ·ha ⁻¹	kg·ha ⁻¹	kg·ha ⁻¹	kg·ha ⁻¹	kg s.a.·ha ⁻¹	kg·ha ⁻¹	kg·ha ⁻¹	kg·ha ⁻¹
DŚ	7730	4599	141	2286	222	92	66	1,0	31	3,04	3,26
KP	7324	4358	134	3295	58	64	61	0,6	28	2,89	3,10
LB	7157	4258	130	2810	77	93	64	1,1	29	2,81	3,01
LS	6561	3904	102	3522	90	72	60	0,8	28	2,28	2,44
ŁD	6424	3822	104	2800	111	67	63	0,9	31	2,31	2,47
MP	6872	4089	109	3211	36	82	73	0,8	31	2,51	2,68
MZ	7603	4524	131	3066	95	84	65	1,0	30	2,86	3,06
OP	7046	4192	147	2749	149	80	53	1,5	30	3,09	3,32
PK	7709	4587	117	3489	261	101	72	0,9	28	2,62	2,80
PL	5250	3124	85	3404	348	65	59	0,6	31	1,90	2,03
PM	5333	3173	116	4104	70	127	82	0,7	32	2,44	2,62
ŚL	7802	4642	151	3296	62	94	62	0,8	31	3,21	3,45
ŚK	5886	3502	110	2721	69	97	66	1,6	28	2,38	2,55
WM	5400	3113	170	2916	80	120	65	0,8	35	3,38	3,65
WP	7330	4361	112	3921	146	42	44	0,9	27	2,51	2,68
ZP	5460	3249	130	2802	84	87	57	0,8	26	2,69	2,90

Źródło: European Commission, 2011 (4)

Tabela 2

Średnie dla województw wartości parametrów wykorzystanych w szacunkach emisji gazów cieplarnianych powstających w uprawie pszenicy na cele produkcji bioetanolu

Woj.	Plon ziarna (wig. 15%) kg·ha ⁻¹	Plon słomy (sm) kg·ha ⁻¹	Dawka azotu kg·ha ⁻¹	Zużycie paliwa MJ·ha ⁻¹	CaO kg·ha ⁻¹	K ₂ O kg·ha ⁻¹	P ₂ O ₅ kg·ha ⁻¹	Zużycie pestycydów kg s.a.·ha ⁻¹	Zużycie nasion kg·ha ⁻¹	Polowa emisja	
										N mineralny kg·ha ⁻¹	N organiczny kg·ha ⁻¹
DŚ	6847	4365	160	2254	-	64	56	2,6	186	3,75	4,00
KP	6829	4353	151	3845	-	34	30	2,0	218	3,59	3,82
LB	5852	3731	113	3580	-	44	50	1,8	209	2,80	2,98
LS	5956	3779	109	3821	-	64	52	2,0	232	2,74	2,92
ŁD	5426	3459	90	3625	-	62	50	1,8	201	2,35	2,49
MP	5667	3613	113	3382	-	53	54	2,0	207	2,78	2,95
MZ	6098	3887	123	3646	-	50	53	1,8	235	3,01	3,20
OP	6623	4222	153	2526	-	47	35	2,4	196	3,59	3,83
PK	5243	3343	71	3546	-	69	72	1,6	206	1,99	2,10
PL	5335	3401	100	3361	-	68	52	1,4	230	2,51	2,66
PM	5988	3817	118	3923	-	58	48	2,0	252	2,90	3,09
ŚL	5920	3774	123	3159	-	60	51	1,0	222	2,98	3,18
ŚK	5409	3449	88	3631	-	65	63	1,6	240	2,31	2,45
WM	5541	3532	108	3612	-	55	52	1,6	225	2,67	2,84
WP	6112	3896	109	3775	-	61	44	2,1	219	2,77	2,94
ZP	6360	4055	138	3269	-	41	44	2,0	232	2,30	3,52

Źródło: European Commission, 2011 (4)

Średnie dla województw wartości parametrów wykorzystanych w szacunkach emisji gazów cieplarnianych powstających w uprawie rzepaku na cele produkcji biodiesla

Tabela 3

Woj.	Plon ziarna (wil. 9%) kg·ha ⁻¹	Plon słomy (sm) kg·ha ⁻¹	Dawka azotu kg·ha ⁻¹	Zużycie paliwa MJ·ha ⁻¹	CaO kg·ha ⁻¹	K ₂ O kg·ha ⁻¹	P ₂ O ₅ kg·ha ⁻¹	Zużycie pestycydów kg s.a.·ha ⁻¹	Zużycie nasion kg·ha ⁻¹	Polowa emisja N ₂ O	
										N mineralny kg·ha ⁻¹	N organiczny kg·ha ⁻¹
DŚ	3348	4269	170	2737	211	90	55	1,9	3	4,13	4,40
KP	3397	4331	17	2642	190	95	57	1,7	3	4,15	4,41
LB	3210	4093	168	2495	174	94	63	1,8	3	4,04	4,31
LS	3501	4464	161	2714	144	91	57	1,8	3	4,03	4,28
ŁD	2867	3655	145	2518	235	80	48	1,6	4	3,53	3,75
MP	3214	4098	170	2502	89	86	54	2,2	3	4,08	4,35
MZ	3282	4184	167	2384	199	88	57	1,7	3	4,05	4,32
OP	3077	3923	164	2816	140	85	55	1,9	3	3,93	4,19
PK	3293	4199	140	2652	161	78	48	1,6	3	3,59	3,81
PL	2941	3750	170	2502	140	98	66	1,8	3	3,98	4,25
PM	3414	4353	170	3028	211	98	61	2,1	4	4,15	4,42
ŚL	3129	3990	168	2917	139	87	54	1,8	3	4,02	4,28
ŚK	3282	4185	170	2548	230	101	66	2,0	3	4,10	4,37
WM	3472	4427	170	2633	201	98	56	1,9	3	4,17	4,44
WP	3574	4556	162	2815	149	88	51	1,8	3	4,07	4,32
ZP	3466	4419	168	2784	223	92	55	1,9	3	4,14	4,40

Źródło: European Commission, 2011 (4)

Wyniki i dyskusja

W cyklu życia bioetanolu produkowanego z kukurydzy zastosowane nawożenie azotowe w postaci nawozów mineralnych powodowało emisje powstające w trakcie produkcji nawozów wynoszące 6,45 – 13,39 (średnio 8,03) g CO₂ eq/MJ, co stanowiło średnio 26% całkowitej średniej emisji gazów cieplarnianych (31,10 g CO₂ eq/MJ) (Tab. 4). Wielkości te zależne były od średnich dawek azotu mineralnego w poszczególnych województwach. Sumaryczne emisje rolnicze uwzględniające alokację (paszowe wykorzystanie DDGS) wahały się w granicach 14,59 – 25,16 (średnio 16,98) g CO₂ eq/MJ (Tab. 4). W województwach pomorskim, warmińsko mazurskim i zachodnio-pomorskim emisje te były większe od emisji standardowej (20 g CO₂ eq/MJ). W przypadku wykorzystywania surowców z tych województw koniecznym byłoby szacowanie rzeczywistych emisji rolniczych. W pozostałych 13 województwach o emisjach rolniczych mniejszych niż 20 g CO₂ eq/MJ ograniczenia emisji w cyklu życia bioetanolu z kukurydzy wynosiły 56 – 60% (średnio 58%). Surowiec uzyskiwany w tych województwach zapewniałby wymagane ograniczenie emisji 50% od 1 stycznia 2018 r. dla instalacji działających w dniu 5 października 2015 r. lub przed tą datą. Dla instalacji nowych, które rozpoczęły działalność po 5 października 2015 r. surowiec zapewniający ograniczenie emisji 60% mógłby pochodzić jedynie z województwa łódzkiego.

Zastąpienie mineralnych nawozów azotowych azotem zawartym w nawozach naturalnych lub organicznych zmniejszyło całkowitą emisję rolniczą średnio do 24,16, a emisję rolniczą po odliczeniu alokacji do 13,20 g CO₂ eq/MJ, czyli odpowiednio o 22% (Tab. 5). Emisje rolnicze po odliczeniu alokacji wahały się w województwach w granicach 11,51 – 18,87 g CO₂ eq/MJ, były więc mniejsze od standardowej emisji 20 g CO₂ eq/MJ. Zwolniłoby to operatorów od szacowania emisji rzeczywistych oraz zapewniało pozyskiwanie surowca ze wszystkich województw i umożliwiło osiągnięcie ograniczenia emisji w cyklu życia bioetanolu o 50%. Surowiec pochodzący z trzynastu województw zapewniałby osiągnięcie ograniczenia emisji o 60%.

W cyklu życia bioetanolu produkowanego z pszenicy zastosowane nawożenie azotowe w postaci nawozów mineralnych powodowało emisje powstające w trakcie produkcji nawozów wynoszące 6,02 – 10,39 (średnio 8,64) g CO₂ eq/MJ, co stanowiło średnio 23% całkowitej średniej emisji gazów cieplarnianych (37,62 g CO₂ eq/MJ) (Tab. 6). Wielkości te zależne były od średnich dawek azotu mineralnego w poszczególnych województwach.

Tabela 4
Emisje rolnicze gazów cieplarnianych oraz ograniczenia emisji w cyklu życia bioetanolu produkowanego z kukurydzy nawożonej mineralnym azotem

Woj.	Emisje rolnicze (g CO ₂ eq/MJ)										Ograniczenie emisji (%)	
	Paliwo	N mineralny	N organiczny	CaO	K ₂ O	P ₂ O ₅	Pestycydy	Nasiona	Polowe N ₂ O	Emisja całkowita		Emisja całkowita minus alokacja
DŚ	3,23	7,76	0	0,46	0,86	1,08	0,18	0	14,60	28,16	15,38	59
KP	4,91	7,78	0	0,13	0,63	1,05	0,11	0	14,64	29,26	15,98	59
LB	4,29	7,72	0	0,17	0,94	1,13	0,21	0	14,57	29,03	15,86	59
LS	5,86	6,61	0	0,22	0,79	1,15	0,17	0	12,90	27,70	15,10	59
LD	4,76	6,88	0	0,28	0,75	1,24	0,19	0	13,35	27,45	14,99	60
MP	5,10	6,74	0	0,08	0,86	1,34	0,16	0	13,56	27,85	15,21	59
MZ	4,40	7,33	0	0,20	0,80	1,08	0,18	0	13,96	27,95	15,26	59
OP	4,26	8,87	0	0,34	0,82	0,95	0,29	0	16,28	31,81	17,40	56
PK	4,94	6,45	0	0,55	0,95	1,18	0,16	0	12,61	26,84	14,66	59
PL	7,08	6,88	0	1,07	0,89	1,42	0,16	0	13,43	30,93	16,89	57
PM	8,40	9,25	0	0,21	1,72	1,94	0,18	0	16,98	38,68	21,13	52
ŚL	4,61	8,23	0	0,13	0,87	1,00	0,14	0	15,27	30,25	16,52	57
ŚK	5,05	7,95	0	0,19	1,19	1,42	0,37	0	15,01	31,17	17,02	57
WM	5,89	13,39	0	0,24	1,60	1,52	0,20	0	23,23	46,08	25,16	48
WP	5,84	6,50	0	0,32	0,41	0,76	0,17	0	12,71	26,71	14,59	59
ZP	5,60	10,12	0	0,39	1,11	2,01	0,20	0	18,28	37,72	20,60	53

Źródło: opracowanie własne

Tabela 5
Emisje rolnicze gazów cieplarnianych oraz ograniczenia emisji w cyklu życia bioetanolu produkowanego z kukurydzy nawożonej nawozami naturalnymi lub organicznymi

Woj.	Emisje rolnicze (g CO ₂ eq/MJ)											Ograniczenie emisji (%)
	Paliwo	N mineralny	N organiczny	CaO	K ₂ O	P ₂ O ₅	Pestycydy	Nasiona	Polowe N ₂ O	Emisja całkowita	Emisja całkowita minus alokacja	
DŚ	3,23	0	0	0,46	0,86	1,08	0,18	0	15,65	21,46	11,72	63
KP	4,91	0	0	0,13	0,63	1,05	0,11	0	15,71	22,54	12,31	62
LB	4,29	0	0	0,17	0,94	1,13	0,21	0	15,61	22,35	12,20	63
LS	5,86	0	0	0,22	0,79	1,15	0,17	0	13,80	22,00	12,01	63
ŁD	4,76	0	0	0,28	0,75	1,24	0,19	0	14,27	21,49	11,74	63
MP	5,10	0	0	0,08	0,86	1,34	0,16	0	14,47	22,02	12,03	63
MZ	4,40	0	0	0,20	0,80	1,08	0,18	0	14,94	21,60	11,80	62
OP	4,26	0	0	0,34	0,82	0,95	0,29	0	17,49	24,15	13,19	61
PK	4,94	0	0	0,55	0,95	1,18	0,16	0	13,48	21,25	11,60	62
PL	7,08	0	0	1,07	0,89	1,42	0,16	0	14,35	24,97	13,64	60
PM	8,40	0	0	0,21	1,72	1,94	0,18	0	18,23	30,68	16,80	57
ŚL	4,61	0	0	0,13	0,87	1,00	0,14	0	16,41	23,16	12,65	61
ŚK	5,05	0	0	0,19	1,19	1,42	0,37	0	16,08	24,29	13,27	61
WM	5,89	0	0	0,24	1,60	1,52	0,20	0	25,09	34,55	18,87	55
WP	5,84	0	0	0,32	0,41	0,76	0,17	0	13,57	21,07	11,51	63
ZP	5,60	0	0	0,39	1,11	2,01	0,20	0	19,71	29,02	15,85	58

Źródło: opracowanie własne

Summaryczne emisje rolnicze, uwzględniające alokację (paszowe wykorzystanie DDGS), wahały się w granicach 19,76 – 23,33 (średnio 22,39) g CO₂ eq/MJ (Tab. 6). W województwach dolnośląskim, kujawsko-pomorskim, pomorskim, warmińsko-mazurskim i zachodnio-pomorskim emisje te były większe od emisji standardowej (23 g CO₂ eq/MJ). W przypadku wykorzystywania surowców z tych województw koniecznym byłoby szacowanie rzeczywistych emisji rolniczych. Ograniczenia emisji w cyklu życia bioetanolu z pszenicy wynosiły, w pozostałych 11 województwach o emisjach rolniczych mniejszych niż 23 g CO₂ eq/MJ, 53 – 56% (średnio 54%). Surowiec uzyskiwany w tych województwach zapewniałby wymagane ograniczenie emisji 50% od 1 stycznia 2018 r. dla instalacji działających w dniu 5 października 2015 r. lub przed tą datą. Dla instalacji nowych, które rozpoczęły działalność po 5 października 2015 r. w żadnym województwie surowiec nie zapewniłby ograniczenie emisji 60%.

Zastąpienie mineralnych nawozów azotowych azotem zawartym w nawozach naturalnych lub organicznych zmniejszyło całkowitą emisję rolniczą średnio do 30,16, a emisję rolniczą po odliczeniu alokacji do 17,95 g CO₂ eq/MJ, czyli o 20% (Tab. 7). Emisje rolnicze po odliczeniu alokacji wahały się w województwach w granicach 16,66 – 18,63 g CO₂ eq/MJ, były więc mniejsze od standardowej emisji 23 g CO₂ eq/MJ. Zwolniłoby to operatorów od szacowania emisji rzeczywistych oraz zapewniało pozyskiwanie surowca ze wszystkich województw umożliwiającego osiągnięcie ograniczenia emisji w cyklu życia bioetanolu o 50%. Surowiec pochodzący z województwa podkarpackiego zapewniałby osiągnięcie ograniczenia emisji o 60%.

W cyklu życia biodiesla produkowanego z rzepaku zastosowane nawożenie azotowe w postaci nawozów mineralnych powodowało emisje powstające w trakcie produkcji nawozów wynoszące 10,33 – 14,05 (średnio 12,3) g CO₂ eq/MJ, co stanowiło średnio 26% całkowitej średniej emisji gazów cieplarnianych (40,69 g CO₂ eq/MJ) (Tab. 8). Wielkości te zależne były od średnich dawek azotu mineralnego w poszczególnych województwach. Summaryczne emisje rolnicze uwzględniające alokację (paszowe wykorzystanie śruty poekstrakcyjnej) wahały się w granicach 24,25 – 30,48 (średnio 27,38) g CO₂ eq/MJ (Tab. 8). W województwie podlaskim emisja ta była większa od emisji standardowej (29 g CO₂ eq/MJ). W przypadku wykorzystywania surowców z tego województwa koniecznym byłoby szacowanie rzeczywistych emisji rolniczych. Ograniczenia emisji w cyklu życia biodiesla z rzepaku wynosiły, w pozostałych 15 województwach o emisjach rolniczych mniejszych niż 29 g CO₂ eq/MJ, 44 – 49% (średnio 46%). Surowiec uzyskiwany w tych województwach nie zapewniałby wymaganego ograniczenia emisji w cyklu życia biodiesla o 50% lub 60%.

Zastąpienie mineralnych nawozów azotowych azotem zawartym w nawozach naturalnych lub organicznych zmniejszyło całkowitą emisję rolniczą średnio do 35,25, a emisję rolniczą po odliczeniu alokacji do 21,10 g CO₂ eq/MJ, czyli o 24% (Tab. 9). Emisje rolnicze po odliczeniu alokacji wahały się w województwach w granicach 19,03 – 23,39 g CO₂ eq/MJ, były więc mniejsze od standardowej emisji 29 g CO₂ eq/MJ. Zwolniłoby to operatorów od szacowania emisji rzeczywistych oraz zapewniało pozyskiwanie surowca, ze wszystkich województw, umożliwiającego osiągnięcie ograniczenia emisji w cyklu życia bioetanolu o 50%. W żadnym województwie nie uzyskiwano by surowca zapewniającego ograniczenie emisji w cyklu życia o 60%.

Tabela 6
Emisje rolnicze gazów cieplarnianych oraz ograniczenia emisji w cyklu życia bioetanolu produkowanego z pszenicy nawożonej mineralnym azotem

Woj.	Emisje rolnicze (g CO ₂ eq/MJ)										Ograniczenie emisji (%)	
	Paliwo	N mineralny	N organiczny	CaO	K ₂ O	P ₂ O ₅	Pestycydy	Nasiona	Polowe N ₂ O	Emisja całkowita		Emisja całkowita minus alokacja
DŚ	3,76	10,39	0	-	0,71	1,08	0,55	0,98	21,26	38,72	23,04	53
KP	6,43	9,83	0	-	0,38	0,58	0,42	1,15	20,41	39,20	23,33	53
LB	6,98	8,59	0	-	0,57	1,13	0,44	1,29	18,57	37,57	22,40	54
LS	7,32	8,14	0	-	0,81	1,15	0,48	1,41	17,86	37,17	22,12	54
LD	7,63	7,38	0	-	0,86	1,22	0,48	1,34	16,81	35,71	21,25	55
MP	6,81	8,87	0	-	0,71	1,26	0,51	1,38	19,04	38,58	22,96	53
MZ	6,83	8,97	0	-	0,62	1,15	0,42	1,39	19,16	38,54	22,94	53
OP	4,35	10,27	0	-	0,54	0,70	0,52	1,07	21,04	38,49	22,90	53
PK	7,72	6,02	0	-	0,99	1,81	0,44	1,49	14,73	33,21	19,76	56
PL	7,19	8,34	0	-	0,96	1,29	0,38	1,56	18,26	37,97	22,60	53
PM	7,48	8,76	0	-	0,73	1,06	0,48	1,52	18,80	38,83	23,11	53
ŚL	6,09	9,24	0	-	0,76	1,14	0,24	1,35	19,54	38,37	22,84	53
SK	7,66	7,24	0	-	0,91	1,54	0,42	1,60	16,58	35,95	21,39	55
WM	7,44	8,67	0	-	0,75	1,24	0,41	1,47	18,71	38,68	23,02	53
WP	7,05	7,93	0	-	0,75	0,95	0,49	1,29	17,59	36,07	21,46	55
ZP	5,87	9,65	0	-	0,49	0,91	0,45	1,32	20,14	38,83	23,11	53

Źródło: opracowanie własne

Tabela 7
Emisje rolnicze gazów cieplarnianych oraz ograniczenia emisji w cyklu życia bioetanolu produkowanego z pszenicy nawożonej nawozami naturalnymi lub organicznymi

Woj.	Emisje rolnicze (g CO ₂ eq/MJ)										Ograniczenie emisji (%)	
	Paliwo	N mineralny	N organiczny	CaO	K ₂ O	P ₂ O ₅	Pestycydy	Nasiona	Polowe N ₂ O	Emisja całkowita		Emisja całkowita minus alokacja
DŚ	3,76	0	0	-	0,71	1,08	0,55	0,98	22,68	29,75	17,70	59
KP	6,43	0	0	-	0,38	0,58	0,42	1,15	21,71	30,67	18,25	58
LB	6,98	0	0	-	0,57	1,13	0,44	1,29	19,77	30,18	17,96	58
LS	7,32	0	0	-	0,81	1,15	0,48	1,41	19,03	30,21	17,98	58
ŁD	7,63	0	0	-	0,86	1,22	0,48	1,34	17,81	29,33	17,46	59
MP	6,81	0	0	-	0,71	1,26	0,51	1,38	20,21	30,87	18,37	58
MZ	6,83	0	0	-	0,62	1,15	0,42	1,39	20,37	30,78	18,32	58
OP	4,35	0	0	-	0,54	0,70	0,52	1,07	22,45	29,62	17,63	59
PK	7,72	0	0	-	0,99	1,81	0,44	1,49	15,55	28,00	16,66	60
PL	7,19	0	0	-	0,96	1,29	0,38	1,56	19,35	30,73	18,29	58
PM	7,48	0	0	-	0,73	1,06	0,48	1,52	20,03	31,30	18,63	58
ŚL	6,09	0	0	-	0,76	1,14	0,24	1,35	20,85	30,44	18,12	58
SK	7,66	0	0	-	0,91	1,54	0,42	1,60	17,58	29,72	17,69	59
WM	7,44	0	0	-	0,75	1,24	0,41	1,47	19,90	31,21	18,57	58
WP	7,05	0	0	-	0,75	0,95	0,49	1,29	18,67	29,21	17,39	59
ZP	5,87	0	0	-	0,49	0,91	0,45	1,32	21,48	30,52	18,16	58

Źródło: opracowanie własne

Tabela 8
Emisje rolnicze gazów cieplarnianych oraz ograniczenia emisji w cyklu życia biodiesla produkowanego z rzepaku nawożonej mineralnym azotem

Woj.	Emisje rolnicze (g CO ₂ eq/MJ)										Ograniczenie emisji (%)	
	Paliwo	N mineralny	N organiczny	CaO	K ₂ O	P ₂ O ₅	Pestycydy	Nasiona	Polowe N ₂ O	Emisja całkowita		Emisja całkowita minus alokacja
DŚ	5,10	12,34	0	0,58	1,11	1,19	0,45	0,05	26,17	46,97	27,52	45
KP	4,85	12,16	0	0,52	1,15	1,21	0,39	0,05	25,91	46,25	27,09	46
LB	4,85	12,72	0	0,50	1,21	1,42	0,44	0,05	26,70	47,88	28,05	45
LS	4,84	11,18	0	0,38	1,07	1,17	0,40	0,04	24,42	43,50	25,49	47
ŁD	5,48	12,29	0	0,76	1,15	1,21	0,44	0,07	26,12	47,51	27,84	45
MP	4,86	12,85	0	0,26	1,10	1,21	0,54	0,05	26,93	47,79	28,40	45
MZ	4,53	12,37	0	0,56	1,11	1,25	0,41	0,05	26,17	46,44	27,21	46
OP	5,71	12,95	0	0,42	1,14	1,29	0,48	0,05	27,09	49,14	28,79	44
PK	5,02	10,33	0	0,45	0,98	1,05	0,38	0,05	23,12	41,39	24,25	49
PL	5,31	14,05	0	0,44	1,37	1,62	0,48	0,05	28,70	52,02	30,48	42
PM	5,53	12,10	0	0,57	1,18	1,29	0,48	0,06	25,78	47,01	27,54	45
ŚL	5,82	13,05	0	0,41	1,15	1,24	0,45	0,05	27,25	49,42	28,95	44
ŚK	4,84	12,59	0	0,65	1,27	1,45	0,48	0,05	26,50	47,82	28,02	45
WM	4,73	11,90	0	0,54	1,16	1,16	0,43	0,05	25,48	45,44	26,62	46
WP	4,91	11,02	0	0,39	1,02	1,03	0,40	0,04	24,15	42,95	25,17	48
ZP	5,01	11,78	0	0,60	1,09	1,14	0,43	0,05	25,34	45,43	26,62	46

Źródło: opracowanie własne

Tabela 9
Emisje rolnicze gazów cieplarnianych oraz ograniczenia emisji w cyklu życia biodiesla produkowanego z rzepaku nawożonego nawozami naturalnymi lub organicznymi

Woj.	Emisje rolnicze (g CO ₂ eq/MJ)										Ograniczenie emisji (%)	
	Paliwo	N mineralny	N organiczny	CaO	K ₂ O	P ₂ O ₅	Pestycydy	Nasiona	Polowe N ₂ O	Emisja całkowita		Emisja całkowita minus alokacja
DŚ	5,10	0	0	0,58	1,11	1,19	0,45	0,05	27,88	36,34	21,29	52
KP	4,85	0	0	0,52	1,15	1,21	0,39	0,05	27,54	35,71	20,92	52
LB	4,85	0	0	0,50	1,21	1,42	0,44	0,05	26,70	35,16	20,60	53
LS	4,84	0	0	0,38	1,07	1,17	0,40	0,04	25,93	33,84	19,83	54
ŁD	5,48	0	0	0,76	1,15	1,21	0,44	0,07	27,74	36,85	21,59	52
MP	4,86	0	0	0,26	1,10	1,21	0,54	0,05	28,51	36,52	21,40	52
MZ	4,53	0	0	0,56	1,11	1,25	0,41	0,05	27,92	35,82	20,99	52
OP	5,71	0	0	0,42	1,14	1,29	0,48	0,05	28,88	37,98	22,25	51
PK	5,02	0	0	0,45	0,98	1,05	0,38	0,05	24,54	32,47	19,03	54
PL	5,31	0	0	0,44	1,37	1,62	0,48	0,05	30,65	39,93	23,39	50
PM	5,53	0	0	0,57	1,18	1,29	0,48	0,06	27,46	36,58	21,43	52
ŚL	5,82	0	0	0,41	1,15	1,24	0,45	0,05	29,01	38,13	22,34	51
ŚK	4,84	0	0	0,65	1,27	1,45	0,48	0,05	28,24	36,98	21,67	52
WM	4,73	0	0	0,54	1,16	1,16	0,43	0,05	27,12	35,19	20,62	53
WP	4,91	0	0	0,39	1,02	1,03	0,40	0,04	25,64	33,42	19,58	54
ZP	5,01	0	0	0,60	1,09	1,14	0,43	0,05	26,93	35,25	20,65	53

Źródło: opracowanie własne

Podsumowanie

Zastąpienie azotu w nawozach mineralnych równą co do wielkości, ale nie większą od 170 kg N/ha/r, dawką azotu w nawozach naturalnych lub organicznych wpłynęłoby na:

1. Zmniejszenie emisji gazów cieplarnianych związanych z uprawą kukurydzy średnio o 22% i uzyskanie surowca o emisjach 12 – 19 g CO₂ eq/MJ we wszystkich województwach. Byłyby to emisje mniejsze od emisji standardowych (20 g CO₂ eq/MJ), co czyniłoby zbędnym szacowanie emisji rzeczywistych. Z tytułu obniżenia emisji rolniczych możliwym byłoby we wszystkich województwach pozyskiwanie surowca zapewniającego ograniczenie emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia bioetanolu o 50%. Surowiec pozyskiwany w 13 województwach zapewniałby ograniczenie emisji o 60%.
2. Zmniejszenie emisji gazów cieplarnianych związanych z uprawą pszenicy średnio o 20% i uzyskanie surowca o emisjach 17 – 19 g CO₂ eq/MJ we wszystkich województwach. Byłyby to emisje mniejsze od emisji standardowych (23 g CO₂ eq/MJ), co czyniłoby zbędnym szacowanie emisji rzeczywistych. Z tytułu obniżenia emisji rolniczych możliwym byłoby we wszystkich województwach pozyskiwanie surowca zapewniającego ograniczenie emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia bioetanolu o 50%. Surowiec pochodzący z województwa podkarpackiego zapewniałby ograniczenie emisji o 60%.
3. Zmniejszenie emisji gazów cieplarnianych związanych z uprawą rzepaku średnio o 24% i uzyskanie surowca o emisjach 19 – 24 g CO₂ eq/MJ we wszystkich województwach. Byłyby to emisje mniejsze od emisji standardowych (29 g CO₂ eq/MJ), co czyniłoby zbędnym szacowanie emisji rzeczywistych. Z tytułu obniżenia emisji rolniczych możliwym byłoby we wszystkich województwach pozyskiwanie surowca zapewniającego ograniczenie emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia bioetanolu o 50%. W żadnym województwie nie uzyskiwano by surowca zapewniającego ograniczenie emisji w cyklu życia o 60%.

Literatura

1. Parlament Europejski i Rada Unii Europejskiej, 2009. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/28/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych zmieniająca i w następstwie uchylająca dyrektywy 2001/77/WE oraz 2003/30/WE. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej L 140/16, 5.6.2009, PL (<http://eurlex.europa.eu/legacontent/PL/TXT/PDF/?uri=CELEX:32009L0028&from=EN>).
2. Parlament Europejski i Rada Unii Europejskiej, 2015. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2015/1513 z dnia 9 września 2015 r. zmieniająca dyrektywę 98/70/WE odnoszącą się do jakości benzyny i olejów napędowych oraz zmieniająca dyrektywę 2009/28/WE w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej L 239/1, 15.9.2015, PL (<http://eurlex.europa.eu/legalcontent/PL/TXT/PDF/?uri=CELEX:32015L1513&from=EN>).

3. Rada UE, 2015. Dyrektywa Rady (UE) 2015/652 z dnia 20 kwietnia 2015 r. ustanawiająca metody obliczania i wymogi w zakresie sprawozdawczości zgodnie z dyrektywą 98/70/WE Parlamentu Europejskiego i Rady odnoszącą się do jakości benzyny i olejów napędowych. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej L 107/26, 25.4.2015, PL (<http://eurlex.europa.eu/legalcontent/PL/TXT/PDF/?uri=CELEX:32015L0652&from=EN>).
4. European Commission. Energy. Biofuel. Emission from biofuels cultivation – national reports. EU country reports assessed by the Commission. 2009_0028_19_2. 19.2 Poland.eu “Greenhouse gasses (CO₂, N₂O and CH₄) emission levels of for wheat, triticale, maize and rye cultivated for the production of bio-ethanol and rape cultivated for bio-diesel (8. Annexes including input data for estimations and the results of estimations of agricultural emissions of GHG”, Warsaw, October 2011 (<http://ec.europa.eu/energy/en/topics/renewable-energy/biofuels>).

Adres do korespondencji:

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

Antoni Faber, Zuzanna Jarosz

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

POTENCJAŁY REDUKCJI EMISJI GAZÓW CIEPLARNIANYCH W POLSKIM ROLNICTWIE W ŚWIELE LITERATURY*

Słowa kluczowe: praktyki rolnicze, gazy cieplarniane, emisje, ograniczenia emisji

Wstęp

W perspektywie lat 2020-2030 Polska winna wspomóc osiągnięcie wspólnotowego celu ograniczenia emisji gazów cieplarnianych w sektorach non-ETS o 30% w stosunku do emisji z 2005 r. (1, 2, 3, 4). Do sektorów non-ETS (nie objętych systemem handlu emisjami) zalicza się: transport, rolnictwo, mieszkalnictwo, instytucje, handel, usługi, gospodarowanie odpadami, emisje lotne z paliw, sektor komunalno-bytowy oraz niektóre procesy przemysłowe i spalanie paliw. Proponowane dla Polski ograniczenie emisji w sektorach non-ETS ma wynosić 7% w latach 2020-2030 (4). Należy przypuszczać, że część tego ograniczenia będzie musiało uzyskać rolnictwo.

Rolnictwo emituje do atmosfery takie gazy cieplarniane jak podtlenek azotu (N_2O), metan (CH_4) oraz dwutlenek węgla (CO_2). W ostatnim czasie poszukuje się praktyk rolniczych, których zastosowanie mogłoby obniżyć emisje gazów cieplarnianych (2, 5, 6). Efekty działania poszczególnych praktyk, w celu nadania im porównywalności, wyraża się w ekwiwalentach CO_2 . Poszukuje się przy tym takich praktyk, które wpisują się we Wspólną Politykę Rolną (WPR) i których efekty będą mogły być wyszacowane zgodnie z metodykami IPCC i uwzględnione w krajowych inwentaryzacjach emisji (5).

Na przestrzeni ostatnich lat (2015-2017) dokonano meta-przeglądów badań nad praktykami mogącymi ograniczać emisje w skali zagregowanej do krajów OECD (6), Unii Europejskiej (1, 5), a nawet jej krajów członkowskich UE (5). Na podstawie tych przeglądów można dojść do przekonania, że informacje na temat praktyk ograniczających emisję są ciągle niepełne, a niekiedy nawet dalece niewystarczające. Jednakże ze względu na to, że praktyki powinny być stosowane już od 2021 r. istniejące dane powinny być niezwłocznie wykorzystywane w promowaniu tych działań ograniczających emisję, które gwarantują: finansowanie z WPR, efektywność,

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

możliwość wyszacowania ograniczenia emisji według metodyk IPCC, możliwie niskie koszty zastosowań, spełnienie wymagań technicznych, uzyskanie korzyści przy małym ryzyku oraz walory socjoekonomiczne. Pod tym kątem opracowane zostały i ocenione 22 praktyki rolnicze dla UE i krajów członkowskich (5). Celem niniejszego opracowania jest przybliżenie czytelnikowi tych wyników w cytowanej pracy, które odnoszą się do polskiego rolnictwa.

Praktyki rolnicze mogące ograniczać emisję gazów cieplarnianych z polskiego rolnictwa

Na podstawie dostępnych danych literaturowych wyselekcjonowano 22 praktyki rolnicze, których zastosowania mogłyby potencjalnie przyczynić się do ograniczenia emisji gazów cieplarnianych (Tab. 1). Praktyki te powiązane są z kategoriami emisji uwzględnianymi przez IPCC w metodykach szacunków emisji gazów cieplarnianych. Dwanaście praktyk można by zastosować w krótkim czasie, co pozwoliłoby wykazać efekty ograniczenia emisji w latach 2020-2030. Dziesięć praktyk mogłoby przynieść ograniczenia emisji, których nie dałoby się jednak wykazać w inwentaryzacjach emisji. Efekty działania praktyk byłyby krótko okresowe (do 20 lat), średnio okresowe (20-50 lat) lub długookresowe (>50 lat).

Potencjał ograniczenia emisji przez wytypowane praktyki rolnicze jest specyficzny dla każdej z nich (wielkości przyjęto z literatury, głównie europejskiej) i zależy od tego na jakim obszarze mogłyby być one zastosowane (przyjęto według ustaleń eksperckich) (Tab. 2). W Polsce 8 praktyk mogłoby dać duże potencjały ograniczenia emisji (>500 kt CO₂ eq r⁻¹), o trzy praktyki mniej niż w całej UE. Jednakże niektóre ograniczenia nie mogłyby być uwzględnione w inwentaryzacjach emisji (Tab. 1). Zdaniem autorów tego artykułu najlepsze rokowania na zastosowanie i odliczenie ograniczenia emisji w inwentaryzacji mogły by mieć: przekształcenia gruntów ornych w użytki zielone, zalesienia gruntów ornych, ochrona przed wylesianiem i usuwaniem drzew z gruntów rolnych, pozostawianie na polu resztek poźniwnych, uprawa międzyplonów oraz biologiczne wiązanie azotu. W sumie praktyki te mogłyby zmniejszyć emisje rolnicze o 3970 kt CO₂ eq r⁻¹. W zastosowaniach tych praktyk, o różnej efektywności, nie występowałyby mocne bariery ograniczające (Tab. 3).

