

Jerzy Bieńkowski

WIELOKRYTERIALNA ANALIZA
MOŻLIWOŚCI ZRÓWNOWAŻONEGO
ROZWOJU GOSPODARSTW
ROLNICZYCH Z UWZGLĘDNIENIEM
CZYNNIKÓW ŚRODOWISKOWYCH
I EKONOMICZNYCH

MONOGRAFIE
I ROZPRAWY
NAUKOWE

29

INSTYTUT UPRAWY NAWOŻENIA I GLEBOZNAWSTWA
PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY
INSTITUTE OF SOIL SCIENCE AND PLANT CULTIVATION
STATE RESEARCH INSTITUTE

Dyrektor: *prof. dr hab. Wiesław Oleszek*

Redaktor: *prof. dr hab. Janusz Podleśny*

Recenzenci: *prof. dr hab. Stanisław Krasowicz*
prof. dr hab. Antoni Faber

Opracowanie redakcyjne i techniczne: *mgr Katarzyna Mikulska*

ISBN 978-83-7562-084-9

Nakład 150 egz., B-5, zam. 35/B/11
Dział Upowszechniania i Wydawnictw IUNG-PIB w Puławach
tel. (81) 8863421 w. 301 i 307; fax (81) 8863421 w. 302
e-mail: iung@iung.pulawy.pl; <http://www.iung.pulawy.pl>

Jerzy Bieńkowski

WIELOKRYTERIALNA ANALIZA MOŻLIWOŚCI
ZRÓWNOWAŻONEGO ROZWOJU GOSPODARSTW ROLNICZYCH
Z UWZGLĘDNIENIEM CZYNNIKÓW ŚRODOWISKOWYCH
I EKONOMICZNYCH

SPIS TREŚCI

1. WSTĘP, HIPOTEZA I CEL BADAŃ	7
2. MATERIAŁ I METODY	11
2.1. MATERIAŁ	11
2.2. ZAKRES BADAŃ.....	12
2.3. METODYKA BADAŃ.....	14
2.3.1. Pobieranie prób glebowych i analizy chemiczne.....	14
2.3.2. Analizy indeksów w charakterystyce środowiskowo-produkcyjnej gospodarstw.....	14
2.4. BILANS AZOTU I FOSFORU W GOSPODARSTWACH.....	16
2.4.1. Charakterystyka przepływu azotu i fosforu w gospodarstwach	16
2.4.2. Metodyka badania bilansu azotu i fosforu	17
2.5. MODELOWANIE PRZEPŁYWU SKŁADNIKÓW POKARMOWYCH W GOSPODARSTWACH.....	19
2.5.1. Opis systemu.....	19
2.5.2. Model macierzowy analizy bilansu i przepływu składników pokarmowych w gospodarstwach	21
2.6. ANALIZY TRENDÓW ZMIAN ZAWARTOŚCI MATERII ORGANICZNEJ W GLEBACH.....	23
2.7. ANALIZA ODDZIAŁYWANIA PESTYCYDÓW NA ŚRODOWISKO.....	24
2.8. METODA ANALIZY EFEKTYWNOŚCI TECHNICZNEJ I ŚRODOWISKOWEJ GOSPODARSTW	26
2.9. MODEL INDEKSU ZRÓWNOWAŻONEGO GOSPODAROWANIA.....	30
2.10. OPRACOWANIE STATYSTYCZNE WYNIKÓW	30
3. WYNIKI	31
3.1. CHARAKTERYSTYKA BADANYCH GOSPODARSTW.....	31
3.2. STRUKTURA POWIĄZAŃ MIĘDZY ZMIENNYMI OPISUJĄCYMI GOSPODARSTWA	36
3.3. ZAWARTOŚĆ AZOTU AZOTANOWEGO W GLEBACH.....	38
3.4. PRZEPŁYWY AZOTU I FOSFORU W ANALIZOWANYCH TYPAH ROLNICZYCH GOSPODARSTW.....	48
3.5. BILANSE AZOTU I FOSFORU W ANALIZOWANYCH TYPAH ROLNICZYCH GOSPODARSTW.....	52
3.6. EFEKTYWNOŚĆ WYKORZYSTANIA AZOTU I FOSFORU	60
3.7. BILANSE AZOTU I FOSFORU W RELACJI DO OBSADY ZWIERZĄT I NAWOŻENIA MINERALNEGO	63
3.8. OCENA ZMIENNOŚCI SALD AZOTU NA POZIOMIE PÓŁ	67
3.9. MODELOWANIE PRZEPŁYWU AZOTU W BADANYCH TYPAH GOSPODARSTW	70
3.10. SCENARIUSZE OGRANICZANIA STRAT AZOTU W BADANYH TYPAH GOSPODARSTW.....	73
3.11. AKTUALNE ZAWARTOŚCI I OCENA IŁOŚCI WPROWADZANEGO WĘGLA ORGANICZNEGO DO GLEB W RÓŻNYH TYPAH GOSPODARSTW.....	79

3.12. BILANS MATERII ORGANICZNEJ GLEB W RÓŻNYCH TYPACH GOSPODARSTW	82
3.13. PROJEKCJE ZMIAN ZASOBÓW GLEBOWEJ MATERII ORGANICZNEJ W BADANYCH TYPACH GOSPODARSTW	84
3.14. PROJEKCJE ZASOBÓW GLEBOWEJ MATERII ORGANICZNEJ W BADANYCH TYPACH GOSPODARSTW PRZY UWZGLĘDNIENIU ZMIAN KLIMATYCZNYCH	88
3.15. OCENA ODDZIAŁYWANIA PESTYCYDÓW NA ŚRODOWISKO	90
3.15.1. Wskaźniki intensywności stosowania środków ochrony roślin w analizowanych typach gospodarstw	90
3.15.2. Wielokryterialny indeks oddziaływania pestycydów na środowisko w analizowanych typach gospodarstw	93
3.16. OCENY EFEKTYWNOŚCI TECHNICZNEJ I ŚRODOWISKOWEJ W ANALIZOWANYCH TYPACH GOSPODARSTW	95
3.16.1. Ocena efektywności technicznej gospodarstw	96
3.16.2. Ocena efektywności środowiskowej gospodarstw	104
3.16.3. Charakterystyka gospodarstw wzorcowych pod względem efektywności technicznej oraz środowiskowej	108
3.17. OCENA ZRÓWNOWAŻONEGO GOSPODAROWANIA	110
3.17.1. Indeks zrównoważonego gospodarowania	112
3.17.2. Porównanie charakterystyk gospodarstw o maksymalnych i niższych od maksymalnych indeksach zrównoważonego gospodarowania	115
3.17.3. Analiza czynników kształtujących indeks zrównoważonego gospodarowania	117
4. DYSKUSJA	119
4.1. ZMIANY ZAWARTOŚCI AZOTANÓW NA TLE CZYNNIKÓW AGROTECHNICZNYCH W BADANEJ GRUPIE GOSPODARSTW	119
4.2. BILANSY I PRZEPŁYWY AZOTU I FOSFORU W RÓŻNYCH TYPACH GOSPODARSTW	125
4.3. BILANS MATERII ORGANICZNEJ ORAZ PROJEKCJA ZMIAN JEJ ZAWARTOŚCI W GLEBACH RÓŻNYCH TYPÓW GOSPODARSTW	131
4.4. OCENA INTENSYWNOŚCI STOSOWANIA PESTYCYDÓW ORAZ ICH ODDZIAŁYWANIA NA ŚRODOWISKO	136
4.5. INTEGROWANIE EFEKTÓW EKONOMICZNYCH I ŚRODOWISKOWYCH W MODELU OCENY ZRÓWNOWAŻONEGO GOSPODAROWANIA	138
5. PODSUMOWANIE	142
6. ANEKS	145
7. LITERATURA	153
8. STRESZCZYNIE/SUMMARY	168

1. WSTĘP, HIPOTEZA I CEL BADAŃ

Współczesna działalność rolnicza powinna uwzględniać ogólnie zalecaną dla gospodarki zasadę zrównoważonego rozwoju (Renewed... 2006). Oznacza to przede wszystkim prowadzenie produkcji, która nie będzie naruszać zasobów naturalnych, w sensie nadmiernego ich wyczerpania i trwałego odkształcenia jakościowego (Runowski 2001, Zegar 2005). Zachowanie zasobów oznacza inaczej utrzymanie niezmienionej tzw. przestrzeni ekologicznej i przez to realizowanie polityki ekologicznej kraju (Krasowicz 2005). Zasada zrównoważonego rozwoju jest podyktowana najwyższej rangi prawem w Polsce, tj. zapisem w artykule 5 Konstytucji RP.

Szersza definicja zrównoważenia odnosząca się do rolnictwa oznacza produkcję żywności i surowców rolnych zgodnie z zasadami gwarantującymi ekologiczną stabilność systemów rolniczych, ich ekonomiczną żywotność oraz zachowanie tradycji kulturowej wsi (Walter i Stützel 2009). Pomimo zgody co do ogólnej koncepcji zrównoważenia istnieje w literaturze niezgodność w zakresie metod oceny zrównoważonego gospodarowania. Opracowanie metod pomiaru zrównoważenia może stać się istotnym elementem wspomagania tworzenia regulacji prawnych dla rolnictwa.

W analizach zrównoważonego rozwoju ważnym problemem badawczym jest połączenie celów ekonomicznego rozwoju gospodarstwa, oszczędnego wykorzystywania zasobów naturalnych, czynników produkcji oraz ograniczania szkodliwej emisji różnych związków do atmosfery (Mauerhofer 2008, Saifi i Drake 2008). Idea zrównoważonego rozwoju okazała się jednak koncepcją trudną do zastosowania w praktyce. Pomimo trudności w definiowaniu warunków i charakterystyki zrównoważonych procesów produkcyjnych, istnieje pilna konieczność przejścia od fazy definiowania i określania celów zrównoważonego rozwoju do fazy mierzenia postępu w realizacji tych celów. Sprostanie postulatowi upowszechniania zrównoważonego rozwoju jest możliwe poprzez tworzenie metodologii pozwalającej na integrowanie różnych wskaźników w syntetyczny indeks informujący o kierunku rozwoju gospodarstw i o dzielącym je dystansie od innych gospodarstw pod względem poziomu zrównoważenia. W analizach zrównoważenia systemów gospodarczych stosuje się najczęściej wiele kryteriów ocen, takich jak ochronę i zachowanie wartości zasobów naturalnych, utrzymanie poziomu produkcji, zachowanie użyteczności, utrzymanie zdolności do reprodukcji majątku (Yli-Viikari 1999, Hueting i Reijnders 2004). Powinny one charakteryzować się określonymi atrybutami, z których za najważniejsze uznaje się: przenoszenie informacji umożliwiającej podejmowanie decyzji, reprezentatywność, posiadanie podstaw naukowych, możliwość odnoszenia się do wartości referencyjnych, wartość predykcyjną, kwantyfikowalność (Becker 1997, Hardi i Zdan 1997).

Wskaźniki zrównoważenia służą prezentacji zmian ilościowych i jakościowych w gospodarstwie oraz w otaczającym je środowisku. Wyrażają one informację o stanach owych procesów w sposób prostszy i bardziej zrozumiały niż zwykle dostępne dane analityczne. Reprezentują one miarę dystansu pomiędzy idealną, re-

ferencyjną sytuacją a porównywanym poziomem badanego procesu. Mogą mieć wartość predykcyjną w sytuacji, kiedy odnoszą się do monitorowania określonych procesów w dłuższym okresie czasu. Powinny mieć także charakter retrospektywny, weryfikując skuteczność dotychczasowych rozwiązań technologicznych i organizacyjnych. Ich głównym walorem powinno być poszerzenie zakresu informacji o systemach rolniczych.

Stosowanie wskaźników agroekologicznych wspólnie z ekonomicznymi umożliwia badanie systemów rolniczych bez potrzeby stosowania modeli symulacyjnych oraz prowadzenia dużej liczby pomiarów bezpośrednich, ponieważ oceny mogą być oparte na kilku mierzalnych cechach. Istnieje pilna potrzeba opracowania spójnych procedur mających na celu pomiar zrównoważenia w rolnictwie. Wybrane wskaźniki powinny służyć informowaniu o stanie jakości środowiska i ekonomicznej kondycji gospodarstw oraz możliwych relacjach przyczynowo-skutkowych w obrębie gospodarstw. Mogą one być analizowane indywidualnie lub w oddzielnych grupach charakteryzujących podobne właściwości systemu lub posiadać formę indeksu syntetycznego wyrażającą konkretną wartość. Taka pojedyncza, zagregowana wartość jest syntetyczną oceną zrównoważenia działalności gospodarstw. W dotychczasowych metodach pomiarowych wykorzystywano subiektywne metody agregacji zawierające ukryte preferencje. Na ogół wskaźniki zrównoważenia są zbiorem wielu wskaźników odnoszących się do charakterystyki ekonomicznej, społecznej, stanu środowiska oraz skutków środowiskowych wywoływanych przez rolnictwo. Oddzielna ich analiza dostarcza informacji cząstkowych, nie dając możliwości stworzenia całościowej oceny funkcjonowania gospodarstw, co byłoby zgodne z holistyczną koncepcją idei zrównoważonego rozwoju. Dlatego analizy efektów środowiskowych produkcji rolniczej oraz sytuacji ekonomicznej powinny być prowadzone łącznie (Environmental... 1999, Esty i in. 2005). Poprzez analizę pojedynczych wskaźników nie można odnieść się do szerszych aspektów zrównoważenia i dlatego koniecznym uzupełnieniem takich analiz powinny być wielowymiarowe syntetyczne indeksy zrównoważonego rozwoju. Indeks agregujący więcej niż jeden wskaźnik ułatwia wykorzystanie kompleksowej informacji przy podejmowaniu decyzji w zakresie stanu zrównoważenia w różnych systemach produkcji, bez potrzeby wnikania w poznanie charakteru relacji między różnymi komponentami systemów produkcji rolniczej.

W wieloaspektowej ocenie zrównoważonego rozwoju wykorzystującej techniki indeksów możemy wyróżnić trzy główne kroki: normalizację i ocenę każdego wskaźnika (wybór kryteriów), określenie wag reprezentujących priorytety dla każdego kryterium, agregację wskaźników (Krajnc i Glavič 2005). Wśród wielu technik normalizacyjnych najczęściej stosowane są transformacje normalizacyjne oparte o rangowanie, zakres minimum-maksimum, odległość od poziomu referencyjnego. Wykorzystywane są również transformacje standaryzacyjne zmiennych oraz normalizacja wartości mierników w granicznym systemie referencyjnym z progami weta (Domański i in. 1998, Strahl 1996). Istnieje kilka grup metod, na podstawie których

opracowuje się zintegrowane indeksy. Do grup tych należy metoda wykorzystująca koncepcję analizy hierarchicznej problemów (Kang i in. 2002, Kiker i in. 2005). Wadą jest subiektywny wybór wskaźników oraz przypisywanych im wag. W literaturze spotyka się też statystyczne metody analiz wielozmiennych, w tym najczęściej metody składowych głównych (Estes 1997, Yu i in. 1998, García i Abascal 2004). Pozbawione są one własności diagnostycznych, nie można bowiem określić dla konkretnego obiektu innej jednostki referencyjnej, która stanowiłaby wzorzec dla porównywanej jednostki. Kolejną grupę, nieposiadającą takich wad, stanowią metody efektywnościowe, w których główne znaczenie mają techniki optymalizacji metodą DEA (Chavas i Aliber 1993, Rowland i in. 1998, Dyckhoff i Allen 2001). Zazwyczaj polegają one na optymalizacji zużycia nakładów, prowadząc w ten sposób do racjonalizacji produkcji, przez co wpływają również na zmniejszenie zużycia środków produkcji (nawozów azotowych, pestycydów), które stosowane w nadmiarze są bezpośrednią przyczyną zanieczyszczeń środowiska. Stosowanie metody DEA w analizach wielokryterialnych jest korzystne ze względu na możliwość porównania funkcjonowania gospodarstw pod względem środowiskowym i ekonomicznym, dzięki czemu można ustalić przyczyny różnic ich efektywności oraz rozważać dostępne opcje dla poprawy funkcji środowiskowych i produkcyjnych. Zakłada się, że efektywne wykorzystywanie nakładów jest koniecznym warunkiem dla osiągnięcia zrównoważenia (Van Ittersum i Rabbinge 1997, Tilman 1999). Gospodarstwa poprawiające efektywność techniczną powinny być zdolne również do osiągnięcia celów środowiskowych. W ten sposób zwiększanie efektywności technicznej wspiera również cel zrównoważenia.

Analizę zrównoważenia w systemach produkcji rolniczej odnosi się najczęściej do chemicznych wskaźników zanieczyszczeń i emisji. Kompleksowe badania zrównoważenia powinny uwzględniać jakość gleb oraz ich zdolność do utrzymania zasobów materii organicznej i jej wzrostu w dłuższym okresie czasu. Odpowiednia zawartość materii organicznej, obok składu mechanicznego, decyduje w największym stopniu o potencjalnej produktywności gleb. Skutki zmian zawartości materii organicznej w glebach mają znaczenie lokalne oraz globalne, ponieważ ze względu na rolę plonotwórczą ma ona wpływ na wielkość produkcji żywności oraz może łagodzić skutki zmian klimatycznych poprzez sekwestrację węgla. Przyjmuje się, że roczne bilanse materii organicznej są odpowiednim wskaźnikiem monitorowania jej zmian ilościowych umożliwiającym identyfikowanie procesów jej degradacji w różnych systemach produkcji rolniczej (Smith i in. 2000). Ważnym czynnikiem zrównoważenia systemów jest ograniczenie wymywania związków azotowych i fosforowych do wód powierzchniowych i gruntowych (Bockstaller i in. 1997). Kolejnym elementem oceny zrównoważenia jest minimalizacja emisji reaktywnych form związków azotowych do atmosfery (Jarvis i Pain 1994, OECD... 2008).

W analizie zrównoważenia gospodarowania istotne jest właściwe wytyczenie przestrzennych granic dla takich analiz. Naturalnym obszarem prowadzenia badań jest gospodarstwo rolne, ponieważ posiada ono zdolność operacyjną do modyfika-

cji zarządzania procesami produkcyjnymi i dzięki temu diagnostyczne wskazania analiz zrównoważenia mogą być łatwiej stosowane w praktyce. Poziomy wskaźników zrównoważenia mogą być dla gospodarstwa wskazówkami wytyczającymi dalsze kierunki zmian w systemach produkcji. Prowadzenie produkcji w sposób mało efektywny pogarsza konkurencyjność danego gospodarstwa i zarazem może tworzyć nadwyżki szkodliwych związków zanieczyszczających środowisko (wysokie salda azotu, wymywanie azotanów, emisje gazów cieplarnianych i amoniaku do atmosfery).

W przeprowadzonych badaniach przyjęto hipotezę, że jest możliwe stworzenie syntetycznego indeksu oceny stanu zrównoważenia gospodarstw rolnych, integrując wskaźniki charakteryzujące wiele wymiarów ich działalności. Przyjęto założenie, że opracowany indeks powinien mieć właściwości diagnostyczne pozwalające na indywidualną ocenę gospodarstw oraz umożliwiać porównania z najlepszymi gospodarstwami. Warunkiem realizacji założeń było zorientowanie metodologii tworzenia indeksu w kierunku systemowym uwzględniającym szeroki aspekt oddziaływania gospodarstwa. Kierując się wyborem wskaźników, przyjęto zasadę, że powinny być one nośnikami informacji o aktualnym stanie procesów o charakterze produkcyjnym, ekonomicznym i środowiskowym. Pozytywnym efektem przeprowadzonych badań było rozpoznanie barier i ograniczeń funkcjonowania różnych systemów produkcji w odniesieniu do zasad zrównoważonego rolnictwa. Uzyskane informacje mogą znaleźć zastosowanie do oceny zagrożeń zrównoważonego rozwoju na terenach wiejskich. Kompleksowość analizy i jej empiryczne ujęcie umożliwi identyfikację problemów ekonomicznych i ekologicznych, które mogą wynikać z odmiennych warunków funkcjonowania gospodarstw.

Celem badań było opracowanie wielokryterialnej analizy możliwości zrównoważonego rozwoju gospodarstw rolniczych o zróżnicowanych kierunkach produkcji rolniczej.

Realizacja głównego celu, ze względu na wieloaspektową problematykę zrównoważonego rozwoju, wymagała uwzględnienia kilku celów szczegółowych. Realizacja poszczególnych celów warunkowała wykonanie kolejnych etapów pracy. W pierwszym etapie istotny był wybór i określenie znaczenia wskaźników ekonomicznych i agroekologicznych w analizie głównych typów produkcji rolniczej pod względem zrównoważonego rozwoju. Następnym zadaniem było opracowanie modeli analizy oceny ekonomicznej i środowiskowej gospodarstw oraz integracja obu typów wskaźników w modelu DEA, tworząc indeks zrównoważonego rozwoju. Dodatkowym celem było przedstawienie charakterystyki wzorcowych gospodarstw pod względem kryteriów produkcyjnych, ekonomicznych, środowiskowych oraz indeksu zrównoważonego rozwoju.

2. MATERIAŁ I METODY

2.1. MATERIAŁ

Podstawą niniejszego opracowania są wyniki badań przeprowadzonych w latach 2002–2004 w grupie 31 towarowych gospodarstw rolnych rozmieszczonych na terenie całej Wielkopolski. Źródłem informacji służącym wyborowi obiektów do analiz była baza danych o gospodarstwach współpracujących z Wielkopolskim Ośrodkiem Doradztwa Rolniczego w Poznaniu. W skład wybranej grupy wchodziły gospodarstwa o różnych typach produkcji rolniczej oraz zróżnicowanej powierzchni użytków rolnych. W celu dokonania wyboru grupy gospodarstw do badań zastosowano następujące trzy kryteria: ukształtowany typ produkcji rolniczej w jednym z trzech kierunków: produkcji mleka, produkcji trzody chlewnej lub produkcji roślinnej (nazywane w tekście pracy jako gospodarstwa typu produkcji mleka, produkcji trzody i produkcji roślinnej), powierzchnia ogółem gospodarstw mieszcząca się w przedziale 15–100 ha UR, wyłączone zatrudnienie właściciela w swoim gospodarstwie. Empiryczną identyfikację typu produkcji rolniczej przeprowadzono w oparciu o zasady typologii gospodarstw stosowane w UE (Augustyńska-Grzymek i in. 2000). Do każdego systemu wytypowano grupę 10 gospodarstw w sposób losowy. W przypadku niewyrażenia chęci udziału w badaniach przez wylosowane gospodarstwo, liczebność grupy uzupełniano przez dodatkowe losowanie spośród wyselekcjonowanej wstępnie puli gospodarstw spełniających wszystkie podstawowe kryteria. W celu równomiernego rozmieszczenia gospodarstw na terenie Wielkopolski oraz sprawnego prowadzenia prac rejestracyjnych założono, że na terenie jednego powiatu może występować tylko jedno gospodarstwo. Ogólną charakterystykę badanej grupy gospodarstw przedstawia tabela 1. Zgromadzony materiał badawczy służył egzemplifikacji opracowanej metodyki analizy stanu ich zrównoważonego rozwoju.