Tabela 1

Praktyki rolnicze ograniczające emisję gazów cieplarnianych w polskim rolnictwie i ich powiązania z kategoriami, dla których wykonuje się szacunki emisji według metodyk IPCC

Praktyka rolnicza	Kategorie w metodykach IPCC	Uznawana za ważną w inwentaryzacjach emisji	Metoda szacunku emisji	Możliwość uwzględnienia w inwentaryzacji	Czas potrzebny do zastosowania	Okres działania praktyki
Przekształcanie gruntów orných w użytki zielone	Przekształcanie gruntów orných w użytki zielone	nie	Tier 1	tak	krótki	krótko-/średniookresowy
Agro-leśnictwo	Grunty orne pozostające gruntami ornymi	tak	Tier 1	tak	krótki	krótko-/średniookresowy
Ochrona torfowisk i mokradel	Grunty orne pozostające gruntami ornymi	tak	nie uwzględnia się	tak	krótki	krótko- do długookresowy
Zalesienia gruntów rolnych	Grunty przekształcone na lasy	tak	Tier 2	tak	krótki	krótko- do długookresowy
Ochrona przed wylesianiem i usuwaniem drzew z gruntów rolnych	Lasy pozostające lasami	tak	Tier 2	tak	krótki	krótkookresowy
Gospodarowanie zadrzewieniami na użytkach rolnych	Lasy pozostające lasami	tak	Tier 2	nie	krótki	krótkoterminowy
Uprawa uproszczona	Grunty orne pozostające gruntami ornymi	tak	Tier 1	tak	krótki	krótkoterminowy
Uprawa bezorkowa	Grunty orne pozostające gruntami ornymi	tak	Tier 1	tak	krótki	krótkoterminowy
Pozostawianie na polu reszek pożniwowych	Grunty orne pozostające gruntami ornymi	tak	Tier 1	tak	krótki	krótkoterminowy
Eliminowanie wypalania reszek pożniwowych	Spalanie reszek	tak	nie uwzględnia się	tak	krótki	krótkookresowy
Uprawa międzyplonów	Grunty orne pozostające gruntami ornymi	tak	Tier 1	tak	krótki	krótkookresowy
Zapobieganie chorobom u zwierząt	Fermentacja jelitowa	nie	brak	nie	krótki	średnio- do długotrwały
Poprawa w hodowli zwierząt	Fermentacja jelitowa	nie	brak	nie	krótki	średnio- do długookresowy
Hodowla przeźuwaczy w kierunku zmniejszenia emisji metanu	Fermentacja jelitowa	tak	Tier 2	nie	średnia	średnio- do długookresowy
Dodatki do diety przeźuwaczy	Fermentacja jelitowa	tak	Tier 2	nie	średnia	krótko- do długookresowy
Optymalizacja żywienia zwierząt	Gospodarowanie obornikiem	tak	Tier 2	nie	średnia	krótko- do długookresowy
Plan gospodarowania gruntami	Grunty orne pozostające gruntami ornymi, Użytki zielone pozostające użytkami zielonymi, emisja N ₂ O	nie	brak	nie	krótki	krótko- do długookresowy
Zastosowania inhibitorów nitryfikacji	Bezpośrednia emisja N ₂ O	tak	Tier 1	nie	krótki	krótko- do długookresowy
Poprawa efektywności wykorzystywania azotu	Emisja N ₂ O	tak	Tier 1	nie	krótki	krótko- do długookresowy
Biologiczne wiązanie azotu	Emisja N ₂ O	tak	Tier 1	tak	krótki	krótkookresowy
Narzędzia kontroli emisji	Całe rolnictwo	nie	brak	nie	krótki	krótko- do długookresowy
Poprawa efektywności energetycznej w gospodarstwach	Spalanie paliw, energia elektryczna	tak	brak	nie	krótki	krótko- do średniookresowy

Źródło: Martineau i in. 2016, (5) – zmodyfikowane

Tabela 2

Potencjał ograniczenia emisji gazów cieplarnianych w polskim rolnictwie dla przyjętych skal zastosowań

Praktyka rolnicza	Kategorie w metodykach IPCC	Skala zastosowania* (%)	Ograniczenie emisji (kt CO ₂ eq r ⁻¹)
Przekształcenie gruntów ornych w użytki zielone	Przekształcenie gruntów ornych w użytki zielone	1	650
Agro-leśnictwo	Grunty orne pozostające gruntami ornymi	1	88
Ochrona torfowisk i mokradeł	Grunty podmokłe pozostające gruntami podmokłymi	1	0,0078
Zalesienia gruntów rolnych	Grunty przekształcone na lasy	1	280
Ochrona przed wylesianiem i usuwaniem drzew z gruntów rolnych	Lasy pozostające lasami	1	370
Gospodarowanie zadrzewieniami na użytkach rolnych	Lasy pozostające lasami	10	340
Uprawa uproszczona	Grunty orne pozostające gruntami ornymi	5	24
Uprawa bezorkowa	Grunty orne pozostające gruntami ornymi	5	49
Pozostawianie na polu resztek poźniwnych	Grunty orne pozostające gruntami ornymi	1	160
Eliminowanie wypalania resztek poźniwnych	Spalanie resztek	100	30
Uprawa międzyplonów	Grunty orne pozostające gruntami ornymi	10	1600
Zapobieganie chorobom u zwierząt	Fermentacja jelitowa	45	400
Poprawa w hodowli zwierząt	Fermentacja jelitowa	15	32
Hodowla przeżuwaczy w kierunku zmniejszenia emisji metanu	Fermentacja jelitowa	1	0,64
Dodatki do diety przeżuwaczy	Fermentacja jelitowa	15	50
Optymalizacja żywienia zwierząt	Gospodarowanie obornikiem	50	120
Plan gospodarowania gruntami i nawozami	Grunty orne pozostające gruntami ornymi, Użytki zielone pozostające użytkami zielonymi, emisja N ₂ O	100	1100
Zastosowania inhibitorów nitryfikacji	Bezpośrednia emisja N ₂ O	70	6300
Poprawa efektywności wykorzystywania azotu	Emisja N ₂ O	100	1100
Biologiczne wiązanie azotu	Emisja N ₂ O	5	910
Narzędzia kontroli emisji	Całe rolnictwo	20	1100
Poprawa efektywności energetycznej w gospodarstwach	Spalanie paliw, energia elektryczna	35	540

Źródło: Martineau H. i in. 2016, (5) – zmodyfikowane; *%-powierzchni lub liczby zwierząt

Tabela 3

Charakterystyki praktyk rolniczych pod względem efektywności ograniczania emisji oraz barier
w stosowaniu w polskim rolnictwie

Praktyki rolnicze	Efektywność ograniczania emisji	Możliwości szacowania i weryfikacji emisji	Koszty inwestycyjne	Koszty bieżące	Wymogi techniczne	Korzyści	Ryzyka	Barieri socjo-ekonomiczne
Przekształcenie gruntów ornych w użytki zielone	++	bb	bs	bm	bb	bb	bs	bb
Agro-lesnictwo	+	bb	bs	bs	bb	bb	bb	bs
Ochrona torfowisk i mokradł	+++	bs	bs	bm	bb	bb	bm	bs
Zalesienia gruntów rolnych	+++	bb	bm	bm	bb	bb	bm	bb
Ochrona przed wylesianiem i usuwaniem drzew z gruntów rolnych	+++	bb	bs	bb	bb	bb	bb	bb
Gospodarowanie zadrzewieniami na użytkach rolnych	+++	bb	bs	bb	bb	bb	bb	bb
Uprawa uproszczona	+	bs	bs	bb	bb	bb	bb	bb
Uprawa bezorkowa	+	bs	bs	bb	bb	bb	bb	bb
Pozostawianie na polu resztek poźniwnych	+	bs	bb	bb	bb	bb	bb	bb
Eliminowanie wypalania resztek poźniwnych	+	bb	bb	bb	bb	bb	bb	bb
Uprawa międzyplonów	+	bs	bb	bb	bs	bb	bb	bs
Zapobieganie chorobom u zwierząt	++	bs	bb	bb	bs	bb	bb	bs
Poprawa w hodowli zwierząt	+	bs	bb	bs	bs	bb	bb	bs
Hodowla przeźuwaczy w kierunku zmniejszenia emisji metanu	+	bs	bb	bb	bs	bb	bb	bs
Dodatki do diety przeźuwaczy	+	bs	bb	bs	bs	bb	bb	bs
Optymalizacja żywienia zwierząt	+	bs	bb	bb	bs	bb	bb	bs
Plan gospodarowania gruntami i nawozami	+	bariera IPCC	bb	bb	bs wiedza	bb	bb	bb
Zastosowania inhibitorów nitryfikacji	+++	bb	bb	bm	bm	bb	bb	bm
Poprawa efektywności wykorzystywania azotu	+	bs	bs	bb	bs wiedza	bb	bb	bb
Biologiczne wiązanie azotu	+	bs	bb	bs	bb	bb	bb	bb
Narzędzia kontroli emisji	+	bariera IPCC	bb	bb	bs	bb	bb	bb
Poprawa efektywności energetycznej w gospodarstwach	++	bs	bs	bb	bs	bb	bb	bb

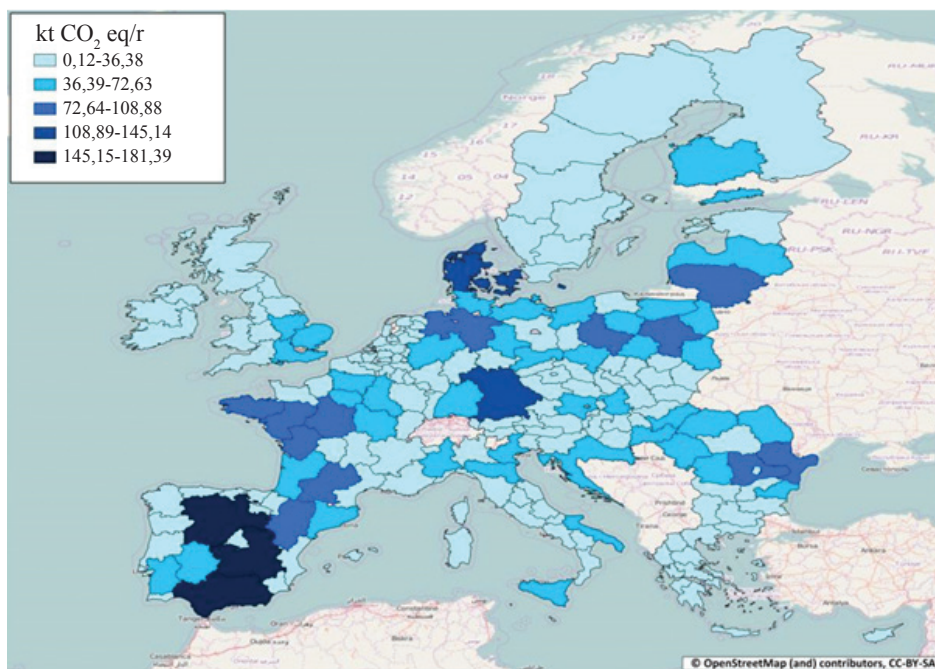
Źródło: Martineau H. i in. 2016, (5) – zmodyfikowane

efektywność - + mała, ++ - średnia, +++ - duża; bb – brak bariery, bs – bariera średnia, bm – bariera mocna

Przestrzenna zmienność potencjałów ograniczenia emisji dla praktyk rolniczych rokujących zastosowanie w Polsce

Potencjały ograniczenia emisji dla praktyk rolniczych rokujących zastosowania w polskim rolnictwie są zróżnicowane przestrzennie.

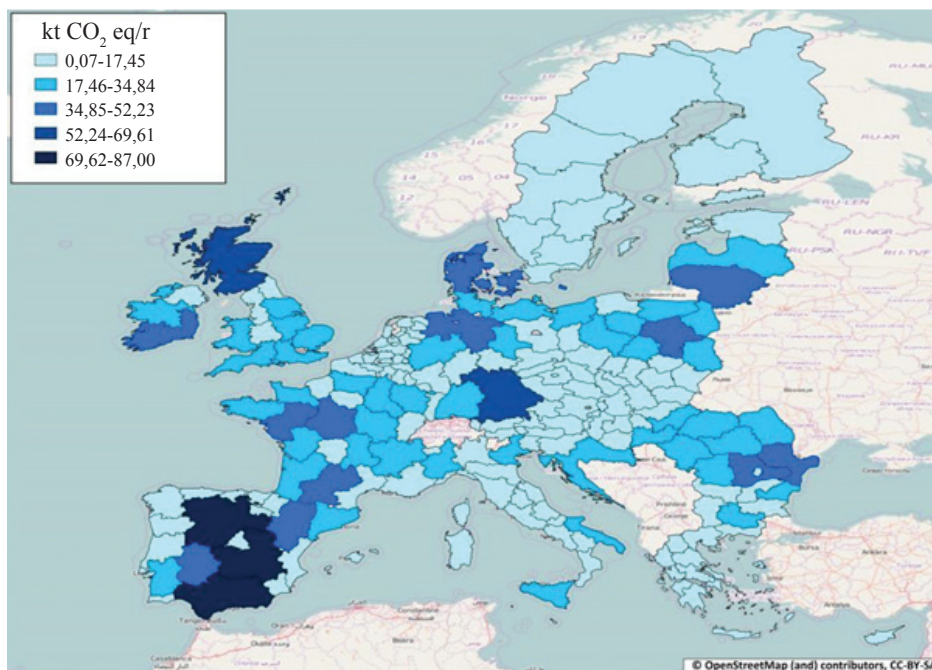
Przekształcenie gruntów ornych w użytki zielone prowadzi do poprawy sekwestracji węgla organicznego w glebach. Dotyczyć może gruntów ornych, które w przeszłości były użytkami zielonymi. Przywrócenie im pierwotnego użytkowania dotyczyć może wszystkich gruntów, zwłaszcza jednak tych, które charakteryzują się niską zawartością węgla organicznego oraz większą zawartością ilu koloidalnego. Z tytułu przekształcenia gruntów w użytki zielone sekwestracja węgla organicznego może wahać się w przedziale 2,2 do 7,3 t CO₂ eq ha⁻¹ r⁻¹. Proces sekwestracji może zachodzić w glebie przez okres 30-50 lat. W Polsce największe sekwestracje mogą wystąpić w województwach mazowieckim i wielkopolskim (Rys. 1). Mniejsze w województwach zachodnio-pomorskim, kujawsko-pomorskim, warmińsko-mazurskim, podlaskim, dolnośląskim, łódzkim oraz lubelskim. W pozostałych województwach potencjały sekwestracji są mniejsze. Zrealizowanie przedstawionych potencjałów jest jednak uwarunkowane odpowiednim pogłowiem przeżuwaczy.



Rys. 1. Przestrzenne zróżnicowanie potencjałów ograniczenia emisji gazów cieplarnianych dla praktyki przekształcenia gruntów ornych w użytki zielone (w tysiącach ton CO₂ eq r⁻¹)

Źródło: Martineau i in., 2016 (5)

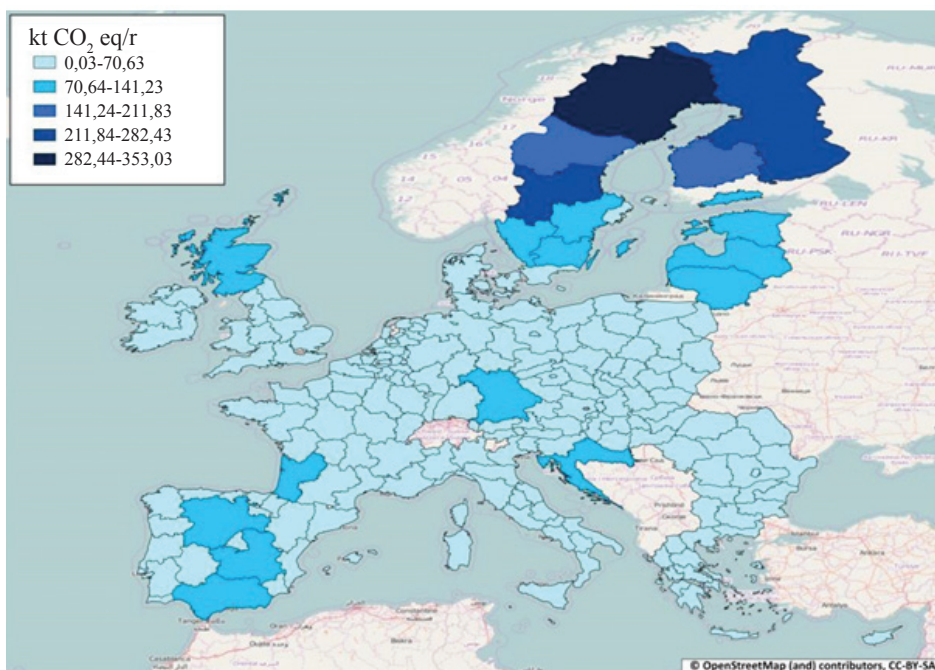
Zalesienia gruntów rolnych, według definicji IPCC, odnosi się do sadzenia lasu w miejscach, w których nie był on obecny przynajmniej przez okres 50 lat. Zalesienia mogą obejmować wszystkie użytki rolne oraz gleby we wszystkich strefach klimatycznych. Według szacunków IPCC zalesienia mogą przyczyniać się do wzrostu sekwestracji węgla organicznego w glebach, które szacuje się w Europie na 115 Mt CO₂ eq r⁻¹ przy kosztach 100 \$/t CO₂ eq. Sekwestracja wahać się może w zakresie 1,47-1,83 t CO₂ eq ha⁻¹ r⁻¹. W Polsce największy potencjał sekwestracji stwierdzono dla województwa mazowieckiego (Rys. 2). Średnie potencjały mają województwa: zachodnio-pomorskie, warmińsko-mazurskie, podlaskie, wielkopolskie, kujawsko-pomorskie, łódzkie oraz lubelskie. W pozostałych województwach potencjały są mniejsze. Efekty zalesienia w ograniczeniu emisji mogą być odliczone od inwentaryzacji emisji rolniczych. Nie dotyczy to, zadrzewień śródpolnych, żywopłotów, pasów zadrzewień buforowych oraz drzew zlokalizowanych w obrębie pól.



Rys. 2. Przestrzenne zróżnicowanie potencjałów ograniczenia emisji dla praktyki zalesiania użytków rolnych (w tysiącach ton CO₂ eq r⁻¹)

Źródło: Martineau i in., 2016 (5)

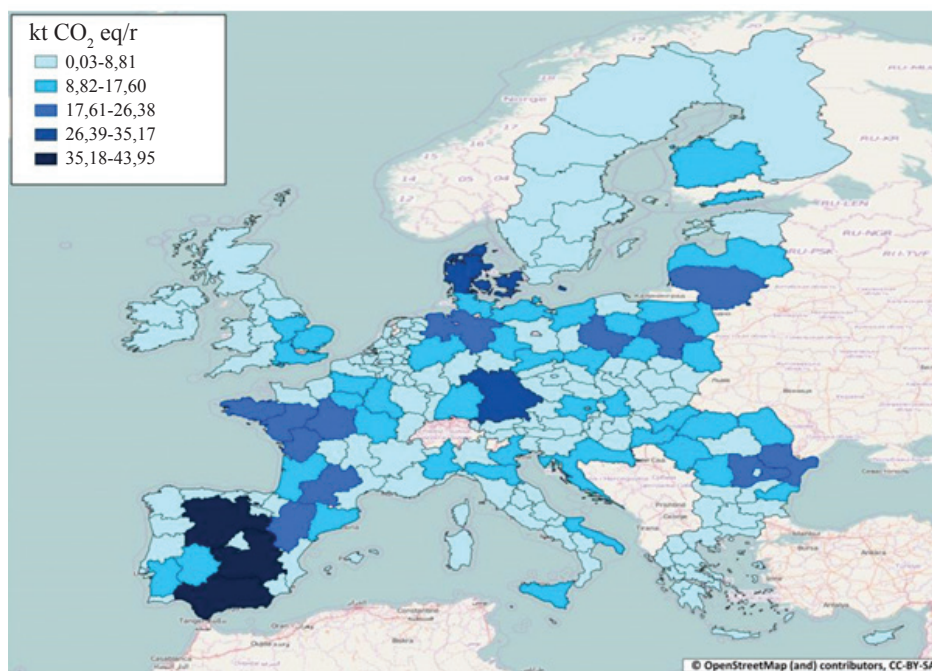
Ochrona przed wylesieniami i usuwaniem drzew z użytków rolnych dotyczy lasów zlokalizowanych na wszystkich glebach i we wszystkich strefach klimatycznych. Szacowana z tego tytułu sekwestracja węgla organicznego w glebach może wahać się w granicach 0,73-7,3 t CO₂ eq ha⁻¹ r⁻¹. W Polsce sekwestracja ta nie jest zróżnicowana przestrzennie (Rys. 3).



Rys. 3. Przestrzenne zróżnicowanie potencjałów ograniczenia emisji dla praktyki ochrony przed wylesieniami i usuwaniem drzew z użytków rolnych (w tysiącach ton CO₂ eq r⁻¹)

Źródło: Martineau i in., 2016 (5)

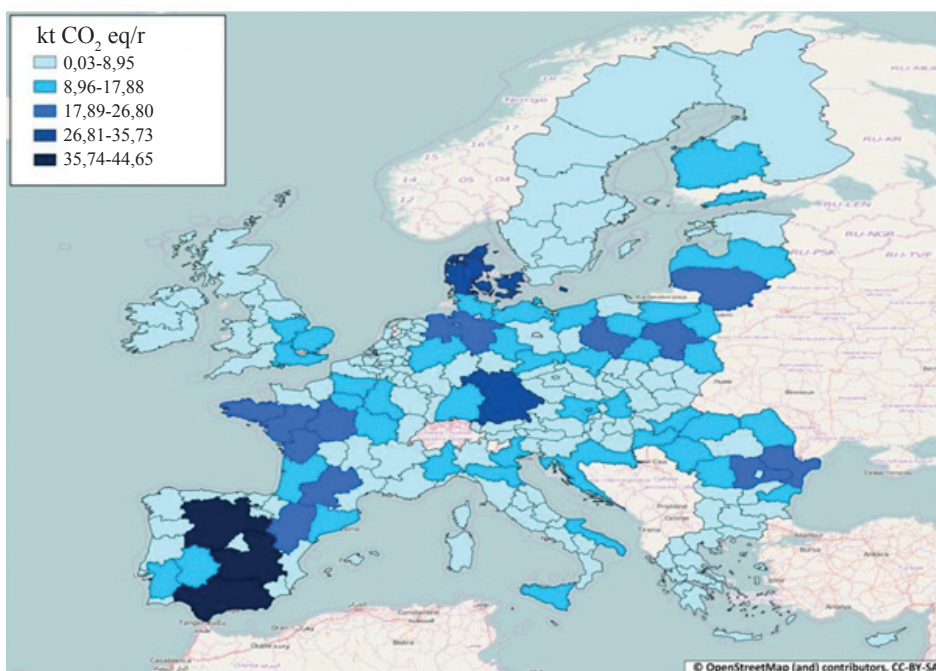
Pozostawianie na polu resztek poźniwnych jest praktyką rolniczą zwiększającą sekwestrację węgla organicznego w glebach. Praktyka rolnicza jest szczególnie zalecana w gospodarstwach bezinwentarzowych, we wszystkich systemach uprawy, na wszystkich glebach i we wszystkich strefach klimatycznych. Najlepsze efekty sekwestracji mogą być osiągnięte gdy słoma jest pozostawiana na polach, na których stosuje się uproszczoną uprawę (ograniczenie orki). Okres trwania sekwestracji wynosi około 20-30 lat. Potencjał sekwestracji zawiera się w przedziale 0,11-2,2 t CO₂ eq ha⁻¹ r⁻¹. W Polsce największe potencjały sekwestracji odnotowano dla województw mazowieckiego i wielkopolskiego, średnie dla województw: zachodniopomorskiego, kujawsko-pomorskiego, warmińsko-mazurskiego, podlaskiego, dolnośląskiego, łódzkiego oraz lubelskiego (Rys. 4). Województwa podlaskie i wielkopolskie charakteryzują się największą obsadą inwentarza. Jednak nawet w tych województwach jest duży odsetek gospodarstw bezinwentarzowych.



Rys. 4. Przestrzenne zróżnicowanie potencjałów ograniczenia emisji dla praktyki pozostawianie na polu resztek poźniwnych (w tysiącach ton CO₂ eq r⁻¹)

Źródło: Martineau i in., 2016 (5)

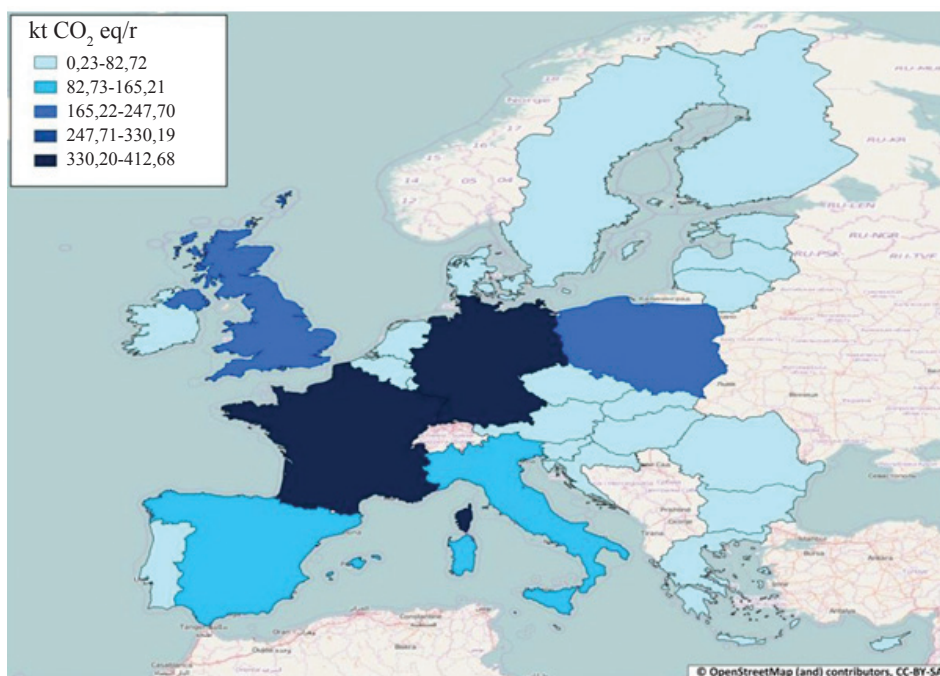
Uprawa międzyplonów jest praktyką rolniczą skracającą w zmianowaniu roślin okres, w którym grunt jest nieobsiany. Zmniejsza ona wymywanie azotanów, ogranicza emisję N₂O oraz zwiększa sekwestrację węgla organicznego w glebach. Może być stosowana na wszystkich glebach i we wszystkich strefach klimatycznych. W stanowiskach suchszych przyrost biomasy międzyplonów może być mniejszy, co wiązać się może z mniejszą sekwestracją węgla organicznego w glebie. Przyjmuje się, że potencjał sekwestracji tej praktyki może wahać się w granicach 0,88-1,47 t CO₂ eq ha⁻¹ r⁻¹. W Polsce największe potencjały ograniczenia emisji mogą występować w województwach mazowieckim i wielkopolskim (Rys. 5). Średnie potencjały wskazano dla województw zachodnio-pomorskiego, kujawsko-pomorskiego, warmińsko-mazurskiego, podlaskiego, dolnośląskiego, łódzkiego i lubelskiego. W innych województwach potencjały są mniejsze.



Rys. 5. Przestrzenne zróżnicowanie potencjałów ograniczenia emisji dla praktyki uprawa międzyplonów (w tysiącach ton CO₂ eq r⁻¹)

Źródło: Martineau i in., 2016 (5)

Biologiczne wiązanie azotu jest efektem aktywności symbiotycznych bakterii wiążących azot atmosferyczny w uprawach roślin bobowatych. Wiązany azot pozwala zmniejszyć dawki tego składnika w nawozach mineralnych, zarówno w uprawie bobowatych, jak również roślin następczych w zmianowaniu. W efekcie ograniczeniu ulega emisja N₂O. Rośliny bobowate mogą być uprawiane w zmianowaniu, jak również na użytkach zielonych w mieszankach z trawami. Praktyka może być stosowana na wszystkich glebach oraz we wszystkich strefach klimatycznych. W Polsce ograniczenie emisji z tytułu jej stosowania nie jest zróżnicowane przestrzenie (Rys. 6).



Rys. 6. Przestrzenne zróżnicowanie potencjałów ograniczenia emisji dla praktyki uprawa międzyplonów (w tysiącach ton CO₂ eq r⁻¹)

Źródło: Martineau i in., 2016 (5)

Podsumowanie

Rolnictwo w perspektywie lat 2020-2030 włączone zostanie w realizację polityk klimatycznych, z czym wiązać się będzie konieczność wprowadzenia działań ograniczających emisje gazów cieplarnianych. Służyć temu celowi powinno zastosowanie praktyk rolniczych wpisujących się we Wspólną Politykę Rolną, które pozwolą odliczyć ograniczenia emisji w inwentaryzacjach emisji wykonywanych zgodnie z metodykami IPCC. Na podstawie przeglądów metadanych literaturowych zidentyfikowano dla UE i krajów członkowskich 22 takie praktyki rolnicze. Wśród nich w warunkach Polski należałoby rozważyć zastosowania przede wszystkim takich praktyk jak: przekształcenia gruntów ornych w użytki zielone, zalesienia gruntów ornych, ochrona przed wylesianiem i usuwaniem drzew z gruntów rolnych, pozostawianie na polu resztek poźniwnych, uprawa międzyplonów oraz biologiczne wiązanie azotu. W sumie praktyki te mogłyby zmniejszyć emisje rolnicze o 3970 kt CO₂ eq r⁻¹. W zastosowaniach tych praktyk, o różnej efektywności, nie występowałyby mocne bariery ograniczające ich stosowanie.

Literatura

1. Allen B., Maréchal A.: Agriculture GHG emissions: determining the potential contribution to the Effort Sharing Regulation. Report prepared for Transport and Environment. Institute for European Environmental Policy, London, 2017.
 2. European Parliament, 2017. Research for Agri Committee – The consequences of climate change for EU agriculture. Follow-up to the COP21- Un Paris Climate Change Conference. Study. Directorate-General for Internal Policies. Policy Department B: Structural and Cohesion Policies. Agriculture and Rural Development.
 3. Komisja Europejska, 2016. Wniosek Rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie rocznych wiążących ograniczeń emisji gazów cieplarnianych przez państwa członkowskie w latach 2021-2030 na rzecz stabilnej unii energetycznej i celu wywiązania się ze zobowiązań wynikających z porozumienia paryskiego, oraz zmieniające rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady nr 525/2013 w sprawie mechanizmu monitorowania i sprawozdawczości w zakresie emisji gazów cieplarnianych oraz zgłaszania innych informacji mających znaczenie dla zmiany klimatu. COM(2016) 482 final.
 4. Komisja Europejska, 2016. Wniosek w sprawie Rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie rocznych wiążących ograniczeń emisji gazów cieplarnianych przez państwa członkowskie w latach 2021-2030 na rzecz stabilnej unii energetycznej i celu wywiązania się ze zobowiązań wynikających z porozumienia paryskiego, oraz zmieniające rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady nr 525/2013 w sprawie mechanizmu monitorowania i sprawozdawczości w zakresie emisji gazów cieplarnianych oraz zgłaszania innych informacji mających znaczenie dla zmiany klimatu. SWD(2016) 248 final. Aneksy 1-4.
 5. Martineau H., Wiltshire J., Webb J., Hart K., Keenleyside C., Baldock D., Bell H., Watterson J.: Effective performance of tools for climate action policy - meta-review of Common Agricultural Policy (CAP) mainstreaming. Report for European Commission - DG Climate Action. Institute for European Environmental Policy, 2016. Ricardo-AEA/R/ED60006/Mitigation Potential Issue Number V1.1.
 6. OECD, 2015. A review of the literature on the cost-effectiveness of greenhouse gas mitigation measures for agriculture. COM/TAD/CA/ENV/EPOC(2014)44/FINAL.
-

Adres do korespondencji:

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

Zuzanna Jarosz, Antoni Faber

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

ANALIZA PRZESTRZENNEGO ZRÓŻNICOWANIA EMISJI PODTLENKU AZOTU Z GRUNTÓW ORNYCH W POLSCE*

Słowa kluczowe: emisja podtlenku azotu, model DNDC, emisja gazów cieplarnianych

Wstęp

Zgodnie z dyrektywą Parlamentu Europejskiego i Rady Unii Europejskiej 2284/2016 z dnia 14 grudnia 2016 r., poczyniono znaczne postępy w dziedzinie ograniczania emisji antropogenicznych zanieczyszczeń do atmosfery, a w latach 1990-2010 w Unii Europejskiej emisje tlenków azotu zostały zmniejszone o 47% (1). Jednak w komunikacie Komisji z 18 grudnia 2013 r. „Czyste powietrze dla Europy” stwierdzono, że nadal występują znaczące negatywne skutki i zagrożenia dla zdrowia ludzkiego i środowiska. Emisja N_2O w Polsce w 2012 roku wynosiła około 29,59 mln ton ekwiwalentu CO_2 , a udział emisji podtlenku azotu z gleb użytkowanych rolniczo w całkowitej emisji N_2O stanowił 68,6% (3). W zmienionym protokole z Göteborga określa się, przyjmując 2005 za rok odniesienia, nowe zobowiązania w zakresie redukcji emisji zanieczyszczeń atmosferycznych w tym emisji tlenków azotu. Krajowe zobowiązania w zakresie redukcji emisji podtlenku azotu wynoszą 39% za każdy rok od 2020 do 2029 roku.

Zdecydowana większość emitowanego do atmosfery N_2O pochodzi z mikrobiologicznych procesów (denitryfikacji, nityfikacji) przemian związków azotu zachodzących w glebach i oceanach. Gleby rolnicze należą do największych antropogenicznych źródeł emisji podtlenku azotu. Wielkość bezpośredniej emisji N_2O z gruntów rolnych zależy od złożonych interakcji pomiędzy właściwościami gleby (temperaturą i wilgotnością gleby, dostępnością węgla organicznego, pH i strukturą gleby) a warunkami klimatycznymi oraz czynnikami związanymi z gospodarką rolną (rodzajem uprawy, typem nawozu azotowego, sposobem nawożenia, sposobem uprawy gleby). Zasad-

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

niczy wpływ na wielkość emisji N_2O ma proces denitryfikacji, który ma tym większe nasilenie, im mniejsza jest w glebie dostępność tlenu i im większe są zasoby węgla organicznego. Większe ilości podtlenku azotu uwalnianie są także po wniesieniu do wilgotnych gleb nawozów azotowych, po przyoraniu nawozów naturalnych oraz bogatych w azot resztek poźniwnych (8).

Metodyka szacowania emisji gazów cieplarnianych, w tym emisji podtlenku azotu, została zaproponowana przez Międzyrządowy Zespół ds. Zmian Klimatu – IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*) i opisana w dokumencie *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories* (2). Zgodnie z metodyką szacunki można wykonywać na różnym poziomie szczegółowości (poziom 1, 2 i 3). Najprostsza metoda Tier 1 zakłada, że wielkość emisji N_2O jest wprost proporcjonalna do ilości aplikowanego azotu. Przyjęty w tej metodzie standardowy wskaźnik emisji wynosi 0,01 kg N_2O -N na kg zastosowanego nawożenia azotem (9). Metoda Tier 2 bazuje na tych samych założeniach metodologicznych co Tier 1, jednak współczynniki emisji są definiowane na poziomie kraju. Natomiast metoda Tier 3 polega na wykorzystaniu do szacowania emisji podtlenku azotu – modeli. Do symulacji przemian węgla i azotu na poziomie europejskim używano modelu DNDC (5, 6). Model ten zgodnie z metodyką IPCC może być traktowany jako metoda szacunków poziomu 3 (najdokładniejsza).

Celem badań było określenie wpływu czynników decydujących o regionalnym zróżnicowaniu wielkości bezpośredniej emisji podtlenku azotu z rolniczego użytkowania gleb.

Material i metodyka

W badaniach zastosowano, sprawdzony w Europie, model mechanistyczny DNDC głównie do szacunków sekwestracji węgla i emisji N_2O . DNDC jest matematycznym modelem mechanistycznym, który umożliwia symulacje: plonów, bilansów węgla, azotu, wody oraz gazów cieplarnianych. Wymaga na wejściu dziennych danych meteorologicznych (co najmniej temperatury minimalnej i maksymalnej oraz opadu), określenia parametrów charakteryzujących właściwości fizyko-chemiczne gleby (zawartość ilu koloidalnego, ciężar objętościowy, odczyn, zawartości węgla) oraz danych charakteryzujących agrotechnikę (zmianowanie roślin, terminy, rodzaje oraz głębokości wykonywanych zabiegów uprawowych, dawki i terminy stosowania nawozów mineralnych i naturalnych, ilości pozostawianych na polu resztek poźniwnych) (7).

Oszacowane emisje podtlenku azotu wyrażone w kg N ha⁻¹ przeliczono na kg N_2O według formuły: kg N- N_2O * 1,561 = 1,561 kg N_2O . Symulacje prowadzono dla czterech systemów uprawy: plūżnej (pełnej) ze zbiorem całej ilości resztek poźniwnych, plūżnej i przyorywania całej ilości resztek poźniwnych, uproszczonej i pozostawiania całej ilości resztek poźniwnych na polu oraz bezorkowej i pozostawiania całej ilości resztek poźniwnych na polu. Symulacje wykonano dla każdego gatunku roślin uprawianych w zmianowaniu: kukurydza – pszenica ozima – rzepak

ozimy – pszenica ozima. Do określenia wartości charakteryzujących technologię produkcji poszczególnych upraw wykorzystano ankiety z gospodarstw towarowych (kukurydza – 275, pszenica – 272 oraz rzepak – 1218), które były w posiadaniu IUNG-PIB. W celu jak najdokładniejszego określenia wartości analizowanych czynników symulacje wykonano dla sieci 136 kwadratów pokrywających terytorium Polski, a uzyskane wyniki agregowano do poziomu województw. Przestrzenne zróżnicowanie bezpośredniej emisji podtlenku azotu analizowano w zależności od początkowej zawartości węgla organicznego, rocznej sumy opadów, sekwestracji węgla i pH gleby. Zależności badano metodą regresji wielokrotnych liniowych z krokową selekcją zmiennych. Wyniki zaprezentowano wyłącznie dla zmiennych istotnie statystycznie wpływających na symulowane wartości emisji N_2O . Zastosowanie metody analizy skupień k-Warda umożliwiło wyodrębnienie grup województw zróżnicowanych pod względem emisji podtlenku azotu. Do obliczeń wykorzystano pakiet statystyczny Statgraphics Centurion ver. 16.1.11.

Kalibracja i weryfikacja modelu DNDC

Zastosowanie modelu DNDC w innych warunkach niż te, dla których został stworzony, wymaga jego kalibracji i weryfikacji. W rekalkibracji modelu wykorzystano trzy stacjonarne, wieloletnie doświadczenia polowe, prowadzone przez IUNG-PIB w Grabowie (woj. mazowieckie), Baborówku (woj. wielkopolskie) oraz Laskowicach (woj. dolnośląskie).

W doświadczeniu prowadzonym w Grabowie przez 23 lata badano wpływ zbioru i przyorywania całej ilości słomy na plon uprawianych roślin oraz zawartości materii organicznej w glebie w zmianowaniu: jęczmień jary – rzepak – pszenica ozima.

W doświadczeniu prowadzonym w Baborówku przez 17 lat badano wpływ uprawy płuźnej, uproszczonej (ograniczonej) i siewu bezpośredniego na plony uprawianych roślin oraz zawartości substancji organicznej w glebie w zmianowaniu: kukurydza na ziarno – jęczmień jary – pszenica ozima.

W doświadczeniu prowadzonym w Laskowicach przez okres 16 lat badano wpływ uprawy płuźnej, uproszczonej (ograniczonej) i siewu bezpośredniego na plony uprawianych roślin oraz zawartości substancji organicznej w glebach w zmianowaniu: kukurydza na ziarno – pszenica jara – rzepak.

Rekalibracja modelu DNDC dla warunków doświadczalnych polegała na dokonywaniu zmian wartości współczynników alokacji węgla do ziarna (nasion), słomy oraz korzeni, a następnie na dokonywaniu po każdej takiej zmianie wielokrotnych, iteracyjnych symulacji dla okresów trwania doświadczeń polowych. W wykonywanych symulacjach wykorzystywano dane meteorologiczne pochodzące ze stacji meteorologicznych zlokalizowanych w miejscach prowadzenia doświadczeń, wymagane przez model dane charakteryzujące właściwości gleb, na których prowadzone były doświadczenia, oraz wymagane charakterystyki agrotechniczne (technologię produkcji). Zgodność wyników plonów symulowanych z plonami doświadczalnymi była za każdym razem oceniana poprzez obliczanie błędów; średniokwadratowego oraz względnego błędu średniokwadratowego symulacji ze wzorów:

$$\text{RMSE} = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{j=1}^n (P_j - O_j)^2}$$

$$\text{RRMSE} = \frac{\text{RMSE} \times 100}{\bar{O}}$$

gdzie: O_j i P_j są odpowiednio plonami doświadczalnymi i symulowanymi z modelu, jest średnią wartością plonów doświadczalnych, n jest liczbą przeprowadzonych symulacji.

W kalibracjach modeli przyjmuje się, że im mniejszy względny błąd średniokwadratowy, tym lepsza kalibracja modelu. Celem, który postawiono sobie w rekaliibracji modelu DNDC, było sprowadzenie względnego błędu średniokwadratowego symulacji plonów do wartości zbliżonej do 20%. W powszechnie przyjętej ocenie oznaczałoby to dobrą zgodność wyników symulacji modelu z wynikami empirycznymi.

Zastosowanie modelu dla doświadczeń z wykorzystaniem wyjściowej kalibracji DNDC-Europe pozwalało symulować plony z błędami RRMSE mieszczącymi się w granicach 28 - 51%, w zależności od doświadczenia. W wyniku przeprowadzenia 339 symulacji rekaliibracyjnych uzyskano zmniejszenie tych błędów i wynosiły one dla zmianowań doświadczalnych odpowiednio: Grabów – 15%, Baborówko i Laskowice 36%. Błędy doświadczeń polowych wynoszą maksymalnie 10%. Przyjmuje się, że kalibracja modelu jest bardzo dobra, jeśli błąd symulacji jest mniejszy od 10%, bądź że kalibracja jest dobra, jeśli błędy zawierają się w przedziale 10-20%. Według przyjętej konwencji błędy stwierdzone w Baborówku i Laskowicach były zbyt duże, co wykluczało możliwość wykorzystywania uzyskanej rekaliibracji w dalszych badaniach.

W celu weryfikacji tych błędów oszacowano je ponownie. Tym razem nie dla zmianowań roślin w lokalizacjach poszczególnych doświadczeń, lecz dla roślin ze wszystkich doświadczeń. Stwierdzono, że błędy RRMSE dla roślin będących w sferze zainteresowań wynosiły odpowiednio: kukurydza na ziarno – 19,4%, pszenica ozima – 20,2% oraz rzepak – 19,9%.

Weryfikację (walidację) rekaliibracji modelu w stosunku do plonów uzyskiwanych w praktyce rolniczej wykonano wykorzystując ankiety inwentaryzujące technologie produkcji badanych roślin w gospodarstwach towarowych, które były w posiadaniu IUNG-PIB. Ankiety pochodziły ze specjalistycznych gospodarstw roślinnych (bezinwentarzowych), które są głównymi dostawcami surowca do produkcji biopaliw w Polsce. Stosownie do istniejących wymagań ankietami objęto ok. 3% gospodarstw dostarczających lub mogących dostarczać surowce do produkcji biopaliw płynnych (kukurydza – 275 gospodarstw, pszenica – 272 gospodarstwa oraz rzepak – 1218 gospodarstw) na terenie kraju. Symulacje wykonano dla parametrów agronomicznych (technologicznych) uśrednionych dla województw. Symulowane plony roślin z wykorzystaniem opracowanej rekaliibracji modelu DNDC obciążone były błędami RRMSE: kukurydza – 26%, pszenica – 21% oraz rzepak – 9%. Uzyskane wyniki uzasadniały twierdzenie, iż dopuszczalnym jest wykorzystywanie opracowanej rekaliibracji modelu DNDC w dalszych symulacjach.