Tabela 1

Charakterystyka badanej grupy gospodarstw (średnie z lat 2002–2004)
Characterization of the studied farms (average values for the years 2002–2004)

Wyszczególnienie; Specification	Średnia; Mean	Odchylenie standardowe; Standard deviation	Zakres min.–max.; Range min.–max.
Dane produkcyjne; Production data			
Powierzchnia UR; AL area (ha)	47,20	32,10	14,80–166,00
Obsada zwierząt; Livestock density (DJP·ha ⁻¹)	0,80	0,70	0,00–2,00
Nawożenie NPK; NPK fertilization (kg NPK·ha ⁻¹)	204,30	71,00	89,70–376,70

cd. tab. 1

Wyszczególnienie; Specification	Średnia; Mean	Odchylenie standardowe; Standard deviation	Zakres min.–max.; Range min.–max.
Nawożenie mineralne N; Mineral fertilization (kg·ha ⁻¹)	108,60	47,70	44,30–181,80
Wskaźnik reprodukcji materii organicznej; Organic matter reproduction coefficient (t·ha ⁻¹)	0,20	0,40	-0,60–1,20
Intensywność organizacji gospodarstwa (punkty); Farm organization intensity (points)	340,90	162,80	124,20–725,80
Plon jednostek zbożowych (j.zb.·ha ⁻¹); Yield of cereal units (c.u.·ha ⁻¹)	47,00	11,00	21,10–71,50
Struktura zasiewów; Cropping pattern (%)			
Zboża; Cereals	70,30	25,10	0,00–100,00
Okopowe; Root crops	9,00	14,30	0,00–59,20
Pastewne; Fodder crops	12,80	22,20	0,00–85,70
Oleiste; Oil plants	6,00	11,80	0,00–46,20
Strączkowe; Leguminous crops	1,20	2,70	0,00–12,20
Pozostałe; Others	0,70	3,80	0,00–20,20
Dane ekonomiczne; Economic data			
Przychody z produkcji rolniczej; Revenue from agricultural production (zł·ha ⁻¹)	5288,30	2735,90	1545,60–12057,00
Nadwyżka bezpośrednia; Gross margin (zł·ha ⁻¹)	2767,90	1284,60	958,80–5280,80
Dochód rolniczy; Farm income (zł·ha ⁻¹)	987,80	709,00	-46,10–2967,30
Wskaźnik rentowności aktywów; Return on assets	0,07	0,06	0,01–0,29
Wskaźnik poziomu kosztów ogółem; General cost ratio	0,82	0,13	0,53–1,04

2.2. ZAKRES BADAŃ

Ze względu na analizę podstaw ekonomicznych i środowiskowych funkcjonowania gospodarstw oraz ocenę stopnia zrównoważenia ich gospodarki badania miały charakter kompleksowy. Stworzono rozległy program badań monitorujących o charakterze środowiskowym i organizacyjno-ekonomicznym. Ważną częścią programu opisu gospodarstw były badania ankietowe prowadzone w celu ustalenia badanych charakterystyk gospodarowania. Zakres podjętych badań służył sporządzeniu bilansu azotu i fosforu w gospodarstwach oraz analizie bilansu materii organicznej. Analizami objęto rejestrację przepływu masy surowców i produktów głównych oraz ubocznych, tj. zbiór materiału roślinnego, ilości zużyte na skarmianie pasz przez poszczególne gatunki zwierząt, produkcję gnojowicy i obornika, zakup koncentratów, mieszanek paszowych i innych produktów spoza gospodarstwa. Istotną częścią podjętych badań była analiza zawartości azotanów w glebach w powiązaniu

z działalnością rolniczą. Przeprowadzenie analizy funkcjonowania gospodarstw pod względem zrównoważonego gospodarowania wymuszało szczegółowy zakres realizacji zadań.

Ocenę produkcyjno-środowiskową, poza danymi ilościowymi o produkcji rolniczej, uzupełniały badania niektórych właściwości chemicznych gleb oraz parametry struktury przestrzennej krajobrazu. W ich skład wchodziły następujące dane:

- 1) zawartości azotanów w glebach pól roślin zbożowych i okopowych (przeznaczonych pod zasiew roślin jarych w roku następnym) w profilu glebowym 0–90 cm;
- 2) zawartości węgla organicznego w warstwie próchnicznej gleb 0–30 cm;
- 3) skład granulometryczny gleb;
- 4) wskaźniki bonitacji gleb.

Strukturę przestrzenną pól, organizację przestrzeni rolniczej oraz ilość zadrzewień w otoczeniu pól uprawnych charakteryzowano na podstawie:

- 1) struktury zasiewów, udziału ozimin i międzyplonów w powierzchni GO, udziału TUZ w powierzchni UR;
- 2) fragmentacji pól (nieregularność kształtów), liczby pól, wielkości pól;
- 3) długości zadrzewień (wyrażanej w postaci wskaźnika długości zadrzewień);
- 4) różnorodności roślin (wyrażanej w postaci indeksu różnorodności roślin);
- 5) odległości pól od gospodarstw.

Analiza ekonomiczna obejmowała następujące dane:

- 1) charakterystykę budynków: rodzaj budynków, wartość odtworzeniową, lata eksploatacji;
- 2) maszyny i urządzenia: rodzaj i wartość odtworzeniową;
- 3) sprzedaż ilościową i wartościową produktów roślinnych i zwierzęcych;
- 4) wartość i ilość zakupionych nawozów mineralnych i organicznych pod każdą rośliną uprawną;
- 5) wartość i ilość zużytego paliwa;
- 6) wartość i ilość zakupionych gotowych mieszanek paszowych oraz koncentratów białkowych;
- 7) wartość i ilość zakupionych i zużytych środków ochrony roślin;
- 8) strukturę stada i średnie stany zwierząt;
- 9) ustalenie kosztów bezpośrednich i pośrednich produkcji rolniczej gospodarstw;
- 10) ustalenie wartości aktywów gospodarstw.

2.3. METODYKA BADAŃ

2.3.1. Pobieranie prób glebowych i analizy chemiczne

Pobieranie prób glebowych prowadzono dwukrotnie na tych samych polach, w okresie późnej jesieni oraz wiosną, przed ruszeniem wegetacji. Próbkę gleb pobierano z trzech warstw profilu glebowego: 0–30, 30–60, 60–90 cm, na polach obsianych zbożami ozimymi oraz na polach przeznaczonych pod uprawę roślin jarych. Pobrane próby glebowe po ich wysuszeniu i rozdrobnieniu przesiewano przez sito o średnicy oczek 2 mm. Badania laboratoryjne gleb obejmowały: skład granulometryczny określany metodą pipetową, węgiel organiczny według zmodyfikowanej metody Tiurina (Kowalkowski i in. 1973). Zawartość azotanów w glebach określano, stosując jako roztwór ekstrakcyjny 1 n KCl (Soil... 1996). Azotany w roztworze ekstrakcyjnym oznaczano metodą spektrofotometryczną z brucyną przy $\lambda = 410$ nm (Świetlik i Dojlido 1999).

2.3.2. Analizy indeksów w charakterystyce środowiskowo-produkcyjnej gospodarstw

Różnorodność gatunkowa roślin oraz organizacja przestrzeni rolniczej są coraz częściej w ostatnich latach uwzględniane w analizie warunków zrównoważonego rozwoju gospodarstw. Powszechne wprowadzanie uproszczeń w zmianowaniu roślin spowodowało, że struktura zasiewów może nie być obecnie wystarczającym elementem opisu różnorodności upraw rolniczych. Skrócona została długość rotacji roślin na polach w obrębie gospodarstw. W analizie przestrzennej krajobrazu uwidacznia się to przez występowanie dużych przestrzennie skupień tych samych gatunków roślin na polach, pomimo utrzymywania się nadal stanu dużego rozdrobnienia pól. Niekorzystne zmiany w różnorodności upraw rolniczych przyczyniają się do zmniejszania bioróżnorodności dzikich gatunków roślin. Jak podkreśla się w literaturze, większa różnorodność roślin uprawnych ogranicza rozprzestrzenianie się chorób i szkodników, opóźnia uodparnianie się szkodliwych gatunków chwastów i owadów. Ekonomiczne korzyści przekładają się wówczas na zmniejszenie intensywności prowadzonych zabiegów ochrony roślin (Ellsbury i in. 1998, Natural... 2002).

Różnorodność roślin uprawnych określano za pomocą ogólnego wskaźnika różnorodności Shannon-Weavera (H) i wskaźnika równomierności Pielou (J) (Falińska 2004). W obydwu wskaźnikach uwzględnia się jednocześnie liczbę gatunków roślin i ich udział w ogólnej powierzchni użytków rolnych. Wskaźnik H wyraża się wzorem:

$$H = -\sum_{i=1}^N p_i \cdot \ln p_i$$

gdzie:

p_i – udział gatunku rośliny i (= powierzchnia rośliny i/ogólna powierzchnia użytków rolnych),

N – liczba gatunków roślin uprawnych ogółem.

Różnorodność gatunkowa mierzona współczynnikiem H wzrasta wraz ze wzrostem liczby gatunków roślin w gospodarstwie oraz wraz z wyrównywaniem udziału poszczególnych roślin uprawnych w powierzchni upraw.

Wskaźnik równomierności udziału roślin uprawnych (J) określa następujący wzór:

$$J = \frac{H}{H_{\max.}} = \frac{H}{\ln N}$$

gdzie:

$H_{\max.} = \ln N$, maksymalna różnorodność gatunkowa wskaźnika H .

Wskaźnik J waha się od 0 do 1. Jest on równy 1, kiedy wszystkie rośliny zajmują podobny obszar powierzchni uprawy. Wszystkie rośliny są wówczas jednakowo ważne i różnorodność roślin jest znaczna. Wartości wskaźnika J zbliżone są do 0, kiedy większą część użytków rolnych zajmuje mała liczba gatunków roślin.

Oceny intensywności organizacji gospodarstw dokonano metodą punktową, za pomocą wskaźnika intensywności organizacji (Kopeć 1987). Dotyczy on pośrednio struktury zasiewów oraz obsady inwentarza żywego. Czynniki kształtującymi stopień intensywności są: udział roślin wymagających stosunkowo wysokich nakładów na produkcję (rośliny okopowe, paszowe) oraz struktura i wielkość obsady zwierząt. Uzyskuje się dzięki temu możliwość porównywania pod względem organizacji produkcji różnych typów rolniczych gospodarstw.

Specyficznymi cechami przestrzennymi gospodarstw są: ukształtowanie pól (zwartość powierzchni) oraz odległość pól od gospodarstw. Pola o kształcie kwadratów i prostokątów uznaje się za najbardziej przydatne do produkcji z punktu widzenia jej organizacji (Urban 1981). Jeśli weźmie się pod uwagę walory estetyczne krajobrazu rolniczego oraz zachowanie bioróżnorodności, których ważnym elementem są linie brzegowe pól porośnięte roślinnością trawiastą oraz zadrzewieniami, to nieregularność kształtów pól może być uznana za cechę korzystną w ocenie ekologicznej gospodarstw. Kształt pól charakteryzowano za pomocą wskaźnika fragmentacji, który ujmowany jest jako stosunek długości obwodu pola do jego powierzchni. Badania ekologiczne wskazują, że zadrzewienia pełnią ważną rolę w zróżnicowaniu struktury krajobrazu oraz utrzymaniu różnorodności biologicznej w ekosystemach rolniczych (Ryszkowski 1995). Przeciwdziałają zagrożeniom środowiska, ograniczając spływy powierzchniowe z pól i rozprzestrzenianie się składników nawozów wymytych z gleb do wód gruntowych oraz osłabiając procesy erozji wodnej i wietrznej. Ujęcia liczbowego stopnia nasycenia granic pól zadrzewieniami dokonano za pomocą wskaźnika długości zadrzewień obliczanego jako stosunek długości zadrzewień do długości obwodu pola. Wskaźnik informuje w przybliżeniu o istniejącej sieci zadrzewień. Wskaźnikowa forma ujęcia zadrzewień umożliwia porównywanie stanu zadrzewień pomiędzy gospodarstwami o różnym stopniu skomplikowania kształtów pól i tym samym wielkości ich obwodów.

Relację między wskaźnikiem długości zadrzewień a fragmentacją pól można określić równaniem, wprowadzając trzeci wskaźnik gęstości zadrzewień przedstawiający stosunek długości zadrzewień do powierzchni pola. Równanie to ma wtedy następującą postać:

$$\text{wskaźnik długości zadrzewień (m}_{\text{zadrzewień}} \cdot \text{m}^{-1}) = \frac{\text{gęstość zadrzewień (m}_{\text{zadrzewień}} \cdot \text{ha}^{-1})}{\text{wskaźnik fragmentacji pól (m} \cdot \text{ha}^{-1})}$$

Do pomiarów struktury przestrzennej gospodarstw wykorzystano zestaw globalnego systemu lokalizowania (GPS) firmy Trimble wspólnie z programem do analizy przestrzennej i mapowania PC ARC View® firmy ESRI.

W celu porównania całkowitej produkcji między gospodarstwami ilości poszczególnych produktów w gospodarstwach przeliczano na jednostki zbożowe, stosując współczynniki przeliczeniowe podane w literaturze (Harasim 2006).

2.4. BILANS AZOTU I FOSFORU W GOSPODARSTWACH

2.4.1. Charakterystyka przepływu azotu i fosforu w gospodarstwach

Emisję azotu (N) i fosforu (P) interpretuje się jako stratę tych składników z systemu produkcyjnego gospodarstwa. Dokładny opis przepływu składników w gospodarstwie może być pomocny w projektowaniu specyficznych zaleceń mających na celu redukcję ilości emitowanych składników z gospodarstwa, dzięki której poprawia się wykorzystanie wewnętrznych zasobów składników mineralnych w gospodarstwie. Analizę przepływu składników mineralnych przeprowadzono w oparciu o model Granstedta (2000) wykorzystywany do oceny krążenia NPK w konwencjonalnych i organicznych gospodarstwach w Szwecji. Model ten w sposób zintegrowany przedstawia obieg NPK poprzez wszystkie elementy systemu produkcyjnego gospodarstwa. Inne, wcześniej rozpowszechnione w Europie modele – model Halberga (Halberg i in. 1995) i holenderski model bilansu opracowany w związku z programem rządowym monitorowania składników w gospodarstwach, znany pod nazwą MINAS (Breembroek i in. 1996), ograniczały się zasadniczo do przedstawienia ogólnego salda składników nawozowych (metoda „u wrót gospodarstwa”). Nie pozwalały one wnikać w strukturę obiegu składników wewnątrz gospodarstw. Gospodarstwa były traktowane jako tzw. „czarne skrzynki”. W modelu MINAS ponadto nie ujmowano kilku ważnych źródeł dopływu N, tj. z atmosfery i z nasion roślin.

W każdym z badanych typów produkcji rolniczej wyróżniono trzy elementy systemu produkcyjnego, tj.: całe gospodarstwo, produkcję zwierzęcą oraz system srodowiskowy obejmujący glebę i rośliny uprawne, określane również jako system pól uprawnych. Wyliczone wielkości sald składników w systemie produkcji zwierzęcej,

po uwzględnieniu gazowych strat, są jednocześnie jednym ze źródeł dopływu składników do systemu pól uprawnych.

Dopływy składników do systemu produkcji zwierzęcej obejmują pochodzące z zakupu mieszanki treściwe, preparaty mineralne, zakupione zwierzęta do produkcji i zakupioną słomę oraz pasze własne i ściółkę. Część tych składników w procesie przemian metabolicznych jest wbudowywana w skład ciała zwierząt, a także jest wydzielana w postaci produkowanego mleka. Pewna część z ogólnej ilości dopływających składników ulega zatem retencji w produkcji zwierzęcej. Zatrzymany w organizmach zwierzęcych N i P występuje po stronie odpływów składników w postaci sprzedanych produktów (żywca, mleka, jaj). Ilości N i P niewykorzystane w tej produkcji są wydalone na zewnątrz wraz z kałem i moczem zwierząt, stanowiąc saldo składników w produkcji zwierzęcej. Zaraz po wydaleniu odchodów w oborze czy chlewni dochodzi do strat gazowych N poprzez tworzenie i ulatnianie się amoniaku do atmosfery. Dalsze straty gazowe występują na etapie transportu obornika, jego przechowywania i roztrząsania na polu przed wprowadzeniem go do gleby. Dodatkowe straty gazowe N z obornika związane są także z powstawaniem tlenku i podtlenku azotu (EMEP/CORINAIR... 2002). Ilości ulatniających się związków azotowych zależą ściśle od koncentracji jego nieorganicznych związków w oborniku. Do czynników modyfikujących emisję gazową N zalicza się rodzaj pomieszczeń, cyrkulację powietrza wewnątrz pomieszczeń oraz częstość wywozu obornika z pomieszczeń inwentarskich. Straty gazowe na etapie przechowywania uzależnione są od sposobu i czasu przechowywania odchodów na pryzmach oraz od sposobu formowania pryzm obornikowych (Ad Hoc... 2003, Rotz 2004).

Azot i fosfor z obornika i gnojowicy jest po nawozach mineralnych drugim pod względem wielkości źródłem dopływu składników do pól uprawnych. Straty gazowe N na tym etapie systemu produkcyjnego zależą głównie od techniki wprowadzania obornika do gleby oraz od czasu pozostawiania go na polu (EMEP/CORINAIR... 2002).

Procesy dotyczące przepływu P są ogólnie podobne do przepływu N. Fosfor w porównaniu do N nie podlega jednak stratom gazowym podczas etapu wydalania odchodów, przechowywania i stosowania na polu. Ilości P niewykorzystane przez rośliny przyczyniają się do powstawania jego nadwyżki. Część tej nadwyżki jest akumulowana w glebie, natomiast pozostała część ulega wymywaniu z gleby do głębszych warstw profilu oraz spływowi powierzchniowemu.

2.4.2. Metodyka badania bilansu azotu i fosforu

Program analiz obejmował rejestrację masy produktów głównych i ubocznych w gospodarstwie, tj. zbiór materiału roślinnego, ilości zużyte na skarmianie przez poszczególne gatunki zwierząt, sprzedaż produktów roślinnych oraz zakup mieszanek treściwych, koncentratów mineralnych i innych produktów spoza gospodarstwa. Zasadniczą część prac polegała na opracowaniu arkuszy kalkulacyjnych dla każdego

z wydzielonych komponentów modelu przepływu składników w gospodarstwach. Elementami składowymi modelu dla gospodarstw były: produkcja roślinna i zwierzęca, produkcja obornika, emisja gazowa azotu oraz retencja składnika w glebie. Powiązanie ze sobą arkuszy kalkulacyjnych umożliwiała śledzenie ilości przepływającego azotu i fosforu pomiędzy kolejnymi komponentami modelu. Ustalenie bilansu składników na poziomie całego gospodarstwa było procesem początkowym analizy.

Sposób obliczania sald produkcyjnych składników dla gospodarstwa, w kg składnika na 1 ha użytków rolnych, przy wykorzystaniu modelu Granstedta (2000), opisuje następujące równanie:

Saldo produkcyjne N i P w gospodarstwie = dopływ N i P do gospodarstwa
(zakup mieszanek treściwych, zwierząt do produkcji, słomy, materiału siewnego, obornika, azot wiązany symbiotycznie, nawozy mineralne, depozycja N z atmosfery)
– **rozchód N i P w produktach sprzedanych** (sprzedaż produktów roślinnych i zwierzęcych).

W modelu oprócz sald produkcyjnych składników oblicza się również ich nadwyżki w glebie. Nadwyżkę N w glebie ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) dla gospodarstwa można obliczyć według dwóch różnych metod. Pierwszą metodę opisuje równanie:

Nadwyżka N w glebie = saldo produkcyjne N w gospodarstwie – straty gazowe azotu z obornika i gnojowicy.

Pula N stanowiąca nadwyżkę w glebie, ujęta według przyjętej metodyki, narażona jest na straty w procesie wymywania z gleby. Związki P natomiast nie podlegają stratom gazowym, dlatego dodatnie saldo produkcyjne P w gospodarstwie jest równoznaczne z jego nadwyżką w glebie.

Drugi sposób obliczania nadwyżek N i P w glebach gospodarstw różnych typów produkcyjnych polega na określeniu różnicy pomiędzy ilością N i P z różnych źródeł zewnętrznych wchodzących do obiegu na poziomie pola a ich pobraniem przez rośliny zmniejszonym o zawartość tych składników w materiale siewnym i dodatkowo w przypadku N – ilość związaną symbiotycznie. Metoda ta jest bardziej wymagająca pod względem liczby przeprowadzanych operacji rachunkowych. Ponadto wymaga ona znajomości ilości składników wprowadzanych do obiegu w układzie gleba-roślina oraz ilości składników pobranych przez rośliny. Określenie pobrania składników z plonem roślin było możliwe dzięki posiadaniu rejestru plonów i sposobu ich wykorzystania w gospodarstwach. Koncentracje N i P w plonach głównych i ubocznych ustalono natomiast w oparciu o dane literaturowe (Fotyma i Mercik 1995, Normy... 2001). Ilość składników dostępnych dla roślin w glebie została określona poprzez sumowanie zawartości składników w nawozach mineralnych, depozycji N z atmosfery, składników wprowadzanych do gleby w plonach ubocznych oraz w zwierzęcych nawozach organicznych.

Przy analizie przepływów składników w dziale produkcji zwierzęcej gospodarstw niezbędne były informacje dotyczące rodzaju i ilości skarmianych pasz własnych, pasz pochodzących spoza gospodarstw oraz rodzaju zakupionych zwierząt do pro-

dukcji. Dane o koncentracji składników w mieszankach treściwych i preparatach mineralnych uzyskiwano z informacji producenta. Przepływ składników w produkcji zwierzęcej można w uproszczeniu przedstawić za pomocą następujących równań:

Dopływy w produkcji zwierzęcej (N i P) = zakup mieszanek treściwych (N i P) + pasze własne zużyte w chowie zwierząt (N i P) + zakup zwierząt do produkcji (N i P).

Wpływy w odchodach zwierząt (N i P) = dopływy do produkcji zwierzęcej (N i P) – sprzedaż produktów zwierzęcych (N i P).

Ilości N i P w produktach zwierzęcych eksportowane poza gospodarstwo (żywiec, mleko) określono jako iloczyn masy sprzedanych poszczególnych grup produktów przez średnią procentową zawartość w nich N i P przyjętą z literatury (Kerschberger i in. 1997, Rotz i in. 2002). Wielkość emisji N w formie amonowej i podtlenku azotu szacowano oddzielnie dla każdego gatunku zwierząt i przy uwzględnieniu różnych form gromadzenia odchodów (obornik przymowany od inwentarza utrzymywanego na płytkiej ściółce, na głębokiej ściółce, gnojowica) na podstawie przyjętych współczynników emisji (EMEP/CORINAIR... 2002).

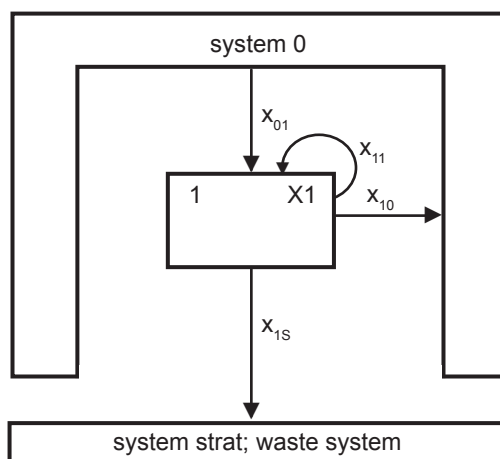
2.5. MODELOWANIE PRZEPŁYWU SKŁADNIKÓW POKARMOWYCH W GOSPODARSTWACH

2.5.1. Opis systemu

Szereg problemów środowiskowych wywoływanych działalnością rolniczą gospodarstw wiąże się z przepływem materii i energii poprzez system gospodarowania i ich konwersji w produkty rolnicze. W celu rozpoznania zagrożeń środowiskowych niezbędny jest analityczny opis wszystkich procesów i identyfikacja krytycznych miejsc w systemie gospodarowania, w których procesy transformacji mogą przebiegać z niedostateczną efektywnością i przez to przyczyniać się do zwiększania strat składników, powodując nadmierną emisję szkodliwych związków do gleby, wody i atmosfery.