Wyniki badań

Działalność rolnicza wywiera znaczący wpływ na przemiany azotu i węgla w glebach. W wyniku rolniczego użytkowania gruntów ornych ilość węgla organicznego zmniejsza się w Polsce średnio o $0,31 \text{ t ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ (4). Straty węgla z gleb mogą być kompensowane poprzez stosowanie praktyk rolniczych zwiększających sekwestrację węgla. Praktyki te polegają na modyfikacji standardowych płodozmianów, poprzez pozostawianie na polu wszystkich resztek poźniwnych z jednoczesnym wprowadzeniem uproszczeń w uprawie lub stosowaniem systemu bezorkowego (siewu bezpośredniego). Zwiększenie sekwestracji węgla wskutek zagospodarowania słomy może prowadzić także do nasilenia niekorzystnych następstw. Z punktu widzenia ochrony środowiska, pozostawienie na polu dużych ilości słomy przyczyniać się może do zwiększenia emisji N_2O oraz ograniczania lub zwiększania wymywania azotu i azotanów. Zarówno wielkość sekwestracji węgla, jak i emisji N_2O są zróżnicowane regionalnie i zależą od warunków glebowo-klimatycznych. W związku z tym ważnym było wskazanie zależności między poszczególnymi czynnikami i określenie, które z analizowanych parametrów w sposób istotny wpływają na wielkość emisji podtlenku azotu w uprawie kukurydzy, pszenicy ozimej i rzepaku ozimego.

Wielkości emisji N_2O z uprawy kukurydzy w systemie uprawy płuźnej ze zbiorem resztek poźniwnych modyfikowane były głównie przez wielkości początkowej zawartości materii organicznej oraz przez opad (Tab. 1). Emisje N_2O rosły wraz ze wzrostem początkowej zawartości węgla w glebie i malały wraz ze wzrostem opadu. W systemie uprawy płuźnej z przyorywaniem słomy wielkości emisji zależały tylko od początkowej zawartości węgla w glebie. W uproszczonym systemie uprawy kukurydzy wielkości emisji N_2O rosły wraz ze wzrostem początkowej zawartości węgla oraz pH gleby i malały wraz ze wzrostem sekwestracji węgla organicznego. Natomiast w systemie siewu bezpośredniego emisje malały głównie ze wzrostem sekwestracji węgla i rosły ze wzrostem pH gleby (Tab. 1).

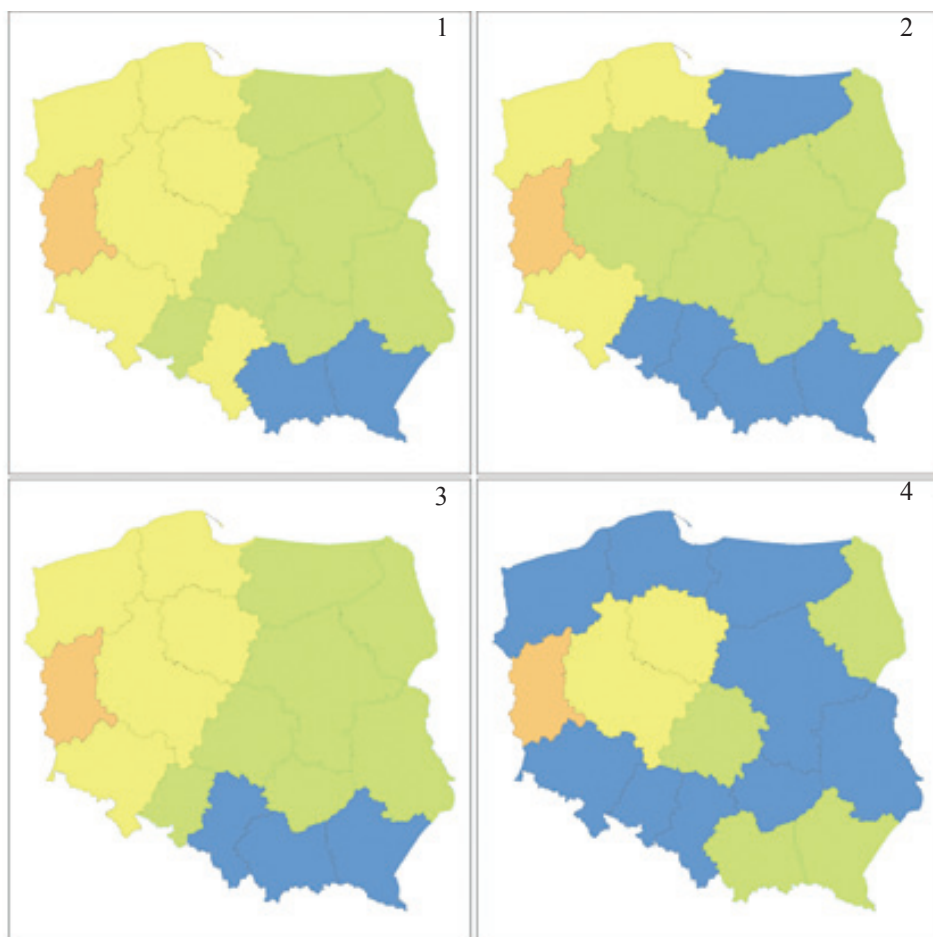
Tabela 1

Zależności między emisjami N_2O (kg N ha^{-1}) z uprawy kukurydzy a zawartościami węgla organicznego w glebie (SOC, t C ha^{-1}), sekwestracjami węgla (Cseq, $\text{t C ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$), opadem (mm) oraz pH gleby

System uprawy (warianty)	Regresja	R ² (%)
1 - uprawa płuźna przy zbiorze całej ilości resztek poźniwnych	$\text{N}_2\text{O} = 0,028 \text{ SOC} - 0,001 \text{ Op}$	92,2
2 - uprawa płuźna i przyorywanie całej ilości resztek poźniwnych	$\text{N}_2\text{O} = 0,020 \text{ SOC}$	91,9
3 - uprawa uproszczona i pozostawienie całej ilości resztek poźniwnych na polu	$\text{N}_2\text{O} = 0,029 \text{ SOC} - 4,538 \text{ Cseq} + 0,308 \text{ pH}$	94,2
4 - uprawa bezorkowa i pozostawienie całej ilości resztek poźniwnych na polu	$\text{N}_2\text{O} = 11,7 - 2,044 \text{ Cseq} + 0,883 \text{ pH}$	87,7

Źródło: opracowanie własne

Regionalne zróżnicowanie emisji podtlenku azotu z różnych systemów uprawy kukurydzy scharakteryzowano wynikami analizy skupień (Rys. 1). Przeprowadzona analiza umożliwiła wyróżnienie czterech grup województw (skupień) zróżnicowanych ze względu na wielkości emisji N_2O we wszystkich systemach uprawy kukurydzy. Wspólne wartości analizowanych zmiennych w grupach województw przedstawia Tab. 2. Uzyskane wyniki pokazują duży wpływ małych wartości sekwestracji węgla (Cseq) i dużych wartości początkowych zawartości węgla (SOC) oraz przeciętny wpływ wartości pH gleby na wielkość emisji N_2O . Zależność ta jest szczególnie widoczna w skupieniu trzecim (województwo lubuskie). Emisje N_2O w tym skupieniu są od 2,8 do 4,0 razy większe niż w pozostałych grupach. Większe emisje podtlenku azotu wynikają z dużo większych początkowych zawartości węgla w glebach tego województwa w porównaniu do pozostałych rejonów.



Rys. 1. Podział województw na grupy zróżnicowane pod względem emisji N_2O z różnych systemów uprawy kukurydzy w zależności od zawartości węgla organicznego w glebie, sekwestracji węgla, opadu i pH gleby

*systemy uprawy kukurydzy: oznaczenia 1- 4 jak w Tab. 1

Źródło: opracowanie własne

Wielkości emisji podtlenku azotu z uprawy pszenicy ozimej w systemie płużnym ze zbiorem słomy zależały głównie od początkowej zawartości węgla w glebie i w niewielkim stopniu od opadu (Tab. 3). W uprawie płużnej z przyorywaniem resztek poźniwnych oraz uproszczonej z pozostawianiem słomy na polu, emisje N_2O rosły wraz ze wzrostem początkowej zawartości węgla w glebie i malały wraz ze wzrostem sekwestracji węgla. W systemie bezorkowym z pozostawianiem resztek poźniwnych na polu, emisje N_2O rosły w miarę wzrostu początkowej zawartości węgla i pH gleby i malały ze wzrostem sekwestracji węgla (Tab. 3).

Tabela 3

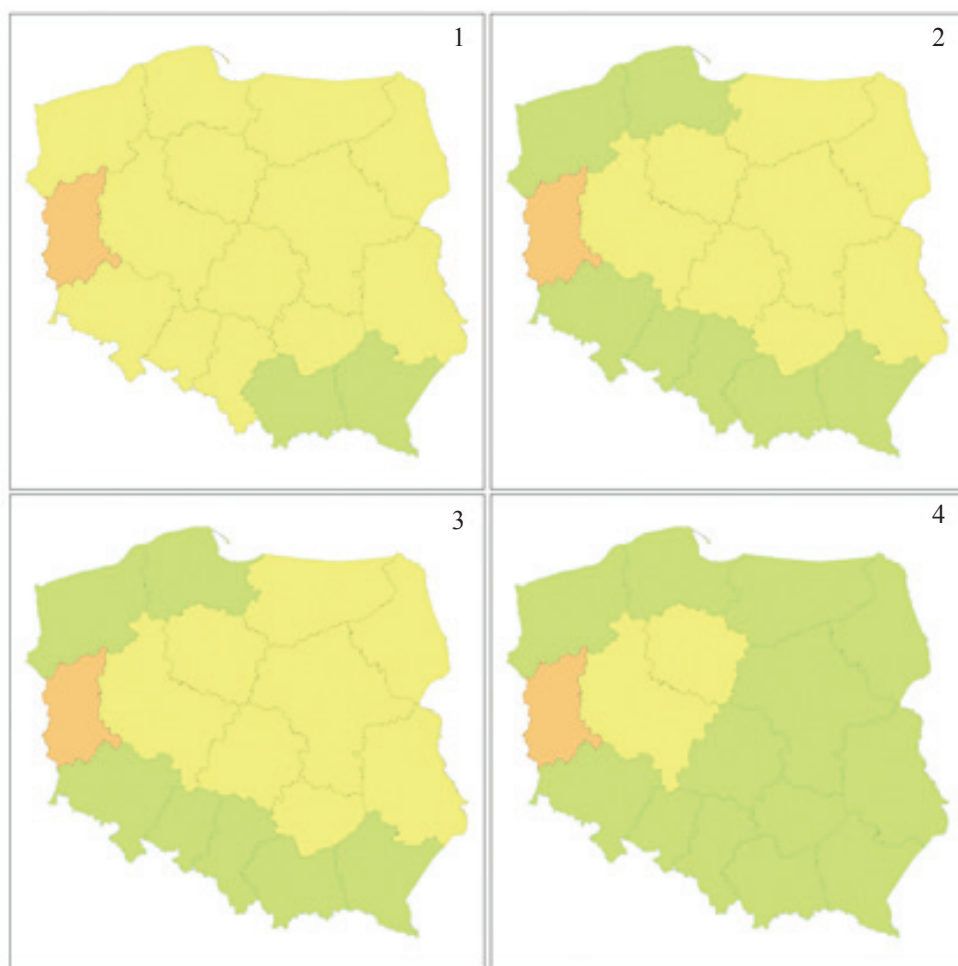
Zależności między emisjami N_2O ($kg\ N \cdot ha^{-1}$) z uprawy pszenicy ozimej a zawartościami węgla organicznego w glebie (SOC, $t\ C\ ha^{-1}$), sekwestracjami węgla (Cseq, $t\ C\ ha^{-1}\ r^{-1}$), opadem (mm) oraz pH gleby

System uprawy	Regresja	R ² (%)
uprawa płużna przy zbiorze całej ilości resztek poźniwnych	$N_2O = 0,017\ SOC - 0,001\ Op$	78,7
uprawa płużna i przyorywanie całej ilości resztek poźniwnych	$N_2O = 0,032\ SOC - 2,687\ Cseq$	83,2
uprawa uproszczona i pozostawienie całej ilości resztek poźniwnych na polu	$N_2O = 0,028\ SOC - 2,295\ Cseq$	82,6
uprawa bezorkowa i pozostawienie całej ilości resztek poźniwnych na polu	$N_2O = 3,22 + 0,008\ SOC - 0,738\ Cseq + 0,250\ pH$	82,9

Źródło : opracowanie własne

Analiza skupień umożliwiła wyodrębnienie grup województw o zbliżonej wielkości emisji N_2O ze względu na wpływ analizowanych zmiennych (Rys. 2). Charakterystykę zmiennych w wydzielonych grupach przedstawiono w tabeli 4.

Wielkości emisji N_2O w poszczególnych systemach uprawy pszenicy ozimej były niższe w stosunku do emisji z uprawy kukurydzy. W systemie uprawy płużnej ze zbiorem resztek poźniwnych wielkości emisji N_2O zależały głównie od początkowej zawartości węgla w glebie i opadu. Najmniejsze wartości emisji stwierdzono w województwach: małopolskim i podkarpackim (skupienie 3). Regiony te wyróżniają się przeciętną zawartością początkową węgla w glebie i najwyższymi wartościami opadów (Tab. 4). Najwyższe wartości emisji wystąpiły w skupieniu drugim, charakteryzującym się najwyższą zawartością węgla i najniższymi wartościami opadów. Większość województw, w których uprawiano pszenicę ozimą w systemie płużnym z przyorywaniem słomy i uproszczonym z pozostawianiem resztek poźniwnych na polu, charakteryzowała się przeciętnymi wartościami analizowanych zmiennych (Tab. 4 – skupienie 2, Rys. 2 – kolor żółty). W tych systemach uprawy pszenicy ozimej najwyższe wartości emisji N_2O wystąpiły w skupieniu trzecim, wyróżniającym się wysokimi wartościami początkowej zawartości węgla w glebie i niskimi wartościami sekwestracji. W bezorkowym systemie uprawy pszenicy ozimej większość regionów wyróżniała się najniższymi wielkościami emisji N_2O , najwyższymi wartościami sekwestracji węgla i średnimi wartościami pH gleby (Tab. 4 – skupienie 1, Rys. 2 – kolor zielony).



Rys. 2. Podział województw na grupy zróżnicowane pod względem emisji N_2O z różnych systemów uprawy pszenicy ozimej w zależności od zawartości węgla organicznego w glebie, sekwestracji węgla, opadu i pH gleby

*systemy uprawy kukurydzy: oznaczenia 1- 4 jak w Tab. 1

Źródło : opracowanie własne

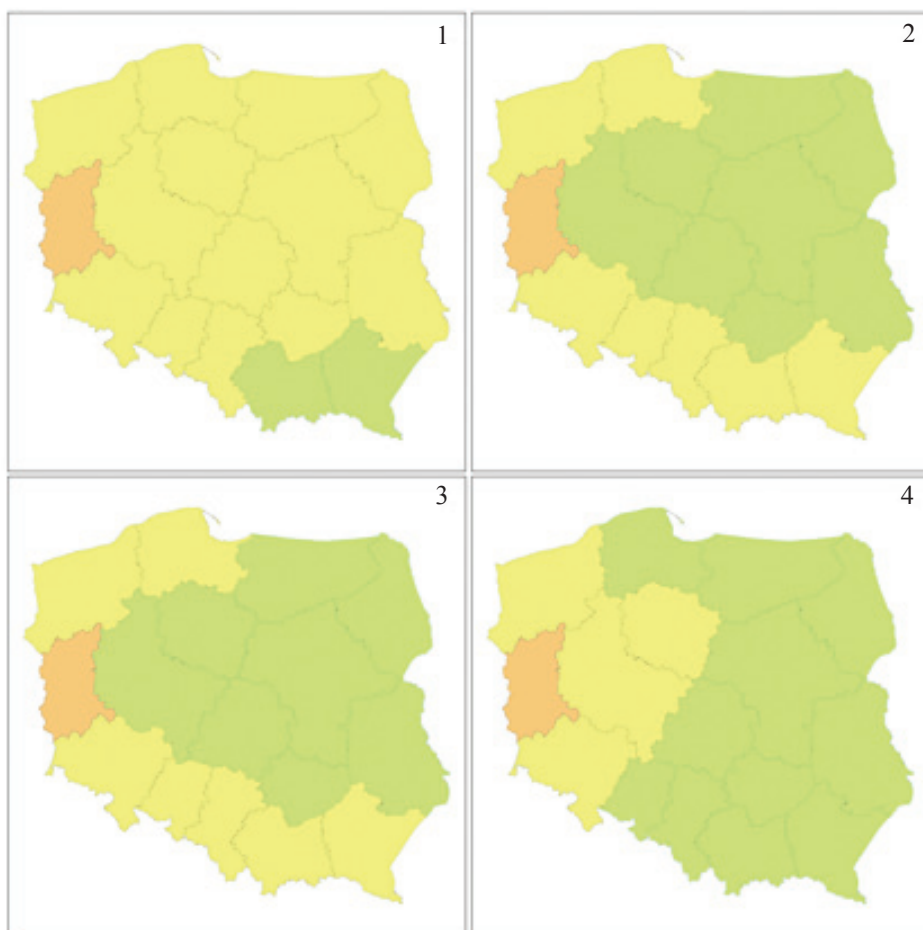
Podobne zależności stwierdzono w poszczególnych systemach uprawy rzepaku ozimego. W uprawie płużnej ze zbiorem słomy z pola wielkości emisji N_2O zależały przede wszystkim od początkowej zawartości węgla oraz opadu (Tab. 5). Natomiast w pozostałych systemach uprawy rzepaku wielkości emisji podtlenku azotu modyfikowane były wielkością początkowej zawartości węgla i jego sekwestracją.

Tabela 5

Zależności między emisjami N_2O ($kg\ N\ ha^{-1}$) z uprawy rzepaku ozimego a zawartościami węgla organicznego w glebie (SOC, $t\ C\ ha^{-1}$), sekwestracjami węgla (Cseq, $t\ C\ ha^{-1}\ r^{-1}$) oraz opadem (mm)

System uprawy	Regresja	R ² (%)
uprawa płuzna przy zbiorze całej ilości resztek poźniwnych	$N_2O = 0,017\ SOC - 0,001\ Op$	89,5
uprawa płuzna i przyorywanie całej ilości resztek poźniwnych	$N_2O = 0,024\ SOC - 1,617\ Cseq$	93,7
uprawa uproszczona i pozostawienie całej ilości resztek poźniwnych na polu	$N_2O = 0,020\ SOC - 1,222\ Cseq$	94,8
uprawa bezorkowa i pozostawienie całej ilości resztek poźniwnych na polu	$N_2O = 0,61 + 0,006\ SOC - 0,233\ Cseq$	69,0

Źródło : opracowanie własne



Rys. 3. Podział województw na grupy zróżnicowane pod względem emisji N_2O z różnych systemów uprawy rzepaku ozimego w zależności od zawartości węgla organicznego w glebie, sekwestracji węgla, opadu i pH gleby

*systemy uprawy kukurydzy: oznaczenia 1- 4 jak w Tab. 1

Źródło : opracowanie własne

Tabela 2
Wartości zmiennych w wydzielonych rejonach w uprawie kukurydzy

Skupienie	Systemy uprawy												
	uprawa płuzna przy zbiorze całej ilości resztek poźniwnych			uprawa płuzna i przyorywanie całej ilości resztek poźniwnych			uprawa uproszczona i pozostawienie całej ilości resztek poźniwnych na polu			uprawa bezorkowa i pozostawienie całej ilości resztek poźniwnych na polu			
	N ₂ O	SOC	Op	N ₂ O	SOC		N ₂ O	SOC	Cseq	pH	N ₂ O	Cseq	pH
1	0,94	64,3	569,0	1,37	68,0		1,41	63,4	0,53	6,77	0,94	2,43	6,57
2	0,74	52,7	600,7	1,17	52,3		1,09	52,7	0,56	6,49	1,22	2,02	7,08
3	1,92	80,0	535,0	2,48	80,0		2,76	80,0	0,46	6,44	2,76	1,93	6,44
4	0,52	59,5	729,0	0,82	60,4		0,68	62,7	0,63	6,21	0,99	2,55	6,15

Źródło : opracowanie własne

Tabela 4
Wartości zmiennych w wydzielonych rejonach w uprawie pszenicy ozimej

Skupienie	Systemy uprawy															
	uprawa płuzna przy zbiorze całej ilości resztek poźniwnych				uprawa płuzna i przyorywanie całej ilości resztek poźniwnych				uprawa uproszczona i pozostawienie całej ilości resztek poźniwnych na polu				uprawa bezorkowa i pozostawienie całej ilości resztek poźniwnych na polu			
	N ₂ O	SOC	Op		N ₂ O	SOC	Cseq		N ₂ O	SOC	Cseq		N ₂ O	SOC	Cseq	pH
1	0,23	58,1	586,5		0,27	64,3	0,60		0,27	64,3	0,59		0,23	58,5	2,47	6,44
2	1,18	80,0	535,0		0,30	53,0	0,54		0,31	53,0	0,54		0,37	56,5	2,02	7,08
3	0,15	59,5	729,0		1,73	80,0	0,47		1,63	80,0	0,46		0,97	80,0	1,93	6,44

Źródło : opracowanie własne

Tabela 6
Wartości zmiennych w wydzielonych rejonach w uprawie rzepaku ozimego

Skupienie	Systemy uprawy											
	uprawa pluzna przy zbiorze całej ilości resztek późniwnych			uprawa pluzna i przyorywanie całej ilości resztek późniwnych			uprawa uproszczona i pozostawienie całej ilości resztek późniwnych na polu			uprawa bezorkowa i pozostawienie całej ilości resztek późniwnych na polu		
	N ₂ O	SOC	Op	N ₂ O	SOC	Cseq	N ₂ O	SOC	Cseq	N ₂ O	SOC	Cseq
1	0,28	58,1	586,5	0,52	64,3	0,60	0,49	64,3	0,59	0,47	62,3	2,13
2	1,05	80,0	535,0	0,43	53,0	0,54	0,43	53,0	0,54	0,37	56,8	2,51
3	0,22	59,5	729,0	1,46	80,0	0,47	1,27	80,0	0,46	0,74	80,0	1,93

Źródło : opracowanie własne

Podsumowanie

Analiza przeprowadzona w zależności od zmiennych modyfikujących wielkości emisji N_2O umożliwiła wyróżnienie trzech skupień dla każdego systemu uprawy rzepaku (Rys. 3). Średnie wartości zmiennych w skupieniach przedstawiono w Tab. 6.

W systemie uprawy płuźnej ze zbiorem resztek poźniwnych najmniejsze wartości emisji N_2O stwierdzono w województwach: małopolskim i podkarpackim, a najwyższe w województwie lubuskim. W pozostałych systemach uprawy rzepaku najmniejsze wartości emisji podtlenku azotu stwierdzono w regionach zgrupowanych w skupieniu 1, które charakteryzowało się wysokimi wartościami sekwestracji węgla. Przeprowadzona analiza wykazała wpływ warunków przyrodniczych na wielkość zróżnicowania emisji podtlenku azotu. W uprawie wszystkich analizowanych gatunków w systemie płuźnym ze zbiorem resztek poźniwnych wielkości emisji N_2O zależały od początkowych zawartości węgla w glebie i opadu. Najmniejsze wielkości emisji stwierdzono w województwach: małopolskim i podlaskim, charakteryzującymi się przeciętnymi wartościami początkowej zawartości węgla w glebie i największymi rocznymi sumami opadów. Największe zaś wielkości emisji stwierdzono w województwie lubuskim. Rejon ten wyróżnia się największą początkową zawartością węgla w glebie i najmniejszą roczną sumą opadów. W uprawie kukurydzy w systemie uproszczonym i bezorkowym z pozostawianiem słomy na polu, wielkości emisji N_2O modyfikowane były wielkością sekwestracji węgla oraz odczynem pH gleby. W uprawie uproszczonej kukurydzy największymi wartościami sekwestracji węgla, a tym samym najmniejszymi wielkościami emisji N_2O z gruntów ornych, odznaczają się województwa: małopolskie, podkarpackie i śląskie. Poprawa agrotechniki poprzez wprowadzenie uprawy bezorkowej prowadzi do zwiększenia sekwestracji węgla i zmniejszenia emisji podtlenku azotu. Obszary o najniższej emisji N_2O z gruntów ornych występują w północnej, południowo-zachodniej i wschodniej części kraju.

Wielkości emisji N_2O w uprawie pszenicy i rzepaku w systemie płuźnym z przyorywaniem słomy i uproszczonym z pozostawianiem całej ilości resztek poźniwnych na polu zależały głównie od sekwestracji węgla w glebie. Obszary o najniższej wielkości emisji podtlenku azotu z uprawy pszenicy koncentrowały się w południowej, południowo-zachodniej i północno-zachodniej Polsce, a z uprawy rzepaku w centralnej, wschodniej i północno-wschodniej części kraju. Natomiast w uprawie pszenicy w systemie bezorkowym wielkości emisji modyfikowane były wielkością sekwestracji węgla oraz pH gleby. Obszary o najwyższej wartości sekwestracji węgla, przeciętnej wielkości odczynu pH gleby i najniższej wartości emisji N_2O obejmowały prawie cały kraj z wyjątkiem województw: kujawsko-pomorskiego, wielkopolskiego i lubuskiego. Większe wartości sekwestracji i wskutek tego mniejsze wartości początkowej zawartości węgla miały istotny wpływ na zmniejszenie wartości emisji podtlenku azotu w uprawie rzepaku ozimego w systemie bezorkowym. Najmniejsze wielkości emisji wystąpiły na terenie południowej, wschodniej i północno-wschodniej części kraju.

Literatura

1. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/2284 z dnia 14 grudnia 2016 r. w sprawie redukcji krajowych emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych, zmiany dyrektywy 2003/35/WE oraz uchylenia dyrektywy 2001/81/WE.
2. IPCC.: 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. A report prepared by the Task Force on National Greenhouse Gas Inventories (TFI) of the IPCC. 2006, Hayama, Japan: IGES.
3. Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBiZE). Krajowy Raport Inwentaryzacyjny 2014. Inwentaryzacja gazów cieplarnianych w Polsce dla lat 1988-2012, KOBiZE, 2014.
4. Kuś J., Madej A., Kopiński J.: Bilans słomy w ujęciu regionalnym, Wyd. IUNG, Raporty PIB, 2006, **3**: 211-225.
5. Leip A., Marchi G., Koebler R., Kempen M., Britz W., Li C.: Linking an economic model for European agriculture with a mechanistic model to estimate nitrogen losses from cropland soil in Europe. *Biogeoscience Discussion*, 2007, **4**: 2215–2278.
6. Leip A., Marchi G., Koebler 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. *Biogeosciences*, 2008, **5**: 73-94.
7. Li C.: Quantifying greenhouse gas emissions from soils: Scientific basis and modeling approach. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2007, **53**: 344–352.
8. Pietrzak S., Sapek A., Oenema O.: Ocena emisji podtlenku azotu (N₂O) ze źródeł rolniczych w Polsce. Pomiar i symulacja emisji podtlenku azotu z gleb trwałych użytków zielonych. *Zeszyty Edukacyjne*, 2002, **8**: 23–36.
9. Stehfest E., Bouwman L.: N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2006, **74**: 207–228.

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: bloch@iung.pulawy.pl

Alina Syp¹, Dariusz Osuch²

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

*²Instytut Ekonomiki Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej – Państwowy Instytut
Badawczy w Warszawie*

SZACOWANIE EMISJI GAZÓW CIEPLARNIANYCH NA PODSTAWIE DANYCH FADN*

Słowa kluczowe: dane FADN, emisje GHG, gospodarstwa rolne, system produkcji

Wstęp

Sektor rolniczy w Polsce (8% emisji krajowych w 2014 roku) jest drugim co do wielkości, po sektorze energetycznym (81,3%), źródłem emisji gazów cieplarnianych (GHG) wyłączając sektor „Użytkowanie gruntów, zmiany użytkowania gruntów i leśnictwo” (LULUCF) (12). Ograniczenie emisji GHG z rolnictwa było jednym z głównych czynników kształtujących założenia programu Wspólnej Polityki Rolnej (WPR) na lata 2014-2020. We wdrażanym obecnie pakiecie w ramach filaru pierwszego WPR promowane są działania, które mają ograniczyć wzrost emisji GHG. Jednym z nich jest wdrażanie pakietu „zazielenianie”, w wyniku którego rolnik otrzymuje dodatkową dopłatę do hektara za stosowanie określonych praktyk rolniczych korzystnych dla klimatu i środowiska. W Drugim filarze (Program Rozwoju Obszarów Wiejskich – PROW) promowane są działania związane z łagodzeniem zmian klimatu np. przejście na gospodarkę niskoemisyjną (11).

W ciągu ostatnich lat wiele badań pokazało, że istnieje możliwość łagodzenia zmian klimatu poprzez stosowanie różnych praktyk rolniczych (13, 15-16). Działania te mogą być wdrażane bezpośrednio lub pośrednio z uwzględnieniem wsparcia WPR. Oznacza to, że WPR może odgrywać znaczącą rolę w osiąganiu celów polityki klimatycznej. Poza tym, w dłuższej perspektywie czasu cele redukcji emisji dla sektora rolnego są coraz bardziej ambitne (8). Według Komisji Europejskiej (8) w celu uzyskania ograniczenia emisji gazów cieplarnianych o 80-95% do 2050 r. w porównaniu

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

z 1990 r. sektor rolny musi zmniejszyć o 42-49% emisje GHG. Pierwszym krokiem w tym procesie był cel określany jako „3x20%”, tj. zmniejszenie o 20% emisji GHG w stosunku do roku 1990, zmniejszenie zużycia energii o 20% w porównaniu z prognozami dla Unii Europejskiej (UE) na 2020 r., zwiększenie udziału odnawialnych źródeł energii do 20% całkowitego zużycia w UE (3). Kolejnym etapem było zatwierdzenie przez Radę Europejską w dniu 24.10.2014 r. porozumienia w sprawie zakresu polityki klimatyczno-energetycznej do roku 2030, w ramach którego emisje GHG powinny zostać ograniczone o co najmniej 40% do 2030 r. w porównaniu z 1990 r. (10). Dla rolnictwa, które zaliczane jest do obszaru nieobjętego systemem handlu uprawnieniami do emisji gazów cieplarnianych (tzw. non-ETS), ustalono redukcję emisji na poziomie 30% w stosunku do roku 2005. Jest to wzrost w stosunku do celu 2020, który dla UE wyniósł -10% w porównaniu do roku 2005. Rada Europejska zaleciła, aby w celach redukcyjnych emisji GHG do 2030 r. został uwzględniony sektor użytkowania gruntów, zmiany sposobu użytkowania gruntów i leśnictwa (tzw. sektor LULUCF). Uwzględnienie tego sektora ma zapewnić przyczynienie się przez wszystkie sektory w sposób efektywny kosztowo do działań redukujących emisje GHG. Sposób ujęcia tego sektora w polityce klimatycznej UE powinien zostać określony najpóźniej do 2020 roku.

Monitorowanie, raportowanie i weryfikacja emisji GHG jest podstawowym etapem każdej regulacji prawnej związanej z redukcją emisji GHG. W celu wypełnienia zobowiązań podjętych w ramach Ramowej Konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie zmian klimatu (UNFCCC) i mechanizmu monitorowania emisji GHG, każdy kraj członkowski UE ma obowiązek sporządzania Krajowych Raportów Inwentaryzacyjnych, które są oficjalnym narzędziem do monitorowania emisji GHG. W ramach UNFCCC powołano Międzyrządowy Zespół ds. Zmian Klimatu (*Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC*), którego celem jest ustanowienie wspólnej metodologii szacowania emisji ze wszystkich sektorów przy użyciu prostych i dostępnych danych, możliwych do wykorzystania do celów sprawozdawczych. na całym świecie. Rolnictwo jest jednym z najważniejszych sektorów, w tym kontekście właściwe szacowanie emisji jest więc jednym z najtrudniejszych wyzwań.

Rolnicze emisje GHG są typowym przykładem zanieczyszczenia pochodzącego z różnych źródeł, dlatego też tego rodzaju emisje muszą być obliczane pośrednio. Jak już wspomniano, wspólna metodologia pośredniego szacowania emisji została opracowana przez IPCC (6) i jest uznawana w całym świecie jako standard. Niemniej jednak ten standard odnosi się do danych zagregowanych i nie wydaje się być szczególnie odpowiedni dla mikro danych. Colderoni i in. (1) zaadaptowali i zastosowali metodę IPCC do szacowania emisji na poziomie gospodarstwa. Wykorzystując dane pochodzące z gospodarstw, oszacowali emisję metanu (CH_4), podtlenku azotu (N_2O) i dwutlenku węgla (CO_2) w następujących kategoriach: produkcja zwierzęca i roślinna, nawozy, energia i zmiany użytkowania gruntów. Takie podejście umożliwia porównywanie w gospodarstwie emisji na różnych poziomach.

Ponadto, daje możliwość oceny zmienności emisji pomiędzy gospodarstwami ze względu na wielkość gospodarstwa, typ produkcji i położenie. Uzyskane wskaźniki emisji odnoszą się tylko do emisji, która powstaje w obrębie granic gospodarstwa, a nie uwzględniają emisji powstałych przy produkcji środków do produkcji rolniczej oraz transportu żywności i środków produkcji. Według Dicka i in. (2) prezentowany sposób szacowania emisji na poziomie gospodarstwa ma dwie zalety. Po pierwsze, umożliwia rolnikowi stosowanie najlepszych praktyk na każdym etapie produkcji i wpływ na wielkość emisji GHG. Po drugie, podejście to pozwala na ocenę polityki realizowanej na poziomie gospodarstw, w szczególności tej, która wpływa na zachowanie rolników pod względem wyboru sposobu produkcji i stosownych nakładów.

Cele pracy były następujące: oszacowanie emisji GHG na poziomie gospodarstwa rolnego w dwóch systemach produkcji, tj. konwencjonalnym i ekologicznym, w oparciu o dane pochodzące z bazy rachunkowości rolnej (FADN) oraz ukazanie różnic w wielkościach emisji GHG w zależności od i powierzchni gospodarstwa oraz typu rolniczego.

Material i metodyka badań

Zaproponowana w tych badaniach metodyka szacowania emisji GHG na poziomie gospodarstwa oparta była na adaptacji metodologii opracowywanej przez IPCC (6) w połączeniu z głównymi typami produkcji rolniczej. Dane dotyczące produkcji rolniczej pochodziły z polskiej bazy FADN. Do szacowania emisji GHG wykorzystane zostały wskaźniki opracowane przez IPCC, uzupełnione o wskaźniki opracowane dla Polski w celu odzwierciedlenia specyfiki warunków krajowych. Wskaźniki te prezentowane są w oficjalnych dokumentach prezentowanych przez Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBiZE), który w Polsce jest jednostką odpowiedzialną za opracowywanie krajowej inwentaryzacji gazów cieplarnianych zgodnie z obowiązującymi wytycznymi IPCC (6, 12). Standardowe podejście z wykorzystaniem danych FADN zapewnia łatwiejsze i przejrzyste zbieranie danych dotyczących wszystkich działalności w gospodarstwie dla różnych kierunków produkcji rolniczej. Ponadto, korzystanie z danych FADN pozwala na połączenie emisji GHG z innymi wskaźnikami ekonomicznymi gospodarstwa, umożliwiając formułowanie hipotez na temat możliwych przyczyn różnej wydajności emisji w zależności od zachodzących zmian.

Zgodnie z metodyką IPCC, „Rolnictwo” jako sektor (w odniesieniu do gospodarstwa rolnego) emituje głównie dwa gazy cieplarniane, tj. CH_4 i N_2O w dziewięciu różnych grupach, z czego sześć uwzględnianych jest w raportach KOBiZE, ponieważ występują w polskich warunkach, tj. fermentacja jelitowa, odchody zwierzęce, gleby rolne, spalanie resztek poźniwnych, wapnowanie i stosowanie mocznika. Emisje CO_2 pochodzące z wykorzystania maszyn, budynków gospodarskich i transportu produktów

rolnych nie są wliczane do sektora „Rolnictwo”, a zaliczane do sektora „Energia”. Ponadto, emisje i pochłanianie CO_2 z gleb rolniczych oraz biomasy klasyfikowane jest w sektorze LULUCF. Jednakże, w celu właściwego oszacowania emisji na poziomie gospodarstwa zastosowano metodologię, która obejmie źródła klasyfikowane w dwóch sektorach, tj. Rolnictwo i Energia (Tab. 1). Według metodyki IPCC, emisje z każdego sektora szacowane są osobno. W celu wyrażenia całkowitych emisji w ekwiwalentach CO_2 (4, 6), emisje poszczególnych związków (N_2O , CH_4 i CO_2) są mnożone przez wskaźniki potencjału tworzenia efektu cieplarnianego (GWP). Wartość tego wskaźnika w 100 letnim okresie dla CO_2 wynosi 1, a dla N_2O i CH_4 odpowiednio – 298 i 25 (4). Podstawowe podejście metodologii IPCC (Tier 1) do obliczania rolniczych emisji GHG zakłada liniową zależność pomiędzy wielkością emisji i danymi z poszczególnych działalności. W analizie wykorzystano wskaźniki emisji opracowane dla Polski (12), a w przypadku ich braku standardowe wartości zdefiniowane przez IPCC (6). W wyniku takiego postępowania, wartości emisji GHG z różnych źródeł są agregowane do czterech kategorii: produkcja zwierzęca i roślinna, stosowane nawozy oraz zużyta energia. Tab. 2 prezentuje dane, które zostały wykorzystane z bazy FADN do oszacowania poszczególnych kategorii emisji.

W związku z tym, że baza danych FADN nie była stworzona w celu zbierania danych niezbędnych do szacowania emisji GHG na poziomie gospodarstwa, konieczne są pewne założenia w celu uzupełnienia danych niezbędnych do kalkulacji emisji według czterech wymienionych wyżej kategorii.

Emisje GHG z produkcji zwierzęcej obejmują emisje z fermentacji jelitowej i odchodów zwierzęcych. Fermentacja jelitowa jest procesem, który polega na rozkładzie w warunkach beztlenowych włókna pochodzącego z pasz objętościowych. Ilość emitowanego metanu zależy od gatunku, wieku i wagi zwierząt oraz od ilości i jakości paszy. W szacowaniu emisji CH_4 z fermentacji jelitowej wykorzystano dwa typy metod: pierwsza – uproszczona, w oparciu o domyślne wskaźniki rekomendowane przez IPCC (Tier 1), a druga – z wykorzystaniem wskaźników krajowych (Tier 2). Metodę Tier 1 zastosowano w szacunkach emisji dla trzody chlewnej, kóz i koni, a Tier 2 dla bydła. Wskaźniki emisji CH_4 dla przeżuwaczy zostały opracowane na podstawie dziennego zapotrzebowania zwierząt na energię. Emisja CH_4 z drobiu nie jest szacowana, z powodu braku wytycznych IPCC. Ilość emitowanego CH_4 w wyniku procesu fermentacji jelitowej obliczana jest jako iloczyn stanu średniorocznego liczby zwierząt w poszczególnych kategoriach i wskaźnika emisji (EF). Kolejnym ważnym źródłem emisji CH_4 są rozkładające się w warunkach beztlenowych odchody zwierzęce. Powstająca ilość CH_4 zależy od masy odchodów i technologii przechowywania. Największe emisje CH_4 występują przy składowaniu odchodów w postaci ciekłej. Przy składowaniu odchodów stałych dopływ powietrza ogranicza warunki beztlenowe, a przez to wpływa na mniejsze emisje CH_4 (17). Najkorzystniejszym rozwiązaniem ze względu na zanieczyszczenie środowiska jest bezpośrednie wywożenie i przyoranie odchodów na polu (z krótkotrwałym składowaniem lub jego pominięciem). Emisja CH_4 z odchodów zwierzęcych bydła

i trzody chlewnej została oszacowana z wykorzystaniem krajowych wskaźników emisji (Tier 2) opracowanych zgodnie z wytycznymi IPCC. Wskaźniki emisji, podobnie jak w fermentacji jelitowej, zależą od dziennego zapotrzebowania zwierząt na energię oraz systemu utrzymania. Ilość emitowanego CH_4 z odchodów zwierzęcych obliczono jako iloczyn stanu średniorocznego liczby zwierząt i wskaźnika emisji (EF). W ramach tej kategorii nie są ujęte emisje pochodzące ze spalania obornika oraz emisje występujące przy produkcji biogazu.