Głównymi etapami analizy przepływów są: opis struktury systemu gospodarczego, zdefiniowanie kluczowych procesów oraz możliwych interakcji między procesami. Na rysunku 1 przedstawiono uproszczony model systemu składający się z jednego komponentu (1), do którego dopływa pojedynczy składnik (nakład – X_{01}) ulegający procesowi przetwarzania. Efektem procesu wytwórczego jest jeden produkt (X_{10}), który opuszcza system poprzez eksport poza granice systemu (system 0). Niepożądanym rezultatem procesów transformacji składników o charakterze technologicznym i biologicznym mogą być produkty uboczne (X_{1S}) lokalizowane umownie w systemie strat. Z reguły są to czynniki zanieczyszczania środowiska, np. nadmiar azotu w gospodarstwie. Przeważnie system produkcyjny gospodarstwa składa się z wielu wzajemnie oddziałujących na siebie komponentów. Ich liczba jest zależna od stopnia kompleksowości systemu. System może mieć charakter otwarty

i wówczas wchodzi w interakcję z otoczeniem. Pomiedzy takim systemem a otoczeniem ma miejsce import materiałów, energii oraz eksport produktów. Gospodarstwa rolne posiadają charakter systemów otwartych. Innym rodzajem systemu jest system zamknięty. Pozostaje on w izolacji, uniemożliwiając przepływ substancji poprzez granice tego systemu. Komponenty systemów funkcjonalnie utożsamia się z procesami. Rolę połączeń pomiędzy procesami pełnią strumienie przepływów. Przepływy ukierunkowane poza granice systemu określa się jako procesy eksportu. Specyficzną kategorią przepływów jest tzw. „zwrot”, który można również opisać jako odpływ zwrotny (X_{11}). Występuje on w równoważnych ilościach w danym komponencie zarówno po stronie dopływów, jak i odpływów. Przykładem zwrotu może być wykorzystanie części zbóż jako własnego materiału nasienneho. Granicą czasową w analizach systemów gospodarczych jest rok. Decyduje o tym cykl produkcyjny i dostępność danych rejestrowana w przedziale rocznym. Granicę przestrzenną systemu gospodarowania stanowi obszar geograficzny, w którym przebiegają procesy wytwórcze i biologiczne. Inną charakterystyką analizy systemu gospodarowania jest zasada zbilansowania, według której wszystkie przepływy do środowiska zewnętrznego i w przeciwnym kierunku – ze środowiska do systemu są zbilansowane.



Rys. 1. Ogólny schemat systemu gospodarczego złożonego z głównego komponentu oraz strumieni przepływów składników procesu ($X...$ – elementy składowe systemu)

General diagram of enterprise system consisted of main component and flows of process elements ($X...$ – component element)

2.5.2. Model macierzowy analizy bilansu i przepływu składników pokarmowych w gospodarstwach

Schematy graficzne opisów przepływu składników w systemach produkcji rolnej mają charakter empiryczny i nie pozwalają na śledzenie zmian pod wpływem modyfikacji procesów. Nie jest możliwe więc uwzględnienie kluczowych parametrów czy zmiennych istotnie wpływających na ewentualne zróżnicowanie wyników procesów. Rozwiązaniem jest stworzenie modelu analitycznego poprzez parametryzację istotnych procesów przebiegających w systemie. Pierwszym etapem tworzenia modelu jest przeniesienie charakterystyk opisu systemu, przedstawionego na rysunku 1, do tabeli określającej zbiór relacji między komponentami systemu. Właściwy zbiór relacji odpowiadający schematowi graficznemu zamieszczono w tabeli 2.

Tabela 2

Macierz relacji dopływy-odpływy występujących w systemie gospodarczym przedstawionym na rysunku 1

Matrix of the inflow-outflow relation present in the economic system shown in the figure 1

Wyszczególnienie; Specification	Do; To:	System; System 0	System; System 1	System strat; Waste system	Odpływy ogółem; Total outflows
Od; From:					
System; System 0		–	X_{01}	–	–
System; System 1		X_{10}	X_{11}	X_{1S}	X_1
System strat; Waste system		–	–	–	–
Dopływy ogółem; Total inflows		–	X_1	–	–

Do oceny i symulacji zmian przepływu azotu w badanych typach gospodarstw zastosowano metodę analityczną „input-output” opartą na założeniach modelu Leontiewa (Schröder 1995). Pozwala ona opisać procesy wytwórcze w poszczególnych gałęziach gospodarki za pomocą zbioru relacji pomiędzy nakładami (ang. inputs) a wynikami produkcji (ang. outputs). W oryginalnej wersji modelu Leontiewa dla każdej gałęzi gospodarki oblicza się współczynnik bezpośredniej materiałochłonności a_{ij} , który oznacza wartość produktu pochodzącego z i -tej gałęzi, a zużywanego w gałęzi j -tej w celu wytworzenia w tej gałęzi produktu o wartości jednostkowej. W zmodyfikowanej wersji modelu Leontiewa współczynnik materiałochłonności Schrödera (1995) zastępuje się współczynnikiem alokacji produktu. Definiuje się go jako udział ilości danego produktu transferowanego z komponentu pierwszego do innego komponentu w ogólnej ilości produktów wytworzonych w komponentie pierwszym. Współczynniki alokacji produktów oblicza się dla wszystkich komponentów systemu. Przyjmują one wartość w skali od 0 do 1. Zapisuje się je w postaci macierzy zwanej macierzą współczynników alokacji produktów (tab. 3).

Tabela 3

Tablica współczynników alokacji produktów dla systemu przepływu azotu przedstawionego na rysunku 1
 Table of the product allocation coefficients for the nitrogen flow system shown in the figure 1

Wyszczególnienie; Specification	Do; To:	System; System 0	System; System 1	System strat; Waste system
Od; From:				
System; System 0		–	–	–
System; System 1		$a_{10} = X_{10} / (X_{10} + X_{11} + X_{1S})$	$a_{11} = X_{11} / (X_{10} + X_{11} + X_{1S})$	–
System strat; Waste system		–	–	–

Określenie współczynników alokacji produktów jest warunkiem sformułowania modelu opisującego zależności między komponentami systemu, zgodnie z rysunkiem 1. W przykładowym systemie występują trzy niewiadome: X_{10} , X_{11} , X_{1S} . Wyznacza się je matematycznie, wyprowadzając model w postaci układu równań liniowych lub stosując zapis macierzowy – w postaci równań macierzowych. W skład bloku równań opisujących przepływy wchodzi następujące równania:

$$a) \quad X_{01} + X_{11} = X_{10} + X_{1S} + X_{11}$$

$$b) \quad a_{10} = \frac{X_{10}}{X_{10} + X_{11} + X_{1S}}$$

$$c) \quad a_{11} = \frac{X_{11}}{X_{11} + X_{10} + X_{1S}}$$

Pierwszym równaniem układu (a) jest równanie bilansowe, w którym suma dopływów równoważy się z sumą odpływów związanych z produkcją. Pozostałe dwa równania (b i c) zawierają współczynniki alokacji produktów. Model równania macierzowego dla opisywanego systemu zapisuje się w następującej formie:

$$\begin{bmatrix} 1 & 0 & 1 \\ 1 - a_{10} & -a_{10} & -a_{10} \\ -a_{11} & 1 - a_{11} & -a_{11} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} X_{10} \\ X_{11} \\ X_{1S} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} X_{01} \\ 0 \\ 0 \end{bmatrix}$$

Układ wyznaczonego modelu macierzowego można również zapisać symbolicznie w postaci macierzy, jako $\mathbf{Ax} = \mathbf{b}$. Rozwiązanie uzyskuje się, mnożąc lewostronnie obie strony równania przez macierz odwrotną do $\mathbf{A}$:

$$\mathbf{A}^{-1}\mathbf{Ax} = \mathbf{A}^{-1}\mathbf{b}, \text{ wówczas } \mathbf{Ix} = \mathbf{A}^{-1}\mathbf{b}, \text{ czyli } \mathbf{x} = \mathbf{A}^{-1}\mathbf{b}$$

gdzie: $\mathbf{I}$ oznacza macierz jednostkową.

Analizując przepływ składników przez system gospodarczy, współczynniki alokacji produktów traktuje się jako zmienne, których wartości mogą zmieniać się pod wpływem warunków kształtowanych przez procesy technologiczne lub biologiczne. Model ten służy do symulacji wartości przepływów. Przedstawia on strukturę wyników produkcji przy określonych wartościach współczynników alokacji produktów. Jest bardzo przydatnym narzędziem w tworzeniu scenariuszy analizujących skutki zmian poziomu dopływów oraz efektywności procesów produkcyjnych na określone produkty.

2.6. ANALIZY TRENDÓW ZMIAN ZAWARTOŚCI MATERII ORGANICZNEJ W GLEBACH

Dla zachowania odpowiedniego poziomu materii organicznej w glebie niezbędny jest stały dopływ węgla organicznego w ilości co najmniej równoważnej procesowi jej dekompozycji. Wśród źródeł dopływów węgla organicznego uwzględniano: przyorane resztki poźniwne, masę korzeniową roślin, rośliny poplonowe oraz nawozy organiczne. Informacje o wielkości masy korzeniowej roślin uzyskano z bazy danych dostępnej w programie RUSLE2 (Foster 2004).

Średnioroczny bilans węgla materii organicznej gleby ($t\ C_{\text{humus}} \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$) ustalono w oparciu o zależność: $\text{Saldo} = \text{zmiany materii organicznej gleby (specyficzne ze względu na uprawianą roślinę, wyrażone w } t\ C_{\text{humus}} \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}) + \text{dopływ materii organicznej (przeliczony w równoważnikach humusu, } t\ C_{\text{humus}} \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1})$ (Körschens i in. 2005).

W celu przedstawienia projekcji zmian zawartości węgla organicznego w badanych systemach produkcji rolniczej zastosowano model RothC-26.3 opracowany dla potrzeb symulacji zmian materii organicznej w glebach uprawnych (Coleman i Jenkinson 1999). Model wymagał wprowadzenia szeregu danych, które charakteryzowały warunki klimatyczne, właściwości fizyczne gleb oraz zarządzanie materia organiczną wpływającą do gleb. Były to następujące rodzaje danych: średnie miesięczne sumy opadów (mm), średnie miesięczne temperatury powietrza ($^{\circ}C$), potencjalna ewapotranspiracja (mm), procentowa zawartość frakcji ilastej w glebie, obecność pokrywy roślinnej w kolejnych miesiącach roku, kalkulowany dopływ węgla z resztek roślinnych w poszczególnych miesiącach roku ($t\ C_{\text{org.}} \cdot ha^{-1}$), stosowanie nawozów organicznych w rozkładzie miesięcznym ($t\ C_{\text{org.}} \cdot ha^{-1}$), szacowany stosunek ilości węgla organicznego w dopływającym do gleb łatwo rozkładalnym materiale roślinnym do trudno rozkładalnego materiału roślinnego, głębokość warstwy, z której pobierano próby glebowe oraz zawartość węgla organicznego ($t\ C_{\text{org.}} \cdot ha^{-1}$) w tej warstwie.

Materia organiczna w modelu jest przedstawiana jako kompleksowa struktura złożona z czterech aktywnych frakcji oraz z niewielkiej frakcji identyfikowanej z bardzo trwałą materią organiczną. W dynamicznej części materii organicznej wyróżnia się następujące frakcje: łatwo rozkładalnego materiału roślinnego, trudno roz-

kładalnego materiału roślinnego, biomasę organizmów glebowych oraz materię organiczną po całkowitej humifikacji. W modelu zakłada się, że każda frakcja podlega dekompozycji, której przebieg opisują reakcje pierwszego rzędu o zróżnicowanym tempie rozkładu. Miesięczną dekompozycję aktywnych frakcji materii organicznej opisuje ogólnie równanie:

$$Y = (1 - e^{-a \cdot b \cdot c \cdot k \cdot t})$$

gdzie:

Y – ilość węgla organicznego gleby na początku miesiąca,

a – współczynnik temperatury korygujący tempo rozkładu,

b – współczynnik wilgotności korygujący tempo rozkładu,

c – współczynnik określający stopień pokrycia gleb roślinnością,

k – stała tempa rozkładu, specyficzna dla każdej frakcji materii organicznej,

t – czas dekompozycji, który jest równy 1 w odniesieniu do roku lub 1/12 – w odniesieniu do jednego miesiąca.

Stałe tempa rozkładu dla poszczególnych frakcji są wyrażane w latach⁻¹. Frakcja reprezentująca łatwo rozkładalny materiał roślinny ma stałą „k” równą 10, frakcja z trudno rozkładalnym materiałem roślinnym – 0,3, frakcja biomasy gleby – 0,66, materia organiczna po całkowitej humifikacji – 0,02. Przy tych założeniach czas stabilności frakcji pierwszej wynosi dwa miesiące, natomiast frakcji ostatniej 100 lat.

2.7. ANALIZA ODDZIAŁYWANIA PESTYCYDÓW NA ŚRODOWISKO

Do kompleksowej oceny zagrożeń zanieczyszczenia środowiska przez pestycydy zastosowano wielokryterialny indeks oddziaływania pestycydów na środowisko w wersji rozszerzonej ujętej w programie komputerowym EMA (ang. Environmental Management for Agriculture) (Tzilivakis i Lewis 1999). Punktem wyjścia do jego konstrukcji jest odniesienie określonych zagrożeń środowiskowych do kilku podstawowych właściwości fizyczno-chemicznych pestycydów: współczynnika podziału pomiędzy oktanołem i wodą (K_{ow}), rozpuszczalności w wodzie, stałej Henry’ego i wskaźnika GUS. Każda ze zmiennych określa inny typ zagrożenia. Współczynnik K_{ow} charakteryzuje ryzyko akumulacji substancji aktywnej w organizmach żywych, rozpuszczalność w wodzie – ryzyko zanieczyszczania wód powierzchniowych, stała Henry’ego – zdolność substancji aktywnej do rozprzestrzeniania się poprzez ulatnianie, indeks GUS – podatność związków na wymywanie i możliwość zanieczyszczania wód gruntowych. Indeks GUS oblicza się według następującego wzoru (Gustafson 1989):

$$GUS = \log DT_{1/2} \times (4 - \log K_{oc})$$

gdzie:

$DT_{1/2}$ – półokres degradacji substancji w glebie,

K_{oc} – współczynnik adsorpcji związku przez węgiel organiczny.

Poszczególnym współczynnikom, w zależności od zakresu wartości, przypisuje się punkty w skali ujemnej od 0 do maksymalnie -18. Zakłada się bowiem, że stosowanie pestycydów jest wyłącznie podyktowane koniecznością przeciwdziałania stratom plonów i najbardziej optymistyczną wersją może być neutralne zachowanie się pestycydów pod względem wywoływania zagrożeń w środowisku. Skalę punktowej oceny negatywnych efektów środowiskowych ze względu na właściwości fizyczno-chemiczne pestycydów przedstawiono w tabeli 4.

Tabela 4

Punktowa ocena oddziaływania pestycydów na środowisko
Point's valuation of pesticide impact on the environment

Efekt środowiskowy; Environmental effect	Parametr; Parameter*				
Ryzyko bioakumulacji; Risk of bioaccumulation	współczynnik K_{ow} ; coefficient K_{ow}				
	zakres wartości; value range	< 2,8	$\leq 2,8 - < 3,0$	$\geq 3,0$	
	punkty; points	0	-5	-10	
Ryzyko zanieczyszczania wód powierzchniowych; Risk of surface water contamination	rozpuszczalność w wodzie; water solubility				
	zakres wartości; value range	$\leq 1 \times 10^{-2}$	$\leq 1 \times 10^{-1}$	$\leq 1 \times 10^{-2}$	$\leq 1 \times 10^{-3}$
	punkty; points	0	-2	-4	-6
	zakres wartości; value range	$\leq 1 \times 10^{-4}$	$\geq 1 \times 10^{-4}$		
	punkty; points	-8	-10		
Ulatnianie; Volatilisation	stała Henry'ego; Henry's constant				
	zakres wartości; value range	$\leq 2,5 \times 10^{-10}$	$\leq 2,5 \times 10^{-9}$	$\leq 2,5 \times 10^{-8}$	$\leq 2,5 \times 10^{-7}$
	punkty; points	0	-2	-4	-6
	zakres wartości; value range	$\leq 2,5 \times 10^{-6}$	$\leq 2,5 \times 10^{-5}$	$\leq 2,5 \times 10^{-4}$	$\leq 2,5 \times 10^{-3}$
	punkty; points	-8	-10	-12	-14
	zakres wartości; value range	$\leq 2,5 \times 10^{-2}$	$\geq 2,5 \times 10^{-2}$		
	punkty; points	-16	-18		
Podatność na wymywanie; Leaching potential	wskaźnik GUS; GUS index				
	zakres wartości; value range	$\leq 1,8$	$< 1,8 - \leq 2,8$	$> 2,8$	
	punkty; points	-2	-7	-15	

* Źródło: Lewis (1999), Lewis i in. (1997); Source: Lewis (1999), Lewis et al. (1997)

Każda substancja aktywna podlega ocenie punktowej w czterech wyróżnionych kategoriach, następnie uzyskana liczba punktów jest mnożona przez ilość zużytej substancji aktywnej. Zsumowane w całości wartości dla wszystkich substancji ak-

tywnych w gospodarstwie tworzą wielokryterialny indeks oddziaływania pestycydów na środowisko (WIOPS). Postać matematyczną indeksu wyraża wzór:

$$WIOPS = \sum_{i=1}^n (P_i \times Q_i)$$

gdzie:

P_i – suma punktów uzyskana przez daną substancję aktywną na podstawie jej właściwości fizyczno-chemicznych, w skali od 0 do -53,

Q_i – ilość zużytej substancji aktywnej „i” w $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$,

n – liczba substancji aktywnych.

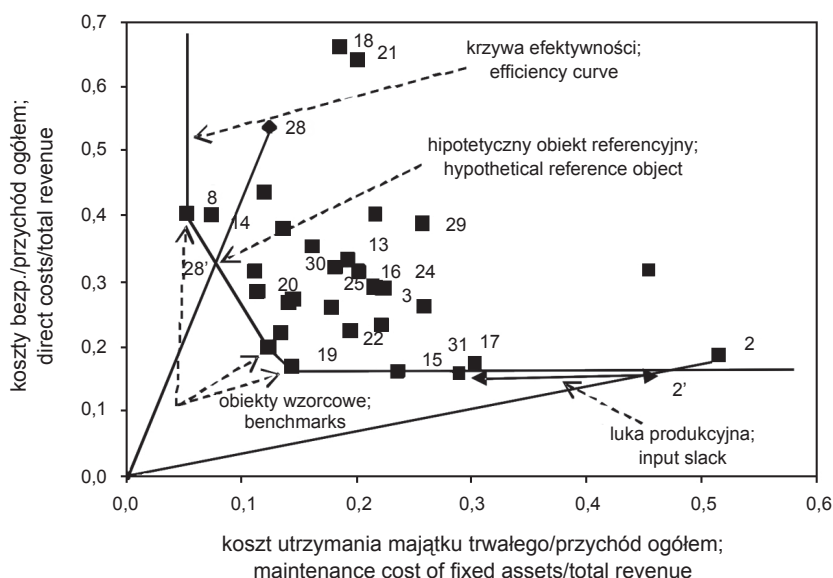
2.8. METODA ANALIZY EFEKTYWNOŚCI TECHNICZNEJ I ŚRODOWISKOWEJ GOSPODARSTW

Do wielowymiarowej analizy efektywności technicznej i środowiskowej zastosowano nieparametryczną metodę Analizy Danych Granicznych DEA (Data Envelopment Analysis). Jest ona stosunkowo nową metodą oceny efektywności technicznej obiektów, tzw. jednostek decyzyjnych, które w procesach produkcyjnych dokonują konwersji wielu nakładów w jeden lub większą ilość efektów, zwanych także rezultatami (Fraser i Cordina 1999, Chen i in. 2005). Znalazła ona zastosowanie w analizach skuteczności działalności przedsiębiorstw w wielu różnych sektorach gospodarki (bankowości, szkolnictwie, służbie zdrowia, rolnictwie). Wykorzystuje się ją najczęściej w przypadkach, kiedy w analizowanych jednostkach występuje duża różnorodność nakładów i efektów działalności lub kiedy nakłady lub efekty są niemierzalne (Tyteca 1997). Metoda ta jest zorientowana empirycznie i nie wymaga ustaleń o rozkładzie normalnym wartości zmiennych, które muszą towarzyszyć innym metodom, np. w statystycznej analizie regresji. Podstawową cechą tej metody jest wyznaczanie granic efektywności poprzez identyfikowanie jednostek osiągających graniczną wartość funkcji efektywności (położonych na krzywej efektywności). W metodzie tej nie dopasowuje się krzywej do centralnie położonych danych, a łączy wszystkie graniczne wartości krzywą segmentową. Dzięki temu możliwe jest odkrywanie innych zależności, których nie obserwuje się, stosując standardowe metody statystyczne. Inną zaletą tej metody jest to, że krzywą efektywności wyznacza się bez przyjmowania założeń o zależnościach funkcyjnych między nakładami i efektami. Podstawowym rodzajem analizowanej efektywności w tej metodzie jest efektywność techniczna. Umożliwia ona także poszerzenie badań o inne rodzaje efektywności (efektywność skali, alokacyjną, kosztów, ogólną) w zależności od rodzaju dostępnych danych, posiadanych informacji cenowych, kosztów jednostkowych (Chavas i Aliber 1993).

Obliczany wskaźnik efektywności technicznej w znaczeniu matematycznym jest ilorazem sumy wag ważności poszczególnych efektów i sumy wag analizowanych nakładów. Za pomocą tego wskaźnika ocenia się efektywność obiektów w stosunku do innych obiektów osiągających graniczną wartość funkcji efektywności. Dana

jednostka jest w pełni efektywna, gdy w porównaniu z innymi jednostkami ma najmniejsze nakłady na jednostkę efektu. Granica efektywności określa minimalne zapotrzebowanie na nakłady, przy których zostaje zachowany stały poziom efektów lub określa maksymalną wielkość efektów, które można osiągnąć przy danym poziomie zastosowanych nakładów. Oznacza to, że problem nieefektywności może być rozwiązywany według dwóch wariantów. W wariantcie pierwszym niedostateczną efektywność można poprawić przez redukcję nakładów bez konieczności zmniejszania efektów, w wariantcie drugim – przez zwiększanie efektów przy utrzymywaniu niezmiennego poziomu nakładów. Efektywność opisaną w wariantcie pierwszym bada się w modelu DEA zorientowanym na nakłady, a w wariantcie drugim w modelu DEA zorientowanym na efekty.

Na rysunku 2 przedstawiono graficzny sposób wyznaczania efektywności technicznej na przykładzie badanej grupy gospodarstw. Jako miarę efektywności przyjmuje się odległość punktu reprezentującego dany obiekt od krzywej efektywności. W miarę zwiększania się odległości analizowanego obiektu od tej krzywej efektywność obiektu zmniejsza się. Zgodnie z rysunkiem 2 miarą efektywności technicznej, np. dla punktu nr 28 jest stosunek długości odcinka 0–28' do odcinka 0–28. Sposób graficzny objaśnienia tej metody w układzie dwuwymiarowym jest możliwy do przedstawienia jedynie przy występowaniu najwyżej dwóch nakładów i jednego efektu. Efektywność wyraża się w wartościach względnych zawartych w przedziale 0–1. Efektywność obliczona w ten sposób odpowiada proporcjonalnej redukcji nakładów przy stałym poziomie efektów.



Rys. 2. Krzywa efektywności i identyfikacja gospodarstw nieefektywnych w metodzie DEA zorientowanej na nakłady
Efficiency frontier and identification of ineffective farms in the input-oriented DEA method

Analizowanie możliwości radialnej redukcji nakładów jest zgodne z koncepcją tzw. słabej efektywności. W tej koncepcji nie bierze się pod uwagę występowania luk produkcyjnych. Występować mogą sytuacje, w których promień rzutujący dany obiekt przecina linię biegnącą równolegle do jednej z osi układu współrzędnych, ukazując w ten sposób luki produkcyjne. Sposobem dalszej poprawy efektywności badanej jednostki staje się, po wcześniejszym przeprowadzeniu radialnej redukcji nakładów, likwidacja luk produkcyjnych. Efektywność uwzględniająca zarówno kryterium efektywności radialnej, jak i zerowych luk produkcyjnych odpowiada tzw. efektywności mocnej (Cooper i in. 2007).

Badanie efektywności technicznej w modelu DEA zorientowanym na nakłady znajduje zastosowanie w sytuacjach, w których istotne staje się ograniczenie nakładów o negatywnym oddziaływaniu na środowisko, np. pestycydów lub azotowych nawozów mineralnych (Zhang 2008). Niezależnie od efektów środowiskowych zmniejszanie ilości nakładów na produkcję jest zasadniczym celem racjonalnego działania gospodarstw pod względem korzyści ekonomicznych. Informacje o efektywności technicznej umożliwiającej optymalizację nakładów mogą być szczególnie użyteczne w gospodarstwach położonych na wrażliwych środowiskowo obszarach dla łagodzenia presji tych jednostek na środowisko.

Na podstawie efektywności technicznej określa się optymalny dla każdego gospodarstwa poziom nakładów przez porównanie ich z nakładami hipotetycznych gospodarstw referencyjnych. Wyznaczenie gospodarstw referencyjnych jest podstawą do zgromadzenia informacji o zakresie koniecznych ograniczeń nakładów, od których uzależniona jest poprawa efektywności. Kombinację nakładów obiektu referencyjnego wyznaczają obiekty wzorcowe o podobnej wielkości produkcji w stosunku do badanego obiektu. Rozwiązania ułatwiające poprawę procesów produkcyjnych można znaleźć przez porównywanie z innymi jednostkami w grupie pełniącymi rolę wzorców (jednostek porównawczych położonych na krzywej efektywności w bliskim sąsiedztwie jednostek nieefektywnych). W dziedzinie zarządzania gospodarstwami tego typu podejście jest preferowane, ponieważ porównuje się dany obiekt z najlepszymi obiektami, o najwyższej efektywności procesów produkcyjnych, w analizowanej grupie (Zhu 2000).

Oprócz modelu DEA o stałych efektach skali stosowany jest model o zmiennych efektach skali. O wyborze modelu do analizy decyduje kierunek badań. Model o stałych efektach skali jest odpowiedni dla badań obiektów prowadzących procesy produkcyjne dostosowane do zasobów czynników produkcji. W przypadku utrudnionej działalności gospodarstw z powodu niedoskonałej konkurencji na rynku lub ograniczeń kapitałowych jest prawdopodobne, że nie osiągną one właściwej dla siebie skali produkcji. Analiza według efektów skali pozwala stwierdzić, czy dany obiekt może poprawić efektywność przez zmianę wielkości produkcji. Wyróżnia się trzy efekty skali: stały, rosnący oraz malejący (Banker i in. 2004). Obiekt wykazujący stały efekt skali posiada optymalne rozmiary produkcji. Rosnący efekt skali występuje, gdy przyrost wielkości efektu jest wyższy od stopnia wzrostu nakładów.

Malejący efekt skali charakteryzuje sytuację, kiedy wielkość przyrostu efektów jest niższa od stopnia wzrostu nakładów. Reasumując, alokacja danej jednostki do jednego z obszarów efektu skali odbywa się w zależności od tego, czy efekty produkcji rosną w tej samej proporcji, bardziej niż proporcjonalnie lub mniej niż proporcjonalnie w stosunku do zwiększających się nakładów.

Analizy efektywności technicznej i środowiskowej w badanych gospodarstwach prowadzono, stosując modele DEA zorientowane na nakłady (Seiford i Zhu 1999). Jego ogólną wersję przedstawiono poniżej:

Min Θ_o

przy ograniczeniach:

$$\sum_{j=1}^n x_{ij} \gamma_j \leq \Theta x_{io} \quad i = 1, 2, \dots, m$$

$$\sum_{j=1}^n y_{rj} \gamma_j \geq y_{ro} \quad r = 1, 2, \dots, s$$

$$\gamma_j \geq 0 \quad j = 1, 2, \dots, n$$

gdzie:

Θ_o – wskaźnik efektywności technicznej obiektu „o” (w zadaniach programowania liniowego zwany mnożnikiem nakładów),

x_{io} – poziom nakładu „i” w obiekcie „o”,

y_{ro} – poziom efektu „r” w obiekcie „o”,

γ_j – wagi intensywności,

i – nakłady (1, ..., m),

r – efekty (1, ..., s),

j – obiekty (1, ..., n).

Wagi intensywności określają poziom intensywności, na którym prowadzone są procesy produkcyjne przez każdy obiekt. Stwarzają one możliwość zmniejszania lub zwiększania aktywności produkcyjnej (wielkość nakładów lub rezultatów) w celu konstrukcji hipotetycznego, efektywnego poziomu aktywności dla ocenianego obiektu. W oparciu o wektory wag konstruowane są liniowe segmenty granicy efektywności.

2.9. MODEL INDEKSU ZRÓWNOWAŻONEGO GOSPODAROWANIA

W celu obliczeń indeksu zastosowano model DEA w następującej formie:

$$IZG_o = \max \sum_{i=1}^m y_{io} w_i$$

przy ograniczeniach:

$$\sum_{i=1}^m y_{ij} w_i \leq 1 \quad i = 1, \dots, m, \quad j = 1, \dots, n$$

$$1 \leq \frac{w_{OETj}}{w_{ESj}} \leq 2$$

$$w_i \geq 0$$

gdzie:

IZG_o – optymalna, względna wartość indeksu zrównoważonego gospodarowania dla gospodarstwa „o”,

y_{ij} – poziom i-tego wskaźnika w gospodarstwie „j”,

y_{io} – poziom i-tego wskaźnika w gospodarstwie „o”,

w – współczynniki wagowe wskaźników,

i – wskaźniki zbiorcze (wskaźniki efektywności technicznej – OET i środowiskowej – ES),

j – gospodarstwa.

Wartości wskaźników zbiorczych (wskaźników efektywności technicznej i środowiskowej) wnoszą odpowiedni wkład, z uwzględnieniem ich wag, w kształtowanie się IZG. Miara indeksu syntetycznego są wartości wskaźników, które mają charakter względny i przyjmują wartości liczbowe w przedziale 0–1. Ograniczenie w modelu (w_{OETj}/w_{ESj}) wprowadziło granice wartości wag poszczególnych wskaźników. Przeciwdziała ono dominacji udziału jednego rodzaju wskaźnika zbiorczego w indeksie syntetycznym poprzez marginalizację drugiego wskaźnika. Wartość indeksu równa 1 oznacza, że dany obiekt posiada najlepszy stan zrównoważonego gospodarowania w danej populacji gospodarstw. Gospodarstwo o wartości indeksu mniejszej od 1 nie spełnia wszystkich kryteriów zrównoważonego gospodarowania. Jest to zarazem miara odstawania nieefektywnego gospodarstwa od poziomu wzorca pod względem analizowanych kryteriów.

2.10. OPRACOWANIE STATYSTYCZNE WYNIKÓW

Ogólna charakterystyka typów produkcji rolniczej opisana została przez liczną grupę zmiennych. Istotne było poznanie zależności między nimi oraz analizowanymi typami gospodarstw. Wielowymiarowość danych uniemożliwiała stosowanie metod statystyki jednowymiarowej. W celu łatwiejszej analizy danych i prezentacji graficznej w przestrzeni dwuwymiarowej istnieje konieczność stosowania metod statystycznych, które umożliwiają przedstawienie wielowymiarowego zestawu danych na płaszczyźnie. Dla prezentacji wielu zmiennych na jednym rysunku zastosowano

analizę składowych głównych (Filipiak i Wilkos 1998). Pozwala ona na redukcję liczby zmiennych, wykrycie związków między zmiennymi, umożliwia klasyfikację obiektów w nowych wymiarach określonych przez nieobserwowalne zmienne (składowe główne).

Interpretację wyników oparto o wykres „biplot” wykorzystujący jako współrzędne wykresu składowe główne (Kroonenberg 1995). Obserwacje oryginalne i zmienne przedstawia się na tym samym wykresie w sposób, który ukazuje ich wzajemną zależność. Na wykresie punkty oznaczają obserwacje, a zmienne zaznaczone są jako wektory.

Oceny statystycznej wyników badań dokonywano za pomocą analizy korelacji, regresji prostoliniowej oraz regresji wielokrotnej przy pomocy programu statystycznego S-PLUS (S-PLUS... 2001).

3. WYNIKI

3.1. CHARAKTERYSTYKA BADANYCH GOSPODARSTW

W tabeli 1 podano dane charakteryzujące ogólnie grupę badanych gospodarstw. Przeciętna powierzchnia użytków rolnych wynosiła 47,2 ha. Mineralne nawożenie azotowe wynoszące 108,6 kg·ha⁻¹ stanowiło około 53% ogólnego nawożenia NPK. Występowały duże różnice na poziomie nawożenia tym składnikiem. Rozbieżność między jego najwyższą a najniższą wartością wynosiła 137,5 kg·ha⁻¹. Obsada zwierząt wahała się w szerokim zakresie, od 0,0 do 2,0 DJP·ha⁻¹. Wskaźniki reprodukcji materii organicznej mieściły się w przedziale -0,6–1,20. Średnia intensywność organizacji gospodarstw wynosiła 340,9 pkt., przy silnie zaznaczonym zróżnicowaniu wyników od 124,2 do 725,8 pkt. W strukturze zasiewów przeważały zboża, zajmując ponad 70% powierzchni. Wielokrotnie mniejszy udział w strukturze zasiewów miały rośliny pastewne, okopowe oraz oleiste. Łączny udział tych grup roślin w powierzchni zasiewów stanowił poniżej 28%. Dla oceny kondycji ekonomicznej gospodarstw wykorzystano podstawowe pozycje z rachunku zysków i strat (przychody z produkcji rolniczej, dochód rolniczy i nadwyżkę bezpośrednią) oraz wskaźniki finansowe (rentowności aktywów oraz poziomu kosztów ogółem). Przeciętny dochód rolniczy z 1 hektara UR wynosił ponad 987 zł. Wysokie wartości odchyłeń standardowych sugerują dużą zmienność dochodów wśród badanych gospodarstw. Analizowane gospodarstwa posiadały zróżnicowaną zdolność do przynoszenia zysku, o czym świadczy szeroki zakres wartości wskaźnika rentowności aktywów. Ma on istotne znaczenie diagnostyczne w ocenie ekonomicznej gospodarstw, pozwalając ocenić wielkość zysku przypadającą na jednostkę majątku wykorzystywanego w gospodarstwie.

Pełną charakterystykę dotyczącą parametrów produkcyjnych i środowiskowych dla analizowanych typów produkcji rolniczej przedstawiono w tabeli 5.

Gospodarstwa specjalizujące się w produkcji trzody miały najwyższą średnią wartość indeksu różnorodności roślin równą 1,93. Niższe wartości tego indeksu wynoszące odpowiednio: 1,87 i 1,75 posiadały gospodarstwa typu upraw polowych i typu produkcji mleka. W typie produkcji trzody wielkości pól z roślinami były rozłożone bardziej równomiernie, zajmując stosunkowo zbliżone do siebie powierzchnie, w porównaniu do pozostałych typów produkcji. Nieznacznie niższą wartość indeksu równomierności posiadały gospodarstwa typu produkcji trzody. W typie produkcji mleka zaznaczyła się dominacja mniejszej liczby gatunków pod względem udziału w ogólnej powierzchni pól (indeks równomierności równy 0,36). Oznacza to, że inne gatunki roślin zajmują nieproporcjonalnie mniejszą powierzchnię. Występuje też mniejsza różnorodność gatunkowa roślin w tym typie produkcji. Można przypuszczać, że w powierzchni zasiewów gospodarstw typu produkcji mleka przeważają rośliny paszowe, w tym przede wszystkim kukurydza na kiszonkę ze względu na jej częste stosowanie w żywieniu bydła.

Tabela 5

Charakterystyka środowiskowo-produkcyjna badanych gospodarstw według typów produkcji rolniczej (wartości średnie z grup)

Environmental and production characteristics of the studied farms according to the type of farm production (average values for groups)

Wyszczególnienie; Specification	Typy gospodarstw; Types of farms					
	produkcja mleka; milk production		produkcja trzody chlewnej; pig production		produkcja roślinna; plant production	
	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.***	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.
Indeks różnorodności roślin; Crop diversity index	1,75	0,53	1,93	0,41	1,87	0,46
Indeks równomierności występowania roślin; Evenness index	0,36	0,15	0,40	0,09	0,39	0,10
Intensywność organizacji gospodarstwa (punkty); Farm organization intensity (points)	493,00	131,70	345,40	116,90	183,70	52,00
Wskaźnik reprodukcji materii organicznej; Organic matter reproduction coefficient (t·ha ⁻¹)	0,45	0,37	0,29	0,44	-0,09	0,26
Udział roślin ozimych i międzyplonów w pow. GO; Share of winter and catch crops in arable land (%)	49,90	24,80	68,90	13,10	61,80	20,30

cd. tab. 5

Wyszczególnienie; Specification	Typy gospodarstw; Types of farms					
	produkcja mleka; milk production		produkcja trzody chlewnej; pig production		produkcja roślinna; plant production	
	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.***	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.
Udział TUZ w pow. UR; Share of permanent grassland in agricultural land (%)	35,30	28,5	5,10	5,90	3,10	4,10
Plon zbóż; Cereal yield (t·ha ⁻¹)	4,20	0,90	4,20	0,90	4,80	0,70
Plon jednostek zbożowych (j.zb.·ha ⁻¹); Yield of cereal units (c.u.·ha ⁻¹)	46,20	9,30	43,10	6,50	52,30	13,70
Nawożenie NPK; NPK fertilization (kg·ha ⁻¹)	195,70	46,90	163,20	49,90	258,10	80,30
Nawożenie N; N fertilization (kg·ha ⁻¹)	95,90	16,90	84,20	21,70	126,10	43,00
Wskaźnik gęstości zadrzewień; Afforestation density indicator (m·ha ⁻¹)	52,80	38,7	39,10	30,6	31,2	22,8
Wskaźnik kształtu rozłogu pól; Cropland expanse indicator (m·ha ⁻¹)*	484,30	206,80	388,20	187,30	260,60	88,60
Wskaźnik długości zadrzewień; Indicator of afforestation length**	0,11	0,07	0,10	0,06	0,12	0,10
Odległość pól od gospodarstw; Field distance from farms (km)	0,80	0,30	0,80	0,40	1,5	1,20

* długość obwodu pola-powierzchnia pola⁻¹; field perimeter-field area⁻¹, ** długość zadrzewień-długość obwodu pola⁻¹; afforestation length-field perimeter⁻¹; *** odchylenie standardowe; standard deviation

Najwyższą intensywność organizacji osiągały gospodarstwa specjalizujące się w produkcji mleka. Miały one ponad 2,5-krotnie wyższą intensywność organizacji niż grupa gospodarstw z produkcją roślinną. Wysokie wartości tego wskaźnika w gospodarstwach mlecznych związane są zapewne z poziomem intensywności produkcji bydła mlecznego i uprawą roślin pastewnych oraz okopowych wymagającą wyższych nakładów w porównaniu do roślin zbożowych uprawianych w gospodarstwach z produkcją trzody i produkcją roślinną. Jak wynika z tabeli 5, dodatkowe wskaźniki reprodukcji materii organicznej osiągały gospodarstwa prowadzące produkcję zwierzęcą. W grupie gospodarstw typu produkcji roślinnej występuje degradacja zasobów materii organicznej w wyniku prowadzonej działalności produkcyjnej. Najwyższe dawki nawożenia mineralnego NPK oraz N stosowano w gospodarstwach z produkcją roślinną. Niskim poziomem nawożenia mineralnego wyróżniał się typ produkcji trzody. Zmiany plonów wyrażone w jednostkach zbożowych

w poszczególnych typach produkcji rolniczej harmonizowały ze zmianami nawożenia mineralnego.

Występowały znaczne różnice pod względem struktury przestrzennej pomiędzy trzema typami produkcji rolniczej. Największą nieregularność kształtów pól ocenianą na podstawie wskaźnika kształtu rozłogu stwierdzono w grupie gospodarstw z produkcją mleka. Regularność kształtów pól systematycznie rosła (spadek wskaźnika kształtu rozłogu) w kolejnych dwóch typach produkcji rolniczej, tj. w gospodarstwach z produkcją trzody i w gospodarstwach z produkcją roślinną. Wyniki przeprowadzonych badań wskazują, że pomiędzy badanymi typami gospodarstw nie było wyraźnych różnic pod względem wskaźnika długości zadrzewień. Nieznacznie większą długość zadrzewień przypadającą na 1 m obwodu pola miały gospodarstwa z produkcją roślinną, pomimo mniejszej gęstości zadrzewień. Brak istotnych różnic wskaźnika długości zadrzewień pomiędzy badanymi typami produkcji rolniczej można wyjaśnić, jeśli weźmie się pod uwagę to, że wskaźnik ten jest ilorazem gęstości zadrzewień i wskaźnika kształtu rozłogu. Długość zadrzewień jest cennym elementem oceny struktury przestrzennej krajobrazu. W gospodarstwach specjalizujących się w produkcji roślinnej osiągnięcie większej regularności pól nie wpływało ujemnie na długość zadrzewień wzdłuż granic pól.

W badanej populacji gospodarstw wydzielono trzy grupy obszarowe gospodarstw różniących się pod względem powierzchni użytków rolnych (tab. 6). Miejscami podziału na grupy był dolny i górny kwartyl powierzchni użytków rolnych. Kwartyl dolny identyfikuje wartość zmiennej powierzchni użytków rolnych, poniżej której znajduje się 25% gospodarstw. Kwartyl górny określa natomiast wartość zmiennej powierzchni użytków rolnych, poniżej której plasuje się 75% gospodarstw. Wielkości gospodarstw w kolejnych trzech grupach zawierały się w następujących przedziałach: < 26,1 ha, 26,1–62,1, > 62,1 ha.

Wielkości indeksu różnorodności oraz równomierności malały wraz ze wzrostem wielkości obszarowej (tab. 6). Podobnie reprodukcja materii organicznej malała wraz z wielkością gospodarstwa. Największą intensywność organizacji osiągały gospodarstwa w grupie II. Nawożenie NPK i N rosło w grupach o większej powierzchni użytków rolnych. W grupach dużych obszarowo gospodarstwa pola charakteryzowały się większą regularnością kształtów. Z wielkością grupy związany był wskaźnik długości zadrzewień. W grupie III osiągnął on najwyższą wartość równą 0,18 m zadrzewień na 1 m obwodu pola. W II grupie siedziby gospodarstw (zabudowania gospodarcze) były położone najbliżej pól uprawnych w porównaniu do pozostałych grup.

Tabela 6

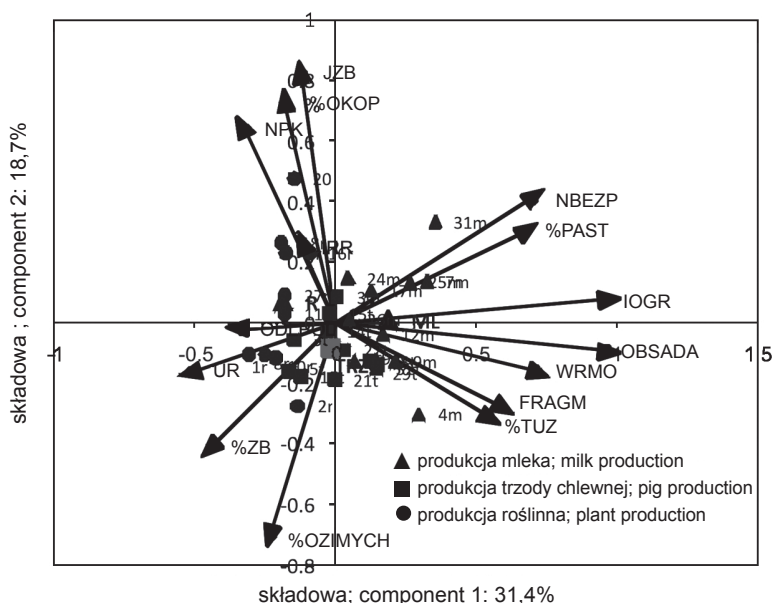
Charakterystyka środowiskowo-produkcyjna badanych gospodarstw według grup wielkości gospodarstw (wartości średnie z grup)
 Environmental and production characteristics of the studied farms according to the farm size group (average values for groups)

Wyszczególnienie; Specification	Grupy obszarowe; Area groups					
	grupa; group I (< 26,1 ha)		grupa; group II (26,1–62,1 ha)		grupa; group III (> 62,1 ha)	
	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.***	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.
Indeks różnorodności roślin; Crop diversity index	2,23	0,35	1,74	0,38	1,69	0,54
Indeks równomierności występowania roślin; Evenness index	0,46	0,07	0,36	0,08	0,35	0,11
Intensywność organizacji gospodarstwa (punkty); Farm organization intensity (points)	359,5	136,7	407,2	163,7	197,8	90,5
Wskaźnik reprodukcji materii organicznej; Organic matter reproduction coefficient (t·ha ⁻¹)	0,33	0,39	0,28	0,47	-0,03	0,09
Udział ozimych i międzyplonów w pow. GO; Share of winter and catch crops in arable land (%)	62,5	12,6	59,3	24,0	60,7	19,4
Udział TUZ w pow. UR; Share of permanent grassland in agricultural land (%)	12,6	12,2	19,9	28,9	5,2	6,6
Plon zbóż; Cereal yield (t·ha ⁻¹)	4,2	0,7	4,6	0,9	4,3	0,9
Plon jednostek zbożowych (j.zb·ha ⁻¹); Yield of cereal units (c.u.·ha ⁻¹)	48,8	7,5	46,9	10,6	45,6	13,6
Nawożenie NPK; NPK fertilization (kg·ha ⁻¹)	171,3	57,4	212,1	58,3	222,8	87,6
Nawożenie N; N fertilization (kg·ha ⁻¹)	88,4	28,3	106,0	25,9	106,1	43,6
Wskaźnik gęstości zadrzewień; Afforestation density indicator (m·ha ⁻¹)	45,9	32,6	47,0	34,9	39,7	21,3
Wskaźnik kształtu rozłogu pól; Cropland expanse indicator (m·ha ⁻¹)*	530,4	190,5	365,1	146,2	197,8	75,3
Wskaźnik długości zadrzewień; Indicator of afforestation length**	0,08	0,06	0,12	0,06	0,18	0,08
Odległość pól od gospodarstw; Field distance from farms (km)	1,3	1,3	0,7	0,4	1,4	0,5

* długość obwodu pola·powierzchnia pola⁻¹; field perimeter·field area⁻¹, ** długość zadrzewień·długość obwodu pola⁻¹; afforestation length·field perimeter⁻¹, *** odchylenie standardowe; standard deviation

3.2. STRUKTURA POWIĄZAŃ MIĘDZY ZMIENNYMI OPISUJĄCYMI GOSPODARSTWA

W celu ukazania zależności między zmiennymi oraz ich łatwiejszej analizy dane wielowymiarowe ujęto w przestrzeni dwuwymiarowej, stosując metodę „biplot” (rys. 3). Umożliwiło to przedstawienie zmiennych i gospodarstw na tym samym wykresie. Porównywane było podobieństwo gospodarstw reprezentujących trzy typy produkcji rolniczej pod względem cech produkcyjnych, środowiskowych i ekonomicznych.



Legenda; Legend:

OBSADA – obsada zwierząt; livestock density, IOGR – intensywność organizacji gospodarstw; farm organization intensity, WRMO – wskaźnik reprodukcji materii org.; organic matter reproduction coefficient, %PAST – udział roślin pastewnych w strukturze zasiewów; share of fodder crops in the cropping pattern, %OKOP – udział roślin okopowych w strukturze zasiewów; share of root crops in the cropping pattern, %OZIMYCH – udział zbóż ozimych w strukturze zasiewów; share of winter cereals in the cropping pattern, %ZB – udział zbóż ogółem w strukturze zasiewów; share of total cereals in the cropping pattern, %TUZ – udział TUZ w pow. UR; share of permanent grassland in the AL area, UR – powierzchnia użytków rolnych; area of agricultural land, ODLPOL – odległość pól od gospodarstw; field distance from farms, NPK – nawożenie mineralne NPK; NPK fertilization, NBEZP – nadwyżka bezpośrednia; gross margin, JZB – plon jednostek zbożowych; yield of cereal units, IRR – indeks różnorodności roślin; crop diversity index, FRAGM – wskaźnik kształtu rozłogu; cropland expanse indicator

Rys. 3. Wykres „biplot” składowych głównych w relacji do analizowanych zmiennych i struktury badanej grupy gospodarstw

„Biplot” diagram of main components in relation to the analysed variables and the structure of studied farms group

Pierwsza składowa wyjaśniała 31,4% całkowitej zmienności, natomiast druga składowa – 18,7% ogólnej zmienności. Można stwierdzić, że zmienne intensywności organizacji gospodarstw (IOGR), obsady zwierząt (OBSADA), wskaźnika reprodukcji materii organicznej (WRMO), udziału roślin pastewnych (%PAST) i nadwyżki bezpośredniej (NBEZP) były skorelowane ze składową 1*. Najsilniej skorelowane dodatnio z tą składową były zmienne IOGR i OBSADA. Zmienne plonu jednostek zbożowych (JZB), udziału okopowych (%OKOP), nawożenia NPK (NPK) były dodatnio związane ze składową 2. Udział zbóż ozimych (%OZIMYCH) oddziaływał ujemnie na tą składową. Pierwszą składową można zinterpretować jako składową związaną z intensywnością produkcji zwierzęcej, z kolei druga składowa związana jest z produkcją roślinną i strukturą zasiewów. Między zmiennymi nadwyżki bezpośredniej, udziału pastewnych a odległością pól od gospodarstw (ODLPOL), ich wielkością (UR) oraz udziałem zbóż ogółem (%ZB) występowała silna ujemna korelacja. Korelację ujemną w stosunku do zmiennej odległości pól oraz wielkości gospodarstw miały również zmienne obsady zwierząt, intensywności organizacji oraz reprodukcji materii organicznej. Z wykresu widać zatem, że jednostkowe efekty ekonomiczne mogą być niższe w gospodarstwach z dużą powierzchnią użytków rolnych, wysokim udziałem zbóż oraz z polami położonymi w dużej odległości od ośrodków gospodarczych. Między zmienną nadwyżki bezpośredniej a udziałem pastewnych istniała silna dodatnia korelacja z uwagi na blisko siebie położone ich wektory. Wynika z tego, że gospodarstwa z wysokim udziałem roślin pastewnych w strukturze zasiewów, charakterystycznym dla chowu bydła mlecznego, osiągają lepsze efekty ekonomiczne.