W czasie składowania odchodów zwierzęcych poza emisją CH_4 do atmosfery występuje też emisja N_2O . Szacunki emisji N_2O na poziomie Tier 2 dokonano w oparciu o krajowe dane o systemach utrzymania poszczególnych kategorii zwierząt (12). Podstawą do obliczeń ilości azotu w odchodach zwierzęcych były standardowe współczynniki opracowane na podstawie ilości i strawności zadawanych pasz. Ponieważ baza danych FADN zawiera bardzo szczegółowe dane na temat pogłowia zwierząt, w szacowaniu emisji GHG uwzględniono kategorie wagowe i wiekowe zwierząt.

Emisje GHG z produkcji roślinnej w naszych badaniach obejmują emisje pochodzące z resztek poźniwnych oraz azotu z odchodów zwierzęcych na pastwiskach i wygonach. W analizie pominięto emisje z gleb organicznych, ponieważ żadne z gospodarstw nie posiadało takiego typu gleb. Emisje z reszek poźniwnych zostały oszacowane na podstawie powierzchni upraw poszczególnych roślin i wielkości plonów. Emisje z odchodów zwierzęcych obliczono na podstawie pogłowia zwierząt, krajowych wskaźników zawartości azotu w odchodach oraz danych o systemie gospodarowania odchodami. W obliczeniach emisji z produkcji roślinnej wykorzystano współczynniki stosowane przy sporządzaniu krajowych raportów inwentaryzacyjnych oraz domyślne wskaźniki emisji Tier 1 (12).

Nawozy to kolejna kategoria emisji GHG występująca w gospodarstwie rolnym. Zalicza się do niej emisje pochodzące ze stosowania: azotowych nawozów mineralnych, organicznych, mocznika, depozycji azotu z atmosfery i wymywania azotu do gruntu. W obliczeniach tych emisji wykorzystano dane z bazy FADN dotyczące: ilości zastosowanego azotu i mocznika, pogłowia zwierząt, powierzchni upraw oraz plonów poszczególnych roślin w gospodarstwie. Dla każdego z tych źródeł wykorzystano ogólne wskaźniki emisji opracowane przez IPCC (6).

W celu obliczenia emisji GHG związanych ze zużyciem paliw w gospodarstwie wykorzystano wskaźnik emisji CO_2 z sektora transportu. Wskaźnik ten dla Europy wynosi 3,140 kg CO_2 na kg spalanego oleju napędowego (6). Emisję GHG obliczono jako iloczyn ilości zużytego oleju napędowego w gospodarstwie i wskaźnika emisji. W naszych szacunkach emisji nie uwzględniono emisji GHG związanych z sektorem LULUCF ponieważ analiza dotyczy tylko jednego roku.

Podstawowym źródłem informacji wykorzystanych w opracowaniu były dane pochodzące z bazy Polskiego FADN dotyczące produkcji w 2015 r. W badanej populacji ze względu na stosowane systemy produkcji, wydzielono dwie grupy gospodarstw, tj. konwencjonalne i ekologiczne o powierzchni użytków rolnych

od 10 do ≤ 20 ha. Gospodarstwa z tego przedziału wielkości określane są zgodnie z nomenklaturą FADN jako „średnio-małe”. Do badań wybrano gospodarstwa o takiej wielkości ponieważ w Polsce największy odsetek gospodarstw ekologicznych znajduje się w tym przedziale (9). Według „Raportu o stanie rolnictwa ekologicznego w Polsce w latach 2013-2015”, w 2013 r. gospodarstwa te stanowiły 26,3%, a w 2014 r. już 28,2% ogółu gospodarstw w Polsce (9). W 2015 r., w bazie Polskiego FADN było 95 gospodarstw ekologicznych. Jednakże, ze względu na obowiązujące zasady upowszechniania danych FADN analizę przeprowadzono tylko dla 78 gospodarstw sklasyfikowanych w następujących typach: uprawy polowe (21), krowy mleczne (24) i mieszane (33). Liczba gospodarstw w pozostałych typach była mniejsza niż 15 (Tab. 3). Dla wybranych gospodarstw ekologicznych dobrano próbę gospodarstw konwencjonalnych, które spełniały te same zasady doboru, tj. powierzchnię użytków rolnych i typ produkcji. Ponadto, gospodarstwa o tradycyjnym systemie uprawy dobierano w sąsiedztwie gospodarstw ekologicznych. Szczegółową charakterystykę gospodarstw w obu systemach uprawy prezentują tabele 4-7.

Emisje GHG wyrażone w ekwiwalentach CO_2 oszacowano dla każdego systemu produkcji oraz wybranych typów rolniczych w obu systemach produkcji. Do oceny oddziaływania gospodarstw na środowisko wykorzystano trzy wskaźniki intensywności emisji GHG. Pierwszy wskaźnik określa poziom emisji GHG, jaki występuje dla osiągnięcia wartości produkcji równej 1 zł, drugi prezentuje wielkość emisji na 1 ha użytków rolnych, a trzeci na 1 jednostkę przeliczeniową zwierzęcia (DJP). Wielkości prezentowane w badaniach to średnie i odchylenia standardowe.

Tabela 1

Źródła emisji rolniczych uwzględnione w badaniach

Kategoria IPCC	Źródło	GHG
3A	fermentacja jelitowa	CH_4
3B	odchody zwierzęce	N_2O , CH_4
3D	gleby rolne	N_2O
3G	aplikacja mocznika	CO_2
1A	spalanie paliw	CO_2

Źródło: IPCC, 2006 (6)

Tabela 2

Zestawienie wykorzystanych kategorii emisji GHG i danych z bazy FADN

Źródła emisji	Kategoria emisji	Baza FADN
N ₂ O odchody zwierzęce	produkcja zwierzęca	liczba zwierząt
CH ₄ odchody zwierzęce	produkcja zwierzęca	liczba zwierząt
CH ₄ fermentacja jelitowa	produkcja zwierzęca	liczba zwierząt
N ₂ O emisje z gleb		
N ₂ O emisja bezpośrednia		
Stosowanie nawozów mineralnych	nawozy	ilość zużytego azotu
Stosowanie nawozów organicznych	nawozy	liczba zwierząt
Resztki poźniwne	produkcja roślinna	powierzchnia użytków rolnych i plony roślin
Odchody zwierzęce na pastwiskach i wygonach	produkcja roślinna	liczba zwierząt
<i>N₂O emisja pośrednia</i>		
Depozycja azotu z atmosfery	nawozy	ilość zużytego azotu/ Liczba zwierząt
Wymywanie azotu z gruntu	nawozy	ilość zużytego azotu/ Liczba zwierząt/powierzchnia upraw i plony roślin
CO ₂ mocznik	nawozy	ilość zużytego mocznika
CO ₂ energia	paliwo	ilość zużytego paliwa

Źródło: opracowanie własne na podstawie Coderoni i in., 2013 (1)

Wyniki badań

Potencjał ekonomiczny gospodarstw konwencjonalnych wynosił 17 754 Euro i był o 9% większy niż gospodarstw ekologicznych. Wynikał on z posiadania większej ilości zasobów produkcji, tj. liczby zwierząt (Tab. 4). Średnia wartość produkcji w gospodarstwach konwencjonalnych była o 24% większa niż w ekologicznych. Największe różnice w wartości produkcji wystąpiły w gospodarstwach z produkcją zwierzęcą (Tab. 5-7). W gospodarstwach tych różnica wartości produkcji w odniesieniu do 1 ha użytków rolnych wynosiła 30%. Wielkości te wskazują na wyższą efektywność wykorzystania posiadanych zasobów produkcji w porównaniu z posiadanym potencjałem produkcji który określony jest wielkością ekonomiczną gospodarstwa. W obu badanych systemach produkcji wystąpiła bardzo duża różnica w nakładach na nawozy i środki ochrony roślin ogółem i na 1 ha UR. Jest to kolejny wskaźnik potwierdzający wyższą efektywność środków produkcji w gospodarstwach konwencjonalnych. Jednakże, wyższa wartość produkcji osiągnięta poprzez lepsze zarządzanie nie zapewniła wyższych dochodów gospodarstwom o konwencjonalnym systemie gospodarowania. W 2015 r., średni dochód w tej grupie gospodarstw był

niższy o 28% w porównaniu do gospodarstw ekologicznych. Tylko w gospodarstwach polowych w obu systemach uprawy uzyskano dochody na tym samym poziomie. Wyższy dochód gospodarstw ekologicznych wynikał z otrzymania wyższych dopłat i niższych kosztów produkcji. Koszty produkcji w gospodarstwach ekologicznych były niższe o 18, 37 i 41%, odpowiednio dla gospodarstw polowych, mlecznych i mieszanych, w porównaniu do gospodarstw konwencjonalnych. Udział dopłat w dochodzie w badanej grupie gospodarstw wynosił 89 i 79%, odpowiednio dla gospodarstw konwencjonalnych i ekologicznych. Otrzymane wyniki wskazują, że dopłaty w gospodarstwach ekologicznych rekompensują niską wartość produkcji. Wielkość emisji GHG wynosiła 42 i 31,3 Mg eq. CO₂, odpowiednio w gospodarstwach konwencjonalnych i ekologicznych (Tab. 8). W obu systemach produkcji największy udział miały emisje powstałe w produkcji zwierzęcej. Znaczący udział miały też emisje wynikające ze zużycia paliw. Jednakże, w ujęciu wartościowym, nie różniły one się znacząco, mimo że w gospodarstwach ekologicznych wykonywano mniejszą liczbę zabiegów agrotechnicznych, wynikających z ograniczonego stosowania nawozów i środków ochrony. W gospodarstwach ekologicznych udział emisji ze stosowania nawozów wynosił tylko 6%. Jest to efektem działania na rzecz ochrony środowiska przyrodniczego określonego w Rozporządzeniu Rady (WE) nr 834/2007 (11). Całkowita wartość emisji GHG w przeliczeniu na JDP w systemie konwencjonalnym wynosiła 3,9 Mg eq. CO₂, a w systemie ekologicznym 3,7 Mg eq. CO₂ (Tab. 9). Obliczone wartości są zbliżone do danych uzyskanych przez J a r o s z i in. (7) w wyniku symulacji z wykorzystaniem modelu Holos. Różnica w intensywności emisji pomiędzy oboma systemami produkcji w przeliczeniu 1 zł wartości produkcji wynosiła 8%. W gospodarstwach grupowanych według typu rolniczego, w obu badanych grupach gospodarstw kolejność emisji GHG była następująca: krowy mleczne > mieszane > uprawy polowe (Tab. 10). Największa różnica w wartościach emisji GHG pomiędzy obu systemami produkcji wystąpiła w gospodarstwach polowych. Było to następstwem stosowania nawozów mineralnych w gospodarstwach konwencjonalnych. Porównując intensywność emisji w odniesieniu do 1 zł wartości produkcji, powierzchni 1 ha UR i 1 DJP odnotowano najmniejsze różnice w wartościach emisji dla gospodarstw specjalizujących się w produkcji mleka (Tab. 11). Wielkości emisji GHG powstałe przy wartości produkcji równej 1 zł były większe w gospodarstwach polowych i mieszanych w konwencjonalnym systemie produkcji w porównaniu z ekologicznymi. Odwrotną zależność zanotowano dla gospodarstw specjalizujących się w produkcji mleka. Wyniki te wskazują na lepsze zarządzanie konwencjonalnych gospodarstw mlecznych w porównaniu z ekologicznymi. Oszacowane wielkości wskazują, że w tych gospodarstwach ekologicznych należy poprawić zarządzanie.

Tabela 3

Dobór gospodarstw do analizy

Zmienna – liczba gospodarstw w próbie	Typy gospodarstw			
	uprawy polowe	krowy mleczne	mieszane	ogółem
Gospodarstwa konwnecjonalne	21	24	33	78
Gospodarstwa ekologiczne	21	24	33	78

Źródło: baza danych FADN

Tabela 4

Charakterystyka gospodarstw objętych rachunkowością rolną w 2015 r.

Wyszczególnienie	Gospodarstwa konwencjonalne	Gospodarstwa ekologiczne	Różnica (%)
Liczba gospodarstw	78	78	-
Wielkość ekonomiczna (Euro)	17 754	16 353	9
Powierzchnia użytków rolnych (ha)	14,7	14,9	-1
Liczba zwierząt (DJP)	10,8	8,5	27
Produkcja ogółem (zł)	73 385	59 302	24
Produkcja roślinna (zł)	33 970	28 719	18
Produkcja zwierzęca (zł)	38 505	28 620	35
Koszty ogółem (zł)	68 333	51 298	33
Nawozy (zł)	7 049	1 533	360
Środki ochrony roślin (zł)	2 230	112	1 899
Produktywność ziemi (zł ha UR ⁻¹)	4993	3992	25
Koszty zł ha UR ⁻¹	4649	3453	35
Dochód gospodarstwa rolnego	24 719	34 330	-28
Dopłaty do działalności operacyjnej	21 958	27 087	-19
Dopłaty do produkcji ekologicznej	0	7 909	-100

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych FADN

Tabela 5

Charakterystyka gospodarstw w typie uprawy polowe

Wyszczególnienie	Gospodarstwa konwencjonalne	Gospodarstwa ekologiczne	Różnica (%)
Liczba gospodarstw	21	21	-
Wielkość ekonomiczna (Euro)	14 831	15 362	-3
Powierzchnia użytków rolnych (ha)	15,8	14,9	5
Liczba zwierząt (DJP)	1,2	0,9	38
Produkcja ogółem (zł)	72 635	66 624	9
Produkcja roślinna (zł)	67 208	62 978	7
Produkcja zwierzęca (zł)	4 093	1 966	108
Koszty ogółem (zł)	63 782	54 018	18
Nawozy (zł)	9 790	4 003	145
Środki ochrony roślin (zł)	4 251	196	2 069
Produktywność ziemi (zł ha UR ⁻¹)	4609	4457	3
Koszty zł ha UR ⁻¹	4609	4457	12
Dochód gospodarstwa rolnego	31 874	39 158	-19
Dopłaty do działalności operacyjnej	27 172	27 105	-0,2
Dopłaty do produkcji ekologicznej	0	8 444	-100

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych FADN

Tabela 6

Charakterystyka gospodarstw w typie krowy mleczne

Wyszczególnienie	Gospodarstwa konwencjonalne	Gospodarstwa ekologiczne	Różnica (%)
Liczba gospodarstw	24	24	-
Wielkość ekonomiczna (Euro)	23 424	20 992	12
Powierzchnia użytków rolnych (ha)	15,1	14,5	4
Liczba zwierząt (DJP)	19,5	17,0	15
Produkcja ogółem (zł)	90 117	66 310	36
Produkcja roślinna (zł)	67 208	62 978	7
Produkcja zwierzęca (zł)	83 799	61 138	37
Koszty ogółem (zł)	79 053	57 538	37
Nawozy (zł)	5 899	525	1 023
Środki ochrony roślin (zł)	1 052	0	-
Produktywność ziemi (zł ha UR ⁻¹)	5 956	4 572	30

Tabela 6 cd.

Koszty zł ha UR ⁻¹	5 225	3 967	32
Dochód gospodarstwa rolnego	31 421	35 586	-12
Dopłaty do działalności operacyjnej	22 040	27 281	-19
Dopłaty do produkcji ekologicznej	0	6 579	-100

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych FADN

Tabela 7

Charakterystyka gospodarstw w typie mieszane

Wyszczególnienie	Gospodarstwa konwencjonalne	Gospodarstwa ekologiczne	Różnica (%)
Liczba gospodarstw	33	33	-
Wielkość ekonomiczna (Euro)	15 491	13 611	14
Powierzchnia użytków rolnych (ha)	14,1	14,7	-4
Liczba zwierząt (DJP)	10,6	7,2	47
Produkcja ogółem (zł)	61 694	49 547	25
Produkcja roślinna (zł)	33 285	24 175	38
Produkcja zwierzęca (zł)	27 461	21 933	25
Koszty ogółem (zł)	63 431	45 028	41
Nawozy (zł)	6 141	694	785
Środki ochrony roślin (zł)	1 801	139	1 196
Produktywność ziemi (zł ha UR ⁻¹)	4 383	3 375	30
Koszty zł ha UR ⁻¹	4 506	3 067	47
Dochód gospodarstwa rolnego	15 291	30 345	-50
Dopłaty do działalności operacyjnej	18 580	26 935	-310
Dopłaty do produkcji ekologicznej	0	8 536	-100

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych FADN

Tabela 8

Emisje GHG w gospodarstwach dla całej próby według makro kategorii

Kategorie emisji	Gospodarstwa konwencjonalne (Mg eq. CO ₂)	Udział poszczególnych kategorii (%)	Gospodarstwa ekologiczne (Mg eq. CO ₂)	Udział poszczególnych kategorii (%)
Produkcja zwierzęca	25,1 (31,3)	60	21,9 (28,7)	70
Produkcja roślinna	3,9 (4,9)	9	3,4 (4,6)	11
Nawozy	8,2 (7,8)	20	2,0 (2,9)	6
Paliwo	4,7 (3,5)	11	4,0 (2,1)	13
Ogółem gospodarstwo	42,0 (39,8)	100	31,3 (35,7)	100

W nawiasach podano wartości odchylenia standardowego.

Źródło: opracowanie własne

Tabela 9

Intensywność emisji GHG w gospodarstwach

Wyszczególnienie	Gospodarstwa konwencjonalne	Gospodarstwa ekologiczne	Różnica (%)
Intensywność emisji GHG w Mg eq. CO ₂ na 1 zł wartości produkcji	0,57 (0,90)	0,53 (0,77)	8
Intensywność emisji GHG w Mg eq. CO ₂ na 1 ha	2,9 (13,0)	2,1 (12,3)	-28
Intensywność emisji GHG w Mg eq. CO ₂ na 1 DJP	3,9 (2,5)	3,7 (3,7)	-5

W nawiasach podano wartości odchylenia standardowego

Źródło: opracowanie własne

Tabela 10

Emisje GHG w gospodarstwach grupowanych według typu rolniczego

Typ rolniczy	Gospodarstwa konwencjonalne (Mg eq. CO ₂)	Gospodarstwa ekologiczne (Mg eq. CO ₂)	Różnica (%)
Uprawy polowe	15,9 (9,9)	7,8 (7,9)	104
Krowy mleczne	86 (44,8)	68,6(42,9)	25
Mieszane	26,7 (13,8)	19,2 (12,1)	39

W nawiasach podano wartości odchylenia standardowego

Źródło: opracowanie własne

Tabela 11

Intensywność emisji GHG w gospodarstwach grupowanych według typu rolniczego

Typy rolnicze	Gospodarstwa konwencjonalne			Gospodarstwa ekologiczne		
	GHG 1 zł wartości produkcji ¹ (Mg eq. CO ₂)	GHG ha ⁻¹ (Mg eq. CO ₂)	GHG JDP ⁻¹ (Mg eq. CO ₂)	GHG 1 zł wartości produkcji ¹ (g eq. CO ₂)	GHG ha ⁻¹ (Mg eq. CO ₂)	GHG JDP ⁻¹ (Mg eq. CO ₂)
Uprawy polowe	0,22 (0,22)	1,0 (0,16)	12,7 (4,6)	0,11(0,13)	0,5 (0,19)	8,6 (3,3)
Krowy mleczne	0,95 (0,83)	5,7 (16,5)	4,4 (4,3)	1,03 (0,94)	4,7 (14,1)	4,0 (4,0)
Mieszane	0,43 (0,42)	1,9 (4,7)	2,5 (2,5)	0,39 (0,35)	1,3 (4,0)	2,7 (2,2)

W nawiasach podano wartości odchylenia standardowego

Źródło: opracowanie własne

Podsumowanie

Celem pracy było przedstawienie wpływu dwóch systemów produkcji na wielkość emisji GHG z gospodarstwa. Szacunków emisji dokonano w oparciu o dane ekonomiczne zawarte w bazie Polskiego FADN. W analizie uwzględniono zróżnicowanie gospodarstw ze względu na system produkcji, powierzchnię użytków rolnych i typ rolniczy. Porównywane gospodarstwa różniły się organizacją produkcji,

produkcyjnością i osiąganymi dochodami. Gospodarstwa o konwencjonalnym systemie produkcji posiadały większą liczbę zwierząt i nieco mniejszą powierzchnię użytków rolnych w porównaniu z gospodarstwami ekologicznymi. Czynniki te miały wpływ na wyższą wartość produkcji w każdym z analizowanych typów gospodarstw. Jednakże wyższa wartość produkcji była powiązana z wysokimi kosztami produkcji, co w efekcie spowodowało mniejsze dochody gospodarstw o systemie konwencjonalnym. Wyższa produktywność gospodarstw miała wpływ na większe emisje GHG. Przedstawione wyniki potwierdzają, że w gospodarstwach konwencjonalnych cele ekonomiczne znajdują się na pierwszym miejscu, a produktywność przesłania problem ochrony środowiska. System produkcji ekologicznej charakteryzuje produkcja żywności metodami tradycyjnymi, bez stosowania nawozów sztucznych i środków ochrony roślin. Ten system produkcji korzystnie wpływa na środowisko, ponieważ nie powoduje zanieczyszczenia gleb i wód gruntowych, a emisje GHG są znacznie mniejsze. Otrzymywane dopłaty w pełni rekompensują niższą produkcyjność i powodują że dochody gospodarstw posiadających produkcję zwierzęcą są wyższe. Mimo że liczba gospodarstw ekologicznych w Polsce wzrosła z 3 760 w 2004 r. do 25 427 w 2014 r., to ciągle stanowią one niewielki udział w całej populacji (5). Wielkość produkcji z tych gospodarstw nie jest wystarczająca, aby zapewnić bezpieczeństwo żywnościowe kraju. Dlatego też ważne jest, aby w gospodarstwach o konwencjonalnym systemie produkcji wdrażać nowe metody przyjazne dla środowiska i analizować powstałe wielkość emisji GHG na każdym etapie produkcji. Nowoczesne rolnictwo powinna łączyć wysoka produkcyjność i niski wpływ na środowisko naturalne.

Literatura:

1. Coderoni S., Bonati G., D'angelo L., Longhitano D., Mambella M., Papaleo A., Vanino S.: Using FADN data to estimate agricultural greenhouse gases emissions at farm level. W: Vrolijk H. eds., Pacioli 20 (eds). Complex farms and sustainability in farm level data collection, LEI Proceedings 13-054, 2013.
2. Dick J., Smith P., Smith R., Lilly A., Moxey A., Booth J., Campbell C. Coulter D., Calculating farm scale greenhouse gas emissions. University of Aberdeen, Carbon Plan, the Macaulay Institute, Pareto consulting, SAOS Ltd, Scotland. 2008.
3. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/28/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych zmieniająca i w następstwie uchylająca dyrektywy 2001/77/ WE i 2003/30/EC, Dz. Urz. UE, 140(56).
4. Forster, P., Ramaswamy V., Artaxo P., Berntsen T., Betts R., Fahey D.W., Haywood J., Lean J., Lowe D.C., Myhre, G., Nganga J., Prinn R., Raga G., Schulz M., Van Dorland R.: Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on ClimateChange [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2007.
5. Gołaś Z.: Development of organic farming in Poland. Journal of Agribusiness and Rural Development, 2016, **4(42)**: 533-543.
6. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (Eds S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, and K. Tanabe), Agriculture, Forestry and Other Land Use, Vol. 4, IGES, Japan. 2006.

7. Jarosz Z., Faber A., Syp A.: Ocena zmian wielkości emisji gazów cieplarnianych po zmianie profilu gospodarstwa z konwencjonalnego na ekologiczny. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie* 2013, **4(44)**: 43-53.
8. Plan działania prowadzący do przejścia na konkurencyjną gospodarkę niskoemisyjną do 2050 r. Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów. Komisja Europejska, 2011. KOM (2011) 112 wersja ostateczna, Dz. Urz. UE, C 376/100.
9. Raport o stanie rolnictwa ekologicznego w Polsce w latach 2013-2014. Inspekcja Jakości Handlowej i Artykułów Rolno-Spożywczych. Warszawa 2015.
10. Rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie rocznych wiążących ograniczeń emisji gazów cieplarnianych przez państwa członkowskie w latach 2021–2030 na rzecz stabilnej unii energetycznej i w celu wywiązania się ze zobowiązań wynikających z porozumienia paryskiego, oraz zmieniające rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady nr 525/2013 w sprawie mechanizmu monitorowania i sprawozdawczości w zakresie emisji gazów cieplarnianych oraz zgłaszania innych informacji mających znaczenie dla zmiany klimatu Komisja Europejska, 2016. COM(2016) 482 wersja ostateczna. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/ALL/?uri=CELEX%3A52016SC0248>
11. Rozporządzenie Rady (WE) nr 834/2007 z dnia 28 czerwca 2007 r. w sprawie produkcji ekologicznej i znakowania produktów ekologicznych (Dz.Urz. UE L 189 z 20.07.2007, z późn. zm.).
12. Olecka, A., Bebkiewicz, K., Debski, B., Jedrysiak, P., Kanafa, M., Kargulewicz, I., Rutkowski, J., Skoskiewicz, J., Wasniewska, S., Zasina, D., Zimakowska-Laskowska M., Zaczek, M.: Poland's National Inventory Report 2016, 2016. National Centre for Emission Management, Poland.
13. Smagacz J.: Konsekwencje organizacyjne i środowiskowe różnych systemów uprawy roli. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, Puławy, 2016, **47(1)**: 139-153.
14. Strategia na rzecz inteligentnego i zrównoważonego rozwoju sprzyjającego włączeniu społecznemu. Komisja Europejska, 2010, 2020 KOM(2010) 2020 wersja ostateczna. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/pl/ALL/?uri=CELEX:52010DC2020>.
15. Syp A., Faber A.: Zastosowanie modelu DNDC do symulacji plonów roślin i oceny wpływu zmian na środowisko w zmieniających się warunkach klimatycznych i różnych systemach uprawy. *Rocz. Nauk. SERiA*, 2012, **14(5)**: 183-187.
16. Vijaya Venkata Raman, S., Iniyan, S., Goic, R.: A review of climate change, mitigation and adaptation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2012, **16**: 878-897.
17. Zaliwski S.A.: Tendencje zmian emisji metanu (CH₄) i nadtlenu azotu (N₂O) w przekroju województw, *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2010, **20**: 87-96.

Adres do korespondencji:

*dr hab. Alina Syp, prof. nadzw.
Zakład Biogospodarki i Analiz Systemowych
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 4786 762
e-mail: asyp@iung.pulawy.pl*

Robert Borek, Arkadiusz Tujaka

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

INNOWACYJNE SYSTEMY ROLNE DLA ROLNICTWA DOSTOSOWANEGO DO ZMIAN KLIMATU*

Słowa kluczowe: inteligentne klimatycznie rolnictwo (CSA), systemy rolne, innowacje, zrównoważone rolnictwo, zmiany klimatu

Wstęp

Wiele prac związanych z problematyką antropologicznego efektu cieplarnianego Ziemi i globalnych zmian klimatu wskazuje, że rolnictwo posiada znaczący potencjał ograniczania emisji gazów cieplarnianych do atmosfery, będącej pochodną stosowanych środków produkcji i uprawy gleby oraz jednocześnie ma możliwości dostosowania się do obserwowanych w XX i na początku XXI wieku globalnych zmian klimatycznych. Potencjał ten jest zależny nie tylko od intensywności rolnictwa na danym terenie, ale również od zasobów środowiska w których to rolnictwo funkcjonuje. Zwraca się szczególną uwagę na potrzebę ochrony gleb i wód poprzez promowanie zrównoważonych metod uprawy i hodowli zwierząt, by w jak największym stopniu ograniczyć negatywne efekty związane z dostępnością tych zasobów w kontekście globalnego bezpieczeństwa żywnościowego. Model rolnictwa, w którym wdraża się zarówno działania nakierowane na ograniczanie antropologicznego efektu cieplarnianego Ziemi jak i działania związane z adaptacją do obserwowanych i prognozowanych zmian klimatu określany jest jako *Climate-Smart Agriculture* (CSA). Przymiotnik „smart” występuje w tym określeniu w znaczeniu „inteligentne klimatycznie rolnictwo”, rozumiane jako rolnictwo wykazujące szybką reakcję na problemy związane ze zmianą klimatu, ale również wdrażające najbardziej efektywne metody ograniczania antropologicznego efektu cieplarnianego atmosfery.

Celem pracy jest charakterystyka systemów produkcji rolniczej najczęściej wskazywanych przez ekspertów jako innowacyjne i dostosowane do obserwowanych

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.7 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

zmian klimatu w warunkach Europy. Zagwarantowanie opłacalności produkcji żywności oraz zrównoważony rozwój obszarów wiejskich może być zapewniony poprzez wdrożenie systemowych innowacyjnych technologii, które zwiększą konkurencyjność gospodarstw. Istotną rolę w innowacyjności gospodarstw odgrywa wymiana wiedzy z udziałem rolników, a w szczególności ich zaangażowanie w ten proces.

Inteligentne klimatycznie rolnictwo (CSA) a innowacje technologiczne

Model rolnictwa inteligentnego klimatycznie (CSA) próbuje wdrożyć innowacyjne technologie (Tab. 1) poprzez osiągnięcie trzech głównych celów:

1. Podniesienie wydajności produkcji rolnej, aby zapewnić wzrost dochodowości gospodarstw rolnych, bezpieczeństwo żywnościowe oraz rozwój obszarów wiejskich.
2. Zwiększenie dostosowania systemów rolnych i żywnościowych do zmian klimatu oraz odporność na ich konsekwencje na różnych poziomach zarządzania.
3. Zmniejszenie emisji gazów cieplarnianych z rolnictwa (w tym z produkcji roślinnej, hodowli zwierząt i rybołówstwa).

Rolnictwo inteligentne klimatycznie dąży do realizacji tych celów jednocześnie na różnych poziomach i w różnym horyzoncie czasowym (21).

Tabela 1

Innowacyjne technologie w rolnictwie CSA, pogrupowane wg. celów działań proklimatycznych

Ograniczanie ryzyka zmienności klimatu	Wskazywanie ograniczeń w systemach produkcji i sprzedaży	Optymalizacja gospodarowania zasobami	Określanie inteligentnych specjalizacji obszarów
Systemy informatyczne (regionalne modele agronomiczne)	LCA – analiza cyklu życia	Połączone systemy produkcji i przetwarzania żywności	Symulacje zmian zagospodarowania obszaru rolnego
Opcje ubezpieczeń	Optymalizacja logistyki	Systemy nawadniania i narzędzia optymalizujące gospodarowanie wodą	Strategie marketingowe sprzedaży (np. w spółdzielniach rolniczych)
Systemy ostrzegania dla ekstremalnych zjawisk	System informacji i kontroli (np. do stosowania nawozów organicznych)	Zrównoważone systemy uprawy gleby	Narzędzia symulacyjne do planowania zagospodarowania terenu na różnych poziomach, integrujące działania w rolnictwie z innymi aktywnościami
Prewencyjna infrastruktura		Narzędzia do modelowania relacji pomiędzy zasobami a ich rolniczym i nierolniczym wykorzystaniem	
Nowe odmiany i praktyki ochrony		Partycypacyjne podejście do gospodarowania zasobami	
Instytucjonalne zmiany np. kontrolowane oznaczenie pochodzenia produktów rolniczych, regulacje prawne w sklepach spożywczych			

Działania klimatyczne włączane są w szereg dokumentów politycznych Unii Europejskiej, a do akcji prewencyjnych w tym zakresie zobowiązane są kraje członkowskie, głównie w ramach uwzględniania działań proklimatycznych w ramach programów rozwoju obszarów wiejskich (Rural Development Programmes) RDP (PROW dla Polski 2014-2020 patrz: 24) oraz tzw. wymogów zazielenienia Wspólnej Polityki Rolnej. Obecnie realizowana Wspólna Polityka Rolna kładzie nacisk na promowanie zrównoważonego gospodarowania, które polega na wytwarzaniu zdrowej i bezpiecznej żywności w sposób poprawiający stan środowiska przyrodniczego. Wskazuje przy tym, że prowadzenie zrównoważonego rolnictwa możliwe jest w znacznej mierze dzięki innowacjom, które polegają na tworzeniu i stosowaniu w praktyce nowych technologii produkcji, nowych usług i produktów, jak również nowych sposobów organizacji pracy.

Działania związane z dostosowaniem rolnictwa do zmian klimatu ujęte są również w strategiach adaptacyjnych i w powiązanych z nimi aktach prawnych o charakterze wykonawczym. W Polsce istnieje jedynie dokument strategiczny (23), który zaleca następujące praktyki w sektorze rolnictwa:

1. Intensyfikacja prac badawczych mających na celu wskazanie nowych lub lepiej dostosowanych do zmieniających się warunków klimatycznych odmian roślin. Konieczne będzie sukcesywne zastępowanie nimi obecnych roślin uprawnych, co będzie kluczowe dla rozwoju stabilnej produkcji rolnej.
2. Dostosowanie terminów zabiegów agrotechnicznych do nowych warunków klimatycznych. W wielu przypadkach zmianie ulegną terminy siewu i zbioru, a także najbardziej odpowiedni czas i rodzaj wykonywania innych działań. Tam gdzie to będzie możliwe korzystnym będzie wykorzystanie szans jakie niesie ze sobą wydłużenie okresu wegetacyjnego.
3. Rozwój nowych sposobów radzenia sobie ze szkodnikami produkcji rolniczej, które będą pozytywnie reagować na zmiany klimatu, a co za tym idzie rozprzestrzeniać się i zagrażać uprawom.
4. Zwiększanie wiedzy i świadomości rolników w zakresie zmian klimatu tak, aby mogli dostosować produkcję rolniczą. Niezbędne będzie przygotowanie pakietu zaleceń agrotechnicznych dla rolników.
5. Rozwój systemów nawadniających na polach, co pozwoli na zapobieganie stratom w produkcji w przypadku występowania suszy.
6. Rozwój systemów monitoringu suszy rolniczej i serwisów agrometeorologicznych. Takie systemy częściowo już funkcjonują, niemniej w kolejnych latach konieczne będą dalsze prace rozwojowe i upowszechniające wiedzę o dostępnych w sieci danych. W tym kontekście ważny jest także rozwój szerokopasmowego Internetu na obszarach wiejskich tak, aby ułatwić dostęp rolników do najbardziej aktualnych danych pogodowych i zaleceń ekspertów.
7. Dostosowanie warunków hodowlanych zwierząt. W niektórych przypadkach, konieczna będzie rozbudowa systemów wentylacyjnych i klimatyzacyjnych na farmach zwierząt.

8. Dostosowanie systemów ubezpieczeń rolniczych. Wprowadzenie systemu obowiązkowych ubezpieczeń rolniczych, w tym zwłaszcza na terenach szczególnie narażonych na ekstremalne zjawiska pogodowe.
9. Działanie „Zalesianie i tworzenie terenu zalesionego” - zwrot kosztów założenia uprawy leśnej oraz roczna premia na hektar w celu refundacji kosztów utrzymania nowo założonych lasów, w tym ich pielęgnacji oraz pokrycia utraconych dochodów z wyłączenia gruntu z produkcji rolniczej priorytetu 5-go „Wspieranie efektywnego gospodarowania zasobami i przechodzenia na gospodarkę niskoemisyjną i oporną na zmianę klimatu w sektorach: rolnym, spożywczym i leśnym” PROW 2014-2020.

Jednak wdrażanie innowacyjnych praktyk proklimatycznych niesie ze sobą znaczne ryzyko. Analizy dotyczące barier hamujących wdrażanie niskoemisyjnych technologii wskazują, że występują zarówno po stronie producentów jak i odbiorców. Niedostosowanie rozwiązań do potrzeb użytkownika, trudności w dostępie do klientów i w demonstracji przydatności technologii, wysoki koszt efektywnie działających innowacji, brak zaangażowania odbiorców w proces projektowania i rozwoju technologii, brak wsparcia i ułatwień dla producentów na poziomie krajowym, także w kontekście występowania niskoemisyjnych systemów certyfikacji i etykietowania to tylko niektóre z problemów (21).

Artykuł koncentruje się na zrównoważonych systemach gospodarowania glebą jako studium przypadku technologii innowacyjnych dostosowanych do zmian klimatu. Nie wyklucza równoczesnego stosowania innych innowacji technicznych i organizacyjnych. Punktem wyjścia jest sposób zagospodarowania przestrzeni rolniczej w gospodarstwie wraz z technologią wytwarzania jego produktów i świadczeń środowiskowych w sposób zrównoważony. Pozwala to na systemowe podejście do zagadnienia w kontekście wprowadzania innowacyjnych praktyk dostosowanych do zmian klimatu oraz ułatwia podejmowanie decyzji na poziomie gospodarstwa.

Zrównoważone systemy rolnictwa

Szerzenie wiedzy na temat praktyk zrównoważonego gospodarowania glebą jest jednym z kluczowych czynników adaptacji do zmian klimatu w rolnictwie (27). Istotna wydaje się potrzeba zwiększania efektywności gospodarowania (maksymalizacja zysku przy minimalizacji nakładów) przy znaczącym ograniczeniu wpływu środowisko. Według B a u l c o m b e i in. (2) intensyfikacja produkcji rolniczej powinna mieć związek z rozwojem rolniczych systemów produkcyjnych, opartych na wiedzy, technologii, kapitale zasobów przyrody i ziemi, ale równocześnie zmniejszających zużycie nieodnawialnych zasobów i tym samym szkody wyrządzone w środowisku naturalnym. W opracowaniu systemowych, zoptymalizowanych i lokalnie zaadaptowanych rozwiązań, powinni uczestniczyć rolnicy. Oznacza to wykraczanie poza tradycyjne schematy agronomicznej i ekonomicznej wiedzy oraz potrzebę analizy interakcji pomiędzy glebą, wodą, atmosferą, bioróżnorodnością

i krajobrazem. Zwykle sektor badań i przemysłu rolnego koncentruje się jedynie na ulepszaniu systemów, które uznane są powszechnie za najbardziej opłacalne i wydajne. Ich skala i intensywność produkcji powoduje, że dochody z nich uzyskiwane decydują o wyniku gospodarczym rolnictwa w Europie, ale faktycznie są one reprezentatywne dla niewielkiej grupy rolników. Większość gospodarstw produkcyjnych jest zależna od specyfiki środowiska naturalnego, która wywiera decydujący wpływ na efektywność gospodarowania na roli. Różnorodność warunków środowiskowych i klimatycznych w Europie oraz różnorodność systemów uprawy w tych uwarunkowaniach daje szeroki wachlarz możliwości zrównoważonej i wydajnej produkcji dla tej grupy rolników (27).

Zalecenia ekspertów UE (22) kładą nacisk na zwiększanie efektywności nakładów w intensywnych systemach uprawy, w celu zarówno utrzymania lub poprawy poziomu plonowania roślin jak i ochrony środowiska, zwłaszcza zasobów glebowych. Priorytetem jest również intensyfikacja produkcji oraz pobudzenie społecznej i ekonomicznej żywotności na obszarach z gruntami uprawianymi ekstensywnie, ale w taki sposób aby proponowane działania były dostosowane do lokalnych środowiskowych i gospodarczych uwarunkowań. Zwraca się także uwagę na ważną rolę gospodarstw rolnych, próbujących funkcjonować poza głównym nurtem komercyjnym, poszukujących alternatywnych form sprzedaży (sprzedaż bezpośrednia, kooperatywy itp.) wysokiej jakości produktów, ponieważ ten segment producentów przyczynia się znacząco do rozwoju produkcji lokalnej, zaspokaja oczekiwania konsumentów oraz jest źródłem wiedzy o innowacyjnych i zrównoważonych praktykach uprawy dla innych rolników.

W kontekście powyższych rekomendacji, grupa ekspertów (22) wybrała 5 zrównoważonych systemów rolnictwa. Każdy z nich jest innowacyjnym systemowym rozwiązaniem, mającym własne cele i zasady, obejmującym całokształt działań w zakresie metod zarządzania glebą, wodą i składnikami pokarmowymi oraz regulacji chorób, szkodników i chwastów. Są to następujące systemy:

1. **System rolnictwa precyzyjnego,**
2. **System rolnictwa konserwującego,**
3. **System rolnictwa ekologicznego,**
4. **Agroleśnictwo (system rolno-leśny),**
5. **System (zintegrowanej) produkcji mieszanej.**

Powyższe systemy upraw nie wykluczają się wzajemnie i mogą być wdrażane w kombinacjach.