W zbiorze gospodarstw wyodrębniają się na rysunku wyraźnie trzy grupy. W skład pierwszej grupy (pierwsza i druga ćwiartka wykresu) wchodziły głównie gospodarstwa z produkcją mleka. Grupa ta posiadała większą obsadę zwierząt, wyższy wskaźnik reprodukcji materii organicznej, wysoki udział roślin pastewnych i wysoką nadwyżkę bezpośrednią. Charakteryzuje się ona jednocześnie mniejszą powierzchnią gospodarstw oraz mniejszym udziałem zbóż w strukturze zasiewów. Druga grupa obejmowała zarówno gospodarstwa z produkcją roślinną, jak i produkcją trzody. Cechowała się występowaniem gospodarstw z większą powierzchnią użytków rolnych, wysokim udziałem zbóż, w tym udziałem ozimin i międzyplonów w gruntach ornych, przy jednocześnie mniejszej nadwyżce bezpośredniej i mniejszym udziale roślin okopowych. Grupę trzecią tworzyły gospodarstwa w lewej, górnej ćwiartce wykresu. Były to w przeważającej większości gospodarstwa z produkcją roślinną. Charakteryzowały się one wysokim plonem jednostek zbożowych, wysokim nawożeniem mineralnym i znacznym udziałem roślin okopowych w strukturze zasiewów. Można przypuszczać, że gospodarstwa w tej grupie posiadają lepsze warunki glebowe, czego wyznacznikiem może być uprawa oko-

* W języku matematycznym dla określenia korelacji między zmiennymi a składowymi stosuje się pojęcie „ładunki czynnikowe”.

powych oraz osiągnięcie wyższych plonów jednostek zbożowych. Wyróżnia je także większa różnorodność gatunkowa uprawianych roślin.

3.3. ZAWARTOŚĆ AZOTU AZOTANOWEGO W GLEBACH

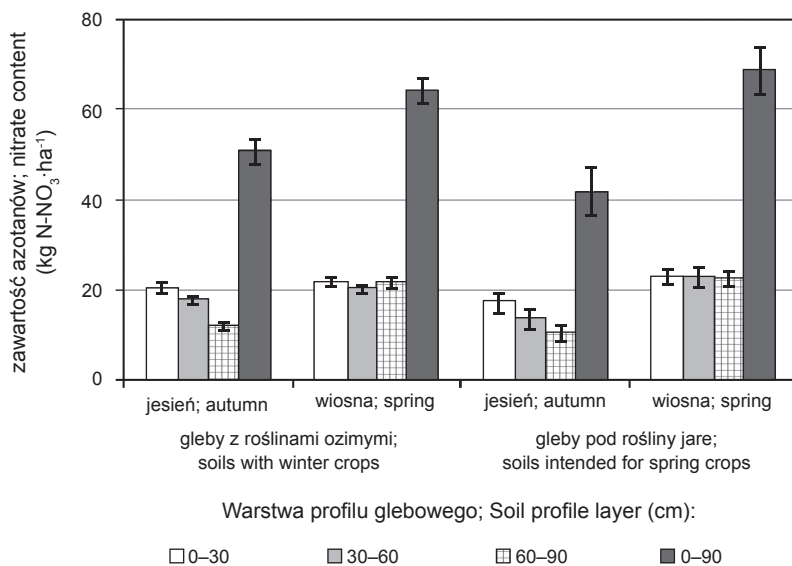
Jednym z celów zrównoważonego gospodarowania jest ograniczanie strat azotu do minimum poprzez włączanie związków azotowych w jak największym stopniu do biologicznego cyklu ich obiegu w agrosystemach rolniczych. Wysokie salda azotu w intensywnych gospodarstwach rolnych wskazują, że na niektórych obszarach istnieje ryzyko przenikania azotanów z pól uprawnych do wód. Agrosystemy rolnicze mogą być ośrodkiem zanieczyszczeń obszarowych w dłuższym okresie czasu, ponieważ wymywanie azotanów w głąb profilu glebowego oraz przemieszczanie się zanieczyszczeń do wód gruntowych następuje z pewnym opóźnieniem czasowym w stosunku do czasu wprowadzenia azotu do gleby. Ekologiczne skutki nadmiernych strat azotu zależą bezpośrednio od ilości tego pierwiastka gromadzonych w profilach glebowych, właściwości biofizycznych gleb oraz czynników agrotechnicznych. Jednym z mierników efektywnego wykorzystywania azotu na poziomie pola jest zawartość azotanów w glebach. Ze względu na duży potencjał wymywania tych związków w warunkach wysokiej ich zawartości w glebach konieczne było określenie ilości azotanów w polach roślin uprawnych w zależności od czynników agrotechnicznych i typu produkcji rolniczej.

Na rysunku 4 przedstawiono porównanie zawartości azotanów w glebach pomiędzy polami roślin ozimych* i jarych** w okresie jesieni oraz wiosny. Zawartości azotanów jesienią w polach roślin ozimych w każdej z trzech warstw profilu glebowego: 0–30, 30–60 i 60–90 były wyższe w porównaniu do pól pod rośliny jare. W miarę wzrostu głębokości warstw glebowych ilości azotanów systematycznie zmniejszały się. Łączna zawartość azotanów jesienią w polach roślin ozimych w całym profilu glebowym wynosiła $51,0 \text{ kg N-NO}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$. W tym samym okresie zawartość azotanów w profilu glebowym w polach roślin jarych była o $9,1 \text{ kg}$ niższa (17,8%). W okresie wiosny zawartość azotanów w polach obydwu roślin była wyższa w porównaniu do jesieni. Nie obserwowano tendencji do spadku ilości azotanów w głębszych warstwach profilu glebowego w tym okresie. Nieznacznie większe ilości azotanów były skumulowane w polach roślin jarych. Różnice zawartości azotanów pomiędzy wiosną i jesienią w warstwie 0–90 cm w polach roślin ozimych wynosiły $13,5 \text{ kg N-NO}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$, natomiast w polach roślin jarych $27,0 \text{ kg N-NO}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$. Do większej koncentracji azotanów wiosną, przed ruszeniem wegetacji, mogą przyczyniać się intensywniej przebiegające w tym czasie procesy mineralizacji materii organicznej. Dochodzić może wówczas do gromadzenia się nadmiernych ilości azotanów w profilu glebowym. Wiąże się z tym ryzyko większego ich wymywania z gleby.

* Pola obsiane roślinami ozimymi.

** Pola przeznaczone do uprawy roślin jarych w roku następnym.

Różnica zawartości azotanów pomiędzy wiosną i jesienią w warstwie 60–90 cm wynosiła w obydwu polach od 9,6 do 12,2 kg N-NO₃·ha⁻¹, a łącznie w obu warstwach podglebia (30–90 cm) – od 12,2 do 21,4 kg N-NO₃·ha⁻¹. Są to ilości stanowiące potencjalną pulę tych związków, która może przemieszczać się do wód gruntowych.



Rys. 4. Zawartość azotanów (średnia $\pm 95\%$ przedział ufności dla średniej) w trzech warstwach profilu glebowego w glebach obsianych roślinami ozimymi oraz w glebach przeznaczonych pod rośliny jare, w okresie jesiennym i wczesną wiosną (dane z lat 2002–2004)

Nitrate content (mean $\pm 95\%$ confidence interval for the mean) in three layers of soil profile in soils under winter crops and in soils intended for spring crops, in the autumn period and early spring (data for the years 2002–2004)

Jesienią w wierzchniej warstwie profilu glebowego (0–30 cm) w polu z roślinami ozimymi znajdowało się ponad 40% ogólnej ilości azotanów (tab. 7). Udział azotanów w kolejnych warstwach istotnie się zmniejszał wraz z głębokością profilu glebowego. Spadek zawartości azotanów w głębszych warstwach gleb może wynikać z kilku przyczyn. Jedną z nich jest pobieranie azotanów przez rosnące rośliny i w konsekwencji późniejszy spadek zawartości tej formy azotu w glebie. W glebie zachodzą, ze zmienną intensywnością, procesy mineralizacji materii organicznej i nityfikacji. Efektem tych procesów jest powolne nagromadzenie się azotanów w górnej warstwie gleb. Główne zasoby materii organicznej koncentrują się bowiem w wierzchniej warstwie glebowej. Rozkład procentowy udziału azotu azotanowego w warstwach profilu glebowego wiosną był stosunkowo równomierny. Wskazuje to na wymywanie azotanów w głąb profilu glebowego. Nadmiar wód opadowych wiosną i związane z tym wysokie uwilgotnienie gleb w tym okresie są głównymi czynnikami wymywania azotanów. Podobny obraz zmian udziału procentowego azotanów w profilu glebowym istniał w polach roślin jarych (tab. 8). Zawartości azotu azotanowego wczesną wiosną były proporcjonalnie rozłożone pomiędzy po-

szczególnymi warstwami gleby. Charakterystyczna była mała zmienność udziału azotanów w obrębie każdej warstwy. Sugeruje to, że w okresie wiosennym na polach roślin jarych profil glebowy jest wysycony azotanami w podobnym stężeniu. W polach przeznaczonych pod rośliny jare wymywanie azotanów może zatem zachodzić intensywniej w porównaniu do pól z roślinami ozimymi. Brak pokrywy roślinnej na polach roślin jarych dodatkowo może przyczyniać się do zwiększonego wymywania tych związków wczesną wiosną.

Tabela 7

Procentowy udział azotanów (N-NO_3) w poszczególnych warstwach profilu glebowego w stosunku do ich łącznej zawartości w profilu glebowym pól pod roślinami ozimymi jesienią i wiosną (średnie z lat 2002–2004)

Percentage share of nitrates (N-NO_3) in individual soil profile layers in relation to their total content in soil profile of fields under winter crops, in the autumn and spring (average values for the years 2002–2004)

Warstwa gleby; Soil layer	Jesień; Autumn		Wiosna; Spring	
	% N-NO_3	odch. stand.; st. dev.	% N-NO_3	odch. stand.; st. dev.
0–30	40,6	13,5	34,1	8,1
30–60	35,1	9,8	31,8	6,4
60–90	24,3	11,9	34,1	7,5

Tabela 8

Procentowy udział azotanów (N-NO_3) w poszczególnych warstwach profilu glebowego w stosunku do ich łącznej zawartości w profilu glebowym pól przeznaczonych pod uprawę roślin jarych jesienią i wiosną (średnie z lat 2002–2004)

Percentage share of nitrates (N-NO_3) in individual soil profile layers in relation to their total content in soil profile of fields intended for growing the spring crops, in the autumn and spring (average values for the years 2002–2004)

Warstwa gleby; Soil layer	Jesień; Autumn		Wiosna; Spring	
	% N-NO_3	odch. stand.; st. dev.	% N-NO_3	odch. stand.; st. dev.
0–30	41,8	18,2	33,6	6,3
30–60	32,9	11,9	33,3	5,7
60–90	25,3	14,1	33,0	6,4

W tabelach 9 i 10 zestawiono współczynniki korelacji pomiędzy zawartością azotanów w różnych warstwach gleb w okresie jesieni i wiosny dla pól roślin ozimych i jarych. Analiza statystyczna wykazała istotną wzajemną zależność zawartości azotanów we wszystkich warstwach. Korelacje pomiędzy azotanami w warstwach o różnej głębokości świadczą, że proces ich przemieszczania ma charakter ciągły. W okresie późnej jesieni oraz wczesnej wiosny azotany przemieszczają się z górnych

warstw gleby w głąb profilu z większą intensywnością ze względu na ograniczone pobieranie azotu przez rośliny i większe uwilgotnienie gleb. Zawartości azotanów w głębszych warstwach są wtedy bezpośrednio zależne od ich zawartości w górnych warstwach profilu glebowego. Koncentracje azotanów w wierzchniej warstwie glebowej mogą mieć znaczenie prognostyczne dla oceny ich zawartości w całym profilu glebowym, na co wskazują wysokie współczynniki korelacji między zawartością azotanów w warstwach 0–30 i 0–90 cm.

Tabela 9

Współczynniki korelacji między zawartością azotanów ($\text{kg N-NO}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$) w różnych warstwach gleb pól roślin ozimych i jarych w okresie jesieni (średnie z lat 2002–2004)
Correlation coefficients between nitrates content ($\text{kg N-NO}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$) in different soil layers of fields with winter crops and intended for spring crops, in the autumn
(average values for the years 2002–2004)

Pola roślin ozimych; Winter crop fields					Pola roślin jarych; Fields intended for spring crops			
Warstwa gleby; Soil layer (cm)	0–30	30–60	60–90	0–90	0–30	30–60	60–90	0–90
0–30	1	0,78**	0,61**	0,93**	1	0,83**	0,68**	0,95**
30–60		1	0,57*	0,90**		1	0,69**	0,93**
60–90			1	0,78**			1	0,82**
0–90				1				1

* poziom istotności $\alpha < 0,01$, ** poziom istotności $\alpha < 0,001$;

* significance level $\alpha < 0,01$, ** significance level $\alpha < 0,001$

Tabela 10

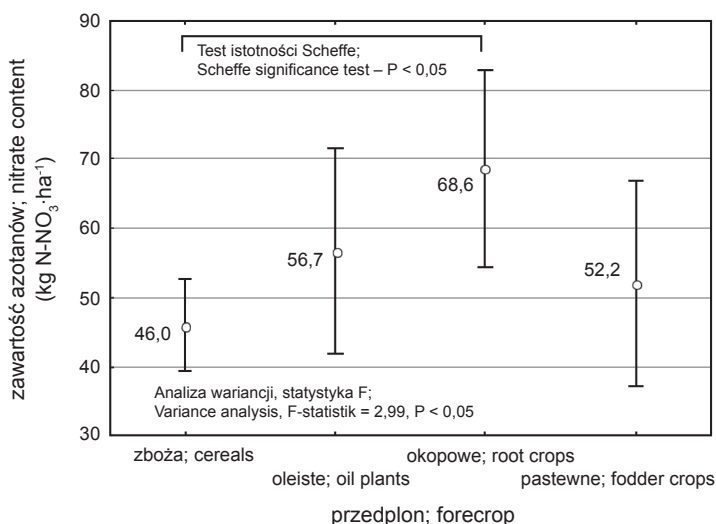
Współczynniki korelacji między zawartością azotanów ($\text{kg N-NO}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$) w różnych warstwach gleb pól roślin ozimych i jarych w okresie wiosny (średnie z lat 2002–2004)
Correlation coefficients between nitrates content ($\text{kg N-NO}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$) in different soil layers of fields with winter crops and intended for spring crops, in the spring (average values for the years 2002–2004)

Pola roślin ozimych; Winter crop fields					Pola roślin jarych; Fields intended for spring crops			
Warstwa gleby; Soil layer (cm)	0–30	30–60	60–90	0–90	0–30	30–60	60–90	0–90
0–30	1	0,56*	0,77**	0,87**	1	0,67**	0,60**	0,82**
30–60		1	0,74**	0,85**		1	0,82**	0,95**
60–90			1	0,95**			1	0,90**
0–90				1				1

* poziom istotności $\alpha < 0,01$, ** poziom istotności $\alpha < 0,001$;

* significance level $\alpha < 0,01$, ** significance level $\alpha < 0,001$

Rodzaj przedplonu w sposób istotny wpływał na zawartość azotu azotanowego w warstwie gleby do 90 cm w polach roślin ozimych w okresie jesieni (rys. 5). Najmniejsze ilości azotanów w glebie stwierdzono po zbożach, a największe po roślinach okopowych. Oceniając zawartości azotanów w glebach, należy uwzględnić możliwość występowania efektu następczego ze strony nawożenia organicznego oraz nawożenia mineralnego stosowanego pod przedplon. Niska zawartość azotanów w glebach po zbożach może wynikać z dobrej efektywności pobierania azotu z gleby i z nawozów. W powszechnej praktyce zboża nawozi się ilością azotu nieprzekraczającą poziomów optymalnych, które wahają się w granicach od 120 do 160 kg N·ha⁻¹, w zależności od gatunku zboża ozimego.

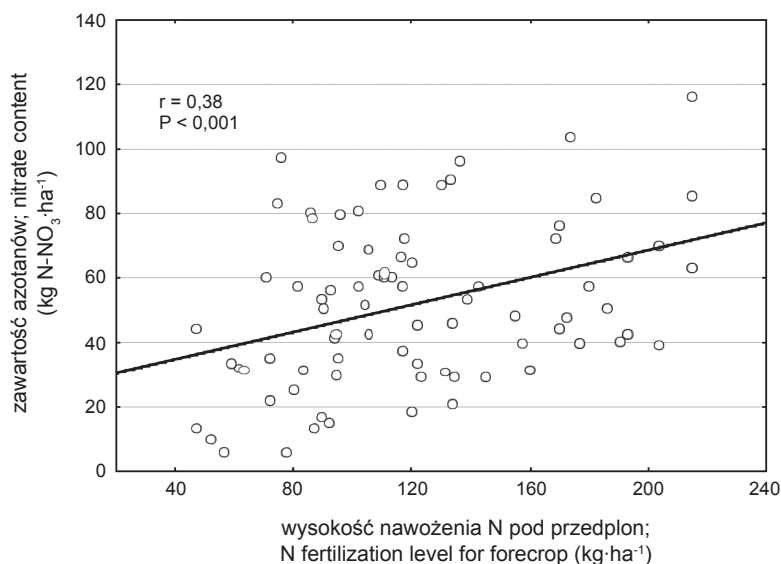


Rys. 5. Zawartość azotanów (średnia $\pm$ 95% przedział ufności dla średniej) w glebach w warstwie 0–90 cm w okresie jesieni na polach z zasiewami zbóż ozimych, w zależności od rodzaju przedplonu (dane z lat 2002–2004)

Nitrate content (mean $\pm$ 95% confidence interval for mean) in soils in 0–90 cm layer in the autumn period in the fields sown with winter cereals, depending on the type of forecrop (data for the years 2002–2004)

W polach z zasiewami zbóż ozimych stwierdzono wzrost zawartości azotu azotanowego jesienią w warstwie gleby 0–90 cm pod wpływem nawożenia azotem pod przedplon (rys. 6). W łącznej ilości stosowanego azotu uwzględniono azot z nawożenia mineralnego oraz z nawożenia obornikiem i gnojowicą. Rzeczywiste zawartości azotanów w glebach mieściły się w szerokim zakresie. Widoczna była tendencja do ich wzrostu liniowego przy wzrastających dawkach nawożenia azotowego. Wysokość nawożenia wymagana do uzyskania optymalnych plonów zależy od gatunku rośliny, jej kondycji, typu gleby i jej żyzności, warunków uprawy i stosowanej agrotechniki. Nieuwzględnienie tych wszystkich czynników może prowadzić w konsekwencji do stosowania nawożenia azotowego w nadmiernej ilości i w efekcie do wzrostu zawartości azotanów w glebach. Przy najwyższym nawożeniu azotowym (powyżej

214 kg N·ha⁻¹) ilości azotanów w glebach wahały się od 64 do 116,6 kg N-NO₃·ha⁻¹. Może to świadczyć o nieodpowiednim rozpoznaniu warunków przyrodniczych i niedostosowaniu celów produkcyjnych pod kątem minimalizacji strat zastosowanego azotu z grupy gospodarstw specjalizujących się w produkcji roślinnej.



Rys. 6. Zawartość azotanów w glebach w warstwie 0–90 cm w okresie jesieni na polach z zasiewami zbóż ozimych, w relacji do nawożenia N (z nawozów mineralnych i obornika) pod przedplon (dane z lat 2002–2004)

Nitrate content in soils in 0–90 cm layer in the autumn period in the fields sown with winter cereals, in relation to N fertilization (from mineral fertilizers and manure) for forecrop (data for the years 2002–2004)

Wpływ szeregu parametrów na poziom azotanów w glebach analizowano metodą regresji wielokrotnej. Analiza regresji wykazała, że na zmiany ilości azotanów w glebach badanych gospodarstw miało wpływ mineralne nawożenie azotowe przedplonu oraz wskaźnik reprodukcji materii organicznej (tab. 11). Wynik analizy statystycznej potwierdził, że głównym źródłem azotanów w glebach badanych gospodarstw był azot z nawozów oraz wprowadzana do gleb materia organiczna roślin (resztki roślinne, poplony) i obornika.

Zmiany zawartości azotanów w glebach w zależności od rodzaju przedplonu były widoczne również w polach roślin jarych badanych gospodarstw w okresie jesieni (rys. 7). W porównaniu do pól roślin ozimych zróżnicowanie ilości azotanów było mniejsze i wynosiło 9,7 kg N-NO₃·ha⁻¹ wobec 22,6 kg N-NO₃·ha⁻¹ w polach z roślinami ozimymi (rys. 5). Ilości azotanów w tych polach były niższe w porównaniu do pól roślin ozimych niezależnie od rodzaju przedplonu. Największa ilość azotanów znajdowała się w glebie po zbiorze roślin okopowych. Była ona niższa o 22,7 kg N-NO₃·ha⁻¹ w stosunku do tego samego przedplonu w polach roślin ozimych. Pola, na których rośliny okopowe pozostawały dłużej były z konieczności

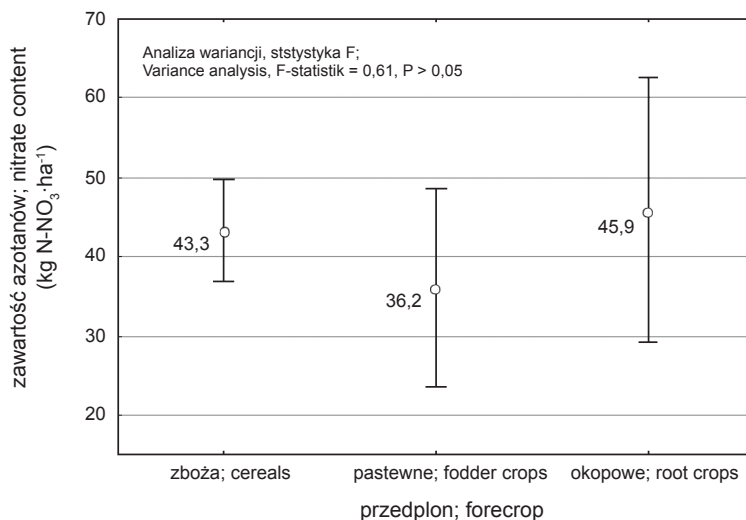
przeznaczane pod zasiew roślin jarych. Z przedłużonym okresem wegetacji związany był dłuższy czas pobierania mineralnych związków azotu z gleby i w związku z tym mogły one zawierać mniejsze ilości azotanów. Po zbiorze roślin pastewnych także pozostawało w polach roślin jarych znacznie mniej azotanów w stosunku do pól roślin ozimych. Niższe zawartości azotanów w polach roślin jarych po przedplonach roślin pastewnych i okopowych mogły być spowodowane przez ten sam czynnik czasu wegetacji roślin. Innym efektem późnego zbioru roślin mogło być pozostawienie gleby dłuższy czas odkrytej, bez roślinności, co przy wystąpieniu intensywnych deszczów ułatwiało wymywanie azotanów. Zawartości azotanów w glebach po zbiorze zbóż były porównywalne z ilością azotanów po zbiorze okopowych; charakteryzowały się one jednak znacznie mniejszą zmiennością.

Tabela 11

Model regresji wielokrotnej zawartości azotanów ($\text{kg N-NO}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$) w profilu glebowym 0–90 cm w okresie jesieni na polach z zasiewami zbóż ozimych względem mineralnego nawożenia azotowego przedplonu i wskaźnika reprodukcji materii organicznej
Model of multiple regression of nitrates content ($\text{kg N-NO}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$) in soil profile 0–90 cm in the autumn in fields sown with winter cereals in relation to nitrogen fertilization and coefficient of organic matter reproduction

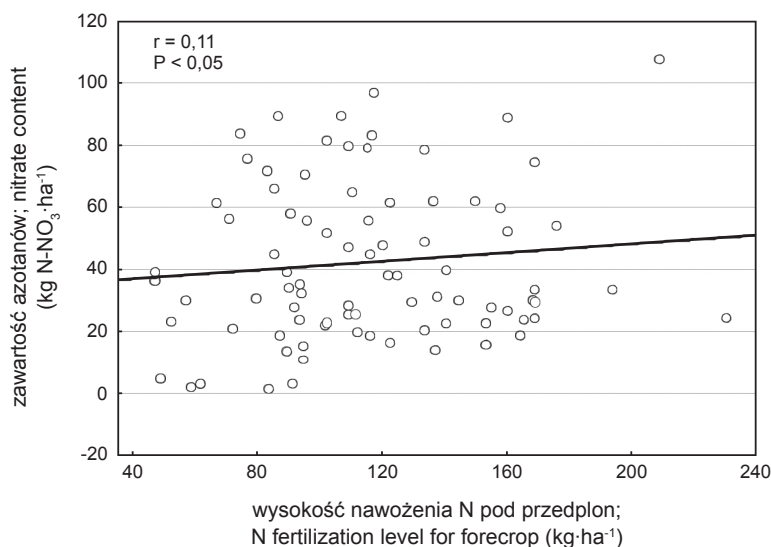
Czynnik; Factor	Parametr; Parameter	Błąd standardowy; Standard error	Wartość testu t Studenta; Value of t-Student test	Poziom P; P value
Wyraz wolny; Constant	20,223	7,580	2,668	< 0,01
Nawożenie azotowe przedplonu; Nitrogen fertilization of forecrop ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)	0,245	0,057	4,275	< 0,001
Wskaźnik reprodukcji materii organicznej; Organic matter reproduction coefficient ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$)	16,092	5,765	2,791	< 0,01
R^2	0,24			< 0,001
Błąd standardowy estymacji modelu; Standard error of model estimate	21,75			

Ilości azotanów w polu roślin jarych jesienią wykazywały małą zależność (choć istotną statystycznie) od nawożenia azotowego pod przedplon liczonego łącznie z nawozów mineralnych i obornika (rys. 8). Interpretując te dane, należy mieć na uwadze, że wysokość nawożenia azotowego w tym przypadku jest bardziej związana z rodzajem rośliny przedplonowej niż z szerokim zakresem nawożenia określonego gatunku roślin w badanych gospodarstwach. Rośliny pastewne i okopowe są nawożone łącznie wyższymi dawkami azotu niż rośliny zbożowe. Decydując się na późny zbiór tych roślin, wydłuża się im okres wegetacji i przez to mogą dłużej pobierać azot mineralny z gleby, ograniczając jednocześnie ilość azotanów w profilu glebowym.



Rys. 7. Zawartość azotanów (średnia $\pm 95\%$ przedział ufności dla średniej) w glebach w warstwie 0–90 cm w okresie jesieni na polach przeznaczonych do uprawy wiosennej, w zależności od rodzaju przedplonu (dane z lat 2002–2004)

Nitrate content (mean $\pm 95\%$ confidence interval for the mean) in soils in 0–90 cm layer in the autumn period in the fields intended for growing the spring crops, depending on the type of forecrop (data for the years 2002–2004)



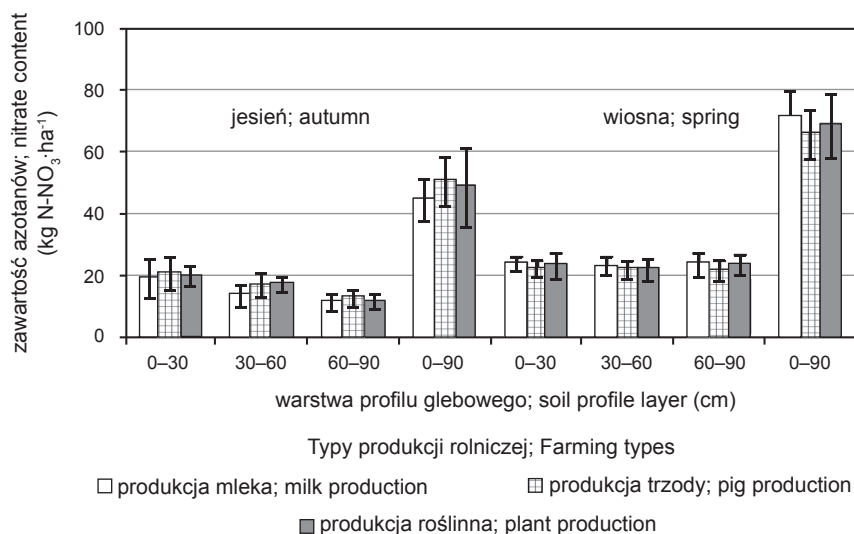
Rys. 8. Zawartość azotanów w glebach w warstwie 0–90 cm w okresie jesieni na polach przeznaczonych do uprawy wiosennej, w relacji do nawożenia N (z nawozów mineralnych i obornika) pod przedplon (dane z lat 2002–2004)

Nitrate content in soils in 0–90 cm layer in the autumn period in the fields intended for spring crops, in relation to N fertilization (from mineral fertilizers and manure) for forecrop (data for the years 2002–2004)

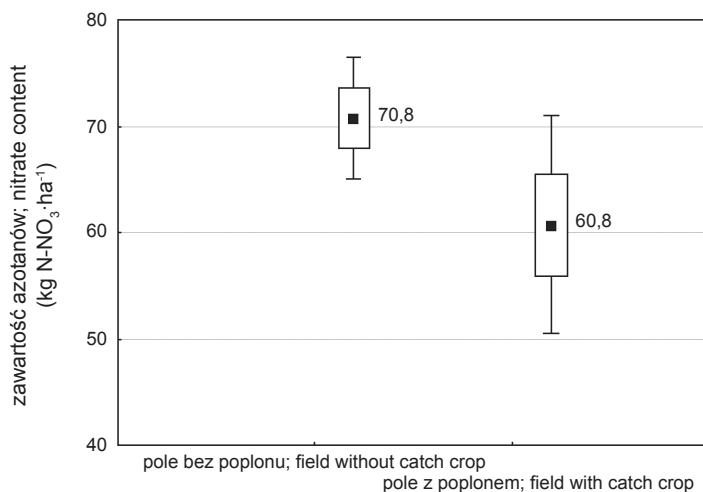
Zawartość azotanów w glebach na tle typów rolniczych gospodarstw przedstawiono na rysunku 9. W okresie jesieni systematycznie niższe zawartości azotanów w każdej warstwie gleby występowały w polach gospodarstw specjalizujących się w produkcji mleka. Zawartości azotanów w poszczególnych warstwach były mało zróżnicowane. Większe różnice uwidoczniły się dopiero w całym profilu glebowym (0–90 cm). Porównując skrajne poziomy zawartości azotanów, stwierdzono, że największe różnice występowały pomiędzy glebami gospodarstw z produkcją mleka a gospodarstwami z produkcją trzody i wynosiły $6 \text{ kg N-NO}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$. Jedną z przyczyn niższej ilości azotanów w glebach gospodarstw z bydłem mlecznym mógł być przypuszczalnie wysoki udział roślin pastewnych w strukturze zasiewów. Jak już wcześniej podano, rośliny te charakteryzują się dobrym wykorzystaniem azotu z nawozów i pola po zbiorze tych roślin mogą zawierać mniej azotanów w glebach w porównaniu do innych grup roślin. Odmienny obraz zmian zawartości azotanów w glebach badanych typów produkcji rolniczej kształtował się wiosną. Zauważalne były większe ilości tych związków w glebach gospodarstw mlecznych, natomiast najniższe poziomy ich zawartości stwierdzono w glebach gospodarstw trzodowych. Jest to prawdopodobnie związane ze stosowaniem obornika późną jesienią lub wczesną wiosną pod uprawę kukurydzy na kiszonkę stanowiącą, po trwałych użytkach zielonych, podstawę bazy paszowej w gospodarstwach typu produkcji mleka. Po wprowadzeniu obornika do gleby uruchomione zostają procesy jego mineralizacji, których efektem jest uwalnianie azotanów. Stosunkowo wolne tempo jego mineralizacji powoduje, że jest mało prawdopodobna akumulacja azotanów w dużym nadmiarze w stosunku do potrzeb roślin w sezonie wegetacyjnym i w związku z tym jest ograniczone ryzyko wymywania ich nadmiaru do wód gruntowych w przeciętnych warunkach atmosferycznych i przy stosowaniu obornika w zalecanych dawkach (Eghball i in. 2002). Grupa czynników mogąca wpływać na ilość azotanów w glebach gospodarstw o różnym typie produkcji rolniczej jest podobna, zmieniać się może tylko wzajemny układ tych czynników i siła ich oddziaływania. Jeśli weźmie się pod uwagę, że w gospodarstwach z produkcją trzody chlewnej uprawia się najwięcej zbóż ozimych i jarych, to ze względu na krótszy czas ich wegetacji istotne znaczenie dla zawartości azotanów w glebach może mieć wcześniejszy termin wykonywania zabiegów uprawowych po ich zbiorze. Po przeprowadzonej jesienią uprawie płuźnej uruchomione zostają szybciej procesy mineralizacji, które prowadzić mogą do zwiększenia ilości azotanów w glebach. Czynnikiem ograniczającym obecność azotanów wiosną w glebach gospodarstw produkujących trzodę chlewną mógł być natomiast wyższy udział roślin ozimych i międzyplonów w powierzchni gruntów ornych (tab. 5).

Wyniki badań ilości azotanów w glebach w warstwie 0–90 cm w okresie wiosny potwierdzają informacje o mniejszej ich zawartości w glebach po uprawie poplonów (rys. 10). Różnice w ilości azotanów wynosiły średnio $10 \text{ kg N-NO}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$. Jedną z ważniejszych funkcji poplonów jest pobieranie przez rośliny niewykorzystanych mineralnych związków azotowych z gleby. Dzięki temu koncentracja azotanów

w roztworze glebowym pól z poplonami może być znacznie mniejsza w porównaniu do pól nieposiadających pokrywy roślinnej w okresie zimowym.



Rys. 9. Zawartość azotanów w glebach różnych typów rolniczych gospodarstw, w okresie jesiennym i wczesną wiosną (średnie z lat 2002–2004 $\pm$ 95% przedział ufności dla średniej)
Nitrate content in soils of different farming types of farms, in the autumn period and early spring (averages for the years 2002–2004 $\pm$ 95% confidence interval for the mean)

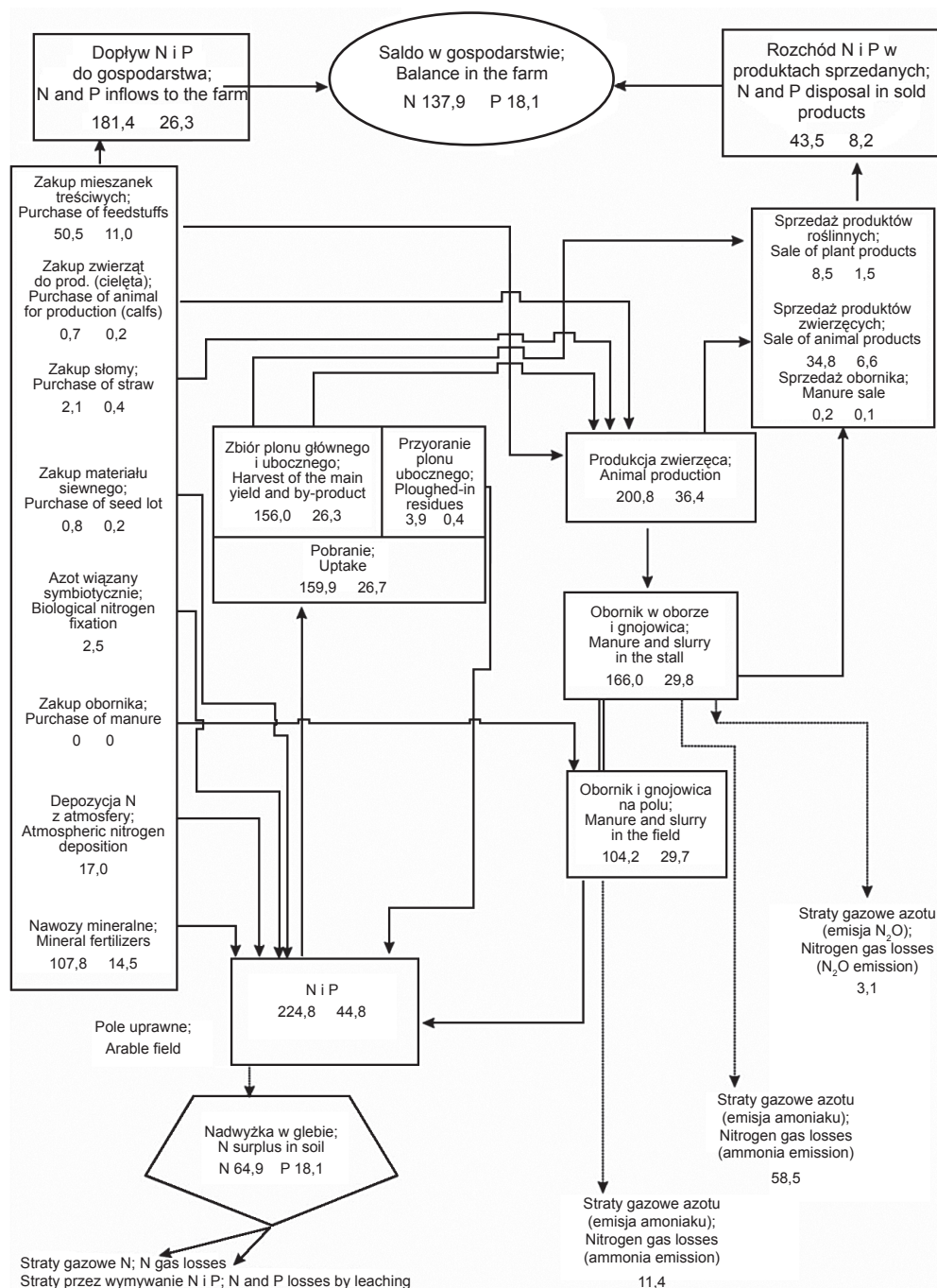


Rys. 10. Zawartość azotanów w glebach w warstwie 0–90 cm w okresie wiosny na polach bez poplonów ozimych oraz z zasianymi poplonami w badanej grupie gospodarstw (średnie z lat 2002–2004 $\pm$ 95% przedział ufności dla średniej)
Nitrate content in soils in 0–90 cm layer in the spring period in the fields without winter catch crops and with sown catch crops in the studied farm group (averages for the years 2002–2004 $\pm$ 95% confidence interval for the mean)

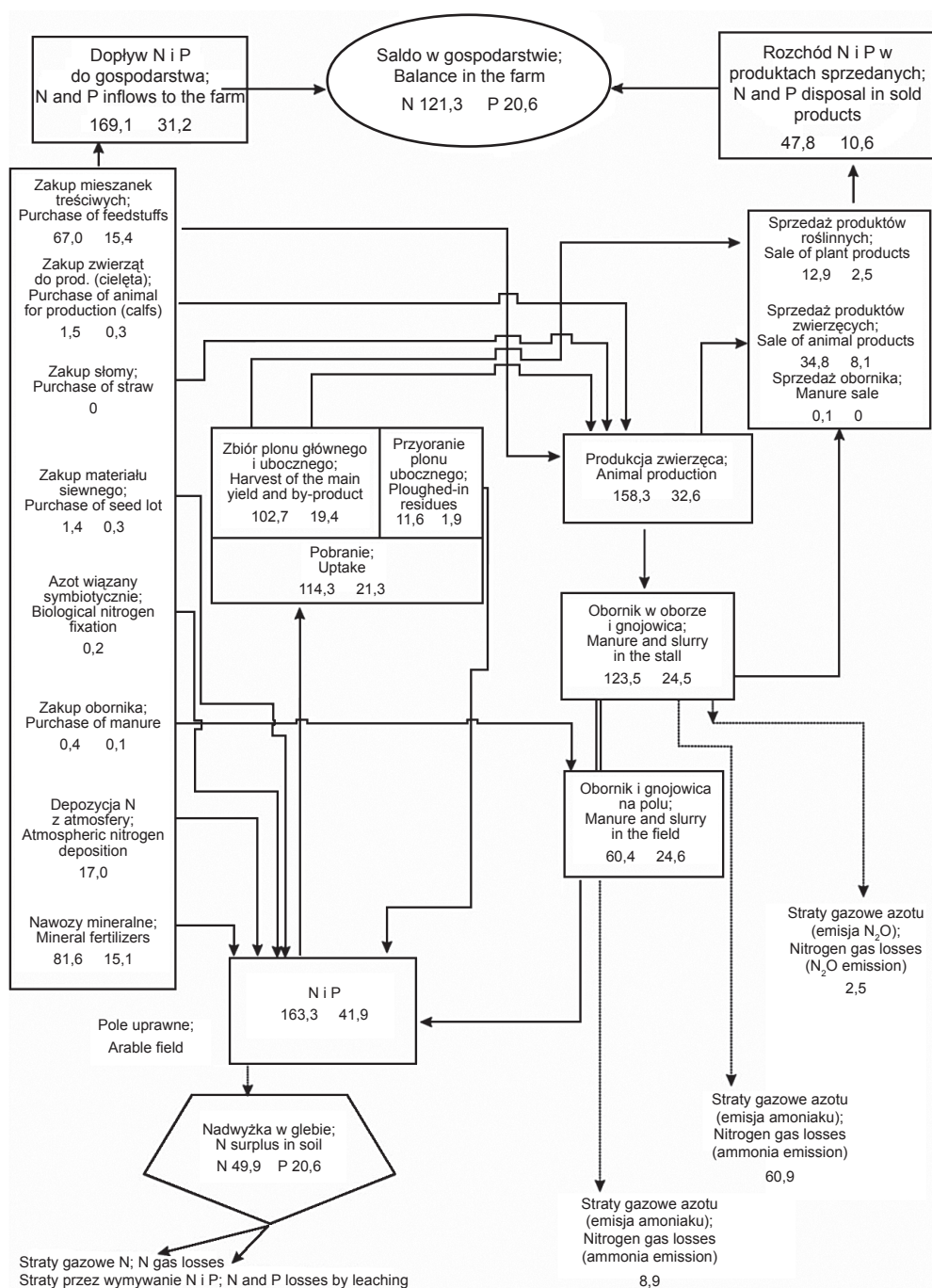
3.4. PRZEPŁYWY AZOTU I FOSFORU W ANALIZOWANYCH TYPACH ROLNICZYCH GOSPODARSTW

Działalności rolniczej towarzyszy emisja azotu (N) i fosforu (P) do środowiska (Tilman 1999, Hoffmann i Johnson 2000, Jankowiak i in. 2003, Brink i in. 2005). Miejsca i kierunki przenikania tych pierwiastków do środowiska są bardzo różne (spływ do wód powierzchniowych i odpływ do wód gruntowych oraz ulatnianie się N w formie amoniaku, tlenu i podtlenku azotu do atmosfery) (Krupa 2003, Aneja i in. 2008). Poprzez określenie miejsc krytycznych na drodze ich przepływów oraz oszacowanie rozmiarów strat można prawidłowo określić priorytety podejmowanych działań ochronnych poprzez modyfikację praktyk rolniczych, wprowadzenie zmian organizacyjnych i tworzenie naturalnych barier biogeochemicznych w terenie wychwytyjących zanieczyszczenia z wód powierzchniowych i gruntowych (Ryszkowski 1992a, Davidson 2009).

Na rysunkach 11–13 przedstawiono schematy przepływów oraz salda N i P w badanych typach gospodarstw rolniczych. Poznanie cyklu obiegu N i P na poziomie gospodarstwa umożliwia lepszą identyfikację źródeł emisji składników do środowiska. Emisję tę interpretuje się jako stratę z systemu całego gospodarstwa. Charakterystyczną cechą obiegu elementów chemicznych w gospodarstwie jest jego struktura modułowa. Jego wyodrębnionymi głównymi częściami są: chów zwierząt, przechowywanie i stosowanie nawozów organicznych oraz uprawa roślin. W każdym z modułów występują straty składników. Ich dokładne oszacowanie może być wskazówką do oceny ewentualnych zagrożeń dla środowiska. Typy rolnicze gospodarstw, w których dominuje chów zwierząt są pod względem analitycznym bardziej skomplikowane. Przyczyną jest wzajemna zależność pomiędzy działami produkcji zwierzęcej i roślinnej. Występuje tutaj również więcej źródeł emisji niż w typie produkcji roślinnej.