System rolnictwa precyzyjnego stanowi zespół technologii, dostosowujący poszczególne elementy agrotechniki do zmiennych warunków na poszczególnych polach uprawnych. Zastosowanie systemu jest możliwe w całym cyklu uprawy roślin. Prowadzenie produkcji opiera się na wykonywaniu odpowiednich zabiegów w odpowiednim czasie, przy zastosowaniu jak najmniejszej ilości nakładów. Znaczny postęp technologiczny, również poprzez zastosowanie technologii informatycznych (technologie sensoryczne, zdalna detekcja, systemy pozycjonowania satelitarne, systemy GPS), pozwala obecnie na bardziej racjonalne, bezpieczne

dla środowiska i zdrowia ludzi stosowanie nawożenia i środków ochrony roślin. W przypadku większych arealów (o powierzchni kilku i więcej hektarów) zmienność pola w zakresie np. odczynu gleby i jej zasobności w składniki pokarmowe z reguły jest znaczna. Uzasadnione jest więc stosowanie zróżnicowanego nawożenia azotem czy wapnowania na poszczególnych częściach pola. Wprowadzenie do uprawy nowych technologii, daje możliwość aplikacji nawozów i środków ochrony roślin w miejscu gdzie to jest niezbędne i w ilości, jaka jest konieczna. Takie postępowanie jest naczelną zasadą rolnictwa precyzyjnego.

Rolnictwo precyzyjne jako zaawansowany system produkcji wymaga z jednej strony sporej wiedzy, a z drugiej popularyzacji tego typu rozwiązań w rolnictwie. Technologia ta jest ważna nie tylko dla producenta, ale również dla konsumenta. Dzięki stałej kontroli produkcji polowej, dużej precyzji dawek i terminów zabiegów można otrzymać produkt odpowiadający wysokim wymaganiom konsumentów i przetwórców oraz spełniający wysoki poziom bezpieczeństwa żywności. Zawartość substancji niepożądanych, np. substancji śladowych z pestycydów czy azotanów lub chloru z nawozów syntetycznych, jest znikoma, a jednocześnie produkt jest wolny od mikotoksyn grzybowych, chorób czy szkodników. Tego typu produkcja jest też ważna ze względu na ochronę środowiska naturalnego (6, 27).

Rekomendacje dla efektywnego wdrażania precyzyjnego rolnictwa w Europie zalecane przez Grupę Zadaniową EPI-AGRI ds. Precyzyjnego Rolnictwa są następujące (11):

1. Rolnicy powinni być aktywnie włączeni w proces doskonalenia technik i narzędzi precyzyjnego rolnictwa w celu zagwarantowania jasnych korzyści na poziomie gospodarstwa z punktu widzenia poprawy plonowania, środowiskowego zrównoważenia, jak również uzyskiwanych zysków.
2. Doradcy rolniczy powinni odgrywać kluczową rolę w informowaniu rolników o metodach precyzyjnego rolnictwa. To wymaga rozwoju specyficznych narzędzi analizy danych ze szczególnym uwzględnieniem korzyści ekonomicznych.
3. Obecnie potencjał ekonomicznych korzyści wynikających z gospodarowania precyzyjnego nie jest łatwy do zmierzenia. Rolnikom często brakuje narzędzi do kalkulacji potencjalnych zysków. Jest to po części rezultat niejasnych modeli biznesowych dostawców technologii rolnictwa precyzyjnego. Powinny zostać opracowane wiarygodne kalkulatory gospodarowania w rolnictwie precyzyjnym, tzn. takie, które uwzględniają zróżnicowanie geograficzne i społeczno-ekonomiczne w całej Europie. Ponadto modele wsparcia decyzji w rolnictwie precyzyjnym powinny być zweryfikowane z praktyką i dostępne dla doradców rolniczych oraz samych rolników.
4. Technologie rolnictwa precyzyjnego powinny być również dostępne dla małych i średnich gospodarstw, przy założeniu, że zostaną opracowane sposoby redukcji kosztów i ryzyka inwestycyjnego.
5. Znaczny postęp został osiągnięty w technologii. Niemniej jednak powinny zostać podjęte dalsze kroki w celu wdrożenia i dalszego rozwoju: a) elektrycznych

napędów ułatwiających precyzyjną, elektroniczną kontrolę urządzeń i przyrządów; b) koncepcji Internetu Rzeczy (IoT – *Internet of Things*), tj. sieci wymiany danych online upraszczających komunikację rejestratorów, serwera i odbiorcy; c) nanotechnologii i biosensorów; d) dronów i autonomicznych platform.

6. Istnieje potrzeba prowadzenia badań aplikacyjnych uwzględniających rolników, doradców i partnerów handlowych z łańcucha dostaw, zamiast koncentrowania uwagi na tradycyjnych badaniach laboratoryjnych lub projektach badawczych bez możliwości rzeczywistej, potencjalnej aplikacji do praktyki.

System rolnictwa konserwującego to system produkcji rolnej, którego celem jest osiągnięcie zarówno wysokiej produkcji, jak i wysokiej wydajności, przy jednoczesnym poprawianiu bazy zasobów naturalnych, polegający na zastosowaniu trzech głównych zasad (17):

1. Minimalna mechaniczna ingerencja w glebę, pozwalająca zwiększać poziom glebowej materii organicznej i poprawiająca stosunki wodne. Oznacza ona nieodwracanie gleby (niestosowanie orki).
2. Zachowanie stałej okrywy roślinnej (co najmniej 30% gruntu musi być okryte roślinnością tuż po siewie): międzyplony, poplony, mulczowanie. Rozważa się trzy kategorie: 30-60%, 60-90%, >90% pokrywy roślinnej lub mulczu.
3. Stosowanie płodozmianu bogatego gatunkowo, redukującego rozwój chwastów, chorób i szkodników. Wprowadzenie do zmianowania roślin motylkowatych lub ich mieszanek z trawami.

Wiele publikacji wskazuje na korzystny wpływ rolnictwa konserwującego na akumulację węgla w glebie w porównaniu do uprawy tradycyjnej, wzrost aktywności biologicznej, poprawę struktury gleby itp. (29). Pomimo swoich zalet, system rolnictwa konserwującego posiada również pewne ograniczenia. Aby system ochrony gleby osiągnął równowagę, potrzebny jest na ogół 5-7-letni okres przejściowy, dlatego w pierwszych latach plony mogą być niższe. Jeżeli nie zostaną uwzględnione czynniki sezonowe, nieodpowiednie stosowanie środków produkcji może zwiększyć ryzyko ich wypłukiwania ze względu na szybkie przemieszczanie się wody przez pory glebowe. Ponadto jeśli płodozmian, okrywa gleby lub odmiany roślin uprawnych nie są dostosowane do aktualnych warunków, zwalczanie chwastów i organizmów szkodliwych będzie wymagało zastosowania większej ilości środków ochronnych. Trzeba się również liczyć ze wzrostem emisji podtlenku azotu w okresie przejściowym (27, 28).

Rekomendacje dotyczące efektywnego wzbogacania gleby w węgiel organiczny poprzez zastosowanie uprawy konserwującej zostały częściowo zawarte w raportach różnych grup zadaniowych EIP-AGRI – kilka z nich przytaczamy poniżej (8):

- efektywność zastosowania uprawy konserwującej i jej korzystny wpływ na poziom węgla w glebie zależy od terminu i techniki zastosowanych zabiegów, wyboru właściwych gatunków i odmian roślin do płodozmianu oraz sposobu i terminu zagospodarowania resztek poźniwnych. Jest to o tyle trudne do ustalenia, że brak jest wystarczającej ilości wieloletnich danych doświadczalnych, które

wskazywałyby optymalne zasady prowadzenia tej uprawy z punktu widzenia ochrony zasobów glebowych. Różnorodność warunków glebowych (początkowa zawartość węgla, tekstura, wilgotność, typ gleby itp.) nie pozwala na liniową interpolację wyników z pól doświadczalnych. Zaleca się tworzenie grup operacyjnych PROW w zakresie uprawy konserwującej, które podejmowałyby badania w ścisłej współpracy z rolnikami z wykorzystaniem ich wiedzy i doświadczenia. Sieć obiektów demonstracyjnych pozwoli na szerzenie wiedzy o efektywnym sposobie gospodarowania przy zastosowaniu uprawy konserwującej i ułatwi adaptację tej praktyki do nowych warunków glebowo-wodnych;

- z uwagi na bardzo wysoki koszt maszyn do uprawy uproszczonej, konieczny jest rozwój technologii uprawowych dostosowanych do gleb o odmiennej teksturze, wilgotności oraz do roślin wybranych jako najbardziej korzystne w określonych uwarunkowaniach lokalnych;
- upowszechnianie prostych i przejrzystych narzędzi wsparcia decyzji, za pomocą których rolnik ma możliwość obliczenia bilansu węgla w gospodarstwie. Okazuje się, że jest on najbardziej zainteresowany korzystaniem z tego typu narzędzi jeśli występuje jakaś forma zewnętrznej motywacji (zachęty finansowe, wymogi odbiorców/klientów, systemy certyfikacji produktów itp.). Stąd też, rozwój tego typu systemów motywacji/wsparcia na rynku zwiększa popularność praktyk niskoemisyjnych w rolnictwie;
- organizacja szkoleń z zakresu uprawy konserwującej przez jednostki doradztwa rolniczego zwiększa świadomość środowiskową rolników, zwłaszcza potrzebę ochrony gleby w dłuższym okresie oraz ułatwia podejmowanie właściwych decyzji w planowaniu niskoemisyjnych działań w gospodarstwie. Szkolenia powinny obejmować wizytę w obiekcie demonstracyjnym, stosującym z powodzeniem uprawę konserwującą;
- opracowanie i rozwój prostych technik oceny jakości gleby i jej wilgotności na poziomie pola. Zainstalowany sprzęt pomiarowy powinien być połączony z internetowym systemem zbierania zarejestrowanych danych z możliwością podglądu w czasie rzeczywistym.

System rolnictwa ekologicznego określa się jako system gospodarowania o zrównoważonej produkcji roślinnej i zwierzęcej. Odnosi się do całości gospodarstwa rolnego. Produkcja ekologiczna powinna łączyć przyjazne środowisku praktyki gospodarowania, wspomagać wysoki stopień różnorodności biologicznej, wykorzystywać naturalne procesy oraz zapewnić właściwy dobrostan zwierząt. Kluczowymi technikami ekologicznego gospodarowania są: nawożenie organiczne (gnojowica i kompost) oraz krążenie składników nawozowych poprzez zastosowanie zróżnicowanego zmianowania roślin, stosowanie technik biologicznej kontroli zachwaszczenia, jak również zaniechanie stosowania syntetycznych pestycydów, nawozów czy organizmów transgenicznych (GMO).

Istotnym czynnikiem decydującym o rozwoju europejskiego rolnictwa ekologicznego, zwłaszcza w krajach o słabo zorganizowanym rynku, takich jak np. Polska, pozostaje wsparcie funkcjonujące w ramach Programu Rolnośrodowiskowego. Eliminacja chemicznych środków ochrony roślin i nawozów mineralnych czyni rolnictwo ekologiczne przyjaznym dla środowiska przyrodniczego, ale równocześnie jest ono mniej wydajne i bez odpowiednich subwencji produkcja ekologiczna nie jest konkurencyjna w porównaniu z gospodarowaniem konwencjonalnym. Każde gospodarstwo ekologiczne podlega corocznej kontroli (certyfikacji), potwierdzającej stosowanie tego sposobu gospodarowania. W dwóch pierwszych latach gospodarstwo jest przedstawiane na ekologiczny sposób gospodarowania (w okresie przedstawienia), natomiast od trzeciego roku uzyskuje status gospodarstwa ekologicznego z certyfikatem, które ma prawo znakowania swych produktów jako ekologiczne (25, 26)

Jedną ze słabych stron rolnictwa ekologicznego są niższe plony i wahania zmienności plonów. Plony różnią się w zależności od regionów, praktyk gospodarowania, głównych rodzajów upraw i warunków wzrostu. Grupa zadaniowa EIP-AGRI ds. rolnictwa ekologicznego (10) wskazała 5 głównych powodów wyżej wspomnianych rozbieżności oraz zaproponowała innowacyjne rozwiązania poprawy efektywności gospodarowania w warunkach rolnictwa ekologicznego.

Zidentyfikowane przyczyny problemów:

- niski poziom zarządzania żyznością gleby,
- niezadowalające zaopatrzenie w składniki pokarmowe,
- słabe odchwaszczanie,
- duże zagrożenie szkodnikami i chorobami roślin,
- zły dobór odmian.

Główne rozwiązania badawczo-naukowe (także do zastosowania w ramach grup operacyjnych PROW) sugerowane przez grupę EIP-AGRI:

- badania i analizy zawartości fosforu (P) i potasu (K) oraz badania nad poprawą ich dostępności; analizy powinny dotyczyć całości gospodarstwa;
- identyfikacja nowych rodzajów nawozów organicznych w celu ustalenia ich potencjalnego wykorzystania i optymalnego sposobu stosowania (np. czas aplikacji, dawki itp.);
- analiza wpływu praktyk gospodarowania ekologicznego na proces sekwestracji węgla, glebową pojemność wodną i ograniczenie procesów erozji;
- selekcja gatunków/odmian roślin ze zwiększoną odpornością na stres abiotyczny w celu uzyskania przyzwoitego poziomu produkcji w różnych warunkach glebowo-klimatycznych;
- przystosowanie praktyk uprawy konserwującej do systemów ekologicznych, gdzie np. zastosowanie herbicydów jest zabronione; wymaga to udoskonalenia innowacyjnych maszyn i urządzeń, jak również przebudowy systemów uprawy;
- usprawnienie maszyn dostosowanych do potrzeb rolnictwa ekologicznego, szczególnie w kontekście uprawy roli, jak również kontroli zachwaszczenia;

- usprawnienie technik kompostowania zaadoptowanych do różnych materiałów oraz ustalenie nowatorskich strategii współpracy rolników i innych zainteresowanych podmiotów; zwiększy to dostępność składników dla roślin uprawnych oraz ułatwi utylizację odpadów.

Agroleśnictwo lub system rolno-leśny jest to sposób użytkowania ziemi, który polega na jednoczesnej uprawie drzew oraz roślin polowych/zielnych na tym samym obszarze. Drzewa i krzewy są w celowy sposób zintegrowane z produkcją roślinną i zwierzęcą, dla odniesienia korzyści środowiskowych i ekonomicznych. Agroleśnictwo łączy cele rolnictwa (produkcja płodów rolnych) i cele leśnictwa (obejmujące zagospodarowanie, pielęgnowanie i użytkowanie lasów). System jest alternatywą dywersyfikacji produkcji rolniczej dla roślin uprawnych. Drzewa spełniają funkcję ochronną dla gleb (przeciwerozyjna, przeciwwietrzna, poprawiająca bilans wodny, zmniejszając ryzyko przymrozków itp.) i w ten sposób przyczyniają się do wzrostu poziomu plonów upraw rolnych w dłuższym okresie.

Wśród systemów rolno-leśnych możemy wyróżnić: leśno-orne systemy alejowe, w tym zawierające zagajniki krótkiej rotacji (topola, wierzba, robinia), żywopłoty, przeciwwietrzne szpalery drzew, uprawę współrzedną drzew owocowych, zadrzewienia przeciwerozyjne czy zadrzewione pastwiska.

Różnorodność typów w obrębie systemów rolno-leśnych świadczy o wielofunkcyjności zastosowań drzew w skali pola, gospodarstwa jak i krajobrazu rolnego. Głównym celem uprawy drzew w połączeniu z tradycyjną produkcją roślinną lub wypasem zwierząt jest produkcja biomasy na cele energetyczne lub wysokogatunkowego drewna. Istnieje również wiele alternatywnych sposobów wykorzystania biomasy pochodzącej z drzewa, np. dodatek do kompostu, ściółka dla zwierząt czy produkty uboczne z produkcji owoców, pestek itp. (4).

O podjęciu decyzji o uprawie roślin wieloletnich decyduje zwykle koszt założenia plantacji, zakupu/wynajmu maszyn do zbioru oraz informacja o oczekiwanym zwrocie z inwestycji. Z tego względu w analizach ekonomicznych wykonuje się wieloletnie symulacje z uwzględnieniem zdyskontowanej wartości zysków i kosztów. Opłacalność systemów rolno-leśnych bazuje na współczynniku ekwiwalentu terenowego LER (ang. *Land Equivalent Ratio*), który definiuje stosunek sumy plonów roślin uprawnych oraz drzew w monokulturze do plonu upraw w systemie mieszanym - w tym przypadku agroleśnictwa. System ten jest bardziej opłacalny od monokulturowych upraw gdy jego wartość przekracza 1. Wartości powyżej tej granicy zostały uzyskane dla systemów rolno-leśnych z orzechem, wiśnią i topolą we Francji i Holandii (14). Innym ważnym elementem analizy porównawczej jest cena biomasy drewna, która decyduje o rentowności długoterminowej inwestycji. Niezbędne jest przeprowadzenie analizy rynku oraz zaplanowanie działań marketingowych dla innowacyjnych produktów o wysokiej wartości dodanej. W tym celu konieczna wydaje się współpraca z innymi rolnikami w grupie producenckiej, operacyjnej czy kooperatywie.

Uprawa roślin w systemach rolno-leśnych może stać się bardziej opłacalna poprzez podwyższenie wartości dodanej produktów na trzy różne sposoby (B o r e k i in., nie publik.):

- zorganizowana grupa rolników wytwarza i sprzedaje przetworzony innowacyjny produkt z drzew/drewna lokalnym odbiorcom. Dla upowszechnienia tego typu rozwiązań ważne są: organizacja wyjazdów zainteresowanych osób do działających pilotażowych obiektów, opracowanie narzędzi wsparcia decyzji dla działań w tym segmencie rynku oraz budowa sieci rolników i doradców, pozwalającej na wymianę doświadczeń;
- zidentyfikowanie kryteriów, mogących mieć zastosowanie do produktów o wysokiej wartości dodanej z systemów rolno-leśnych uprawianych w sposób zrównoważony oraz opracowanie systemu certyfikacji. Prace w tym zakresie podejmują międzynarodowe jednostki certyfikujące PEFC i FSC. Przeważająca część gospodarstw posiadających systemy rolno-leśne może być kwalifikowana jako ekologiczna, wytwarzająca regionalne czy tradycyjne produkty lub spełniająca wymogi niskoemisyjnych certyfikatów;
- tworzenie wartości dodanej przez wycenę świadczeń ekosystemowych dostarczanych przez systemy rolno-leśne. Metoda ta może mieć związek z opracowaniem przez firmy różnych modeli biznesowych sprzedaży, polityką sponsoringu lub pro-środowiskowym podejściem do społecznej odpowiedzialności biznesu.

System integrowanej produkcji mieszanej według FAO (20) jest systemem, w którym rośliny i zwierzęta oddziałują na siebie wzajemnie – produkcja roślinna jest wykorzystana jako pasza, a produkty uboczne produkcji zwierzęcej dostarczają nawozów naturalnych zwiększając produktywność roślin i ograniczając zużycie nawozów mineralnych. Pozwala to na maksymalne wykorzystanie zasobów dostępnych w gospodarstwie. Zintegrowane systemy mogą również dostarczyć dodatkowych produktów, wartości i funkcji – surowców nieżywnościowych, drewna, energii; zwiększają różnorodność genetyczną roślin, różnicują działalność rolnika, a także pełnią wiele funkcji środowiskowych (20). Zróżnicowane wykorzystanie gruntów i różnorodność uprawianych odmian zwiększa produktywność oraz zdolność adaptacji systemów rolniczych do zmian klimatu (13). Niegdyś popularne, rolnictwo o mieszanej produkcji jest coraz rzadziej stosowane w krajach UE z powodu tendencji specjalizacji produkcji. W roku 2013 według Eurostat, gospodarstwa łączące produkcję roślinną i zwierzęcą stanowiły 23% ogółu gospodarstw Unii Europejskiej i zajmowały jedynie 17% powierzchni użytków rolnych. W Polsce systemy te stanowiły 37% gospodarstw i około 29% powierzchni użytków rolnych (1).

Pomimo korzyści środowiskowych, ekonomiczne wyniki tego typu gospodarstw są znacznie niższe niż w gospodarstwach jednokierunkowych, szczególnie w odniesieniu do kosztów wynagrodzenia za pracę. Ponadto, są one często zlokalizowane na obszarach o niekorzystnych warunkach gospodarowania (ONW), które charakteryzują się niską opłacalnością produkcji w stosunku do pozostałych obszarów rolnych.

Z drugiej strony, mają przewagę konkurencyjną pod względem różnorodności oferowanych produktów.

Wzrost efektywności systemów mieszanych polega głównie na zwiększeniu powiązań pomiędzy różnymi elementami systemu, czyli, mówiąc inaczej, na optymalizacji produkcji w ramach gospodarstwa. Przykładowe rozwiązania w tym kierunku obejmują: optymalizacja zarządzania nawozami organicznymi (właściwy termin i dawka; separacja frakcji suchej i mokrej); nawożenie fosforem w oparciu o stan odżywienia i potrzeby nawozowe roślin; produkcja paszy w gospodarstwie; zróżnicowanie i optymalizacja roślin w płodozmianie; uprawa roślin okrywowych na cele paszowe; wykorzystanie produktów ubocznych na cele paszowe; poprawa bilansu azotu i fosforu w gospodarstwie poprzez zbilansowanie dawki paszowej; wprowadzenie drzew (uprawy rolno-leśne) w celu dywersyfikacji produkcji, ograniczenia strat wymywanych biogenów z gleby oraz wytwarzania alternatywnej paszy dla zwierząt. W tym celu pomocne jest wykorzystanie dedykowanych informatycznych systemów wsparcia decyzji.

Podobnie jak w przypadku innych zrównoważonych systemów uprawy, istotnym czynnikiem wzrostu dochodowości gospodarstwa w systemie integrowanej produkcji mieszanej jest opracowanie systemu sprzedaży produktu o wysokiej wartości dodanej oraz strategii budowania jego marki. W tym celu proponuje się utworzenie grup rolników współpracujących w zakresie lokalnych łańcuchów dostaw zintegrowanego produktu. Rolnicy mogą poprawić atrakcyjność swoich produktów przez ich etykietowanie w ramach wspólnego systemu jakości lub już istniejącego systemu śladu środowiskowego (istniejące systemy certyfikacji wydają się zbyt skomplikowane dla małych i średnich gospodarstw i z powodu licznych wymogów rolnicy często z nich rezygnują). Inną opcją jest zgłoszenie produktu na listę produktów lokalnych lub tradycyjnych.

Właściwa komunikacja z klientami decyduje w znacznej mierze o sukcesie przedsięwzięcia. Zaleca się prowadzenie kampanii reklamowej przy wykorzystaniu mediów społecznościowych, organizację wydarzeń, imprez połączonych ze sprzedażą bezpośrednią produktu czy zaproszenie zainteresowanych osób do udziału w pracach wykonywanych w gospodarstwie.

Członkowie grupy zadaniowej EIP-AGRI w zakresie systemów produkcji mieszanej przedstawili następujące rekomendacje dla podniesienia efektywności (9):

- adaptacja systemów edukacji i doradztwa do specyfiki systemu integrowanej produkcji mieszanej poprzez promocję wymiany wiedzy pomiędzy rolnikami, naukowcami i doradcami oraz uwzględnienie holistycznych podejść ukierunkowanych na samowystarczalność gospodarstwa;
- usprawnienie integracji zwierząt i roślin w gospodarstwie poprzez umożliwienie lokalnej współpracy pomiędzy wyspecjalizowanymi gospodarstwami;
- wspieranie innowacyjnych pomysłów rolników – doradztwo w zakresie nowych metod sprzedaży, optymalizacji pracy w gospodarstwie, wzmocnienia środowiskowej i ekonomicznej odporności gospodarstwa, a także poszerzanie praktycznej wiedzy w zakresie nowych technologii;

- promocja działań różnicujących produkcję rolniczą – tworzenie i rozwój sieci edukacyjnych, turystycznych, ekologicznych. Dobrym przykładem sieci prężnie rozwijającej się w Polsce jest Ogólnopolska Sieć Zagród Edukacyjnych;
- propagowanie „wielofunkcyjnego koszyka” produktów i usług oferowanego przez gospodarstwa poprzez tworzenie zachęt finansowych oraz tworzenie programów wsparcia budowania marki produktów pochodzących z integrowanych systemów produkcji mieszanej;
- uczestnictwo rolników w systemach jakości lokalnych i zrównoważonych produktów.

Omawiając zrównoważone systemy rolnictwa, należy również przybliżyć **konceptę integrowanego/zintegrowanego rolnictwa**. Zasady uprawy roślin w integrowanym systemie nie są powszechnie przyjęte i są opisane w odmienny sposób przez różne systemy i standardy, zupełnie niezależnie od koncepcji zintegrowanego rolnictwa promowanych przez FAO. Często są utożsamiane z pojęciem rolnictwa zrównoważonego. Europejska Inicjatywa dla Zrównoważonego Rozwoju w Rolnictwie (EISA); (16) opisuje integrowany system jako sposób zarządzania gospodarstwem, który obejmuje następujące elementy zrównoważenia: organizację i planowanie, kapitał ludzki i społeczny, efektywność energetyczną, zużycie wody i ochrona jej jakości, zmiany klimatyczne i jakość powietrza, zarządzanie glebą, nawożenie roślin, stan zdrowotny roślin i ich ochrona, hodowla zwierząt, zdrowotność zwierząt i dobrostan, ochrona krajobrazu i przyrody oraz zarządzanie odpadami i kontrola zanieczyszczeń. Celem EISA jest promocja i wdrażanie integrowanego rolnictwa w Europie. W 2014 roku opracowano w tym celu Europejski Kodeks Integrowanego Rolnictwa (12). Międzynarodowa Organizacja na Rzecz Biologicznej i Zintegrowanej Kontroli Szkodliwych Zwierząt i Roślin (IOBC); (18) zdefiniowała europejską normę rolnictwa integrowanego UNI 11233-2009 jako system rolny, wytwarzający żywność wysokiej jakości oraz inne produkty przez wykorzystanie naturalnych zasobów i mechanizmów regulujących w celu ograniczenia zewnętrznych środków produkcji zanieczyszczających środowisko i zapewnienia zrównoważonego gospodarowania. Podkreśla się również utrzymanie wielofunkcjonalności systemu rolnego, wiedzę rolnika, obieg składników pokarmowych w gospodarstwie, zasady integrowanej ochrony roślin oraz znaczenie biologicznej bioróżnorodności (3). Pomimo, że powyższe zasady odnoszą się do systemu zarządzania całym gospodarstwem, przez Komisję Europejską są rozumiane jako źródło reguł integrowanej produkcji na poziomie upraw (19).

Wieloznaczność pojęcia komplikuje fakt, że w wielu krajach, w tym krajach europejskich, przyjęte są regulacje, które definiują ten system według ściśle określonych reguł, ale dotyczą one tylko uprawy konkretnych roślin, a nie systemu obejmującego całe gospodarstwo. Jedynie Dania i Holandia przyjęły regulacje prawne, które pozwalają na uzyskanie znaku gwarancji i certyfikacji integrowanej produkcji jedynie na poziomie całego gospodarstwa stosującego ten model. Jedynym wiążącym aktem prawnym na poziomie UE jest Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/128/

WE (7) ustanawiająca ramy wspólnotowego działania na rzecz zrównoważonego stosowania pestycydów, zawierająca wymóg dotyczący integrowanej ochrony roślin. Metodyki integrowanej produkcji roślin w Polsce, zatwierdzone przez Głównego Inspektora Ochrony Roślin i Nasiennictwa obejmują m.in. następujące praktyki: planowanie i zakładanie uprawy z uwzględnieniem doboru odmian, nawożenie z uwzględnieniem analiz gleby, stosowanie racjonalnych sposobów regulacji zachwaszczenia, pielęgnacja upraw, ochrona przed chorobami i szkodnikami z uwzględnieniem metod niechemicznych oraz zasady higieniczno-sanitarne (15). Certyfikat poświadczający stosowanie integrowanej produkcji roślin wydaje się na okres niezbędny do zbycia roślin jednak nie dłuższy niż na okres 12 miesięcy.

Podsumowanie

Uważa się, że rozwój efektywnych i zoptymalizowanych systemów gospodarowania glebą w rolnictwie jest jednym z podstawowych elementów strategii przeciwdziałania zagrożeniom środowiskowym i adaptacji do zmian klimatycznych. Wydaje się również ważnym kierunkiem dostosowania się do ryzyka rynkowego. Wdrażanie innowacji technologicznych w rolnictwie, które jest jednocześnie dostosowane do klimatu wymaga zmian organizacji produkcji rolnej, często ograniczanej do wyspecjalizowanej metody uprawy lub kierunku produkcji. Optymalizacja i integracja procesów oraz działań obecnych w gospodarstwie pozwala na zastosowanie systemowych rozwiązań w różnych skalach i ułatwia ich kontrolę. Z uwagi na kompleksowość tego typu inwestycji wymagana jest współpraca ekspertów z różnych dziedzin.

Przytoczone w pracy rekomendacje systemów gospodarowania wskazują na potrzebę dostosowania istniejących rozwiązań technologicznych do uwarunkowań środowiskowych i organizacyjnych gospodarstw w Polsce. W dostosowaniu tym należy uwzględnić szczególnie zmienność warunków glebowo-wodnych. Wielokierunkowość produkcji (wprowadzenie nowych roślin, wzbogacenie płodozmianu, łączona produkcja roślinna i zwierzęca) może wiązać się ze zwiększeniem nakładów pracy. Problemem mogą być również ograniczone możliwości zbytu towarów wyprodukowanych przy wyższych nakładach, a tym samym droższych. Jednak w dłuższej perspektywie proponowane systemy produkcji zwiększą stabilność produkcji pozwalając na funkcjonowanie gospodarstw w bardzo niestabilnej sytuacji klimatycznej i ekonomicznej. Postęp w informatyzacji umożliwia zastosowania systemów wsparcia decyzji podejmowanych przez rolnika w czasie rzeczywistym. Ma to doprowadzić do oszczędności środków produkcji i optymalizacji ich stosowania, co zmniejszy ryzyko zanieczyszczania środowiska i będzie podnosić odporność na stresy środowiskowe.

Kluczowymi czynnikami sukcesu wynikającego z inwestowania w zrównoważone systemy uprawy dostosowane do zmian klimatu są:

1. świadomość i wiedza rolnika w zakresie wykorzystania przestrzeni produkcyjnej w gospodarstwie w zrównoważony i innowacyjny sposób,

2. partnerskie relacje rolników lub grup rolników z odbiorcami towarów (przemysł rolno-spożywczy, dystrybutorzy, konsumenci) oraz z dostawcami technologii i środków produkcji,
3. wartość dodana zrównoważonych środowiskowo i społecznie systemów produkcji np. oszczędność energii, środków produkcji, ograniczenie emisji,
4. konieczność stworzenia marki dla produktów wytwarzanych z wykorzystaniem proponowanych systemów produkcji,
5. wykorzystanie do celów promocji mediów społecznościowych,
6. wysokiej klasy doradztwo, dostosowane do potrzeb rynku i sytuacji gospodarstwa,
7. działania rolników w celu budowania wzajemnego zaufania w ramach lokalnych grup wspieranych przez projekty o prostych i przejrzystych zasadach finansowania.

Literatura

1. Agri-environmental indicator – specialisation, dostępne na: http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Agri-environmental_indicator_-_specialisation, 2016.
2. Baulcombe D., Crute I., Davies B., Dunwell J., Gale M., Jones J., Pretty J., Sutherland W., Toulmin C.: Reaping the benefits: science and the sustainable intensification of global agriculture. London, UK: The Royal Society, 2009, ss. 86.
3. Boller E. F., Avilla J., Joerg E., Malavolta C., Wijnands F. G., Esbjerg P.: Integrated production. Principles and Technical Guidelines. 3rd Edition 2004, IOBC WPRS Bull., **27 (2)**, 2004, ss. 50.
4. Borek R.: Znaczenie systemów rolno-leśnych i możliwości wsparcia ich rozwoju w ramach Wspólnej Polityki Rolnej UE. Zagadnienia Doradztwa Rolniczego., 2016, **1**: 22-38.
5. CSA Booster, Pathfinder Report, Climate Smart Agriculture Booster, Wageningen, 2014, ss. 56.
6. Dominiak A.: System rolnictwa precyzyjnego, ODR Brwinów, oddział w Radomiu, 2010, ss. 18.
7. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/128/WE z dnia 21 października 2009 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania na rzecz zrównoważonego stosowania pestycydów (Dz. Urz. UE, L 189/1).
8. EIP-AGRI Factsheet Soil Organic Matter, Soil organic matter content in Mediterranean regions, European Commission, 2015, ss. 2.
9. EIP-AGRI Focus Group Mixed Farming Systems: Livestock/Cash crops, Final Report, European Commission, 2017, ss. 34.
10. EIP-AGRI Focus Group Organic Farming – Optimising arable yields, Final Report, European Commission, 2013, ss. 84.
11. EIP-AGRI Focus Group Precision Farming, Final Report, European Commission, 2015, ss. 44.
12. European Initiative for Sustainable Development in Agriculture, A Common Codex for Integrated Farming, elaborated by EISA (the European Initiative for Sustainable Development in Agriculture), 2014, ss. 12, dostępna na: ec.europa.eu/environment/archives/ppps/pdf/ilubrochure.pdf
13. Frison E. A., Cherfas J., Hodgkin T.: Agricultural biodiversity is essential for a sustainable improvement in food and nutrition security. Sustainability, 2011, **3(1)**: 238-253.
14. Graves A. R., Burgess P. J., Palma J. H., Herzog F., Moreno G., Bertomeu M., Dupraz C., Liagre F., Keesman F., van der Werf W., de Nooy A. K., van den Briel J. P.: Development and application of bio-economic modelling to compare silvoarable, arable, and forestry systems in three European countries. Ecological Engineering, 2007, **29.4**: 434-449.
15. <http://piorin.gov.pl>
16. <http://sustainable-agriculture.org>
17. <http://www.fao.org/ag/ca/index.html>
18. <http://www.iobc-global.org>

19. Opinia Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego w sprawie integrowanej produkcji w Unii Europejskiej, 20014/C 214/02.
20. Schiere H., Kater L.: Mixed crop-livestock farming. A review of traditional technologies based on literature and field experience. FAO Animal Production and Health Papers, **152**, 2001, FAO Rome.
21. Long T. B., Blok V., Coninx I.: Barriers to the adoption and diffusion of technological innovations for climate-smart agriculture in Europe: evidence from the Netherlands, France, Switzerland and Italy. J. Cleaner Production, 2016, **112**: 9-16.
22. Meyer R., Rättinger T., Voss-Fels K. P.: (2013) Technology options for feeding 10 billion people – Plant breeding and innovative agriculture. Report prepared for STOA (Science and Technology Options Assessment), October 2013, ss. 211.
23. Nowicki M., Maćkowiak-Pandera J., Dziadkowiec M., Otawski P., Dyjak R., Zawadzka-Stępiak D., Sadowski M., Kindler J.: Strategia adaptacji Polski do zmian klimatu, Europejskie Centrum Klimatu i Środowiska, www.ecece.org.pl, 2014, ss. 45.
24. Program Rozwoju Obszarów Wiejskich 2014-2020, dostępne na: <http://www.minrol.gov.pl/Wsparcie-rolnictwa/Program-Rozwoju-Obszarow-Wiejskich-2014-2020>, ss. 807.
25. Rozporządzenie Rady (WE) nr 834/2007 z dnia 28 czerwca 2007 r. w sprawie produkcji ekologicznej i znakowania produktów ekologicznych i uchylające rozporządzenie (EWG) nr 2092/91 (Dz. Urz. UE, L 189/1)
26. Stalenga J., Kuś J.: Rolnictwo ekologiczne w Europie i Polsce, Studia i Raporty IUNG-PIB, 2007, **6**: 9-18.
27. Underwood E., Baldock D., Aiking H., Buckwell A., Dooley E., Frelih-Larsen A., Naumann S., O'Connor C., Polakova J., Tucker G.: Technology options for feeding 10 billion people - Options for sustainable food and agriculture in the EU, The synthesis report prepared for STOA (Science and Technology Options Assessment), November 2013, ss. 129.
28. Uprawa konserwująca, broszura opracowana na potrzeby projektu pt. „Zrównoważone rolnictwo oraz ochrona gleby, (akronim projektu: SoCo), Agriculture and life sciences in the economy (Agrilife), JRC European Commission, 2009, **5**, ss. 4, dostępne na: <http://agrilife.jrc.ec.europa.eu>.
29. Żyłowski T.: Efektywność ekonomiczna i środowiskowa różnych systemów uprawy polowej, Studia i Raporty IUNG-PIB, Puławy, 2017, **52(6)**: 119-138.

dr Robert Borek
Zakład Biogospodarki i Analiz Systemowych
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 4786763
email: rborek@iung.pulawy.pl

Aleksandra Król

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

WYKORZYSTANIE MODELU Farm-SAFE DO PODEJMOWANIA DECYZJI O SPOSOBIE UŻYTKOWANIA GRUNTÓW W GOSPODARSTWIE*

Słowa kluczowe: modelowanie, Farm-SAFE, grunt orny, grunt leśny, system rolno-leśny, współczynnik ekwiwalentu terenu LER, marża netto, ekwiwalent wartości rocznej

Wstęp

Sposób użytkowania gruntów w gospodarstwie ma istotny wpływ na wartość produkcji oraz ekonomikę gospodarstwa. Określone zmiany użytkowania terenu rolnego w kierunku zalesiania gruntów rolnych lub wprowadzania celowych upraw energetycznych w tym plantacji drzew szybko rosnących wiążą się często z potrzebą zagospodarowania gruntów rolnych uznawanych za grunty rolniczo nieprzydatne. U podstawy takich decyzji może leżeć również chęć dywersyfikacji działalności produkcyjnej gospodarstwa w stronę produkcji energii odnawialnej lub alternatywnych bioproduktów. Natomiast o podjęciu decyzji o uprawie roślin wieloletnich decyduje wykonalność finansowa przedsięwzięcia i informacja o oczekiwanym zwrocie z inwestycji. Długi okres zwrotu nakładów na ich założenie oraz zmienność cen, dotacji i plonów w cyklu życia roślin zniechęca do tego typu działań. Alternatywnym sposobem użytkowania gruntów może być jednoczesna uprawa drzewiastych roślin wieloletnich oraz tradycyjnych roślin rolniczych na tej samej powierzchni (agroleśnictwo/systemy rolno-leśne). Ponadto, drzewa pełnią funkcję ochronną dla gleb uprawnych (przeciwoerozyjne, przeciwwietrzne, poprawiające bilans wodny, zmniejszają ryzyko przymrozków itp.) i w ten sposób przyczyniają się do wzrostu poziomu plonów upraw rolnych w dłuższym okresie.

Porównywanie ekonomiki systemów rolnych, leśnych i rolno-leśnych jest utrudnione ze względu na zróżnicowanie długości analiz. W systemach rolnych dochody uzyskiwane są już po okresie jednego roku, natomiast w pozostałych systemach okres ten jest znacznie dłuższy (kilkuletni). W porównywaniu systemów

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.7 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

rolnych wykorzystywana jest bieżąca wartość netto, ale aby porównać wszystkie trzy systemy należy wykorzystać metodę analizy zdyskontowanych kosztów i zysków. Kolejnym kluczowym problemem wynikającym z długości analizy systemów leśnych i rolno-leśnych jest niemożliwość pozyskiwania danych empirycznych dla całości analizowanego okresu. Alternatywę dla badań empirycznych stanowi modelowanie, które umożliwia prognozę wpływu systemów uprawy na plonowanie (modele biofizyczne) oraz ekonomikę gospodarstw (modele ekonomiczne). Modele często traktowane są również jako narzędzie wspomagające podejmowanie decyzji o sposobie gospodarowania. Istnieje wiele modeli dotyczących systemów rolnych i leśnych, jednak modeli analizujących systemy rolno-leśne jest już zdecydowanie mniej. Wybór modeli uwarunkowany jest głównie kosztem użytkowania programu, dostępnością, ilością oraz rodzajem danych wejściowych.