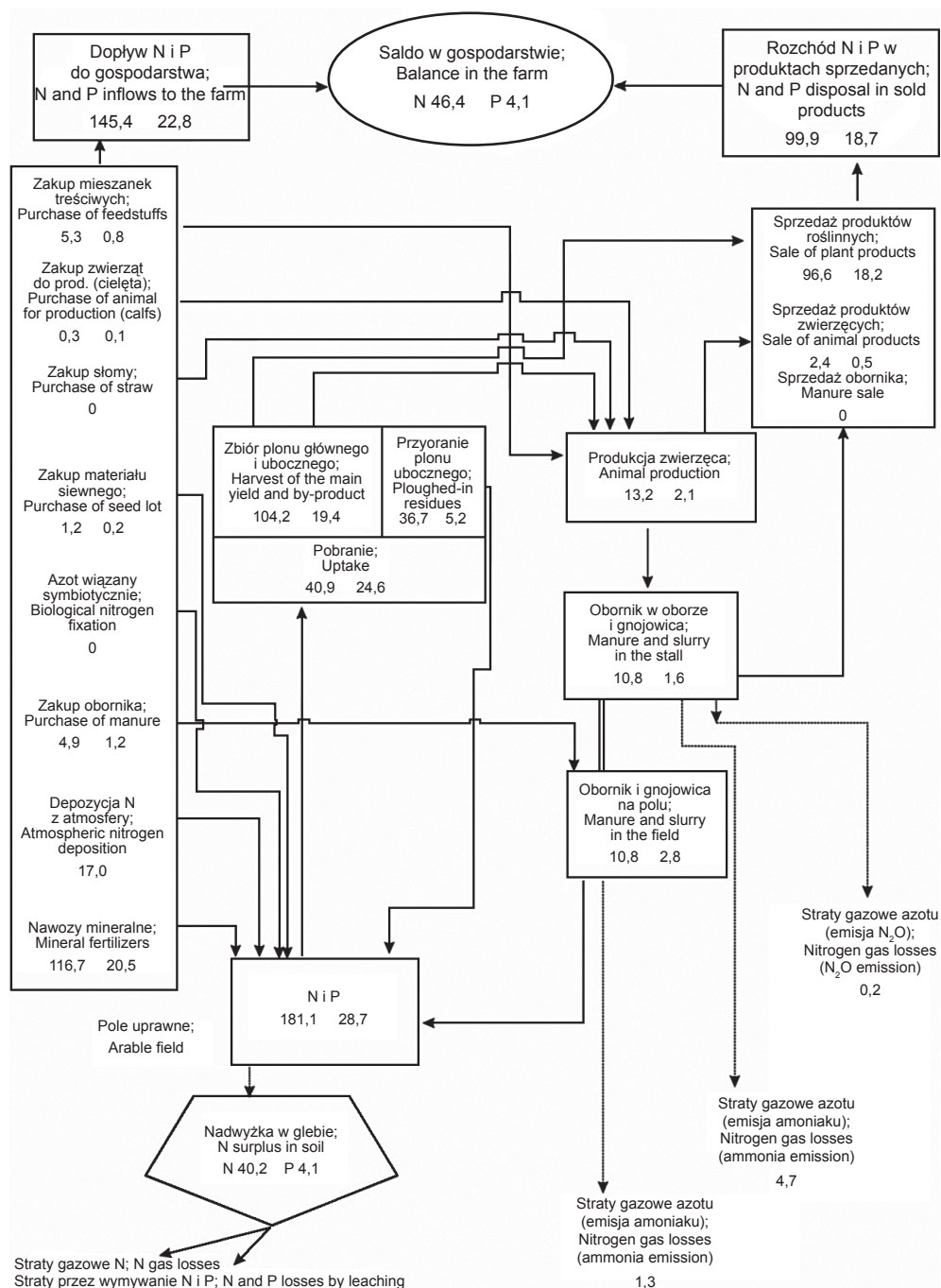


Rys. 11. Schemat przepływów oraz generowane salda N i P ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) w gospodarstwach typu produkcji mleka
Flow diagram and generated N and P balances ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) in farms of milk production type



Rys. 12. Schemat przepływów oraz generowane salda N i P (kg·ha⁻¹) w gospodarstwach typu produkcji trzody chlewnej

Flow diagram and generated N and P balances (kg·ha⁻¹) in farms of pig production type



Rys. 13. Schemat przepływów oraz generowane salda N i P ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) w gospodarstwach typu produkcji roślinnej
Flow diagram and generated N and P balances ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) in farms of plant production type

3.5. BILANSE AZOTU I FOSFORU W ANALIZOWANYCH TYPACH ROLNICZYCH GOSPODARSTW

W tabeli 12 podano bilans N w różnych typach produkcyjnych gospodarstw. Bilanse opracowano dla trzech składowych systemu produkcyjnego: całego gospodarstwa, produkcji zwierzęcej i systemu środowiskowego obejmującego glebę i roślinę, odpowiadającego poziomowi pola. Istniała duża zmienność wartości składników bilansowych zarówno wewnątrz typów produkcyjnych gospodarstw, o czym świadczyły odchylenia standardowe, jak również pomiędzy analizowanymi typami gospodarstw. Efekt ten był spowodowany różną obsadą zwierząt, rodzajem zmiatowania, wysokością nawożenia mineralnego oraz przyjętą organizacją żywienia zwierząt. Najniższe saldo produkcyjne N na poziomie gospodarstwa zanotowano w gospodarstwach typu upraw polowych. Kilkakrotnie wyższe salda N w analogicznym elemencie systemu produkcyjnego generowane były przez gospodarstwa ukierunkowane na produkcję mleka i tucz trzody chlewnej. Znaczne różnice sald N pomiędzy gospodarstwami prowadzącymi produkcję zwierzęcą a specjalizującymi się w uprawie polowej wiązać należy z wyższymi dopływami tego składnika z zewnątrz do gospodarstw zwierzęcych przy jednocześnie wyższym odpływie N z gospodarstw roślinnych. Różnice dopływów N do gospodarstw typu produkcji mleka i trzody były wyższe odpowiednio o $36,0 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ (o 24,8%) i $23,7 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ (o 16,3%) niż do gospodarstw typu upraw polowych. W odwrotnej kolejności układały się wielkości odpływów N. W grupie upraw polowych średni odpływ N z gospodarstwa wynosił $99,0 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Natomiast w grupach gospodarstw specjalizujących się w tucz trzody chlewnej i produkcji mleka odpływy te były niższe odpowiednio o 51,7 i 56,1% niż w gospodarstwach prowadzących produkcję roślinną.

Jak już podkreślono, zastosowany model Granstedta poprzez możliwość poznania wewnętrznego obiegu składników mineralnych w gospodarstwie ułatwia zrozumienie czynników modyfikujących wykorzystanie N i P zarówno na poziomie całego gospodarstwa, jak i w ramach głównych elementów systemu produkcyjnego (produkcji zwierzęcej, systemu środowiskowego gleby i roślin).

Saldo N w dziale produkcji zwierzęcej było najwyższe w gospodarstwach prowadzących produkcję mleka (tab. 13). Wynikało ono głównie ze stosowania dużych ilości pasz własnych w gospodarstwie. Typ produkcji trzody miał saldo N niższe o 25,6% w porównaniu do typu produkcji mleka. Kilkunastokrotnie niższe saldo zanotowano w gospodarstwach typu upraw polowych. W tej grupie chów bydła mlecznego czy tucz trzody chlewnej miał charakter marginalny i z tego względu ilości składników dostarczanych z obornikiem były niewielkie.

Tabela 12

Roczny bilans azotu w trzech analizowanych typach produkcyjnych gospodarstw (kg·ha⁻¹)
(średnie z lat 2002–2004)

Annual nitrogen balance for the three types of farm production studied (kg·ha⁻¹)
(average values for the years 2002–2004)

Lp.; No.	Elementy systemu produkcyjnego; Production system components	Typ gospodarstwa; Type of farm					
		produkcja mleka; milk production		produkcja trzody chlewnej; pig production		uprawy polowe; crop production	
		średnia; mean	odch. stand.; st. dev.	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.
1	Dopływy z zewnątrz do gospodarstwa, w tym; Inflows into the farm, of which:	181,4	52,8	169,1	52,0	145,4	40,5
	– zakup mieszanek treściwych i preparatów mineralnych; purchase of feedstuffs	50,5	28,3	67,0	43,4	5,3	9,6
	– nawozy mineralne; mineral fertilizers	107,8	36,3	81,6	21,4	116,7	32,5
	– zakup materiału siewnego; purchase of seeds	0,8	1,0	1,4	1,0	1,2	0,9
	– depozycja azotu z atmosfery*; atmospheric nitrogen deposition*	17,0	-	17,0	-	17,0	-
	– azot wiązany symbiotycznie; biologically fixed nitrogen	2,5	8,8	0,2	0,8	0,0	0,0
	– zakup zwierząt do produkcji; purchase of animal for production	0,7	1,6	1,5	2,8	0,3	0,8
	– zakup słomy i obornika; purchase of straw and manure	2,1	4,7	0,4	1,9	4,9	11,5
2	Odpływy z gospodarstwa, w tym; Outflows from the farm, of which:	43,5	16,3	47,8	21,2	99,0	23,4
	– sprzedaż żywca i mleka; sale of livestock and milk	34,8	12,2	34,8	19,0	2,4	4,7
	– sprzedaż produkcji roślinnej**; sale of plant production**	8,5	11,5	12,9	13,7	96,6	23,1
	– sprzedaż obornika; manure sale	0,2	1,0	0,1	0,5	0,0	0,0
3	Saldo azotu w gospodarstwie; Nitrogen balance in farm (1–2)	137,9	46,3	121,3	40,4	46,4	27,5

* Kopiński i in. (2006); Kopiński et al. (2006), ** plon główny i uboczny; main crop and by-product

Tabela 13

Roczny bilans azotu w podsystemach produkcji zwierzęcej i roślinnej dla trzech analizowanych typów gospodarstw ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) (średnie z lat 2002–2004)
 Annual nitrogen balance in the subsystems of animal and plant production for the three types of farm production studied ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) (average values for the years 2002–2004)

Lp.; No.	Elementy systemu produkcyjnego; Production system components	Typ gospodarstwa; Type of farm					
		produkcja mleka; milk production		produkcja trzody chlewnej; pig production		uprawy polowe; crop production	
		średnia; mean	odch. stand.; st. dev.	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.
I	Podsystem produkcji zwierzęcej; Subsystem of animal production						
1	Dopływy do produkcji zwierzęcej, w tym; Inflows into the animal production, of which:	200,8	55,7	158,3	57,5	13,2	17,4
	– zakup mieszanek treściwych i preparatów mineralnych; purchase of feedstuffs	50,5	28,3	67,0	43,4	5,3	9,6
	– pasze własne w gospodarstwie; i ściółka; own feed and bedding	147,5	32,6	89,8	29,4	7,6	10,3
	– zakup zwierząt do produkcji i słomy; purchase of animal for production and straw	2,8	5,9	1,5	2,8	0,3	0,8
2	Odpiływy z produkcji zwierzęcej, w tym; Outflows from animal production, of which:	34,8	12,2	34,8	19,0	2,4	4,7
	– sprzedaż żywca i mleka; sale of livestock and milk	34,8	12,2	34,8	19,0	2,4	4,7
3	Saldo (obornik i gnojowica, 1–2); Balance (manure and slurry, 1–2)	166,0	47,3	123,5	44,1	10,8	13,7
4	Straty gazowe azotu*; Nitrogen gas losses*	73,0	22,9	72,3	26,1	6,2	7,0
5	Zakup obornika; Manure purchase	0,0	0,0	0,4	1,9	4,9	11,5
6	Sprzedaż obornika; Manure sale	0,2	1,0	0,1	0,5	0,0	0,0
7	Saldo po uwzględnieniu strat gazowych i transferów obornika; Balance after accounting for gas losses and manure transfer (3 + 5) – (4 + 6)	92,8	27,7	51,5	18,9	9,5	10,3

cd. tab. 13

Lp.; No.	Elementy systemu produkcyjnego; Production system components	Typ gospodarstwa; Type of farm					
		produkcja mleka; milk production		produkcja trzody chlewnej; pig production		uprawy polowe; crop production	
		średnia; mean	odch. stand.; st. dev.	średnia; mean	odch. stand.; st.dev.	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.
II	Podsystem produkcji roślinnej Subsystem of plant production						
8	Dopływy, w tym; Inflows, of which:	224,8	50,7	163,3	34,8	181,1	47,0
	– obornik i gnojowica**; manure and slurry**	92,8	27,7	51,5	18,9	9,5	10,3
	– nawozy mineralne; mineral fertilizers	107,8	36,3	81,6	21,4	116,7	32,5
	– materiał siewny; seed lot	0,8	1,0	1,4	1,0	1,2	0,9
	– przyorany plon uboczny; ploughed-in residues	3,9	9,4	11,6	10,5	36,7	15,4
	– depozycja azotu z atmosfery; atmospheric nitrogen deposition	17,0	-	17,0	-	17,0	-
	– azot wiązany symbiotycznie; biological fixed nitrogen	2,5	8,8	0,2	0,8	0,0	0,0
9	Odpiływy, w tym; Outflows, of which:	159,9	35,9	114,3	25,0	140,9	32,2
	– pobranie przez rośliny z plonem głównym i ubocznym; plant uptake in main yield and by- product	159,9	35,9	114,3	25,0	140,9	32,2
10	Nadwyżka N w glebie; N surplus in soil (8 – 9)	64,9	39,3	49,0	24,2	40,2	24,6

* z uwzględnieniem strat gazowych azotu z obornika transferowanego na zewnątrz, jak i importowanego; after adjustment for nitrogen gas losses from manure, both transferred outside and imported,

** wprowadzony do gleby; incorporated into soil

Wytwarzaniu obornika towarzyszą straty gazowe N, głównie w formie amoniaku i w mniejszym stopniu tlenku i podtlenku azotu (Sapek 1995, Hristov i in. 2009). Ich wielkość jest bardzo zmienna i zależna od proporcji wielkości azotu zawartego w moczu do azotu zawartego w kale zwierząt oraz od czynników organizacyjno-technologicznych związanych z rolniczym zagospodarowywaniem odchodów zwierzęcych. Amoniak powstaje głównie z mocznika i kwasu moczowego. Te związki stanowią od 40 do powyżej 50% N ogółem wydalanego w odchodach zwierząt (kał i mocz). Dalsze straty N mogą następować w wyniku mikrobiologicznej degradacji organicznych związków azotowych w odchodach zwierząt (Dou i in. 1996).

Po uwzględnieniu emisji gazowej końcowe wielkości sald N uległy znacznemu zmniejszeniu. Zwiększyła się jednak różnica procentowa sald N pomiędzy dwoma typami produkcji zwierzęcej, co należy wiązać z wyższym stopniem strat gazowych w odchodach pochodzących od trzody chlewnej (58,5%) w porównaniu do emisji N z odchodów bydłych (44%).

Wysoka obsada zwierząt w gospodarstwach mlecznych stwarzała zapotrzebowanie na produkcję dużych ilości pasz własnych w gospodarstwie, w tym przede wszystkim pasz objętościowych, co było odzwierciedlone w ilości N opuszczającej podsystem produkcji roślinnej (tab. 13). Na najniższym poziomie kształtował się natomiast odpływ N w gospodarstwach typu produkcji trzody. Przy tej specjalizacji najpowszechniej stosowane w żywieniu trzody są własne zboża. Dominacją zbóż w zmianowaniu (92%) można wyjaśnić przyczynę niskiego odpływu N z podsystemu produkcji roślinnej. Zboża zawierają bowiem średnią ilość białka (9–14%), dostarczając jednocześnie mniejszej masy plonu w porównaniu z innymi roślinami paszowymi. W systemie upraw polowych gospodarstw trzodowych dopływ N ogółem kształtował się pod wpływem niskiego poziomu nawożenia azotowego oraz niższych ilości N z obornika. Wyższe dopływy N obserwowano w gospodarstwach typu upraw polowych. Gospodarstwa w tej grupie rekompensowały brak N z obornika wyższym mineralnym nawożeniem azotowym oraz przyorywaniem plonów ubocznych.

Salda P we wszystkich typach rolniczych gospodarstw były dodatnie dla każdego elementu systemu produkcyjnego (tab. 14 i 15). Salda dla całych gospodarstw były podobne w obu typach prowadzących produkcję zwierzęcą. W grupie gospodarstw z produkcją roślinną łączny dopływ P przewyższał tylko o kilka kilogramów stronę rozchodową. Małe saldo P było z jednej strony konsekwencją znikomego dopływu P z zakupu pasz, ponieważ gospodarstwa te charakteryzowały się bardzo niską obsadą inwentarza, a część gospodarstw w ogóle go nie posiadała, z drugiej strony odpływy P ze sprzedawanymi produktami roślinnymi były wysokie. Fosfor nie podlegał stratom gazowym dlatego jego nadwyżka w glebie odpowiadała w całości saldu produkcyjnemu w gospodarstwie. Wyliczone wielkości sald P dla typów produkcji trzody i mleka były stosunkowo wysokie.

Pobranie składników N i P przez rośliny w gospodarstwach prowadzących produkcję trzody było niższe niż w pozostałych typach produkcji (tab. 13 i 15). Gospodarstwa te w zasadzie prowadziły monokulturową uprawę zbóż. Nie dążyły one do maksymalizacji efektów produkcji zbóż, o czym może świadczyć niższa kalkulowana ilość dyspozycyjnej puli N w glebie.

Tabela 14

Roczny bilans fosforu w trzech analizowanych typach produkcyjnych gospodarstw ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)
(średnie z lat 2002–2004)

Annual phosphorous balance for the three types of farm production studied ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)
(average values for the years 2002–2004)

Lp.; No.	Elementy systemu produkcyjnego; Production system components	Typ gospodarstwa; Type of farm					
		produkcja mleka; milk production		produkcja trzody chlewnej; pig production		uprawy polowe; crop production	
		średnia; mean	odch. stand.; st. dev.	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.
1	Dopływy z zewnątrz do gospodarstwa, w tym; Inflows into the farm, of which:	26,3	10,9	31,2	14,4	22,8	9,9
	– zakup mieszanek treściwych i preparatów mineralnych; purchase of feedstuffs	11,0	5,9	15,4	10,2	0,8	1,7
	– nawozy mineralne; mineral fertilisers	14,5	7,8	15,1	8,2	20,5	9,2
	– zakup materiału siewnego; purchase of seeds	0,2	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2
	– zakup zwierząt do produkcji; animal purchase for production	0,2	0,5	0,3	0,6	0,1	0,2
	– zakup słomy i obornika; purchase of straw and manure	0,4	0,8	0,1	0,5	1,2	3,0
2	Odpływy z gospodarstwa, w tym; Outflows from the farm, of which:	8,2	3,0	10,6	4,6	18,7	4,3
	– sprzedaż żywca i mleka; sale of livestock and milk	6,6	2,3	8,1	4,4	0,5	1,0
	– sprzedaż produkcji roślinnej*; sale of plant production*	1,5	2,0	2,5	2,6	18,2	4,2
	– sprzedaż obornika; manure sale	0,1	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
3	Saldo fosforu w gospodarstwie; Phosphorous balance in farm (1 – 2)	18,1	10,4	20,6	12,7	4,1	7,8

* plon główny i uboczny; main crop and by-product

Tabela 15

Roczny bilans fosforu w podsystemach produkcji zwierzęcej i roślinnej dla trzech analizowanych typów gospodarstw ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) (średnie z lat 2002–2004)
 Annual phosphorous balance in the subsystems of animal and plant production for the three farm types studied ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) (average values for the years 2002–2004)

Lp.; No.	Elementy systemu produkcyjnego; Production system components	Typ gospodarstwa; Type of farm					
		produkcja mleka; milk production		produkcja trzody chlewnej; pig production		uprawy polowe; crop production	
		średnia; mean	odch. stand.; st. dev.	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.
I	Podsystem produkcji zwierzęcej; Subsystem of animal production						
1	Dopływy do produkcji zwierzęcej, w tym; Inflows into the animal production, of which:	36,4	11,0	32,6	12,4	2,1	2,9
	– zakup mieszanek treściwych i preparatów mineralnych; purchase of feedstuffs	11,0	5,9	15,4	10,2	0,8	1,7
	– pasze własne w gospodarstwie i ściółka; own feed and bedding	24,8	6,8	16,9	5,4	1,2	1,7
	– zakup zwierząt do produkcji i słomy; purchase of animal for production and straw	0,6	1,1	0,3	0,6	0,1	0,2
2	Odpływy z produkcji zwierzęcej, w tym; Outflows from animal production, of which:	6,6	2,3	8,1	4,4	0,5	1,0
	– sprzedaż żywca i mleka; sale of livestock and milk	6,6	2,3	8,1	4,4	0,5	1,0
3	Saldo (obornik i gnojowica, 1 – 2); Balance (manure and slurry, 1 – 2)	29,8	9,3	24,5	9,2	1,6	2,0
4	Zakup obornika; Manure purchase	0,0	0,0	0,1	0,5	1,2	3,0
5	Sprzedaż obornika; Manure sale	0,1	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
6	Saldo po uwzględnieniu transferów obornika; Balance after accounting for manure transfers (3 + 4) – 5	29,7	9,3	24,6	9,4	2,8	3,0

cd. tab. 15

Lp.; No.	Elementy systemu produkcyjnego; Production system components	Typ gospodarstwa; Type of farm					
		produkcja mleka; milk production		produkcja trzody chlewnej; pig production		uprawy polowe; crop production	
		średnia; mean	odch. stand.; st. dev.	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.
II	Podsystem produkcji roślinnej Subsystem of plant production						
7	Dopływy, w tym; Inflows, of which:	44,8	14,6	41,9	14,9	28,7	10,6
	– obornik i gnojowica*; manure and slurry*	29,7	9,3	24,6	9,4	2,8	3,0
	– nawozy mineralne; mineral fertilizers	14,5	7,8	15,1	8,2	20,5	9,2
	– materiał siewny; seed lot	0,2	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2
	– przyorany plon uboczny; ploughed-in residues	0,4	1,0	1,9	1,8	5,2	5,1
8	Odpływy, w tym; Outflows, of which:	26,7	7,6	21,3	4,7	24,6	5,1
	– pobranie przez rośliny z plonem głównym i ubocznym; plant uptake in main yield and by-product	26,7	7,6	21,3	4,7	24,6	5,1

* wprowadzony do gleby; incorporated into soil

Według danych zamieszczonych w tabeli 16 największy udział w stronie przychodowej bilansu N i P miały nawozy mineralne. Gospodarstwa specjalizujące się w produkcji mleka i trzody różniły się zdecydowanie pod względem proporcji udziału N i P w paszach zakupionych. W grupie gospodarstw typu produkcji mleka składniki N i P w paszach stanowiły odpowiednio: 27,8 i 41,8%, natomiast w gospodarstwach trzodowych – 39,6 i 49,4% łącznego przychodu tych składników. Gospodarstwa prowadzące tucz trzody były więc w znacznie większym stopniu uzależnione od transferu tych składników w paszach z zewnątrz. Wynikało to z faktu, że poziom produkcji pasz własnych w tych gospodarstwach nie zabezpieczał w dostatecznym stopniu potrzeb żywieniowych trzody, pomimo wysokiego udziału zbóż w zmianowaniu. Rezerw zwiększenia produkcji pasz powinno się szukać w osiągnięciu wyższej wydajności roślin.

Tabela 16

Udział źródeł zewnętrznych azotu i fosforu w dopływach do gospodarstwa w badanych typach gospodarstw rolniczych (%)
Share of external nitrogen and phosphorous sources in total inflow into farm for the farm types studied (%)

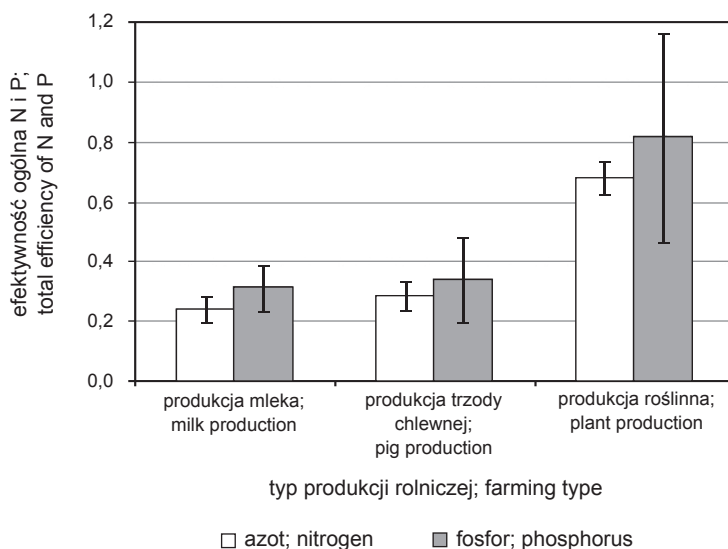
Źródła zewnętrzne N i P; External sources of N and P	Typ gospodarstwa; Type of farm					
	produkcja mleka; milk production		produkcja trzody chlewnej; pig production		uprawy polowe; crop production	
	N	P	N	P	N	P
Pasze zakupione; Purchased feed	27,8	41,8	39,6	49,4	3,6	3,5
Nawozy mineralne; Mineral fertilizers	59,4	55,1	48,3	48,4	80,3	89,9
Pozostałe źródła; Other sources	12,7	3,0	12,1	2,2	16,1	6,6

3.6. EFEKTYWNOŚĆ WYKORZYSTANIA AZOTU I FOSFORU

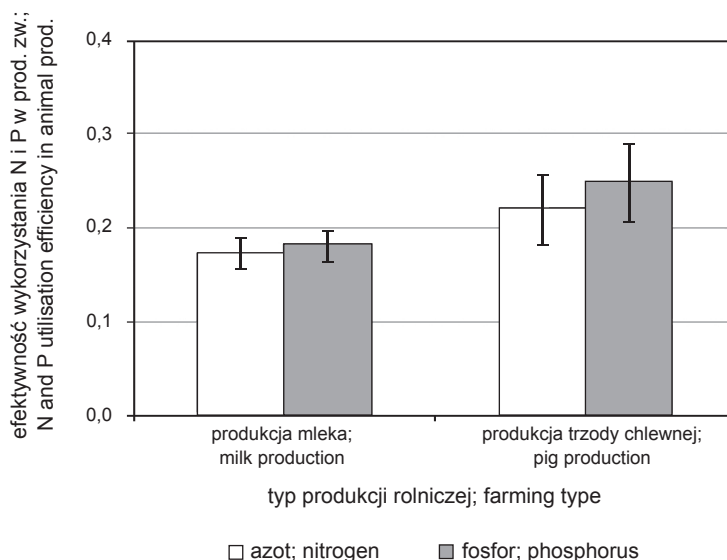
Na rysunku 14 przedstawiono efektywność ogólną N i P dla badanych typów rolniczych gospodarstw obliczoną metodą „u wrót gospodarstwa”. Odpływ N i P w grupie gospodarstw specjalizujących się w produkcji mleka wynosił odpowiednio: 24 i 31% ogólnej sumy dopływów tych składników. Gospodarstwa z produkcją trzody cechowały się wyższą efektywnością ogólną N i P w porównaniu do typu produkcji mleka odpowiednio o 18 i 9%. Kilkakrotnie wyższe efektywności wykorzystania tych składników dopływających spoza gospodarstw posiadały gospodarstwa z produkcją roślinną. Analizując bilanse składników na poziomie gospodarstw, można wyjaśnić różnice wykorzystania N i P pomiędzy badanymi typami rolniczymi (tab. 12 i 14). Gospodarstwa specjalizujące się w tuczu trzody chlewnej miały niższy o 6,8% poziom dopływów N oraz jednocześnie wyższe o 9,9% rozchody N w porównaniu do gospodarstw z produkcją mleka. O nieznacznie lepszej efektywności wykorzystania P w typie produkcji trzody decydowała większa sprzedaż żywca oraz sprzedaż produkcji roślinnej niż w gospodarstwach z produkcją mleka. Kilkakrotnie większe efektywności N i P w grupie gospodarstw z produkcją roślinną wynikały równocześnie z niższych dopływów zewnętrznych oraz większego eksportu N i P na zewnątrz gospodarstw.