Jednym z modeli ekonomicznych uwzględniających system rolny, leśny i rolno-leśny jest opisany w pracy model Farm-SAFE. Model ten porównuje wspomniane systemy uprawy w aspekcie opłacalności oraz uzyskiwanych zysków z gospodarstwa. W modelu porównywane są wartości: marży netto, bieżącej wartości netto, bieżącej wartości netto dla nieskończonych przepływów pieniężnych, ekwiwalentu wartości rocznej oraz nakładów pracy w odniesieniu do skali 1ha oraz skali gospodarstwa. Analiza ekonomiki gospodarstw umożliwia ocenę, który system dla danego gospodarstwa przynosi największe zyski ekonomiczne, społeczne oraz środowiskowe.

Celem pracy jest przedstawienie modelu ekonomicznego Farm-SAFE jako narzędzia wspomagającego podejmowanie decyzji o sposobie użytkowania gruntów w gospodarstwie na przykładzie systemów rolnego i rolno-leśnego.

Agroleśnictwo (system rolno-leśny)

Ponieważ system rolno-leśny nie jest powszechnie znany i wiąże się z wielokierunkowością produkcji, co wymaga szerszego omówienia, poniżej przedstawiono krótką jego charakterystykę. System agroleśnictwa polega na jednoczesnej uprawie drzew oraz roślin polowych na tym samym obszarze (6, 23). Zadrzewienia w krajobrazie rolniczym są obserwowane w postaci: pasów ochronnych, pasów wiatrochronnych, zadrzewień śródpolnych, stref buforowych, leśnych wysepek, żywopłotów, systemów agroleśnictwa oraz systemów leśno-pastwiskowych (26). Dawniej, system rolno-leśny dominował w krajobrazie rolniczym (5). W późniejszym okresie zaczęto go jednak zastępować systemami monokulturowymi, a w późnych latach 70. XX wieku agroleśnictwo ponownie zaczęło być postrzegane, przez instytucje naukowe, jako ulepszony, nowoczesny sposób użytkowania gruntów (18). W ostatnim czasie ze względu na potencjalną możliwość ograniczenia degradacji gruntów, a także środek łagodzenia zmian klimatycznych przez sekwestrację glebowego węgla, system rolno-leśny przyciąga coraz większą uwagę (16). Coraz więcej badań dotyczy koncepcji ponownego zastąpienia dotychczas dominujących systemów rolnych –

systemami rolno-leśnymi (11). Badania prowadzone przez Graves'a i in. (9) pokazują, że wielu rolników jest zainteresowanych możliwością wprowadzenia zadrzewień do swoich plantacji. Jednak, zainteresowanie to zależy od warunków środowiskowych oraz społeczno-ekonomicznych danego gospodarstwa. Niestety pomimo wysokiego zainteresowania tematem agroleśnictwa, tylko 40% badanych jest zaznajomionych z jego definicją (9).

Z systemami rolno-leśnymi wiąże się wiele korzyści zarówno środowiskowych jak i ekonomicznych. Systemy rolno-leśne postrzegane są również jako jedna z form adaptacji do zmian klimatu, która jest często niedoceniana i nieznaną. Zadrzewienia w systemach rolno-leśnych zwiększają m.in. bioróżnorodność, ograniczają wymywanie azotu, występowanie powodzi, erozję lub parowanie z gruntu, łagodzą wpływ ekstremalnych temperatur, a także zwiększają zawartość wody w glebie poprzez akumulację śniegu na powierzchni gruntu oraz ograniczają wpływ wiatru na uprawy rolne (1, 17, 20). Ponadto, uprawy mieszane z drzewami poprzez redukcję naświetlenia, obniżanie temperatury powietrza oraz zwiększanie wilgotności względnej, powodują kształtowanie się mikroklimatu, który może powodować wzrost plonu pszenicy ozimej oraz poprawienie jego jakości (m.in. zwiększenie zawartości białka) (6). Graves i in. (12), Mercer i in. (17) oraz Borek (1) w swoich pracach wskazują również na pozytywny wpływ systemów rolno-leśnych na plonowanie.

Systemy rolno-leśne w dużej mierze pozytywnie oddziałują na środowisko, ale nie należy również zapomnieć o jego negatywnych skutkach środowiskowych. W pracy Fang i in. (6) zwrócono uwagę na problem redukcji plonów pszenicy wraz ze zwiększaniem gęstości sadzenia topoli. Sadzenie drzew na gruntach ornych może ograniczać zasoby wodne i pokarmowe roślin uprawnych (1).

Z adaptacji systemów rolno-leśnych w danym gospodarstwie – poza korzyściami związanymi ze środowiskiem – wynikają również znaczne korzyści ekonomiczne (17, 20). Fang i in. (6) wskazuje na wzrost zysków w systemie rolno-leśnym w stosunku do systemów monokulturowych o ok. 20-47%. Jednak badania przeprowadzone dla Francji przez Graves i in. (10) wykazują, że w większości analizowanego okresu (60 lat) skumulowana wartość przepływu pieniędzy jest najwyższa w systemie rolnym. Natomiast Burgess i in. (3) porównując ekonomikę systemów rolnych, leśnych oraz rolno-leśnych wskazali, że rentowność produkcji systemów rolno-leśnych zależy od osiągniętego plonu, kosztów jego uzyskania, ceny oferowanej za wytworzone produkty w tym ceny biomasy drewna oraz szerokości alei drzew. Jak powszechnie wiadomo, kluczowym czynnikiem decydującym o zmianie użytkowania gruntu jest perspektywa wyższych dochodów niż w przypadku dotychczasowych systemów (5, 21). Dlatego też, prowadzone są badania związane z wykorzystywaniem drzew w celu poszerzenia zakresu produktów pochodzących z rolnictwa (np. cenne drewno, owoce, alternatywne bioprodukty), potencjalnie zmniejszające ryzyko inwestycji oraz zwiększające przychody (17, 26). Ponadto, w systemie leśno-pastwiskowym, kontrolowany wypas zwierząt może skutkować skróceniem okresu zwrotu inwestycji. W ramach Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich przewidziane jest wsparcie dla

utrzymania niektórych odmian drzew owocowych oraz tradycyjnych ras zwierząt (1). Należy jednak podkreślić istotny wpływ aktualnych cen produktów rolniczych na rentowność systemów rolno-leśnych (6).

Podsumowując, agroleśnictwo jest coraz częściej postrzegane jako potencjalny sposób użytkowania gruntów w Europie (10). Jednak wprowadzenie nowego systemu do gospodarstwa jest ograniczane przez brak wsparcia do ich zakładania i utrzymywania, oraz jego złożoność co wymaga przyswojenia nowej wiedzy (10, 21). Co więcej, aby system agroleśnictwa był efektywny, należy go dostosować do lokalnych warunków glebowych i klimatycznych danego gospodarstwa (1). Decyzja o sposobie użytkowania gruntów powinna bazować na analizach ekonomicznych przeprowadzonych dla danego gospodarstwa, w których porównywany jest zysk netto poszczególnych systemów. Zysk netto obliczany jest na podstawie wartości skumulowanych przychodów oraz kosztów wyrażonych w postaci bieżącej wartości netto (5).

Analiza porównawcza systemów rolno-leśnych, leśnych i rolnych jest utrudniona ze względu na różnicę długości okresu oczekiwania na uzyskanie przychodów. W systemach rolnych zysk uzyskiwany jest już po roku uprawy, natomiast w systemach leśnych i rolno-leśnych okres ten jest zdecydowanie dłuższy (5, 20). Dlatego też, do oceny długoterminowej rentowności gospodarstw niezbędne są długoterminowe prognozy wydajności (23). Porównanie długoterminowych przychodów oraz kosztów związanych z poszczególnymi systemami uprawy możliwe jest przy wykorzystaniu modelowania (np. modelu Farm-SAFE); (5, 20).

Modelowanie systemów uprawy gruntów

Modele gospodarki rolnej często wspomagają decyzje o sposobie użytkowania gruntów w gospodarstwach o szerokim zakresie warunków środowiskowych i społeczno-ekonomicznych (11, 16). Przy jednoczesnym wykorzystaniu indywidualnych danych o gospodarstwie oraz bioekonomicznych modeli możemy ocenić skutki adaptacji poszczególnych scenariuszy (14). Głównym celem modelowania jest analiza wpływu różnorodnych czynników (np. zmian klimatu, sposobu uprawy, rodzaju gleby), m.in. na plonowanie oraz ekonomikę gospodarstw, która ze względu na dużą liczbę danych byłaby niemożliwa do przeprowadzenia w sposób empiryczny (16). Ze względu na trudności w pozyskiwaniu pełnych danych empirycznych dotyczących pełnego zmianowania drzew, w analizach biofizycznych i ekonomicznych systemów leśnych i rolno-leśnych wykorzystywane są modele symulacyjne, które uzupełniają brakujące dane (11).

Modele ekonomiki gospodarstw są wykorzystywane m.in. do przewidywania reakcji rolnika (np. zmniejszenia powierzchni systemów rolnych czy rolno-leśnych w gospodarstwie) na ewentualne zmiany wartości cen oraz poniesionych kosztów, a także zmian w polityce wsparcia do danej uprawy (11). Modele symulacyjne pozwalają określić np. najbardziej efektywną gęstość sadzenia drzew oraz strategię

zarządzania dla poszczególnych scenariuszy produkcyjnych (25). Modele określają jaki wpływ na plonowanie ma wprowadzenie poszczególnych systemów (1, 12, 17), oraz ich układ przestrzenny w tym zagęszczenie drzew w uprawie (6). Porównywanie rentowności poszczególnych systemów uprawy (rolnych, leśnych i rolno-leśnych) dla danego gospodarstwa, jest również możliwe dzięki modelowaniu (5, 20).

Dla systemów rolnych i systemów leśnych opracowano wiele modeli symulacyjnych, natomiast modeli analizujących systemy rolno-leśne jest już zdecydowanie mniej (11). Do modeli systemów rolno-leśnych należy model HyPAR (19), WaNuLCAS (24) oraz rodzina modeli SAFE: Hi-SAFE (5), Yield-SAFE (23), Plot-SAFE (10) oraz Farm-SAFE (10). Modele symulacyjne dzielą się na: modele biofizyczne o dość ograniczonej analizie ekonomicznej oraz rozbudowane modele ekonomiczne (np. WaNuLCAS, Farm-SAFE), które dane biofizyczne pozyskują ze źródeł zewnętrznych (2, 11).

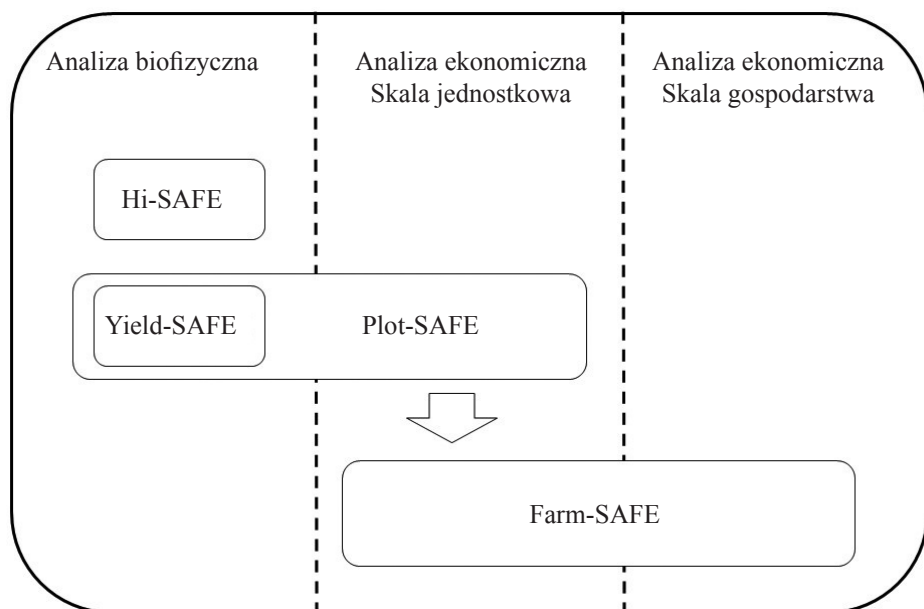
Model Farm-SAFE

Model Farm-SAFE (ang. *Financial And Resource-use Model for Silvoarable Agroforestry For Europe*) jest jednym z grupy modeli opracowanych w ramach projektu SAFE (ang. *Silvoarable Agroforestry for Europe*) (8). Projekt SAFE miał na celu ocenę produktywności agroleśnictwa, prognozowanie skutków wprowadzenia systemów rolno-leśnych, a także ekstrapolację uzyskanych wyników z poziomu pola do poziomu całego gospodarstwa (5, 10). W ramach projektu SAFE została opracowana rodzina modeli SAFE (Rys. 1): Hi-SAFE (5), Yield-SAFE (23), Plot-SAFE (10) oraz Farm-SAFE (10).

Model Hi-SAFE symuluje wzajemny wpływ i oddziaływanie pomiędzy występującymi na gruntach ornych zadrzewieniami i roślinami uprawnymi (5). Model Yield-SAFE stworzono w celu symulacji plonów oraz optymalizacji ekonomicznej gospodarstw (23). Jego dokładny opis znajduje się w pracy van der Werf i in. (23). Model Plot-SAFE umożliwia integrację modelu biofizycznego (YieldSAFE) z danymi ekonomicznymi na poziomie 1 ha. Uwzględnia on: zmianowanie upraw, przycinanie drzew oraz zaprzestanie uprawy, gdy jest ona nierentowna (8).

Model Farm-SAFE określa oraz porównuje rentowność systemów: rolnych, leśnych i rolno-leśnych na poziomie pola oraz gospodarstwa dla maksymalnie czterech zdefiniowanych jednostek przeliczeniowych (LU, ang. *Land Units*). Model przeprowadza roczne analizy dla zmianowań drzew trwających do 60 lat (8). Niezbędne dane wejściowe dotyczące plonowania roślin uprawnych i drzew mogą zostać pozyskane z modelu YieldSAFE (10). Jako podstawę do utworzenia modelu Farm-SAFE wykorzystano dwa istniejące już modele: model POPMOD (22; za: 10) i ARBUSTRA (15; za: 10). Pierwszy z nich wykorzystuje empiryczny model do określenia plonowania drzew i roślin uprawnych dla systemów rolnych, leśnych i rolno-leśnych w skali jednego hektara. Natomiast model ARBUSTRA pozwala na analizę różnych zestawień systemów rolnych/agroleśnych/leśnych na poziomie

gospodarstwa (10). Model Farm-SAFE pozwala ocenić możliwość wprowadzenia agroleśnictwa w analizowanych gospodarstwach rolnych. Badany obszar jest opisywany przez maksymalnie cztery jednostki przeliczeniowe LU, charakteryzujące się specyficzną dla nich rzeźbą terenu i żyznością gleby, dla których model ocenia rentowność agroleśnictwa w stosunku do systemu leśnego i rolnego. Następnie model integruje wyniki na poziomie LU do poziomu całego gospodarstwa, które mogą, dla wybranych klas środowiskowych, zostać ekstrapolowane do skali regionu. Podstawową jednostką finansową jest euro (8).



Rys. 1. Schemat relacji występujących pomiędzy modelami biofizycznymi (Hi-SAFE, Yield-SAFE), modelem bio-ekonomicznym (Plot-SAFE) oraz modelem ekonomicznym (Farm-SAFE).
Źródło: Graves i in., 2011 (10)

Zatem model Farm-SAFE może m.in. określić czy adaptacja agroleśnictwa dla danego gospodarstwa byłaby opłacalna. Badania przeprowadzone przez Graves i in. (12) pokazały, że największa opłacalność agroleśnictwa istnieje wtedy gdy, wszystkie komponenty systemu są opłacalne. Nieopłacalność jednego z komponentów skutkuje zmniejszeniem rentowności całego systemu rolno-leśnego. Ponadto, największa rentowność systemów rolno-leśnych była obserwowana, gdy rentowności systemów rolnych i leśnych były zbliżone. Badania wskazują również na zróżnicowanie rentowności poszczególnych systemów uprawy pomiędzy poszczególnymi krajami Unii Europejskiej. Wynika to, głównie z przestrzennego zróżnicowania cen pozyskanych plonów oraz wysokości dotacji (12). Graves i in. (12) analizując system agroleśnictwa w wybranych krajach Unii Europejskiej wykazali, że we Francji

(z przynoszącym wysokie zyski orzechem oraz topolą o krótkotrwałej rotacji) może on stanowić korzystną alternatywę dla pozostałych systemów. Natomiast w Hiszpanii wykazany został niekorzystny wpływ agroleśnictwa (z dębem ostrolistnym oraz sosną pinia) na plonowanie roślin uprawnych. Co więcej, w Holandii, ze względu na niską wartość drewna, zastąpienie systemów monokulturowych - systemem agroleśnictwa nie jest opłacalne (12).

Budowa modelu

Istnieje wiele modeli umożliwiających porównywanie ekonomiki gospodarstw, zróżnicowanych pod względem stosowanych systemów uprawy. Wybór modeli uwarunkowany jest kosztem użytkowania, dostępnością modelu oraz rodzajem i ilością danych wejściowych. Dlatego też, aby zwiększyć liczbę potencjalnych użytkowników, model Farm-SAFE bazuje na arkuszu kalkulacyjnym oprogramowania *Microsoft Excel*, ułatwiając jego dostępność oraz ograniczając koszty związane z jego użytkowaniem. Istotną zaletą modelu jest dostępność różnych wersji językowych oprogramowania (np. języka angielskiego, francuskiego, niemieckiego, włoskiego czy hiszpańskiego), dzięki czemu model może być wykorzystywany przez użytkowników pochodzących z różnych krajów. Ponadto, użytkownik może samodzielnie wprowadzać modyfikację do modelu. Użytkowanie modelu Farm-SAFE jest ułatwione ze względu na zastosowanie funkcji VBA (ang. *Visual Basic for Application*), tj. języka programowania opartego na VB służącego do automatyzacji pracy (8). Jednym z narzędzi VBA jest narzędzie „*Quick Guide*”, które w kolejnych krokach oprowadza nowego użytkownika przez najważniejsze etapy modelowania (13). Narzędzie to zostało szczegółowo opisane przez Graves i in. (13). Kryteria jakie powinny spełniać modele ekonomiczne oraz według których został opracowany model Farm-SAFE zostały przedstawione w Tab. 1.

Model Farm-SAFE składa się z ośmiu arkuszy roboczych zawierających kluczowe elementy analizy ekonomicznej. Pierwszy z nich - arkusz *Opcje i wyniki* (ang. *Option and results*) jest arkuszem kontrolnym, w którym definiowane są dane wejściowe (10). Składa się on z sześciu sekcji określających:

1. system uprawy i dane finansowe,
2. ceny, dofinansowania oraz koszty,
3. plan sadzenia,
4. analizę czułości modelu,
5. analizę danych w skali jednostkowej,
6. analizę danych w skali gospodarstwa.

Tabela 1

Wymagania jakie powinny spełniać modele ekonomiczne

Cechy modeli	Wymagania jakie powinny spełniać modele ekonomiczne
Tło	- Funkcjonowanie w języku angielskim - Początkowo zaprojektowane i użytkowane jako narzędzie badawcze - Funkcjonowanie jako model „zamknięty”
Modelowane systemy	- Modelowanie systemów rolnych, leśnych i rolno-leśnych - Modelowanie kilku terminów sadzenia
Cele analizy ekonomicznej	- Wykorzystanie wspólnych ram koncepcyjnych gospodarki rolnej (wraz z marżą netto) - Uwzględnienie efektu zmiany wartości pieniądza w czasie poprzez dyskontowanie - Porównanie rentowności systemów. Zdyskontowane przyszłe korzyści i koszty dla każdego systemu powinny być agregowane. Ponadto, model powinien prognozować wartość bieżąca netto, nieskończoną wartość bieżąca netto oraz roczną wartość ekwiwalentu - Analiza wrażliwości każdego z modelowanych systemów na zmianę wartości początkowych
Decyzje	Symulacja decyzji podjętych przez pojedynczego rolnika w kontekście sytuacji ekonomicznej gospodarstwa
Skala przestrzenna	- Skala jednego hektara - Skala gospodarstwa. Zróżnicowanie gruntów oraz typu gospodarstwa powinno zostać uwzględnione za pomocą czterech jednostek przeliczeniowych LU (ang. <i>Land Units</i>). - Uwzględnienie zmiany w czasie wielkości obszarów objętych poszczególnymi systemami uprawy
Skala czasowa	- Roczny krok czasowy symulacji - Maksymalna długość analiz to 60 lat
Wytwarzanie i wykorzystywanie danych biofizycznych	Dane dotyczące rocznego plonu pozyskiwane z zewnętrznego źródła (np. z modeli biofizycznych)
Platforma i interfejs	- Model arkusza kalkulacyjnego wykorzystujący łatwo dostępną i niekosztowną platformę - Bezpośredni interfejs z możliwością wyboru wersji językowej
Dane wejściowe i wyjściowe	- Zmniejszenie wymagań wejściowych poprzez przechowywanie kluczowych parametrów w modelu - Wykorzystanie bazy danych do przechowywania kluczowych parametrów i danych finansowych - Wygenerowanie danych wyjściowych w postaci tabelarycznej i graficznej

Źródło: Graves i in., 2011 (10)

W ramach sekcji *Opcje* (ang. *Options section*) użytkownik określa odpowiedni system uprawy, definiuje dane finansowe, ceny, dofinansowania, koszty oraz plan sadzenia. Parametry te są definiowane dla poszczególnych jednostek przeliczeniowych LU (8). Natomiast w sekcji *Wyniki* (ang. *Results*) przedstawione są otrzymane wartości rentowności, produkcji oraz zapotrzebowania na pracowników (8, 10). Wyniki prezentowane są w postaci graficznej oraz tabelarycznej (8). W modelu każdy scenariusz uprawy może być zapisywany w postaci oddzielnego pliku, umożliwiając w ten sposób jego ponowne wykorzystanie bez konieczności ponownego wprowadzania danych, co przyspiesza przeprowadzenie kolejnych analiz (10).

Arkusze *System rolny* (ang. *Arablesystem*), *System leśny* (ang. *Foresystem*) oraz *System rolno-leśny* (ang. *Agroforestrysystem*) przedstawiają podstawowe dane biofizyczne związane z danym systemem uprawy. Natomiast arkusze *Finanse systemu rolnego* (ang. *Arablefinance*), *Wartość drzew* (ang. *Treevalue*), *Dofinansowanie do zadrzewiania i pielęgnacji drzew* (ang. *Treegrant*) oraz *Koszty związane z uprawą drzew* (ang. *Treecost*) zawierają podstawowe dane ekonomiczne związane z poszczególnymi systemami uprawy (8, 10). Schemat relacji pomiędzy poszczególnymi arkuszami modelu został przedstawiony na Rys. 2. Komórki oznaczone kolorem niebieskim dotyczą ekonomiki gospodarstw, kolorem żółtym - systemu rolnego, a kolorem zielonym - systemu leśnego (10).

Dane finansowe związane z systemem rolnym przedstawione są w arkuszu *Finanse systemu rolnego* i obejmują:

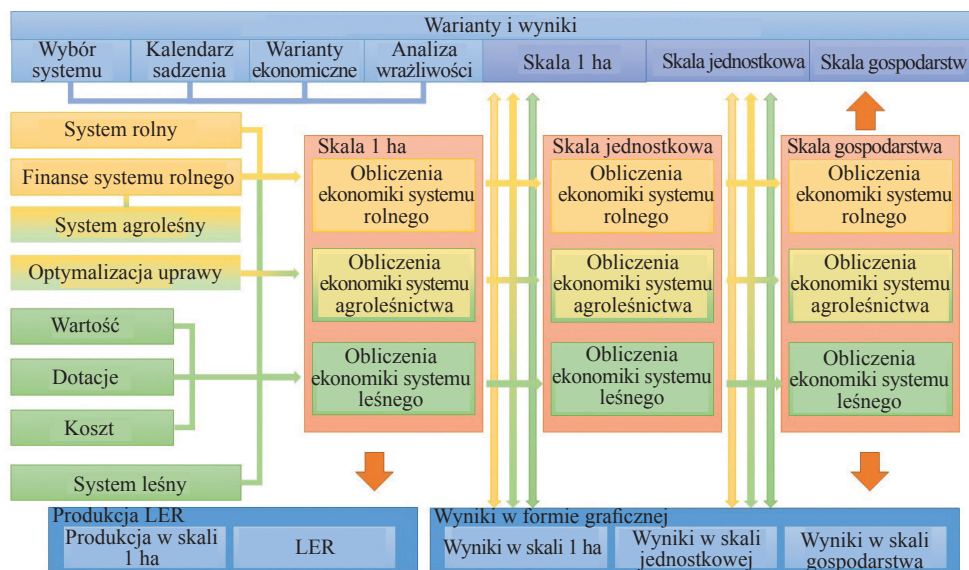
- Przychody (z plonu głównego i ubocznego oraz płatności obszarowej),
- Koszty zmienne (związane z siewem, nawożeniem, ochroną roślin),
- Koszty stałe (koszt zakupu paliwa, naprawy maszyn, koszty związane z zatrudnieniem),
- Koszty i przychody związane z produkcją zwierzęcą (8).

Dane finansowe związane z uprawą drzew obejmują:

- Dochód z produkcji drewna. Arkusz *Wartość drzew* zawiera informacje dotyczące ceny produktów drzewnych, ceny drewna opałowego oraz innych produktów ubocznych pochodzenia drzewnego. Wartość drewna powinna być wyznaczona na podstawie zależności ceny od średnicy drzewa. W wielu krajach zaobserwowano, że wraz ze wzrostem średnicy drzewa zwiększa się jego cena jednostkowa.
- Koszty przedstawione w arkuszu *Koszty związane z uprawą drzew* możemy podzielić na sześć grup, tj. koszty związane z: założeniem uprawy (np. zakupu sadzonek, przygotowania gleby), pielęgnacją (np. zakupu środków ochrony roślin), podkrzesywaniem gałęzi, ubezpieczeniem, trzebieżą oraz zrębem zupełnym.
- Dotacje przedstawione w arkuszu *Dofinansowanie do zadrzewiania i pielęgnacji drzew*. Arkusz zawiera dane o dotacjach oraz ubezpieczeniach powiązanych z uprawą drzew. Wartość dotacji jest szeroko zróżnicowana pomiędzy krajami Unii Europejskiej. Ubezpieczenia oraz dofinansowania na utrzymanie uprawy są często przyznawane w ramach systemów leśnych, a ich wartość w modelu jest definiowana przez użytkownika (3, 8, 10).

Model Farm-SAFE uwzględnia dwa główne typy dotacji: dotacja na zadrzewianie/zalesianie oraz dotacja na utrzymanie uprawy wraz z ubezpieczeniem. W modelu, dofinansowanie związane z założeniem uprawy drzew posiada trzy różne podejścia:

- Dofinansowanie jest odniesione do powierzchni, na której drzewa w danym systemie są uprawiane - np. w systemie leśnym drzewa obejmują 100% powierzchni systemu, dlatego też dofinansowanie obejmuje całą jego powierzchnię.
- Dofinansowanie jest przyznawane w kwocie odpowiadającej procentowej wartości dofinansowania zdefiniowanej przez użytkownika.
- Dofinansowanie jest związane z kosztem założenia uprawy drzew (m.in. koszt pracy, koszt zakupu sadzonek). Dla tego podejścia niezbędne jest zdefiniowanie okresu, w którym przyznawane jest dofinansowanie oraz procent kosztów jaki pokrywa (8).



Rys. 2. Schemat modelu Farm-SAFE składający się z ośmiu podstawowych arkuszy

Źródło: Graves i in., 2006 (8)

Analizy ekonomiczne systemów uprawy

Do przeprowadzenia analiz ekonomiki gospodarstw niezbędne jest zebranie danych dotyczących dochodów oraz kosztów związanych z poszczególnymi systemami uprawy: systemem rolnym, leśnym i rolno-leśnym. Koszty w gospodarstwach rolnych związane są głównie z założeniem oraz prowadzeniem (pielęgnacją) uprawy. Przychody w systemach leśnych i rolno-leśnych pochodzą z produkcji drewna oraz z dofinansowań. Dochody z produkcji drewna obliczane są na podstawie ceny metra sześciennego drewna i średnicy drzewa (12). Z uwagi na to, że wartość dotacji

warunkuje rentowność poszczególnych systemów uprawy, tematem wielu prac (5, 10) jest analiza różnych scenariuszy dotacji.

Analiza opłacalności systemów rolno-leśnych bazuje na współczynniku ekwiwalentu terenowego LER (ang. *Land Equivalent Ratio*), który definiuje stosunek powierzchni uprawy w monokulturze do powierzchni upraw w systemie mieszanym np. agroleśnictwa (11). Współczynnik LER jest opisany na podstawie poniższej funkcji (12):

$$\text{LER} = \frac{\text{Plon drzew (agroleśnictwo)}}{\text{Plon drzew (monokultura)}} + \frac{\text{Plon rośliny uprawnej (agroleśnictwo)}}{\text{Plon rośliny uprawnej (monokultura)}}$$

Bazując na parametrze LER możemy określić, że system agroleśnictwa jest bardziej opłacalny w stosunku do pozostałych systemów, gdy jego wartość (np. obliczona przez model YieldSAFE) jest większa od 1 (12). Z badań wynika, że najbardziej korzystne, wysokie wartości współczynnika LER, występują w przypadku dużej gęstości drzew. W sytuacji dużego zagęszczenia, drzewa oraz jesienne rośliny uprawne w całkowity sposób wykorzystują dostępne zasoby światła oraz wody, produkując w ten sposób dodatkową biomasę. Natomiast niskie wartości LER wynikały z małego zagęszczenia upraw, a także niskiej zawartości wody w glebie (10).

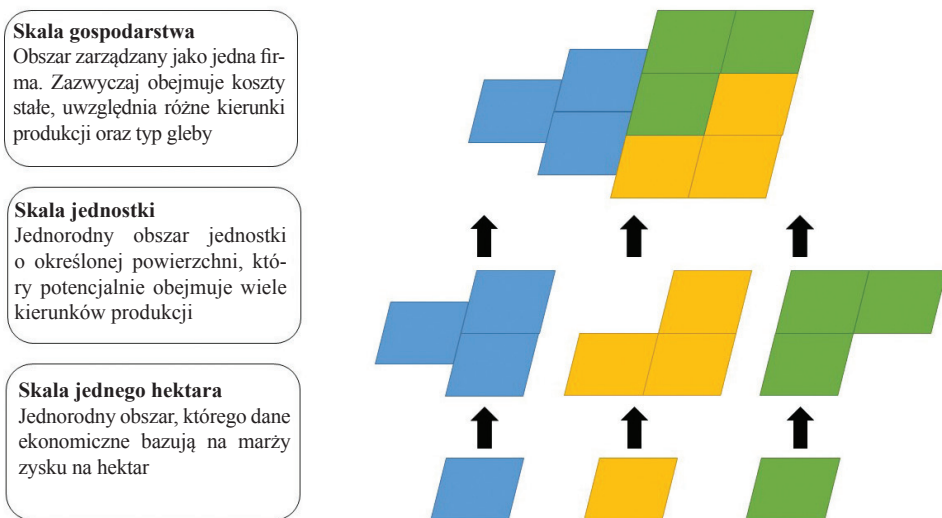
Analiza ekonomiczna gospodarstw przeprowadzona na podstawie parametru LER nie jest wystarczająca. Dlatego też, badanie rentowności systemów rolno-leśnych według Graves i in. (11) powinno składać się z następujących etapów:

1. Zdefiniowanie i scharakteryzowanie obszarów pod uprawę w systemie rolno-leśnym.
2. Zdefiniowanie potencjalnych systemów rolnych, leśnych i rolno-leśnych.
3. Symulacja plonu przy wykorzystaniu modeli biofizycznych, (np. YieldSAFE).
4. Określenie wartości dochodów, kosztów oraz dofinansowań związanych z badanym obszarem.
5. Wykonanie analiz w skali 1 ha i skali gospodarstwa przy wykorzystaniu modelu ekonomicznego (np. Farm-SAFE).

Skale przestrzenne analiz ekonomicznych

Wyniki analiz ekonomiki systemów upraw odnoszone są do jednej z trzech skali przestrzennych, tj.: skali jednego hektara, skali pola lub skali gospodarstwa (Rys. 3). Różnice pomiędzy modelowaniem w skali jednego hektara a modelowaniem w skali gospodarstwa zostały przedstawione w Tab. 2. Skala jednego hektara jest najmniejszą skalą przestrzenną analiz i zakłada prowadzenie tylko jednego systemu uprawy na całości analizowanego obszaru (11). Odniesiona do skali 1ha analiza porównawcza systemów rolnych z pozostałymi systemami bazuje na marży brutto (tj. wartości dochodów pomniejszonej o koszty stałe). Natomiast przy porównywaniu systemów rolnych i leśnych analizowana jest marża netto uwzględniająca „przypisane koszty

stałe”, tj. koszty maszyn i pracy. Analizy odniesione do skali gospodarstwa określają wpływ zestawienia systemów rolnych, leśnych i rolno-leśnych na jego zasoby finansowe. (11). Uwzględniają one koszty stałe oraz opodatkowanie (8). Skala 1 ha wykorzystywana jest do oceny rentowności, natomiast skala gospodarstwa stosowana jest w analizach opłacalności systemów polegającej na porównaniu konkurencyjnych systemów uprawy (np. porównaniu systemu leśnego z systemem rolno-leśnym); (11).



Rys. 3. Schemat zróżnicowania skali przestrzennych w modelowaniu. Opracowanie własne na podstawie (10)

Źródło: Graves i in., 2011 (10)

Tabela 2

Różnice pomiędzy modelowaniem w skali jednego hektara a modelowaniem w skali gospodarstwa

Skala jednego hektara	Skala gospodarstwa
Wykorzystywana do porównywania gospodarstw rolnych	Wykorzystywana do porównywania rentowności gospodarstw oraz nakładów pracy
Porównanie w odniesieniu do jednostkowej powierzchni	Porównanie ponad zdefiniowaną przez użytkownika powierzchnię
Dla systemu leśnego i rolno-leśnego możliwość zdefiniowania wyłącznie jednego terminu sadzenia oraz zrębu zupełnego	Dla systemu leśnego i rolno-leśnego możliwość zdefiniowania kilku terminów sadzenia oraz zrębu zupełnego
Brak niejednorodności przestrzennej	Niejednorodność przestrzenna
Analizy oparte są na budżetach częściowych konkurujących gospodarstw rolnych	Analizy mogą uwzględniać koszty stałe gospodarstwa

Źródło: Graves i in., 2011 (10)

Analizy ekonomiczne w skali 1 ha

W większości europejskich gospodarstw rolnych dominuje rolny system uprawy, związany z przychodami (R) oraz kosztami zmiennymi (V) odniesionymi do jednostki powierzchni (np. 1 ha). W systemie rolnym koszty zmienne wynikają głównie z zakupu nawozów, nasion oraz środków ochrony roślin (5). Dlatego też, rentowność poszczególnych systemów rolnych jest porównywana na podstawie rocznej marży brutto odniesionej do skali 1 ha, która jest określana jako różnica pomiędzy przychodem (R, € ha⁻¹) a kosztami zmiennymi (V, € ha⁻¹) (12). Z funkcjonowaniem gospodarstw rolnych związane są również koszty stałe (A), tj. koszty wynikające z zatrudnienia pracowników oraz utrzymania maszyn rolniczych (5). Ze względu na długoletnie funkcjonowanie systemów rolno-leśnych i leśnych, ich analiza porównawcza bazuje na marży netto. Marża netto stanowi różnicę pomiędzy przychodem (R, € ha⁻¹) a kosztami zmiennymi (V, € ha⁻¹) oraz kosztami stałymi (A, € ha⁻¹) i jest określona poniższym wzorem (10):

$$\text{Marża netto} = R - V - A$$

Istotnym problemem podczas porównywania systemów rolnych z systemami leśnymi jest znacząca różnica w czasie uzyskania przychodów. Dochody z systemów rolnych są pozyskiwane w ciągu dwunastu miesięcy, podczas gdy z systemów leśnych pozyskiwane są one dopiero po wielu latach (5, 10). Dlatego też, do określenia wartości przyszłych kosztów i dochodów, zarówno w systemach rolnych jak i leśnych oraz rolno-leśnych, stosowana jest metoda analizy zdyskontowanych kosztów i korzyści opracowana przez F a u s t m a n n (7; za: 5). Dyskontowanie umożliwia bezpośrednie porównanie wartości bieżącej danej kwoty z kwotą pieniędzy uzyskiwaną w danym momencie w przyszłości. Ze względu na inflację, większość rolników chce w jak najszybszym czasie uzyskać przychody (5). Dlatego też, w modelu Farm-SAFE, bieżąca wartość netto przyszłych przychodów i kosztów (NPV) obliczana jest poprzez podzielenie ich wartości przez przyjętą stopę dyskontową i (przyjmującą głównie wartości od 0.0 do 0.1) (10, 12). Jeżeli NPV dla systemów rolno-leśnych jest większa niż dla pozostałych systemów, wtedy możliwa jest adaptacja tego systemu. Wartość NPV obliczana jest na podstawie poniższego wzoru (17):

$$NPV = \sum_{t=0}^{t=T} \frac{(R_t - V_t - A_t)}{(1 + i)^t}$$

gdzie:

NPV – wartość bieżąca netto (€ ha⁻¹) określona dla każdego roku t,

R_t – przychód (€ ha⁻¹) określony dla każdego roku t,

V_t – koszty zmienne (€ ha⁻¹) określone dla każdego roku t,

A_t – ustalone koszty zmienne (€ ha⁻¹) określone dla każdego roku t,

t – horyzont czasowy (lata),

i – stopa dyskontowa.

Co więcej, analiza systemów stosujących różne zmianowania bazuje na wartości bieżącej netto dla nieskończonych przepływów pieniężnych (iNPV) (12). Wartość iNPV obliczana jest wzorem (5, 10, 12):

gdzie:

$$iNPV = NPV \frac{(1+i)^n}{(1+i)^n - 1}$$

NPV – wartość bieżąca netto określona na nieskończony horyzont czasowy, w którym każdy cykl produkcji posiada n-letnie zmianowanie,

i – stopa dyskontowa.

Ze względu na to, że w systemach rolnych zyski obserwowane są już po okresie jednego roku, porównywanie tych systemów z systemami leśnymi i rolno-leśnymi bazuje na ekwiwalencie wartości rocznej (EAV, ang. *Equivalent Annual Value*, € ha⁻¹ a⁻¹) (17). EAV wyraża wartość bieżącą netto dla nieskończonych przepływów pieniężnych (iNPV) i jest określana wzorem (5, 10).

$$EAV = iNPV \times i$$

gdzie:

iNPV – wartość bieżąca netto dla nieskończonych przepływów pieniężnych,

i – stopa dyskontowa.

Analizy ekonomiczne w skali gospodarstwa

Jak omówiono wcześniej, model Farm-SAFE umożliwia odniesienie przeprowadzonych analiz ekonomicznych do skali 1ha oraz do skali gospodarstwa. W modelu gospodarstwo może zostać scharakteryzowane jako co najwyżej cztery jednostki przeliczeniowe LU (ang. *Land Units*) reprezentujące dany poziom produktywności. Użytkownik zobowiązany jest do określenia powierzchni każdej z nich (a_{lu} , ha). Przykładem może być gospodarstwo o powierzchni 150 ha, którego 50 ha stanowi gleba piaszczysta a 100 ha – gleby gliniaste. Zatem wspomniane gospodarstwo składa się z dwóch LU o powierzchni 50 i 100 ha (10).

W analizach porównawczych, systemów leśnych i rolno-leśnych, odniesionych do skali jednostkowej, zakłada się, że wszystkie drzewa w obrębie gospodarstwa zostaną posadzone w ciągu pierwszego roku. Niestety takie podejście skutkuje poważnymi zakłóceniami w przepływie pieniędzy i zapotrzebowaniu na pracę (8, 10). Dlatego też, model Farm-SAFE uwzględnia etapowy system sadzenia poprzez zdefiniowanie na jakiej części gospodarstwa sadzono drzewa i w jakim okresie (10).

Co więcej, porównywanie systemów, które przynoszą zyski dopiero po kilku latach (systemów leśnych i rolno-leśnych) wymaga przeprowadzenia analiz odniesionych do długiego okresu czasu. W analizach tych należy uwzględnić zmianę wartości pieniądza w czasie, a wartości finansowe należy dyskontować w miarę upływu

czasu. Analiza porównawcza bazuje na wartości bieżącej netto NPV przy określonej stopie dyskontowej i (8). Analiza opłacalności systemów na poziomie gospodarstwa bazuje na bieżącej wartości netto NPV oraz bieżącej wartości netto dla nieskończonych przepływów pieniężnych iNPV określanych na podstawie poniższych wzorów: (10, 12).

$$NPV_{farm} = \left(\sum_{l=1}^{l=4} \left(\sum_{t=0}^{t=T} \frac{(N_{ar})_t (a_{ar})_t + (N_{for})_t (a_{for})_t + (N_{sil})_t (a_{sil})_t}{(1+i)^t} \right) \right) - \sum_{t=0}^{t=T} \frac{F_t}{(1+i)^t}$$

$$iNPV_{farm} = \left(\sum_{l=1}^{l=4} N_{ar} a_{ar} + N_{for} a_{for} + N_{sil} a_{sil} - \sum_{t=0}^{t=T} \frac{F_t}{(1+i)^t} \times \frac{(1+i)^n}{(1+i)^n - 1} \right)$$

gdzie:

l – jedno z czterech możliwych jednostek przeliczeniowych LU ,

t – rok uprawy,

N_{ar} , N_{for} , N_{sil} – marża netto dla systemu rolnego, leśnego i rolno-leśnego (€ ha⁻¹),

a_{ar} , a_{for} , a_{sil} – powierzchnia systemu rolnego, leśnego i rolno-leśnego (ha),

F_t – koszty stałe w roku t (€ gospodarstwo⁻¹),

T – horyzont czasowy (lata).

Koszty związane z systemem rolnym

Koszty związane z systemem rolnym dzielą się na koszty stałe oraz koszty zmienne (8). Koszty zmienne są w łatwy sposób przyporządkowane dla danego gospodarstwa i rosną proporcjonalnie do jego skali (4). Koszty zmienne wynikają głównie z zakupu nasion, nawozów, środków ochronny roślin (8). Czasami koszt związany z pracą dorywczą również traktowany jest jako koszt zmienny (4).

Koszty stałe nie zmieniają się w zależności od skali gospodarstwa (4). Do kosztów stałych związanych z systemem rolnym należą koszty związane z: maszynami rolniczymi (zakupem paliwa, naprawą, amortyzacją), zatrudnieniem pracowników, czynszem, dzierżawą oraz odsetkami (4, 8).

Koszty związane z systemem leśnym i rolno-leśnym

Koszty związane z uprawą drzew w systemie leśnym i rolno-leśnym dzielą się na koszty związane z ubezpieczeniami, założeniem, pielęgnacją i likwidacją uprawy. Koszty wynikające z założenia uprawy związane są głównie z zakupem sadzonek, przygotowaniem gruntu, ochroną drzew oraz zatrudnieniem. Koszty obserwowane podczas etapu pielęgnacji wynikają głównie z zatrudnienia, zakupu środków ochrony roślin, założenia darni, trzebieży oraz podkrzesywania gałęzi (8).

Istotną praktyką pielęgnacji drzewostanu jest trzebież, tj. cięcie pielęgnacyjne zmniejszające zagęszczenie drzewostanu, polegające na usunięciu wybranych

(chorych i karłowatych) drzew (3). Trzebież poprawia rozwój pozostałych drzew, o pokroju wskazującym na większy potencjał produkcyjny oraz lepszą jakość drewna. Wpływ przycinki na produkcję drewna został opisany w pracy van Noordwijk i in. (3).

Kolejną praktyką pielęgnacji drzew jest boczne podkrzesywanie gałęzi (przycinka), skutkujące pozyskiwaniem wartościowego drewna bezsękowego oraz podnoszeniem wydajności produkcji poprzez szybszy wzrost i rozwój drzew przy większym dostępie do zasobów promieniowania słonecznego (10). W modelu Farm-SAFE użytkownik definiuje lata, w których gałęzie są podkrzesywane. Alternatywnie okres ten jest wyznaczany w sposób automatyczny. Minimalna, maksymalna wysokość podkrzesywania oraz przyrost wysokości pnia poprzez podkrzesywanie jest również charakteryzowana przez użytkownika (8). Co więcej, wysokość pnia w roku n ($H_{bole,n}$) określana jest jako suma wysokości pnia w momencie sadzenia ($H_{bole,t=0}$) i jego przyrostu powodowanego podkrzesywaniem (ΔH_{bole}) i wyznaczona jest na podstawie poniższego wzoru (10):

$$(H_{bole})_n = (H_{bole})_{t=0} + \sum_{t=0}^{t=n} \Delta H_{bole}$$

Praktyka usuwania zbędnych gałęzi jest uwzględniana, gdy ostatnia wysokość pnia nie przekracza zdefiniowanej przez użytkownika, maksymalnej wysokości podkrzesywania bądź maksymalnej proporcji całkowitej wysokości drzewa. Koszt pracy podkrzesywania gałęzi w odniesieniu do skali 1 ha wyznaczany jest na podstawie nakładów pracy (L_p , min), kosztów pracy (€ min^{-1}) oraz wskaźnika zagęszczenia (p). Nakłady pracy na danej wysokości są interpolowane na podstawie zdefiniowanych wartości nakładów pracy na minimalnej i maksymalnej wysokości (10).

Kluczowym problemem systemów rolno-leśnych jest spadek plonowania wraz z rozwojem koron drzew, z drugiej jednak strony uprawa rolna nie jest zawsze opłacalna. Dlatego też, w przeprowadzanych analizach uwzględniane jest zaprzestanie produkcji rolnej. W modelu określany jest finansowy i fizyczny próg dla upraw rolnych, a także wyznaczana jest optymalna długość rotacji. W przypadku zaprzestania uprawy rolnej, częstą praktyką jest zadarnienie gruntu. W modelu definiowany jest czas wysiewu traw, wraz z nakładami i kosztami pracy, a także kosztami materiałów. Uwzględniane są również koszty utrzymania darni (10).

Bardzo często wraz ze wzrostem uprawianych drzew rolnik redukuje proporcję uprawianej powierzchni. Model Farm-SAFE definiuje względną powierzchnię uprawianą (f_c) na podstawie proporcji całego systemu. W systemach rolnych f_c wynosi 1, natomiast w systemach rolno-leśnych przyjmuje wartości pomiędzy 0 i 1. Z uwagi na odniesienie danych finansowych i fizycznych do powierzchni uprawianej, końcowa marża netto systemów rolnych (N_c) w danym roku t pomnóżana jest przez wartość proporcji powierzchni uprawianej (10) (wzór):

$$N_c = f_c(R - V - A)$$

W przypadku systemów leśnych i rolno-leśnych, wiele drzew wymiera w początkowych latach uprawy, co wiąże się ze znacznymi kosztami ich wymiany (10). W modelu uwzględniona jest więc praktyka polegająca na uzupełnianiu drzewostanu poprzez dosadzanie drzew (8). Użytkownik definiuje liczbę lat od rozpoczęcia uprawy (T_{per}), w których współczynnik umieralności – również definiowany przez użytkownika - dotyczy wszystkich uprawianych drzew. Zakłada się, że dla danego roku t liczba uzupełniających drzew (ρ_b) zależy od zasadzonych drzew (ρ_{pl}) w poprzedzającym roku $t-1$ (wzór) (10):

$$\begin{cases} \rho_b = (\rho_{pl})_{t-1}, & \text{gdy } T_r \leq T_{per} \\ \rho_b = 0, & \text{gdy } T_r > T_{per} \end{cases}$$

Model uwzględnia również zmianę obszaru uprawy danego systemu w czasie, ale tylko w obrębie jednej jednostki przeliczeniowej LU (8). W miarę upływu czasu w ramach systemów rolno-leśnych i leśnych będą występowały obszary, gdzie drzewa zostaną całkowicie wycięte oraz gdzie drzewa zostaną posadzone ponownie. Dlatego też, powierzchnia na jakiej – w danym roku t – prowadzony jest system leśnictwa (a_{for}) i agroleśnictwa (a_{sil}) obliczana jest w modelu na podstawie poniższych wzorów (10):

$$\begin{aligned} (a_{for})_t &= (a_{for})_{t-1} + (a_{newfor})_t - (a_{fellfor})_t \\ (a_{sil})_t &= (a_{sil})_{t-1} + (a_{newsil})_t - (a_{fellsil})_t \end{aligned}$$

gdzie:

a_{fell} – obszary całkowitej wycinki drzew,

a_{new} – obszary sadzenia nowych drzew.

Wyniki uzyskiwane z modelu Farm-SAFE

Model Farm-SAFE prezentuje wyniki w formie tabelarycznej oraz graficznej. Tabelaryczna prezentacja wyników obejmuje rzeczywiste i zdyskontowane wartości przychodów (z uwzględnieniem przyznanych dotacji i bez ich uwzględniania) oraz wartości kosztów systemów rolnych, leśnych i rolno-leśnych w odniesieniu do skali: 1 ha, jednostkowej i gospodarstwa. Wyniki obejmują także nakłady pracy (8, 10).

Graficzny sposób prezentacji wyników obejmuje m.in. analizę: parametrów zmiennych w czasie (plonowanie, przepływ pieniędzy), zmian w powierzchni poszczególnych systemów uprawy na skutek różnych układów sadzenia drzew, zmian stóp dyskontowych na NPV. Analiza zmian nakładów pracy w czasie jest dość utrudniona. Dla systemów rolnych i leśnych obserwowane są gwałtowne zmiany nakładów pracy w czasie, natomiast w przypadku systemów rolnych zmiany te są znacznie mniejsze. Graficzna analiza dynamicznych skutków wprowadzenia poszczególnych systemów uprawy ma na celu ułatwienie oceny, który sposób gospodarowania posiada największe szanse powodzenia (10).

Istotną zaletą modelowania jest możliwość określenia czułości zmiany parametrów wejściowych na otrzymane wyniki przeprowadzonych analiz (10). W modelu Farm-SAFE modelowany jest wpływ zmian względnych wartości produkcji, plonu, dofinansowań, cen, nakładów pracy oraz kosztów na wartość marży netto danego gospodarstwa (8). Analizowane zmiany są definiowane przez użytkownika i głównie przyjmują wartości w zakresie od 0 do 2. Następnie, badany jest wpływ stopniowych zmian danego parametru wejściowego (zazwyczaj proporcja pomiędzy -0.1 a 0.1) np. kosztów pracy oraz uprawy drzew. Analizując wartość NPV przy różnych stopach dyskontowych, zaobserwowano, że dla systemów rolnych wyższe stopy dyskontowe skutkują wyższym NPV, natomiast dla systemów leśnych i rolno-leśnych niższe stopy dyskontowe skutkują wyższym NPV (10).

Podsumowanie

Podjęcie decyzji o wyborze sposobu użytkowania gruntów w gospodarstwie wymaga przeprowadzenia szczegółowej analizy ekonomicznej w dłuższym okresie, uwzględniającej różne scenariusze użytkowania. Dywersyfikacja produkcji w kierunku jednoczesnej produkcji drzew i roślin uprawnych na tej samej powierzchni gruntu może przynieść wiele korzyści zarówno ekonomicznych jak i środowiskowych. Jednak korzyści te uwarunkowane są wieloma czynnikami (np. położeniem gospodarstwa, klimatem, rynkowymi cenami poszczególnych produktów oraz dostępnością dotacji). Dlatego też, skutki adaptacji systemów rolno-leśnych powinny być badane indywidualnie dla każdego gospodarstwa. Empiryczna analiza porównawcza (zarówno ekonomiczna jak i biofizyczna) poszczególnych systemów uprawy jest ograniczona ze względu na jej długi czas trwania. Analiza ta może zostać przeprowadzona przy wykorzystaniu modelowania, którego analizy nie posiadają ograniczeń ani czasowych, przestrzennych ani ekonomicznych.

Istnieje wiele modeli wykorzystywanych do analizy rentowności poszczególnych systemów uprawy. Wybór odpowiedniego modelu uwarunkowany jest celem analiz, kosztem, oraz dostępnością oprogramowania. Istotna jest również dostępność danych wejściowych wymaganych dla danego modelu. Głównym problemem wynikającym z modelowania jest jednoczesna analiza zarówno roślin uprawnych (w systemach rolnych i rolno-leśnych) przynoszących zyski po upływie zaledwie jednego roku oraz upraw drzew, które przynoszą zyski dopiero po kilku latach (w systemach rolno-leśnych i leśnych).

Omawiany model Farm-SAFE umożliwia przeprowadzenie analizy ekonomiki gospodarstw rolnych. Ze względu na wykorzystanie platformy oprogramowania *Microsoft Excel* jest on łatwo dostępny dla użytkowników pochodzących z różnych krajów UE. Model ten porównuje systemy rolne, leśne i rolno-leśne poprzez analizę: marży netto, bieżącej wartości netto, bieżącej wartości netto dla nieskończonych przepływów pieniężnych, ekwiwalentu wartości rocznej oraz nakładów pracy. Umożliwia on również przeprowadzenie analizy czułości zmiany wielkości produkcji,

dotacji oraz cen na rentowność poszczególnych systemów. Model ten więc może być wykorzystywany jako narzędzie wspomagające podejmowanie decyzji o sposobie użytkowania gruntów w gospodarstwie.

Literatura

1. Borek R.: Znaczenie systemów rolno-leśnych i możliwości wsparcia ich rozwoju w ramach Wspólnej Polityki Rolnej UE. Zagadnienia Doradztwa Rolniczego., 2016, **1**: 22-38.
2. Brown D. R.: A review of bio-economic models. Cornell African Food Security and Natural Resource Management (CAFSNRM) Program, 2000, ss. 102.
3. Burgess P. J., Incoll L. D., Hart B. J., Beaton A., Piper R. W., Seymour I., Reynolds F. H., Wright C., Pilbeam D. J., Graves A. R.: The impact of silvoarable agroforestry with poplar on farm profitability and biological diversity. Cranfield University, University of Leeds and the Royal Agricultural College, London, 2003.
4. Definitions of Terms used in Farm Business Management. Defra. Department for Environment Food and Rural Affairs. 2010. <http://www.neat-network.eu/sites/neat-network.eu/files/Definition%20of%20terms.pdf>
5. Dupraz C., Burgess P. J., Gavaland A., Graves A. R., Herzog F., Incoll L. D., Jackson N., Keesman K., Lawson G., Lecomte I., Mantzanas K., Mayus M., Palma J., Papanastasis V., Paris P., Pilbeam D. J., Reisner Y., van Noordwijk M., Vincent G., van der Werf W.: 2005. SAFE (Silvoarable agroforestry for Europe) Synthesis report (August 2001–January 2005), 2005.
6. Fang S., Xu X., Yu X., Li Z.: Poplar in wetland agroforestry: a case study of ecological benefits, site productivity, and economics. Wetlands Ecology and Management, 2005, **13.1**: 93-104.
7. Faustmann M.: F Berechnung des Wertes welchen Waldboden sowie noch nicht haubare Holzbestände für die Waldwirtschaft besitzen. Allgemeine Forst-und Jagd-Zeitung, 1849, **15.1849**: 7-44.
8. Graves A. R., Burgess P. J., Herzog F., Palma J.: Farm-SAFE 2006 User Manual, 2006.
9. Graves A. R., Burgess P. J., Liagre F., Pisanelli A., Paris P., Moreno G., Bellido M., Mayus M., Postma M., Schindler B., Mantzanas K., Papanastasis V. P., Dupraz C.: Farmer perceptions of silvoarable systems in seven European countries. Agroforestry in Europe. Springer Netherlands, 2009, 67-86.
10. Graves A. R., Burgess P. J., Liagre F., Terreaux J. P., Borrel T., Dupraz C., Palma J., Herzog F.: Farm-SAFE: the process of developing a plot-and farm-scale model of arable, forestry, and silvoarable economics. Agroforestry systems, 2011, **81.2**: 93-108.
11. Graves A. R., Burgess P. J., Liagre F., Terreaux J. P., Dupraz C.: Development and use of a framework for characterising computer models of silvoarable economics. Agroforestry Systems, 2005, **65.1**: 53-65.
12. Graves A. R., Burgess P. J., Palma J. H., Herzog F., Moreno G., Bertomeu M., Dupraz C., Liagree F., Keesmanf, K., van der Werf, W., de Nooyg A. K., van den Briel J. P.: Development and application of bio-economic modelling to compare silvoarable, arable, and forestry systems in three European countries. Ecological Engineering, 2007, **29.4**: 434-449.
13. Graves A., Burgess P., Herzog F., Palma J.: Quick user guide to Farm-SAFE 2006, 2006.
14. Kanellopoulos A., Reidsma P., Wolf J., Van Ittersum M. K.: Assessing climate change and associated socio-economic scenarios for arable farming in the Netherlands: an application of benchmarking and bio-economic farm modelling. European J. Agron., 2014, **52**: 69-80.
15. Liagre F.: ARBUSTRA Manuel de l'utilisateur. User manual for ARBUSTRA, Centre Régional de la Propriété Forestière (CRPF) and l'Institut National de la Recherche Agronomique (INRA) Montpellier, France, 1997.
16. Luedeling E., Smethurst P. J., Baudron F., Bayala J., Huth N. I., van Noordwijk M., Ong C. K., Mulia R., Lusiana B., Muthuri C., Sinclair F. L.: Field-scale modeling of tree-crop interactions: Challenges and development needs. Agricultural Systems, 2016, **142**: 51-69.

17. Mercer D. E., Cubbage F. W., Frey G. E.: Economics of Agroforestry, 2014, 188-209.
18. Mercer D. E., Miller R. P.: Socioeconomic research in agroforestry: progress, prospects, priorities. *Agroforestry Systems*, 1997, **38.1-3**: 177-193.
19. Mobbs D. C., Cannell M. G. R., Crout N. M. J., Lawson G. J., Friend, A. D., Arah J.: Complementarity of light and water use in tropical agroforests: I. Theoretical model outline, performance and sensitivity. *Forest Ecology and Management*, 1998, **102.2**: 259-274.
20. Moorhead D. J., Dickens E. D.: Agroforestry: a profitable land use. An overview of the 12th North American Agroforestry Conference. *Agroforestry Systems*, 2012, **86.3**: 299-302.
21. Pannell D. J.: Social and economic challenges in the development of complex farming systems. *Agroforestry Systems*, 1999, **45.1**: 395-411.
22. Thomas T.H.: A spreadsheet approach to the economic modelling of agroforestry systems. *Forest Ecology and Management*, 1991, **45.1-4**: 207-235
23. van der Werf W., Keesman K., Burgess P., Graves A., Pilbeam D., Incoll L. D., Metselaara K., Mayusa M., Stappersa R., van Keulene H., Palmaf J., Dupraz C.: A parameter-sparse, process-based dynamic model for predicting resource capture, growth, and production in agroforestry systems. *Ecological engineering*, 2007, **29.4**: 419-433.
24. van Noordwijk M., Lusiana B.: WaNuLCAS, a model of water, nutrient and light capture in agroforestry systems. *Agroforestry for Sustainable Land-Use Fundamental Research and Modelling with Emphasis on Temperate and Mediterranean Applications*. Springer Netherlands, 1999, 217-242.
25. Wojtkowski P.A., Jordan C. F., Cubbage F. W.: Bioeconomic modeling in agroforestry: a rubber-cacao example. *Agroforestry Systems*, 1991, **14.2**: 163-177.
26. Zajączkowski J., Zajączkowski K.: Farmland afforestations: new goals and guidelines for Poland, 2009.

Adres do korespondencji:

mgr Aleksandra Król
Zakład Biogospodarki i Analiz Systemowych
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 4786 897
e-mail: akrol@iung.pulawy.pl

Tomasz Żyłowski

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

EFEKTYWNOŚĆ ŚRODOWISKOWA I EKONOMICZNA ROLNICTWA KONSERWUJĄCEGO*

Słowa kluczowe: rolnictwo konserwujące, systemy uprawy, efektywność ekonomiczna, wpływ na środowisko

Wstęp

Paradygmat zrównoważonej intensyfikacji produkcji roślinnej (SCPI, ang. *Sustainable Crop Production Intensification*) zakłada efektywne i rentowne rolnictwo zwiększające produkcję, ale zachowujące a nawet polepszające zasoby naturalne, takie jak gleba i woda. SCPI oznacza rolnictwo dające szerokie korzyści społeczno-ekonomiczne i środowiskowe dla producentów i całej społeczności, również poprzez zwiększanie bioróżnorodności (37). Zrównoważone rolnictwo musi nie tylko, ograniczać emisję gazów cieplarnianych i zwiększać zawartość materii organicznej w glebie ale również adaptować się do zmian klimatu. Jednym z nurtów zrównoważonej intensyfikacji jest promowanie tzw. rolnictwa konserwującego, które stawia na pierwszym miejscu ochronę gleby, zakłada zwiększanie różnorodności gatunkowej w zmianowaniu, zintegrowaną ochronę przed szkodnikami, chorobami i chwastami oraz wydajną gospodarkę wodną. Celem pracy jest charakterystyka wskaźników efektywności ekonomicznej i środowiskowej systemów uprawy roli proponowanych w ramach rolnictwa konserwującego.

Definicja i rozwój rolnictwa konserwującego

Światowa Organizacja Żywności (FAO) sformułowała następującą definicję **rolnictwa konserwującego** (CA, ang. *conservation agriculture*) - to system produkcji rolnej, którego celem jest osiągnięcie zarówno wysokiej produkcji jak i wysokiej wydajności przy jednoczesnym poprawianiu bazy zasobów naturalnych, polegający na zastosowaniu trzech głównych zasad (3, 9):

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.7 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

1. Minimalna mechaniczna ingerencja w glebę, pozwalająca zwiększać poziom glebowej materii organicznej i poprawiająca stosunki wodne. Oznacza ona nieodwracanie gleby (niestosowanie orki).
2. Zachowanie stałej okrywy roślinnej (co najmniej 30% gruntu musi być okryte roślinnością tuż po siewie): międzyplony, poplony, mulczowanie. Rozważa się trzy kategorie: 30-60 %, 60-90%, >90% pokrywy roślinnej lub mulczu.
3. Stosowanie płodozmianu bogatego gatunkowo, redukującego rozwój chwastów, chorób i szkodników. Wprowadzenie do zmianowania roślin motylkowatych lub ich mieszanek z trawami.

Rolnictwo konserwujące obejmuje wiele praktyk rolniczych i zaleca ich łączne stosowanie. Poniżej przedstawimy podstawowe definicje (46) dotyczące sposobu uprawy roli, mylone nieraz z rolnictwem konserwującym, które jest podejściem szerszym.

W Polsce funkcjonuje pojęcie **uprawy konserwującej** - jest to uprawa bez użycia pługa talerzowego lub lemieszowego z pozostawianiem na co najmniej 30% powierzchni pola mulczu lub pozostałości przedplonu (tuż po siewie) (16). Podobny udział okrywy roślinnej zakłada definicja amerykańska (45). Definicja GUS osobno traktuje siew bezpośredni (system bez uprzedniego stosowania orki lub uprawy konserwującej). W ujęciu niemieckim uprawa konserwująca to uprawa roli, której intensywność jest mniejsza od uprawy konwencjonalnej, a większa od zerowej (39). Warto zauważyć, iż definicje uprawy konserwującej, obowiązujące w Polsce i innych krajach, nie są tożsame z tą podaną przez FAO, stąd też występują różnice w szacowanych arealach takiej uprawy.

Uprawa uproszczona RT (ang. *reduced till*), **uprawa bezpłużna** (ang. *no-plough till*), **uprawa minimalna MT** (ang. *minimum till*) obejmują sposób uprawy mechanicznej, w której nie wykorzystuje się pługa (nie następuje odwracanie gleby). W systemach tych spulchniania gleby dokonuje się maszynami biernymi (kultywatorami, broną talerzową, itp.) lub czynnymi (rotacyjnymi, wahadłowymi, wibracyjnymi). Dotyczą więc uprawy roli, przy której wykonuje się minimalną liczbę zabiegów koniecznych do uprawy rośliny po przedplonie w danych warunkach glebowych i klimatycznych. **Uprawa zerowa NT** ang. (ang. *no-till*), **siew bezpośredni DD** (ang. *direct drilling*) – od zbioru przedplonu do wysiewu rośliny następczej rezygnuje się z mechanicznej ingerencji w glebę, na rzecz ochrony chemicznej. Siew wykonuje się specjalnymi agregatami, bezpośrednio w nieuprawioną rolę.

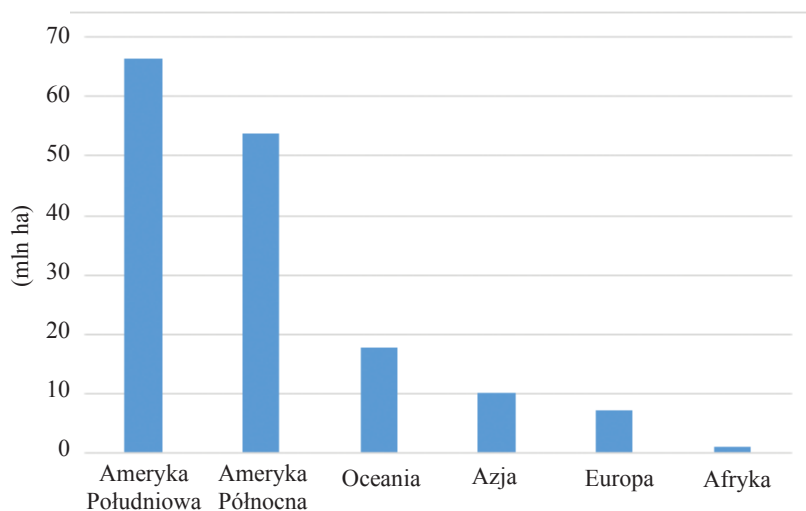
Uprawa pasowa (ang. *strip till*) – spulchnianie wąskiego pasa w rzędzie siewu. Ma łączyć zalety uprawy orkowej z bezorkową. Zwykle obejmuje uprawę roli w pasie siewu po zebraniu przedplonu (ma na celu oczyszczenie pola z resztek poźniwnych).

Uprawa redlinowa (ang. *ridge-till*) – sadzenie w redliny, przestrzeń pomiędzy nimi pozostaje nieuprawiona z pozostałościami po przedplonie.

Siew w mulcz (ang. *mulch-till*) – siew bezpośredni w rozdrobnione pozostałości roślinne, przemarznięty zielony nawóz itp. (46)

Plużna uprawa roli została po raz pierwszy szerzej zakwestionowana w latach 30-tych XX w. w USA, po skutkach suszy i silnej erozji wietrznej, określanych jako Dust Bowl (11). Powstała wtedy koncepcja ograniczenia uprawy i utrzymywania okrycia gleby, mająca na celu głównie jej gleby przed erozją. Próby uprawy bezorkowej (NT) podjęto na niewielką skalę w Stanach Zjednoczonych już w latach 40-tych XX wieku. Od lat 70-tych XX wieku testowano technologie NT i mulczowanie w Brazylii i Zachodniej Afryce osiągając areał ok. 2,8 mln ha (11).

Znaczący wzrost zainteresowania rolnictwem konserwującym nastąpił w latach 90-tych XX w. i można go powiązać z promocją tego typu rolnictwa przez FAO i CIRAD (fr. *Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement*). W latach 1996/97 areał światowy CA szacowano już na 38 mln ha i wynikał z popularności tego typu rolnictwa w głównie w Ameryce Południowej (Brazylia, Argentyna, Paragwaj) oraz Afryce (Zambia, Tanzania, Kenia); (11). Obecnie CA jest najszerzej rozpowszechnione w Ameryce Południowej i części Ameryki Północnej osiągając w niektórych regionach ok. 50% powierzchni wykorzystywanej rolniczo. Całkowita powierzchnia pod uprawą konserwującą jest szacowana obecnie na 157 mln ha stanowiąc ok. 11% ziemi uprawnej (Rys. 1); (8, 11). Natomiast w Europie rolnictwo konserwujące obejmuje tylko ok. 1% powierzchni upraw, a jego rozwój od 1999 roku jest wspierany przez ECAF (ang. *European Conservation Agriculture Federation*) (28). Według danych GUS z 2012 r. uprawa konserwująca (płytką orką) w Polsce zajmuje 8,8% powierzchni uprawnych (16). Konserwująca (zachowawcza) uprawa gleby obejmuje pasową lub strefową uprawę gleby, uprawę bronową, obredlanie. Natomiast siew bezpośredni zajmuje 2,6% powierzchni upraw, z tym że według definicji GUS siew bezpośredni wykonuje się bez uprzedniego stosowania orek lub uprawy konserwującej (zachowawczej).



Rysunek 1. Powierzchnie, na których stosowane są zasady rolnictwa konserwującego na poszczególnych kontynentach (Uwzględniono systemy gdzie: konserwująca uprawa roli - pasy węższe niż 15cm lub naruszająca mniej niż 25% powierzchni pola, występuje >30% pokrycia powierzchni rośliną/mulczem bezpośrednio po siewie, zmianowanie co najmniej 3 gatunkami)

Źródło: FAO..., 2016 (8)

Wskaźniki efektywności środowiskowej

Sekwestracja węgla w glebie

Uprawę konserwującą uważa się za potencjalnie efektywną technikę zwiększania sekwestracji węgla i ograniczenia emisji gazów cieplarnianych do atmosfery. Zasoby węgla organicznego SOC (ang. *soil organic carbon*) do głębokości 1 m wahają się od 30 t ha⁻¹ w klimacie suchym do 800 t ha⁻¹ w glebach organicznych w klimacie zimnym. Dominująca średnia zawartość mieści się w przedziale 50-150 t ha⁻¹. Przekształcenie naturalnych ekosystemów w agroekosystemy powoduje straty od ok. 60% (klimat umiarkowany) do 75% (klimat tropikalny) zasobów węgla glebowego. Zmniejszanie się zawartości SOC powoduje pogorszenie jakości gleby, zmniejszenie produktywności biomasy, pogarszanie stosunków wodnych (26).

Wiele prac pokazuje korzystny wpływ CA na zmiany glebowej materii organicznej (zawartość węgla organicznego) (29, 35, 43). Globalnie, gleby wykorzystywane rolniczo, przez wprowadzenie CA mogą potencjalnie sekwestrować od 0,4-0,8 Gt C rok⁻¹, co oznacza wykorzystanie ich potencjału w 33,3-100% (29). Zmiana systemu uprawy z tradycyjnego do konserwującego jest rozważana jako korzystna strategia z potencjałem ograniczenia emisji CO₂ globalnie w zakresie 1,1-4,3 Gt CO₂eq rok⁻¹ (43). Jednakże istnieją opracowania podające bardziej ostrożne szacunki na poziomie

0,4-0,6 Gt CO₂eq rok⁻¹ (29, 35). Zwraca się jednak uwagę na fakt, że większość badań nad sekwestracją węgla w systemach tradycyjnym i konserwującym była prowadzona na dużych, dobrze zarządzanych farmach w USA, Kanadzie czy Australii (35).

Wzrost zawartości węgla organicznego w glebie w warunkach CA obserwuje się tylko w powierzchniowej warstwie gleby (0 do 5-10 cm), a nie w całym profilu glebowym. Analiza doświadczeń porównujących uprawę tradycyjną z NT która jest często elementem CA (profil glebowy >40cm) wskazała brak statystycznie istotnych różnic zawartości węgla w profilu glebowym 0-40 cm pomiędzy systemami uprawy w ciągu 5 lat od wprowadzenia NT. Zmiana z uprawy płuźnej do NT spowodowała za to znaczącą zmianę rozmieszczenia węgla w profilu glebowym. Na głębokości 0-10 cm zanotowano wzrost o 3,15±2,42 t ha⁻¹ a spadek o 3,3±1,61 t ha⁻¹ na głębokości 20 - 40 cm (29).

Inna meta-analiza pokazała, iż zawartość węgla glebowego w uprawie konserwującej w porównaniu do tradycyjnej, zwiększyła się w około 50% przypadków, lecz nie różniła się w 40% przypadkach (14). Inne doświadczenie prowadzone od 41 lat w północnej Francji pokazuje, że NT nie zwiększa zawartości glebowego węgla organicznego w porównaniu do metod płuźnych (6). Koncentracja węgla glebowego ma swoje naturalne ograniczenia (gleba nie akumuluje go w nieskończoność) i spada po osiągnięciu stanu równowagi, co może zajmować 25+ lub nawet 100+ lat w zależności od typu gleby i klimatu. Badania obejmują zazwyczaj kilka lub kilkanaście lat, a zmiany mogą następować po dłuższym okresie (29, 35).

Zmianowanie i pozostawianie resztek poźniwnych co jest istotnym elementem CA wpływa na zawartość węgla glebowego poprzez dostarczanie biomasy do gleby (części nadziemne + korzenie). Rośliny produkujące więcej biomasy w oczywisty sposób sekwestrują więcej CO₂ niż rośliny o mniejszej masie. W przybliżeniu można stwierdzić, iż masa resztek poźniwnych zbóż jest 3-krotnie większa niż masa roślin okopowych, zaś motylkowatych z trawami nawet 6-krotnie większa. Do roślin wzbogacających glebę w substancję organiczną zalicza się wieloletnie rośliny pastewne motylkowate i ich mieszańki z trawami oraz trawy. Korzystny wpływ mają także rośliny strączkowe oraz międzyplony przyorywane jako zielone nawozy. Do roślin zubożających glebę z węgla zalicza się rośliny okopowe, warzywa korzeniowe i kukurydzę. Pozostawiają one mało resztek poźniwnych, a technologia ich uprawy (szerokie międzyrzędzia) zwiększa rozkład próchnicy i nasila erozję. Zboża i rośliny oleiste uważa się za neutralne pod tym względem (19). Intensyfikacja produkcji w ramach CA polegająca na zwiększeniu liczby upraw w ciągu roku, zastosowaniu roślin okrywowych może zwiększyć zawartość węgla organicznego w glebie przy stosowaniu NT (32). Czynniki zwiększające plon wpływają na zwiększenie ilości resztek roślinnych i potencjalnie zawartość węgla. Jest to szczególnie istotnie w niskonakładowych i mało produktywnych systemach produkcji rolnej (31).

Emisje podtlenku azotu i metanu

Rolnictwo odpowiada globalnie za emisję 6,3 ($\pm 2,9$) Tg N_2O -N i jest jego głównym antropogenicznym źródłem (18). Jego emisja jest wynikiem naturalnych procesów zachodzących w glebie – nitrifikacji (warunki tlenowe) i denitrifikacji (warunki beztlenowe). Wielkość emisji jest zależna od czynników pogodowych (temperatura, opad), oraz właściwości gleby takich jak: gęstość objętościowa, zawartość węgla i agregacja – na które można wpływać poprzez sposób uprawy i stosowane środki produkcji. Na przykład gęstość objętościowa jest zazwyczaj większa przy NT niż przy uprawie płuźnej, więc przy tej samej wilgotności denitrifikacja nastąpi szybciej w NT. Resztki poźniwne i zmianowanie mogą wpływać na emisję N_2O przez zmiany dostępności azotanów NO_3^- w glebie. Redukcja N_2O do N_2 jest hamowana gdy koncentracje NO_3^- i dostępnego węgla są wysokie. Pozostawianie resztek poźniwnych i wysoka zawartość węgla blisko powierzchni gleby przy uprawie konserwującej, odgrywa główną rolę w tym procesie (32).

Emisja podtlenku azotu wzrasta wraz z aplikacją nawozów azotowych przez zwiększenie dostępności N w glebie. Ilość i jakość resztek roślinnych lub roślin okrywowych, w CA, także mogą wpływać na emisje. Rośliny motylkowate mogą powodować większą emisję N_2O niż resztki innych roślin. Jednakże bogate w azot resztki motylkowatych powodują mniejsze straty azotu na jednostkę powierzchni niż te pochodzące z nawozów mineralnych. Z drugiej strony słabej jakości resztki roślin zbożowych (stosunek C:N > 25) pozostawione na powierzchni pola zmniejszają emisję N_2O w porównaniu z uprawą tradycyjną. Wynik netto emisji N_2O po wprowadzeniu CA zależy do stosowanego płodozmianu oraz typu i ilości resztek roślinnych w porównaniu z uprawą tradycyjną (32).

Metan jest kolejnym gazem cieplarnianym, którego emisja może być związana z rolniczym wykorzystywaniem gleb. Jego powstawanie w procesie metanogenezy (fermentacji metanowej) zachodzi w warunkach beztlenowych. Emisje rolnicze z gleb związane są głównie z uprawą ryżu na gruntach zalewanych. Uprawa ryżu ma 15% wpływ na globalną emisję metanu. W przeciwieństwie do N_2O metan może być również pochłaniany przez mikroorganizmy glebowe w odpowiedniej temperaturze i wilgotności gleby. Nie stwierdzono znaczącego wpływu sposobu uprawy na emisje. W badaniach prowadzonych na Nizinie Hindustańskiej (położonej na terytorium Indii, Pakistanu, Bangladeszu i Nepalu) w okresie 20 lat przy zmianowaniu ryż-pszenica zanotowano nieznaczny spadek emisji CH_4 (ok. 3%) przy bardzo szerokim upowszechnieniu uprawy konserwującej. Pozostawianie resztek poźniwnych zwiększa emisję metanu, gdyż zwiększa ilość dostępnego węgla (15).

Właściwości fizyczne i biologiczne gleby

Wiele własności wpływających na jakość gleby jest zdeterminowanych przez jej fizyczne właściwości takie jak skład granulometryczny i rodzaj skały macierzystej. Jednakże mogą być one modyfikowane za pomocą zawartości próchnicy glebowej i aktywności biologicznej mikroorganizmów glebowych, na które wpływ mają praktyki uprawy (32, 44). Struktura i rodzaj agregatów glebowych są kluczowym czynnikiem wpływającym na ocenę zrównoważenia systemów produkcji rolnej. Wielkość, kształt i rozmieszczenie agregatów i porów glebowych, wpływają na ich zdolność do retencji i przekazywania substancji organicznych i nieorganicznych oraz wzrost i żywotność części nadziemnych i korzeni. Stabilność gleby jest wyrażana jako zdolność agregatów do zachowania stanu przy wpływie czynników stresujących. Uprawa zerowa ze stosowaniem mulczowania zwiększa wielkość agregatów glebowych (indeks MWD-ang. *mean weight diameter*); (34), a co za tym idzie stabilność gleby.

Uprawa płuzna zaburza strukturę gleby i prowadzi do szybszego rozpadu agregatów glebowych. Poza tym mulczowanie fizycznie chroni powierzchnię gleby przed erozją wodną i wietrzną. Podsumowanie badań dotyczących tej problematyki zamieszczono w Tab. 1 (32, 44).

Tabela 1

Właściwości i funkcje gleby związane z procesami biologicznymi, fizycznymi i chemicznymi.
Strzałki w górę wskazują wpływ dodatni, strzałki w dół wpływ ujemny

Właściwości gleby	NT w porównaniu do uprawy płużnej	Mulczowanie
biologiczne		
zawartość SOC w warstwie 0-30	↑	↑
biomasa mikroorganizmów	↑	↑
różnorodność mikroorganizmów	↑	↑
Grzyby	↑	↑
aktywność enzymatyczna	↑	↑
pożyteczne mikroorganizmy (<i>Pseudomomas</i> , <i>Actinomycetes</i> , <i>Fusarium</i>)	↑	↑
szkodliwe mikroorganizmy (<i>Pythium</i> , <i>Gaeumannomyces</i> , <i>Rhizoctonia</i>)	↑	↑
pożyteczne nicienie	bez zmian	↑
pasożytnicze nicienie	↓	bez zmian
dżdżownice	↑	↑
różnorodność stawonogów	↑	↑
fizyczne		
stabilność agregatów	↑	↑
gęstość objętościowa	↑	↓

Tabela 1 cd.

porowatość	↓	↑
makropory	↓ średnia wielkość ↑	↑
mezopory	↑	bez zmian
mikropory	↑	bez zmian
przewodność wodna	↓	↑
infiltracja	↑	↑
spływ powierzchniowy	↓	↓
parowanie	↓	↓
woda dostępna dla roślin	↑	↑
erozja	↓	↓
chemiczne		
azot całkowity	↑	
azot dostępny	↓ w krótkim okresie	zależnie od jakości mulczu
P, K, Ca, Mg	P, K ↑ w wierzchniej warstwie	K zależnie od typu przedplonu
pojemność wymiany kationów	brak efektu	↑ w wierzchniej warstwie
pH	najczęściej ↓	↓
straty substancji odżywczych	??	??

Źródło: Palm i in., 2014(32), Verhulst i in., 2010 (44)

Wpływ sposobu uprawy i mulczowania na gęstość objętościową gleby (ang. *bulk density*) jest ograniczony do warstwy płuźnej (44). Wydaje się, że uproszczenie uprawy powinno prowadzić do stopniowych zmian porowatości do czasu osiągnięcia nowego stanu równowagi. Jednakże początkowe różnice mogą być trudne do odróżnienia od naturalnej zmienności. W eksperymentach krótkoterminowych zazwyczaj nie stwierdza się istotnych różnic porowatości pomiędzy sposobami uprawy. W doświadczeniu z Nowej Zelandii po 10 latach trwania doświadczenia na glebie lessowej zanotowano wzrost gęstości objętościowej w przypadku stosowania NT w porównaniu do uprawy płuźnej. Jednocześnie nie stwierdzono spadku plonów. Inne badania pokazują zmniejszenie gęstości objętościowej przy stosowaniu NT w porównaniu z uprawą płuźną na głębokości 3-7 cm (44). Badania wieloletnie (>15 lat) pokazują zwiększenie gęstości objętościowej w warstwie płuźnej, przy zmniejszeniu w warstwie powierzchniowej (0-3cm). 15-letni eksperyment prowadzony w Chinach pokazuje zmiany gęstości objętościowej w różnych systemach uprawy. W pierwszych 6-ciu latach gęstość w warstwie 0-20 cm była mniejsza w systemie płuźnym a wzrastała w NT. W następnych 5-ciu latach była podobna. W kolejnych latach gęstość zaczynała być mniejsza w NT, przy czym poprawiała się struktura gleby, wzrosła zawartość materii organicznej i aktywność mikroorganizmów glebowych (27).

Pory glebowe w zależności od rozmiaru pełnią różne funkcje w napowietrzaniu, infiltracji, odwadnianiu i magazynowaniu wody i wpływają na wzrost roślin. Generalnie liczba mikro (<0,2 μm) i mezo (0,2-30 μm) porów jest większa w uprawie konserwującej (44). Obserwowany spadek porowatości ogólnej przy NT związany jest ze zmianami w rozmiarze i strukturze rozmieszczenia makroporów

(>30 μm). Zmiany morfologii porów glebowych odzwierciedlają zmiany w sposobie ich powstawania. Nieregularne i wydłużone pory o średnicy >1000 μm występują w większej liczbie przy uprawie płuźnej na głębokości 0-20 cm. Związane jest to z corocznym mieszaniem i napowietrzaniem poprzez orkę. W NT stwierdzono większą proporcję makroporów występujących horyzontalnie na głębokości 5-15 cm (>500 μm), co powiązano z większą aktywnością dżdżownic i rozkładem korzeni, przy braku zaburzeń mechanicznych (pług); (44).

Utrzymywanie biomasy glebowej oraz aktywności i różnorodności mikroflory glebowej jest fundamentalnym założeniem CA. Biomasa glebowa odpowiada za utrzymywanie oraz obieg składników odżywczych (C, N, P, Mg) i wody, czy stabilizację agregatów glebowych. Pozostawienie resztek poźniwnych czy mulczowanie zwiększa dostępność węgla i wielkość biomasy mikroorganizmów glebowych i ma większy wpływ na nie niż sposób uprawy. Znaczące zmiany zawartości C i N stwierdzono głównie na powierzchni gleby, na większych głębokościach (5-10 i 10-15) nie były znaczące (12). Uprawa zerowa wpływa także na podwyższenie liczebności grzybów promieniowców i bakterii oraz aktywności mikrobiologicznej gleb w górnych warstwach profilu glebowego. Na uwagę zasługuje wzrost populacji grzybów warunkujących endomikoryzę. Wykazano także, że infekcja mikoryzowa zwiększa pobieranie mikroelementów. W wyniku symbiozy roślin z tą grupą grzybów stwierdzono również lepszą przyswajalność trudno dostępnych związków fosforu oraz podwyższoną odporność roślin na choroby grzybowe. W pierwszych latach stosowania może wystąpić zwiększone porażenie roślin przez grzyby wywołujące choroby podstawy źdźbła, to jednak długoletnia uprawa zerowa w wyniku zwiększonej liczebności i różnorodności mikroorganizmów antagonistycznych ogranicza w znacznym stopniu występowanie chorób roślin (39). Zmianowanie może redukować liczbę patogenów przenoszonych przez pozostałości roślinne. Niektóre grzyby i bakterie, takie jak szczepy *Pseudomonas*, *Actinomycetes*, *Fusarium*, poprzez różne mechanizmy stanowią naturalną ochronę przed patogenami korzeni i utrzymują zdrowotność gleby. Uprawa konserwująca wpływa na wzrost populacji dżdżownic, które poprawiają strukturę gleby i wzbogacają ją w materię organiczną (13).

Erozja, odczyn gleby, dostępność N, P i K, parowanie

Podatność na erozję jest związana z fizycznymi właściwościami gleby. Praktyki konserwujące (zwłaszcza mulczowanie czy zachowywanie okrywy roślinnej) zapewniają większą ochronę powierzchni gleby przed wymywaniem oraz stabilność agregatów glebowych w porównaniu z uprawą konwencjonalną. Podatne na erozję wietrzną agregaty o wielkości <0,84mm występują w uprawie konwencjonalnej w ilości 2 krotnie większej niż w uprawie zerowej. Zostało także udowodnione, że frakcje takie zwiększają swój udział w glebie w uprawie płuźnej a pozostają na stałym poziomie w NT. Okrywa roślinna i mulczowanie zmniejszają erozję wietrzną poprzez ochronę cząstek glebowych przed wywiewaniem (44).

Uprawa konserwująca może zwiększać infiltrację i ograniczać spływ powierzchniowy i ewaporację w porównaniu do uprawy płużnej bez mulczowania. Na przykład *McGarry* wykazał, że szybkość infiltracji i całkowita infiltracja są znacząco większe w uprawie konserwującej z pozostawianiem resztek poźniwnych, niż w uprawie płużnej. Praktyki te będące integralnym składnikiem uprawy konserwującej, zmniejszają też ewapotranspirację, przez zmniejszenie amplitud zmian temperatury gleby (właściwości izolujące), zmniejszenie dyfuzji pary wodnej, absorbując parę wodną przez mulcz oraz osłonę przed wiatrem powierzchniowej warstwy gleby. W konsekwencji zwiększa się wilgotność względna gleby oraz ilość wody dostępna dla roślin (30).

Wpływ uprawy konserwującej na całkowitą zawartość azotu glebowego jest ściśle związany ze zmianami węgla organicznego. CA zwiększa zawartość azotu w glebie. Jednak jego dostępność może być zależna od wielkości nawożenia i jakości pozostałości roślinnych (32, 44). Wiele badań pokazuje mniejszą dostępność azotu w uprawie konserwującej w porównaniu z uprawą konwencjonalną, przypisując to zwolnieniu procesu dekompozycji i większej immobilizacji N w początkowych latach od zmiany systemu uprawy. Po kilku latach stosowania NT, w górnej warstwie gleby ponownie ustala się równowaga między zwiększoną zawartością węgla organicznego a mineralnymi formami azotu. W systemach mało nakładowych (bez nawożenia lub z minimalnym nawożeniem) może prowadzić to do spadku plonów (31).

Uprawa konserwująca powoduje wzrost koncentracji i dostępności fosforu i potasu w wierzchniej warstwie gleby (0-10 cm) i ich spadek na większych głębokościach w porównaniu do uprawy płużnej. Wzrost zawartości potasu jest zwykle wiązany z wysoką jego koncentracją w roślinach zbożowych, a fosforu z brakiem wymieszania i zmniejszeniem pochłaniania przez kompleks sorpcyjny gleby. Większość badań nie stwierdza różnic między dostępnością Mg i Ca dla roślin w różnych systemach uprawy (32, 44).

Badania wskazują, że uprawa konserwująca zwiększa zakwaszenie w warstwie płużnej (zmniejsza pH). Wyjaśniają to dwie hipotezy: większa akumulacja materii organicznej prowadzi do wzrostu zakwaszenia przez jej dekompozycję, lub może to być efekt powierzchniowej aplikacji nawozów azotowych i fosforu (44).

Zachwaszczenie i choroby roślin

W rolnictwie tradycyjnym kontrola nad chwastami odbywa się z wykorzystaniem zabiegów mechanicznych oraz selektywnych herbicydów. Uprawa konserwująca prowadzi zwykle do zwiększenia gęstości chwastów (36). Wyniki prac dotyczących występowania chwastów w uprawie konserwującej w porównaniu do tradycyjnej (Australia), wskazują że w zależności od gatunku różnice gęstości zachwaszczenia wahają się od - 90% do +80%. Są też badania pokazujące nawet kilkakrotny wzrost liczby chwastów w CA (10), przy czym w uprawie konserwującej występuje więcej

chwastów wieloletnich. W uprawie konserwującej chwasty i ich nasiona pozostają na powierzchni gleby, podczas gdy w systemach orkowych są przemieszczane w głąb. W wierzchniej warstwie gleby (0-5 cm) występuje od 60-90% nasion chwastów, w zależności od właściwości gleby (2). Pomimo większej liczby nasion chwastów w uprawie konserwującej, ich kiełkowanie jest utrudnione i z roku na rok spada liczba wschodzących roślin. Mogą one być skutecznie zwalczone przez nieselektywne herbicydy, zaraz po zbiorze przedplonu. Innym sposobem walki z chwastami może być wcześniejszy wysiew roślin jarych. Sposób ten jest stosowany z powodzeniem np. przy uprawie pszenicy na Nizinie Hindustańskiej konkurującej z móżgą drobną (*Phalaris minor*); (2). Pozostałości roślinne czy zielone nawozy ograniczają dostęp promieni słonecznych do kiełkujących chwastów, ograniczają też ich rozwój poprzez oddziaływanie alleopatyczne. Na przykład pozostałości wyki czy żyta w postaci mulczu mogą ograniczać gęstość chwastów o 75% w porównaniu do systemu bez mulczu (2). Przy uprawie konserwującej ważne jest używanie wolnego od zanieczyszczeń materiału siewnego i siew w zwiększonej ilości. Znacznie ogranicza rozwój chwastów stosowanie jako międzyplonów szybko okrywających glebę roślin motylkowatych (2).

W warunkach bezplużnej uprawy roli wzrasta zagrożenie porażenia roślin przez choroby, w tym głównie choroby podstawy źdźbła, wywoływanych przez grzyby (z rodzaju *Pseudocercospora herpotrichoides*, *Gaeumannomyces graminis*, *Fusarium*) (38). Jednakże występowanie tych chorób jest bardziej związane z przedplonem i panującymi w danym roku warunkami pogodowymi, niż ze sposobem uprawy roli. Długotrwale stosowanie uproszczeń powoduje podwyższenie biologicznej aktywności wierzchniej warstwy gleby. Konkurencyjność form saprofitycznych i antagonistycznych grzybów sprzyja ograniczaniu chorób podstawy źdźbła (39). Możliwość kontrolowania chwastów w dowolnym czasie po siewie mogą dawać zmodyfikowane genetycznie rośliny uprawne odporne na tzw. herbicydy totalne (np. glifosat, glufosynat). Jednakże długotrwałe stosowanie herbicydów prowadzi do wyselekcjonowania chwastów na nie odpornych, dotyczy to już ponad 200 gatunków (10). Badania pokazują pozytywny wpływ mulczu i zielonego nawozu, prowadzącego do obniżenia o 80%, a nawet wyeliminowania używania herbicydów, kilka lat po wprowadzeniu uprawy konserwującej (10). Warto jednak zauważyć, iż mulcz może zmniejszać działanie herbicydów, pochłaniając od 15 do 80% oprysku (2).

Ocena ekonomiczna CA

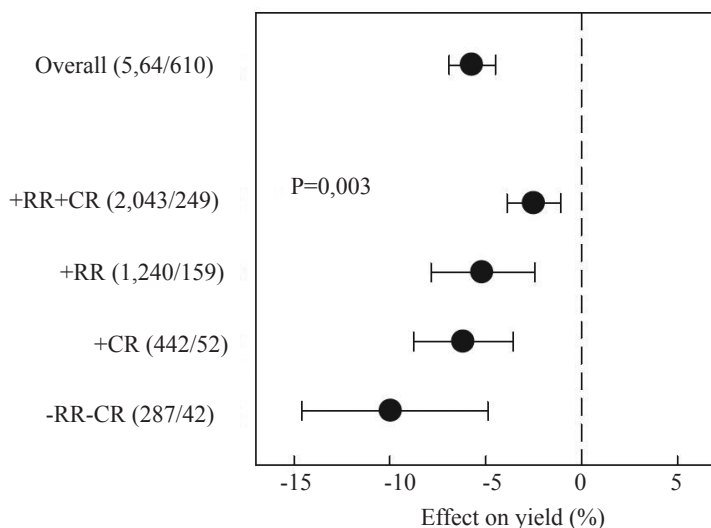
Wdrożenie rolnictwa konserwującego nie powoduje natychmiastowych korzyści dla gospodarstwa rolnego, a proces ten zajmuje co najmniej kilka lat (9). FAO wyróżnia 4 fazy przejścia do CA:

1. Zmiana sposobu uprawy roli. Podczas tej fazy może wystąpić (lecz nie musi) spadek plonów. Spadają jednak nakłady pracy (liczba roboczogodzin), zmniejsza się ilość zużywanego paliwa (mniej zabiegów). Zwiększa się natomiast ilość zużywanej chemii rolnej (głównie herbicydów), z uwagi na brak mechanicznego zwalczania chwastów.

2. Polepszanie się kondycji gleby i jej żyzności. Mniejsze nakłady pracy i redukcja kosztów paliwa. Wzrost plonów, co zwiększa dochód netto.
3. Wprowadzenie różnorodnego zmianowania zwiększa i stabilizuje plony. Zwiększa się dochód netto i plony.
4. Pełne wdrożenie do zasad CA. Stabilność plonów. Wzrost żyzności i produktywności gleby. Widoczne korzyści ekonomiczne.

Plonowanie

Wpływ uprawy konserwującej na plon i możliwość jej wprowadzenia w różnych systemach rolnych na całym świecie, jest przedmiotem wielu publikacji. Wyniki analizy biorącej pod uwagę 610 prac naukowych (48 roślin uprawnych w 63 krajach) porównujących sposób uprawy przedstawimy poniżej. Czynniki wpływającymi na plon, brany pod uwagę dodatkowo, był klimat (suchy, wilgotny), czas trwania zmian w sposobie uprawy (1-2, 3-9, >10 lat) oraz zmianowanie i pozostawianie resztek poźniwnych (Rys. 2); (33).



Rys. 2. Porównanie plonów między uprawą konserwującą a uprawą konwencjonalną. Overall – wszystkie doświadczenia, +RR+CR (z pozostawianiem resztek poźniwnych i zmianowaniem), +RR (resztki poźniwne), +CR (zmianowanie), -RR-CR (tylko uprawa zerowa). Liczba doświadczeń i analizowanych prac w nawiasach. Na wykresie przedstawiono 95% przedziały ufności, oraz wartość prawdopodobieństwa testowego (p-value)

Źródło: Pittelkov i in., 2015 (33)

Wprowadzenie uprawy zerowej zmniejszyło plony średnio o 5,7% (wszystkie wyniki), jednakże w różnych warunkach plony były zmienne i nieraz wyższe niż w uprawie tradycyjnej. Największy spadek plonów (-9,9%) nastąpił gdy zmieniono tylko sposób uprawy roli na zerowy. Ten negatywny wpływ może być zredukowany przez wprowadzenie pozostałych dwóch zasad CA: pozostawiania resztek poźniwnych (-5,2%) oraz zmianowania (-6,2%). Gdy wszystkie trzy zasady uprawy konserwującej są stosowane obserwuje się spadek plonu o 2,5%.

Autorzy sugerują więc, iż zmiana sposobu uprawy powinna następować po kilkuletnim stosowaniu mulczowania i zmianowania, by minimalizować jej wpływ na plon. Analiza ta wykazała też, że w klimacie suchym w warunkach bez nawadniania uprawa konserwująca zwiększa plony o 7,3%. Jest więc obiecującym sposobem gospodarowania w warunkach stresu wodnego, w regionach subsaharyjskich czy Południkowej Azji. Ważnym czynnikiem wpływającym na plon był też okres od zmiany sposobu uprawy. W pierwszych latach notowano niewielki spadek (-3%) plonu, który po 10 latach od zmiany sposobu na CA nie był już znaczący (33).

Wydaje się więc, że ekonomiczne korzyści zmiany sposobu uprawy na konserwujący są bardziej zależne od redukcji kosztów niż wzrostu plonów, poza tym mogą być one trudne do uchwycenia w krótkim czasie, co stanowi pewną barierę, szczególnie w przypadku małych gospodarstw rolnych. W związku z wahaniami cen płodów rolnych zwiększenia dochodu netto w ramach CA należy szukać w obniżeniu kosztów produkcji.

Nadwyżka bezpośrednia i opłacalność brutto

Najprostszymi wskaźnikami stosowanymi w ocenie ekonomicznej produkcji rolnej są nadwyżka bezpośrednia i opłacalność brutto. Nadwyżka bezpośrednia stanowi różnicę między wartością produkcji a bezpośrednimi kosztami produkcji, zaś wskaźnik opłacalności brutto wynika z relacji tych wskaźników analitycznych (wartość : koszty). W bezpośrednich kosztach produkcji uwzględnia się: nasiona i sadzeniaki, nawozy mineralne, środki ochrony roślin, siłę roboczą, paliwa i energię elektryczną oraz koszty eksploatacji ciągników, maszyn i narzędzi rolniczych. Wartość produkcji oblicza się jako potencjalnie towarową wartość plonów podstawowych, z wyjątkiem roślin pastewnych (nietowarowych), których wartość wycenia się na podstawie kosztów produkcji (17).

W porównaniu wyników 12 prac dotyczących wpływu uprawy konserwującej i uprawy konwencjonalnej na zyski gospodarstw, wskazano iż w 7 na 12 przypadków odnotowano wzrost zysku netto w przypadku uprawy konserwującej (23). Większość badań wskazuje na spadek nakładów na produkcję, jednak nie zawsze przekłada się to na wzrost zysków z uwagi na spadek plonów i konieczność ponoszenia większych nakładów na środki ochrony roślin.

W pracy dotyczącej porównania uprawy pszenicy w monokulturze w trzech systemach uprawy w Polsce, koszt uprawy w systemie tradycyjnym (praca, paliwo) wyniósł 475,4 zł ha⁻¹ (24). Uproszczenia polegające na rezygnacji z pługą i zastąpieniu go kultywátorem lub bróną talerzówą spowodowały odpowiednio obniżenie kosztów pracy o 35,7% i 30,7% ha⁻¹. Zrezygnowanie z uprawy późniejszej i zastąpienie jej herbicydem spowodowało jeszcze większe obniżenie kosztów pracy o 43,9% i 42,2% ha⁻¹. Całkowita rezygnacja z uprawy mechanicznej i zastosowanie wyłącznie herbicydu i siewu bezpośredniego obniżyło koszty pracy w stosunku do uprawy tradycyjnej

o 84,4%. Najniższe koszty paliwa poniesiono w siewie bezpośrednim i wynosiły one ok. 20% kosztów uprawy tradycyjnej. Łączne koszty (pracy i paliwa) uprawy roli jednego hektara w uproszczeniach z zastosowaniem kultywatora i brony talerzowej zarówno z uprawą jak i bez uprawy późniejszej stanowiły odpowiednio 65,1; 68,5; 55,2 i 56,3% kosztów tradycyjnej uprawy roli, natomiast najtańszy okazał się system siewu bezpośredniego, bowiem jego koszty były odpowiednio niższe aż o 83,6%. Obniżenie plonów o średnio 15,6% było zrekomensowane przez mniejsze koszty produkcji.

Sorrenson porównał dochodowość CA na 18 średnich i dużych farmach w Paragwaju na przestrzeni 10 lat. Okazało się, że plon wzrósł o 5-20% (co przełożyło się na wzrost dochodów netto w granicach 10000-30000 USD), podczas gdy spadł w gospodarstwach z uprawą tradycyjną. Spowodowane było to: mniejszą erozją, poprawieniem struktury i zawartości materii organicznej gleby, wzrostem plonów oraz zmniejszeniem kosztów paliwa, nawozów, oprysków i pracy. Plony w uprawie konserwującej były też bardziej stabilne w czasie (42).

Wskaźnik efektywności energetycznej

Innym wskaźnikiem stosowanym do oceny ekonomicznej jest wskaźnik efektywności energetycznej (E_e). Zaletą tego rachunku jest możliwość porównywania wyników niezależnie od relacji cen, a także stosowanie go do ocen kompleksowych. Obliczany jest on ze wzoru (17):

$$E_e = \frac{P_e}{N_e}$$

gdzie: P_e – wartość energetyczna plonu uzyskanego z 1 ha (MJ), N_e – wielkość nakładów energetycznych poniesionych na uzyskanie plonu z 1 ha (MJ)

Stosowanie uprawy konserwującej prowadzi do zmniejszenia zużycia paliwa i obniża wkład energetyczny w produkcję (4, 9, 40, 41). Wskaźnika tego używa się też w analizach LCA (ang. *Life Cycle Assessment*). Porównanie nakładów energetycznych na emisję gazów cieplarnianych w różnych systemach uprawy wykazało że uprawa uproszczona prowadzi do 26% obniżenia całkowitych kosztów produkcji, a zerowa do spadku o 41%. Energia zużyta przez maszyny rolnicze stanowi 6-8% całkowitej emisji gazów cieplarnianych na kg produktu. Emisja gazów cieplarnianych w systemie tradycyjnym wynosiła 915g CO₂e kg⁻¹ produktu gotowego; natomiast 855g CO₂e kg⁻¹ w systemie z uprawą zerową (41).

Inne opracowanie pokazuje, że nakład związany z zabiegami polowymi w przypadku uprawy uproszczonej obniża się o 18-53%. Siew bezpośredni obniża wkład energetyczny o 75-83% w porównaniu do uprawy tradycyjnej. Całkowity koszt uprawy 1 ha obniża się o 25-41% (40).

Podobne wyniki uzyskano w pracach polskich. Wykazano, że zużycie paliwa w uprawie pszenicy ozimej trzema technologiami (uprawa tradycyjna, uproszczona, siew bezpośredni) różni się istotnie (4). Eliminacja orki w uproszczonej technologii uprawy pozwoliła na zmniejszenie zużycia oleju napędowego o 34%, natomiast rezygnacja z uprawy gleby w przypadku siewu bezpośredniego skutkowało o 70% mniejszym zużyciem paliwa niż w metodzie tradycyjnej (20). Z innych badań przeprowadzonych w Polsce wynika, że w zależności od gatunku rośliny, aż 40-70% energii zużywanej w całym cyklu produkcji przypada na uprawę roli. Spośród wszystkich czynności uprawowych najbardziej pracochłonna i energochłonna jest orka. Pochłania ona 25-40% całkowitych nakładów robocizny i nawet do 50% paliwa (7).

W CA zmniejsza się też czas potrzebny do wykonania zabiegów uprawowych. W niektórych opracowaniach wskazuje się, że zmniejszenie nakładów związanych z czasem pracy może osiągnąć od 75 do 83% w porównaniu do uprawy tradycyjnej (42). Porównanie zamieszczone przez FAO wskazuje na zmniejszenie o ok. 40% czasu potrzebnego na poszczególne zabiegi w uprawie konserwującej, w porównaniu do uprawy konwencjonalnej (Tab. 2).

Tabela 2

Porównanie czasu potrzebnego na wykonanie zabiegów (h ha^{-1}) przy uprawie grochu w Brazylii

Zabieg	Uprawa konserwująca	Uprawa konwencjonalna
Agregat uprawowy	0.89	-
Siew bezpośredni	0.76	-
Oprysk	1.2	0.6
Zbiór	0.93	0.93
Orka	-	1.37
Bronowanie	-	1.38
Siew tradycyjny	-	0.89
Redlinowanie	-	1
Ogółem	3.78	6.17

Źródło: FAO..., 2015 (9)

Wskaźnik wartości bieżącej netto

Do oceny efektywności ekonomicznej używa się też często wskaźnika wartości bieżącej netto – NPV (ang. *Net Present Value*) umożliwiającego porównanie kosztów inwestycji (implementacji uprawy konserwującej) i ewentualnych zysków/strat netto w czasie (5). Dodatni wskaźnik oznacza korzyść ekonomiczną, ujemny stratę.

$$\text{NPV} = \sum B_t(1+r)^{-t} - \sum C_t(1+r)^{-t}$$

gdzie: sumowanie odbywa się w zakresie $t=0$ (rok wdrożenia) do $t=T$ (ostatni rok), B_t jest wartością zysków w roku t , a C_t jest wartością kosztów w roku t , r – stopa dyskonta, wynikającą ze zmienności wartości pieniądza w czasie.

Wiele prac wskazuje na wzrost zysku netto gospodarstw stosujących uprawę konserwującą w porównaniu do konwencjonalnej (21, 22, 23). Analiza finansowa na poziomie gospodarstwa (Afryka Subsaharyjska, Ameryka Łacińska), w której porównano 130 praktyk rolniczych związanych z uprawą konserwującą pokazała w 65% przypadków wzrost dochodu netto (dodatni wskaźnik NPV) (21).

FAO dokonało przeglądu 40 prac badających wskaźnik NPV dla uprawy konserwującej w państwach rozwiniętych (23). W 34 przypadkach współczynnik NPV był dodatni. Podobnie w innej pracy dotyczącej krajów Afryki Subsaharyjskiej na 11 studiów dodatni indeks NPV odnotowano w 10-ciu przypadkach (22). Badania Kumara (Indie, prowincje Haryana i Rajathan) pokazały, iż uprawa konserwująca zwiększyła dochody roczne o średnio 325-18000 INR ha⁻¹ (INR - rupia indyjska, 1 PLN~16,5 INR). Analiza pokazała, że rolnictwo konserwujące nie tylko poprawia żyzność gleby ale daje także bezpośrednie korzyści finansowe (w przeliczeniu na powierzchnię). Jednocześnie praktyki CA powinny być wprowadzane selektywnie w zależności od sytuacji ekonomicznej, społecznej i środowiskowej (25).

Nie wszystkie opracowania pokazują wzrost wartości netto po wprowadzeniu systemu konserwującego. Porównano np. wskaźnik NPV dla uprawy płuźnej z usuwaniem resztek poźniwnych (w zmianowaniu: bawełna – pszenica ozima – kukurydza) z uprawą konserwującą (w rotacji: bawełna – pszenica ozima – fasola mung – żyto) dla hipotetycznej farmy 50 ha w okresie 14 lat (5). Początkową inwestycją był zakup siewnika do siewu bezpośredniego. Brano pod uwagę dwa warianty szacowania wartości pieniężnej resztek poźniwnych: w pierwszym nie jest brana pod uwagę wartość mulczu jako nawóz (a tylko strata spowodowana niewykorzystaniem jako paszy czy ściółki), w drugim brana jest pod uwagę różnica między wykorzystaniem jako nawóz a zastosowaniem na cele paszowe. Obliczeń dokonano dla pełnych zmianowań. W wariancie bez uwzględniania wartości mulczu jako nawozu, zmniejszenie kosztów paliwa i roboczogodzin pozwoliły na niewielki wzrost przychodu w produkcji bawełny. Jednak w przypadku pszenicy nie zrekomensowały one strat poniesionych poprzez pozostawienie słomy poźniwnej. Uprawa żyta generowała straty. Wzrost dochodów netto nie zrekomensował inwestycji w zakup siewnika i to zaowocowało ujemnym wskaźnikiem NPV = -4581 USD. W wariancie z uwzględnieniem wartości resztek poźniwnych jako różnicy między nawozem a paszą NPV wyniósł 47369 USD. CA prowadzić więc może do oszczędzania zasobów, wprowadza jednak nowe koszty, jeśli uwzględnimy wartość pozostawionych resztek poźniwnych i potrzebę dodatkowych zabiegów przy wprowadzeniu roślin okrywowych. Wyniki wskazują, że oszczędności w paliwie i kosztach pracy nie zawsze są wystarczające do zrekomensowania zakupu siewnika oraz wartości resztek poźniwnych i wprowadzenia roślin okrywowych. Dopiero uwzględnienie pieniężnej wartości resztek poźniwnych jako nawozu pozwoliło uzyskać dodatni wskaźnik NPV w tym modelu (5).

Ekonomiczne i pozaekonomiczne korzyści z wprowadzenia zasad CA

Oszacowanie ekonomicznych korzyści ze stosowania uprawy konserwującej powinno obejmować także wpływ na środowisko i krajobraz, i to nie tylko na poziomie gospodarstwa, ale także regionu a nawet globalnie. Na przykład w wynikach przytoczonych w pracy Knowler-a (23), korzyści polegające na zapobieganiu erozji w USA, na gruntach uprawianych sposobem konserwującym, oszacowano na 90,3-288,8 mln \$ rok⁻¹ (w 1996r.). W innej pracy tam przytoczonej (symulacja uprawy płużnej, bezpłużnej i NT) pokazano, iż korzyści płynące z systemów uproszczonych, są większe gdy rozpatrujemy je na poziomie regionu, niż w danym gospodarstwie. Wskaźnik ryzyka środowiskowego (ang. *environmental hazard index*) dzięki stosowaniu NT zmniejszył się w porównaniu do uprawy tradycyjnej, z 78,9 do 64,7, przy podobnym poziomie dochodów. Indeks ten bierze pod uwagę: ryzyko erozji i zatrucia pestycydami, a także straty azotu i fosforu. Wprowadzenie roślin okrywowych i zastąpienie nawozów mineralnych organicznymi (obornik) obniżyło ten wskaźnik do 50, lecz doprowadziło do spadku dochodów na poziomie gospodarstwa (23).

Podsumowanie

Doświadczenie z wielu krajów pokazało, iż wprowadzenie rolnictwa konserwującego daje długoterminowe korzyści ekonomiczne, społeczne i środowiskowe, wymaga jednak wsparcia instytucjonalnego (rządowego, międzynarodowego). Wykazano, że ograniczenie mechanicznej ingerencji w glebę oraz stosowanie roślin okrywowych i wzbogaconego płodozmianu w ramach rolnictwa konserwującego zwiększa zasoby węgla organicznego i wilgotność gleby, co może prowadzić do stabilizacji plonów lub nawet ich zwiększenia w dłuższym okresie. Ograniczenie erozji i spływu powierzchniowego po wprowadzeniu rolnictwa konserwującego przyczynia się do ochrony gleby oraz krajobrazu. Do głównych wad systemu rolnictwa konserwującego z punktu widzenia środowiskowego zalicza się: wzrost ilości stosowanych środków ochrony roślin w początkowych latach po wprowadzeniu tego typu uprawy. Według wskaźników ekonomicznych po wdrożeniu zasad rolnictwa konserwującego następuje stopniowy spadek nakładów pracy oraz kosztów związanych ze zużyciem energii (wynikającym z mniejszej liczby zabiegów).

Literatura

1. Alexandratos N., Bruinsma J.: World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision. ESA Working paper No. 12-03, Rome, FAO, 2012.
2. Chauhan B. S., Singh R. G., Mahajan G.: Ecology and management of weeds under conservation agriculture: a review, *Crop Protection*, 2012, **38**: 57-65.
3. Corsi S., Friedrich, T., Kassam A., Pisante M., Sà J. D. M.: Soil organic carbon accumulation and greenhouse gas emission reductions from conservation agriculture: a literature review., 2012, FAO.

4. Cudzik A., Białczyk W., Czarnecki J., Brennenstul M., Kaus A.: Ocena systemów uprawy w aspekcie zużycia paliwa, plonowania roślin i właściwości gleby. *Inżynieria Rolnicza*, 2012, **16**: 17-27.
5. Daujanov A., Groeneveld R., Pulatov A., Heijman W. J.: Cost-Benefit Analysis of Conservation Agriculture Implementation in Syrdarya Province of Uzbekistan. *Visegrad Journal on Bioeconomy and Sustainable Development*, 2016, **5(2)**: 48-52.
6. Dimassi B., Mary B., Wylleman R., Labreuche J., Couture D., Piraux F., Cohan J. P.: Long-term effect of contrasted tillage and crop management on soil carbon dynamics during 41 years. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 2014, **188**: 134-146.
7. Dzienia S., Piskier T., Wereszczaka J.: Wpływ uproszczonych sposobów uprawy gleby na nakłady energetyczne i plonowanie pszenżyta ozimego. *Zeszyty Naukowe. Akademia Rolnicza w Szczecinie. Rolnictwo*, 1994, **58**: 45-48.
8. FAO, 2016, AQUASTAT Main Database, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Website accessed on [17/03/2017 11:5], <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/data/query/index.html>
9. FAO, <http://www.fao.org/ag/ca/index.html>, FAO 2015
10. Farooq M., Flower K. C., Jabran K., Wahid A., Siddique K. H.: Crop yield and weed management in rainfed conservation agriculture. *Soil and tillage research*, 2011, **117**, 172-183.
11. Friedrich T., Derpsch R., Kassam A.: Overview of the global spread of conservation agriculture. *Field Actions Science Reports*, 2012, Special Issue. 6.
12. Govaerts B., Mezzalama M., Sayre K.D., Crossa J., Nicol J.M., Deckers J.: Long-term consequences of tillage, residue management, and crop rotation on maize/wheat root rot and nematode populations in subtropical highlands. *Appl. Soil Ecol.*, 2006, **32**: 305-315.
13. Govaerts B., Mezzalama M., Unno Y., Sayre K.D., Luna-Guido M., Vanherck K., Dendooven L., Deckers J.: Influence of tillage, residue management, and crop rotation on soil microbial biomass and catabolic diversity., 2007b, *Appl. Soil Ecol.* **37**: 18-30
14. Govaerts B., Verhulst N., Castellanos-Navarrete A., Sayre K. D., Dixon J.: & Dendooven, L. Conservation agriculture and soil carbon sequestration: between myth and farmer reality. *Critical Reviews in Plant Science*, 2009, **28(3)**: 97-122.
15. Grace P.R., Antle J., Ogle S., Paustian K., Basso B.: Soil carbon sequestration rates and associated economic costs for farming systems of the Indo-Gangetic Plain. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 2012, **146**: 137-146.
16. GUS. Charakterystyka gospodarstw rolnych. Powszechny Spis Rolny 2010, Warszawa 2012.
17. Harasim A.: Kompleksowa ocena płodozmianów z różnym udziałem roślin zbożowych i okopowych. IUNG Puławy. Monografie i Rozprawy Naukowe, 2002, ss. 89.
18. International Panel on Climate Change (IPCC), Climate Change 2007—The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fourth Assessment Report of the IPCC, 2007, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
19. Jadczyzyn J., Jonczyk K., Filipiak K., Siebielec G., Stuczynski T., Koza P., Zasady racjonalnego użytkowania i kształtowania obszarów problemowych rolnictwa. Instrukcja Upowszechnieniowa, 2010, Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach, ss. 178.
20. Klikocka H., Sachajko J.: Kompleksowa ocena agrotechnologii ziemniaka i pszenżyta jarego. *Acta Agrophysica. Rozprawy i Monografie*, 2011, **4**.
21. Knowler D. J.: Explaining the financial attractiveness of soil and water conservation—a meta-analysis model., 2003.
22. Knowler, D., Bradshaw B.: Farmers' adoption of conservation agriculture: A review and synthesis of recent research. *Food policy*, 2007, **32(1)**: 25-48.
23. Knowler D., Bradshaw B., Gordon D.: The economics of conservation agriculture. Land and Water Division, FAO, 2001, Rome.

24. Kordas L.: Efektywność ekonomiczna różnych systemów uprawy roli w uprawie pszenicy ozimej po sobie. *Fragm. Agron*, 2009, **26(1)**: 42-48.
25. Kumar S., Sharma K. L., Kareemulla K., Chary G. R., Ramarao C. A., Rao C. S., Venkateswarlu B.: Techno-economic feasibility of conservation agriculture in rainfed regions of India. *Current Science*, 2011, **101(9)**: 1171.
26. Lal R.: Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 2004, **304(5677)**: 1623-1627.
27. Li H.W., Gao H.W., Wu H.D., Li W.Y., Wang X.Y., He J.: Effects of 15 years of conservation tillage on soil structure and productivity of wheat cultivation in northern China. *Aust. J. Soil Res.*, 2007, **45**: 344-350.
28. Lindwall C. W., Sonntag B. H.: *Landscapes Transformed: The History of Conservation Tillage and Direct Seeding*, 2010.
29. Luo Z., Wang E., Sun O. J.: Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 2010, **139(1)**: 224-231.
30. McGarry D., Bridge B.J., Radford B.J.: Contrasting soil physical properties after zero and traditional tillage of an alluvial soil in the semi-arid subtropics. *Soil Till. Res.*, 2000, **53**: 105-115.
31. Nyamangara J., Masvaya E.N., Tirivavi R., Nyengerai K.: Effect of hand-hoebased conservation agriculture on soil fertility and maize yield in selected small holder areas in Zimbabwe. *Soil Till. Res.*, 2013, **126**: 19-25.
32. Palm C., Blanco-Canqui H., DeClerck F., Gatere L., Grace P.: Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2014, **187**: 87-105.
33. Pittelkow C. M., Liang X., Linquist B. A., Van Groenigen K. J., Lee J., Lundy M. E., van Kessel C.: Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture. *Nature*, 2015, **517(7534)**: 365-368.
34. Power A.G.: Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Phi-los. T. R. Soc. B.*, 2010, **365**: 2959-2971.
35. Powlson D. S., Stirling C. M., Jat M. L., Gerard B. G., Palm C. A., Sanchez P. A., Cassman K. G.: Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. *Nature Climate Change*, 2014, **4(8)**: 678-683.
36. Price A., Kelton J.: *Weed control in conservation agriculture.*, 2011, INTECH Open Access Publisher.
37. Rai M., Reeves T. G., Pandey S., Collette L.: *Save and grow: a policymaker's guide to sustainable intensification of smallholder crop production.*, 2011, Rome, FAO.
38. Smagacz J.: Produkcyjno-ekonomiczne i środowiskowe skutki różnych systemów uprawy roli. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2012, **29(3)**: 121-134.
39. Smagacz J.: *Uprawa roli-aktualne kierunki badań i najnowsze tendencje. Ekspertyza. Maszynopis. Puławy*, 2011, IUNG-PIB ss, 42.
40. Sørensen C. G., Nielsen V.: Operational analyses and model comparison of machinery systems for reduced tillage. *Biosystems engineering*, 2005, **92(2)**: 143-155.
41. Sørensen C. G., Halberg N., Oudshoorn F. W., Petersen B. M., Dalgaard R.: Energy inputs and GHG emissions of tillage systems. *Biosystems Engineering*, 2014, **120**: 2-14.
42. Sorrenson W.J.: Financial and economic implications of no-tillage and crop rotations compared to conventional cropping systems. *TCI Occasional Paper Series No.9*, Rome, 1997, FAO.
43. UNEP 2013. *The Emissions Gap Report 2013*. United Nations Environment Programme (UNEP), Nairobi.
44. Verhulst N., Govaerts B., Verachttert E., Castellanos-Navarrete A., Mezzalama M., Wall P., Sayre K. D.: *Conservation agriculture, improving soil quality for sustainable production systems. Advances in soil science: food security and soil quality*. CRC Press, Boca Raton, 2010: 137-208.

45. Walters D., Jasa P.: Conservation tillage in the United States: an overview. International symposium on conservation tillage, 2000: 24-27.
 46. Zimny L., Zych A.: Słownik poprawnej terminologii bezplużnej. Pobrano z <http://www.bezpluga.pl/baza-wiedzy> 27.04.2017.
-

Adres do korespondencji:

mgr Tomasz Żyłowski
Zakład Biogospodarki i Analiz Systemowych
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
tel. 81 4786898
email: tzyłowski@iung.pulawy.pl

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

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

WSKAZÓWKI DLA AUTORÓW

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

Wydruk tekstu do recenzji:

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

Przygotowanie do druku:

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

tekst

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

tabele

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

rysunki

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

jednostki miary

- system SI
- jednostki zapisywać potęgowo (np. $t \cdot ha^{-1}$)

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: edecka@iung.pulawy.pl