Efektywność cząstkową wykorzystania N i P w podsystemie produkcji zwierzęcej przedstawiono na rysunku 15. Gospodarstwa typu produkcji trzody wykorzystywały te składniki bardziej efektywnie niż grupa gospodarstw ukierunkowana na produkcję mleka. Gospodarstwa prowadzące tucz trzody chlewnej przetwarzały w żywca wieprzowy około 22% ogólnej ilości N i 25% ogólnej ilości P dostarczonej z żywieniem do podsystemu produkcji zwierzęcej. Natomiast efektywność wy-

korzystania tych składników w produkcji zwierzęcej przez gospodarstwa produkcji mleka była niższa i wynosiła odpowiednio: 17,3 i 18,1%.

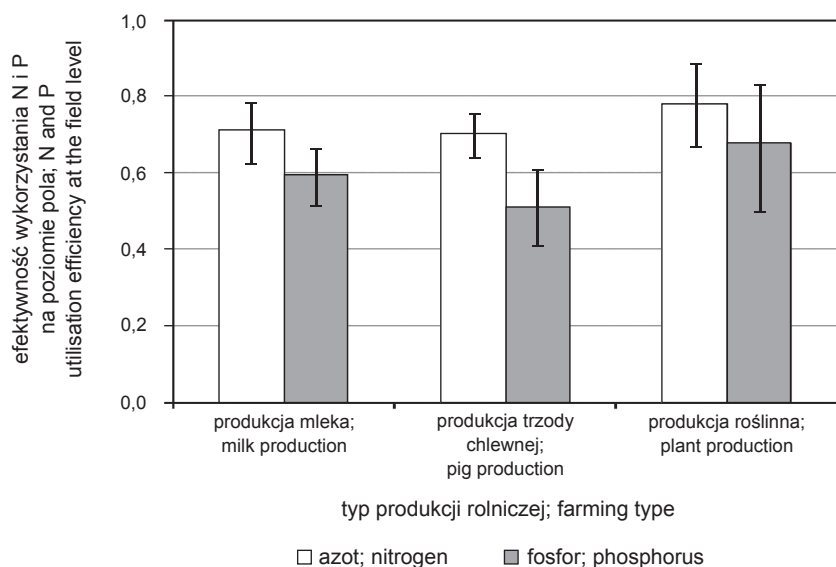


Rys. 14. Efektywność ogólna wykorzystania N i P na poziomie gospodarstw w różnych typach produkcji rolniczej (średnie z lat 2002–2004 $\pm$ 95% przedział ufności dla średniej)
Total efficiency of N and P utilisation at the farm level for different agricultural production types (averages for the years 2002–2004 $\pm$ 95% confidence interval for the mean)



Rys. 15. Efektywność wykorzystania N i P w produkcji zwierzęcej w gospodarstwach z produkcją mleka i tuczu trzody chlewnej (średnie z lat 2002–2004 $\pm$ 95% przedział ufności dla średniej)
Efficiency of N and P utilisation in animal production for farms with milk production and swine fattening (averages for the years 2002–2004 $\pm$ 95% confidence interval for the mean)

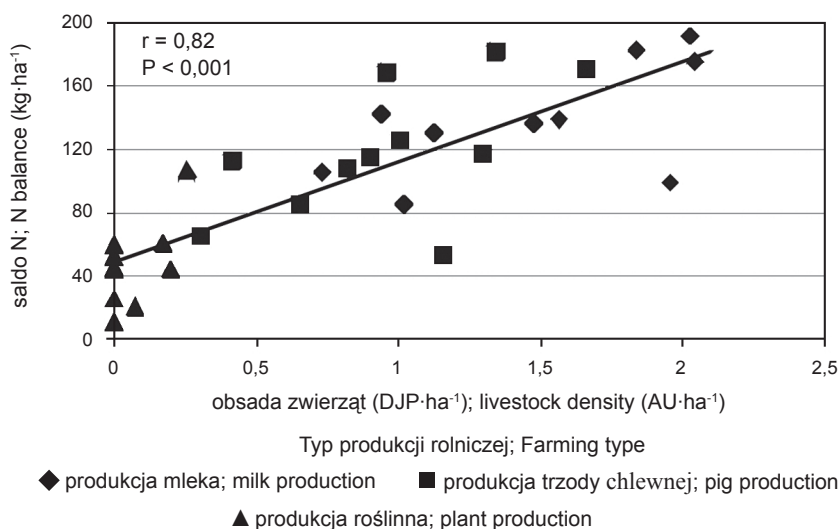
Spośród badanych typów rolniczych gospodarstw najwyższy wskaźnik wykorzystania dopływającego N i P do pól zanotowano w typie produkcji roślinnej (rys. 16). Osiągał on wartość dla N i P odpowiednio: 78 i 68%. Gospodarstwa pozostałych dwóch typów, tj. produkcji mleka i trzody, miały mniejszą efektywność wykorzystania tych składników. Wykorzystanie N w typie produkcji mleka i trzody było bardzo podobne. Wskaźnik wykorzystania N dla gospodarstw z produkcją mleka wynosił 71%, z kolei dla gospodarstw tuczu trzody – 70%. Stopień wykorzystania P był natomiast wyższy o 9 punktów procentowych w gospodarstwach z produkcją mleka niż z produkcją trzody. Uważa się, że wykorzystanie N w podsystemie produkcji roślinnej jest wysokie, gdy współczynnik ten wynosi co najmniej 75%, a niskie, gdy kształtuje się on poniżej 50%. Efektywność wykorzystania wnoszonego do gleby N w gospodarstwach inwentarzowych można zatem uznać za dobrą, natomiast w typie produkcji roślinnej można określić ją jako wysoką. Gorsze wykorzystanie N i P w gospodarstwach z produkcją zwierzęcą można tłumaczyć wnoszeniem dodatkowych ilości składników do pól z nawozami naturalnymi. Wskazuje to na konieczność lepszego bilansowania składników na poziomie pól w gospodarstwach inwentarzowych. Innym sposobem poprawy wskaźnika wykorzystania dostępnej puli składników w glebie jest dostosowanie terminów nawożenia mineralnego do okresów intensywnego ich pobierania przez rośliny.



Rys. 16. Efektywność wykorzystania dopływającego N i P do pól w badanych typach gospodarstw rolniczych (średnie z lat 2002–2004 $\pm 95\%$ przedział ufności dla średniej)
 Utilisation efficiency of inflowing N and P to fields for the studied types of farming (averages for the years 2002–2004 $\pm 95\%$ confidence interval for the mean)

3.7. BILANSE AZOTU I FOSFORU W RELACJI DO OBSADY ZWIERZĄT I NAWOŻENIA MINERALNEGO

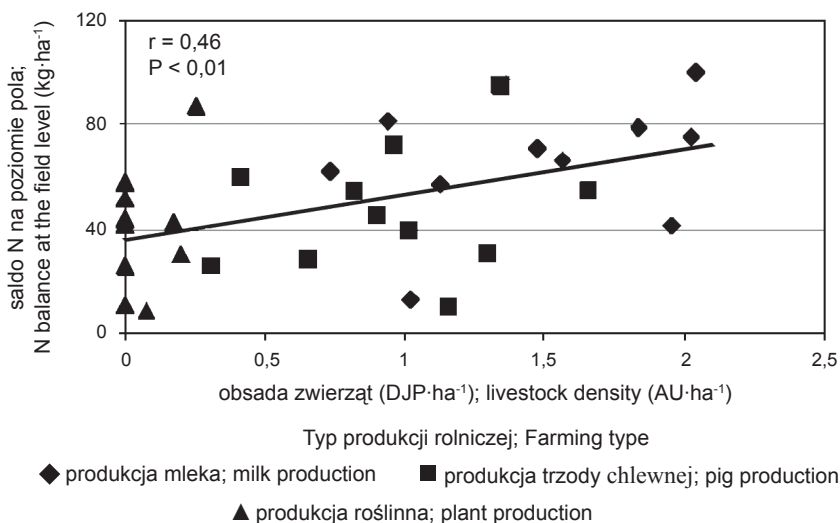
Zmiany salda produkcyjnego N w badanej populacji gospodarstw w relacji do obsady zwierząt przedstawiono na rysunku 17. Widoczna jest tendencja liniowego wzrostu salda wraz ze zwiększaniem obsady. Przy 2 DJP·ha⁻¹ wynosiło ono około 175 kg N·ha⁻¹. Przy obsadzie powyżej 1 DJP·ha⁻¹ zakres zmian salda ulegał poszerzeniu. W części dolnej wykresu, poniżej linii tendencji, zlokalizować można było skupienie gospodarstw, w których saldo N było stosunkowo niskie i zmieniało się nieznacznie przy obsadzie w zakresie 1–1,8 DJP·ha⁻¹.



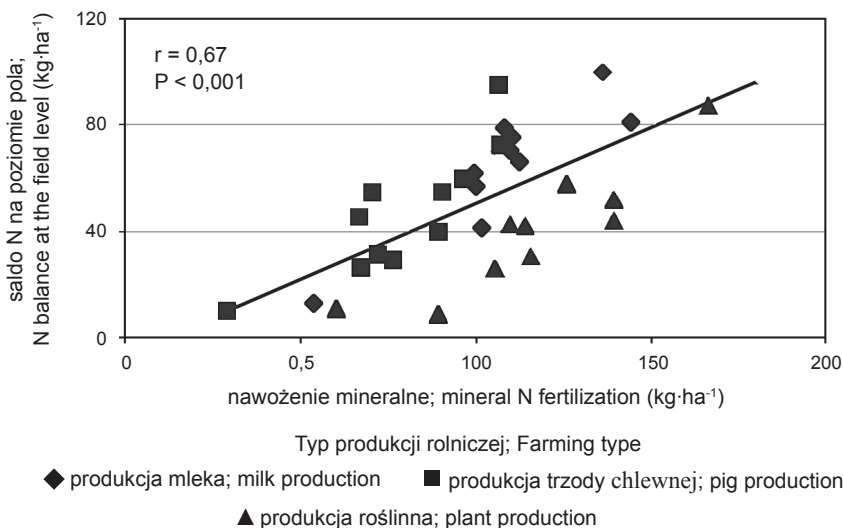
Rys. 17. Saldo azotu obliczone metodą „u wrót gospodarstwa” w badanej grupie gospodarstw o różnym typie produkcji rolniczej w zależności od obsady zwierząt
Nitrogen balance calculated by the „farm gate” method in the studied farms group of different agricultural production type in relation to livestock density

Rezultaty badań salda azotu na poziomie pola wykazały trend wzrostu wraz ze zwiększaniem obsady zwierząt w całej grupie gospodarstw (rys. 18). Wielkość salda azotu odniesiona do poziomu pola, jak i całego gospodarstwa była związana z typem produkcyjnym gospodarstwa. Obsada zwierząt oddziaływała jednak słabiej na wzrost salda azotu na poziomie pola w porównaniu do ogólnego salda gospodarstw. Związane jest to głównie z uwzględnianiem strat gazowych azotu z nawozów naturalnych przed ich zastosowaniem na polu. Ponadto do zmian wielkości salda azotu przyczynia się także w sposób istotny mineralne nawożenie azotowe (rys. 19). Jest ono głównym źródłem azotu dla roślin, stanowiąc od 48 do 64% ogólnej puli dopływającego do gleb N (tab. 13). Wielkości sald azotu w gospodarstwach produkcji roślinnej plasowały się poniżej linii tendencji, co jest potwierdzeniem lepszego wykorzystania azotu z nawożenia mineralnego w porównaniu do gospodarstw inwen-

tarzowych. Model regresji wielokrotnej wyjaśniający kształtowanie się salda azotu na poziomie pól zależnie od obsady zwierząt i azotowego nawożenia mineralnego przedstawiono w tabeli 17.



Rys. 18. Saldo azotu na poziomie pola w badanej grupie gospodarstw o różnym typie produkcji rolniczej w zależności od obsady zwierząt
Nitrogen balance at the field level in the studied farms group of different agricultural production type in relation to livestock density



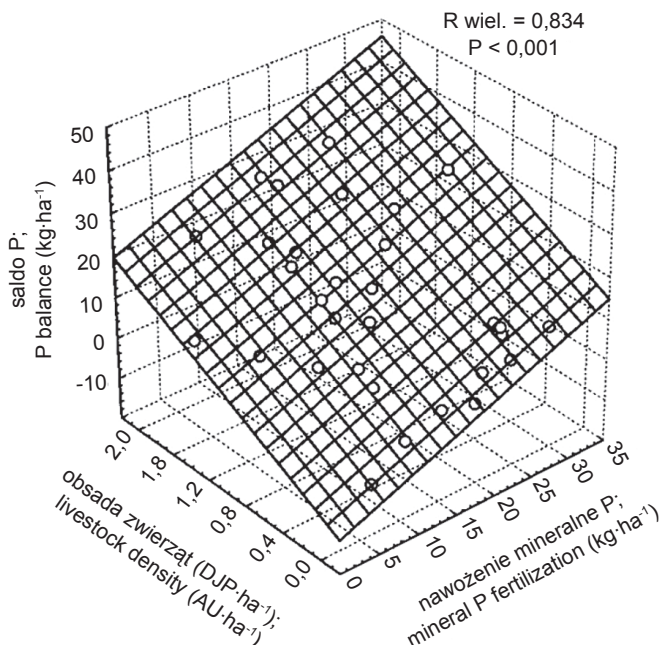
Rys. 19. Saldo azotu na poziomie pola w badanej grupie gospodarstw o różnym typie produkcji rolniczej w zależności od mineralnego nawożenia azotowego
Nitrogen balance at the field level in the studied farms group of different agricultural production type in relation to mineral nitrogen fertilization

Tabela 17

Model regresji wielokrotnej nadwyżki azotu na poziomie pól badanych gospodarstw ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) w zależności od azotowego nawożenia mineralnego i obsady zwierząt
 Model of multiple regression of nitrogen surplus at the field level of studied farms ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) in relation to mineral nitrogen fertilization and livestock density

Czynnik; Factor	Parametr; Parameter	Błąd standardowy; Standard error	Wartość testu t Studenta; Value of t-Student test	Poziom P; P value
Wyraz wolny; Constant	-29,275	9,397	-3,115	< 0,01
Nawożenie mineralne N; Mineral N fertilization, $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$	0,626	0,082	7,642	< 0,001
Obsada zwierząt, $\text{DJP}\cdot\text{ha}^{-1}$; Livestock density, $\text{AU}\cdot\text{ha}^{-1}$	20,321	3,539	5,742	< 0,001
R^2	0,75			< 0,001
Błąd standardowy estymacji modelu; Standard error of model estimate	13,13			

Saldo fosforu wzrastało silnie wraz ze wzrostem nawożenia mineralnego fosforem oraz obsady zwierząt. Trójwymiarową przestrzeń reakcji sald fosforu będącej funkcją liniową typu: „Saldo P = $a + b \cdot \text{Nawożenie mineralne P} + c \cdot \text{Obsada zwierząt}$ ” przedstawiono na rysunku 20. Gospodarstwa z wysoką obsadą inwentarza miały tendencje do stosowania wysokich dawek nawożenia mineralnego fosforem. Oznacza to, że nie uwzględniały one w wystarczającym stopniu w planach nawożeniowych roślin wartości nawozowej obornika i dlatego można uznać, że stosowanie nawożenia fosforowego w tych gospodarstwach było mniej racjonalne. Zastosowanie regresji wielokrotnej potwierdziło silną statystycznie zależność salda fosforu od nawożenia mineralnego oraz obsady zwierząt (tab. 18).



Rys. 20. Zobrazowanie przestrzenne salda fosforu na poziomie pola w badanej grupie gospodarstw w zależności od obsady zwierząt i nawożenia mineralnego fosforem
Spatial presentation of phosphorous balance at the field level in the studied farms group in relation to animal livestock density and mineral fertilization with phosphorous

Tabela 18

Model regresji wielokrotnej nadwyżki fosforu na poziomie pól badanych gospodarstw (kg·ha⁻¹) w zależności od nawożenia mineralnego P i obsady zwierząt
Model of multiple regression of phosphorous surplus at the field level of studied farms (kg·ha⁻¹) in relation to mineral P fertilization and livestock density

Czynnik; Factor	Parametr; Parameter	Błąd standardowy; Standard error	Wartość testu t Studenta; Value of t-Student test	Poziom P; P value
Wyraz wolny; Constant	-9,226	3,604	-2,560	< 0,05
Nawożenie mineralne P; Mineral P fertilization, kg·ha ⁻¹	0,760	0,168	4,534	< 0,001
Obsada zwierząt, DJP·ha ⁻¹ ; Livestock density, AU·ha ⁻¹	13,033	1,737	7,502	< 0,001
R ²	0,70			< 0,001
Błąd standardowy estymacji modelu; Standard error of model estimation	6,30			

3.8. OCENA ZMIENNOŚCI SALD AZOTU NA POZIOMIE PÓŁ

Oszacowanie sald azotu na poziomie pól ma kluczowe znaczenie dla oceny zrównoważonego rozwoju gospodarstw. Przedstawione w punkcie 3.4 modele przepływu azotu pokazują złożony typ relacji pomiędzy dopływami i efektami procesów w rzeczywistych systemach. Mają one charakter deterministyczny, umożliwiając zastosowanie metod analitycznych do obliczenia salda azotu. Wartości zmiennych w modelu zostały oszacowane na podstawie informacji zgromadzonej w wyniku obserwacji procesów w rzeczywistych gospodarstwach. Jak wynika z tabeli 13, składniki dopływów i odpływów istotnie rzutujące na zróżnicowanie salda azotu na poziomie pola charakteryzują się znaczną zmiennością. Tworzą one źródło niepewności, zawierając różnego rodzaju zakłócenia i błędy losowe, które należy uwzględnić w zachowaniu modelowanego systemu.

W celu reprezentatywnej oceny sald odnoszących się do większej liczby gospodarstw oraz porównań systemów gospodarowania, niepewność związana z saldem azotu powinna być skwantyfikowana, uwzględniając złożoność systemów produkcji rolniczej. Określenie niepewności użyte w kontekście analizowanego zagadnienia odnosi się do dwóch charakterystyk: zmienności związanej z przebiegiem naturalnych procesów oraz jakości danych i błędów pomiaru. W kontekście pierwszej charakterystyki występuje niepewność związana z zawartością azotu w materiale roślinnym, oborniku, żywcu oraz w ilości azotu wiążanego symbiotycznie. Wśród dodatkowych źródeł niepewności znajdują się czynniki służące oszacowaniu gazowej emisji związków azotowych i depozycji atmosferycznej, które zależą pierwotnie od wielu innych cech, np. sposobu wypasu zwierząt, rodzaju stosowanych pasz, rodzaju budynków inwentarskich, czasu przebywania zwierząt wewnątrz pomieszczeń, sposobu przechowywania nawozów naturalnych, metod wprowadzania nawozów naturalnych do gleby oraz warunków atmosferycznych (Payraudeau i in. 2007). Problemy związane z błędami pochodzącymi spoza próby (błędy pomiaru) mogą mieć także duży wpływ na ostateczne wyniki bilansów. Do najważniejszych błędów tego typu zalicza się: pomyłki w zakresie kompletności informacji (odmowa, zagubione kwestionariusze, błędy odpowiedzi i obserwacji) oraz błędy treści (błędy obliczeń, kodowania, wprowadzania danych) (Domański i Pruska 2000). Wymienione przyczyny niepewności pomiaru i rejestracji danych stwarzają zapotrzebowanie na wprowadzenie do modelu wielkości przybierających wartości losowe zgodnie z określonym rozkładem prawdopodobieństwa. Do użytecznych technik w poszukiwaniu rozwiązań modelu z wbudowanymi elementami niepewności należy symulacja z wykorzystaniem metody Monte Carlo nazywana też symulacją Monte Carlo lub symulacją stochastyczną. Metoda ta jest często stosowana w analizie propagacji niepewności w ocenie skutków środowiskowych zużywanych zasobów w systemach energetycznych i emisji gazów szklarniowych, zagrożeń środowiskowych wskutek stosowania niebezpiecznych dla życia substancji

(Huijbregts i in. 2000, Shalloo i in. 2004, Suh 2004). Dzięki tej metodzie zachodzi transformacja modelu deterministycznego w model stochastyczny.

Stochastyczną symulację oszacowania salda azotu na poziomie pola przedstawiono w tabeli 19. Wszystkie elementy dopływów opisane są w postaci wartości średnich oraz formuł zawierających typy rozkładów oraz ich parametry. Niepewność związaną z wielkością resztek poźniwnych i pozostałych dopływów opisano za pomocą rozkładu trójkątnego z podaniem wartości modalnych oraz możliwymi najniższymi oraz najwyższymi wartościami tych zmiennych. Rozkład trójkątny stosuje się często w symulacjach, w stosunku do zmiennych, dla których nie ma zbyt wielu obserwacji lub są one niedostępne. W przypadku niedysponowania wiarygodnymi danymi można posłużyć się również ocenami eksperckimi do podania parametrów tego rozkładu. Pozostałe rodzaje dopływów charakteryzował rozkład normalny. Po wstawieniu elementów niepewności następuje rozwiązanie modelu. Pojedyncze rozwiązanie modelu nazywa się iteracją. Operację powtórzono 10000 razy, uzyskując próbę zawierającą 10000 iteracji. Rozwiązanie modelu salda azotu jest także losowe, ponieważ jest ono generowane w sposób losowy. Empiryczny rozkład częstości sald azotu podano na rysunku 21. Charakter rozkładu wynikowego zbliżony jest kształtem do rozkładu normalnego. Predykcja sald azotu wygenerowana przez model wykazała szerokie granice zmienności sald od -150 do blisko 300 kg N·ha⁻¹. Koncentracja sald z największą częstością zajmuje przedział pomiędzy -50 a 150 kg N·ha⁻¹. Otrzymana próba podlegała opracowaniu statystycznemu. W tym celu rozkłady sald azotu scharakteryzowano za pomocą kilku podstawowych parametrów, tj. wartości średniej i kwantyli (rys. 22). Średnia nadwyżka bilansowa azotu wynosiła 59,6 kg·ha⁻¹. Na tej podstawie można wnioskować, że średnie saldo azotu w próbie jest zgodnym estymatorem średniego salda azotu w dużej populacji gospodarstw towarowych o podobnych warunkach i cechach produkcyjnych. Było ono wyższe o 8,3 kg w porównaniu do empirycznego salda azotu w badanej grupie gospodarstw. Na podstawie prawdopodobieństwa skumulowanego w zakresie poniżej 5% oraz powyżej 95% można było określić granicę wartości skrajnych sald. Dla sald minimalnych wartość ta wynosiła -46,5 kg N·ha⁻¹, a dla maksymalnych +170,6 kg N·ha⁻¹. Kwartył pierwszy i trzeci wynosił odpowiednio: 18,8 i 101,6 kg N·ha⁻¹. Wyniki modelu wskazują, że jest duże prawdopodobieństwo (25%) wystąpienia bardzo wysokich sald azotu w gospodarstwach towarowych z intensywną produkcją zwierzęcą. Upowszechnianie zasad dobrej praktyki rolniczej w tzw. „grupie ryzyka wysokich sald” skupiających gospodarstwa o dużej obsadzie zwierząt powinno być priorytetem. Oszacowane centralne wartości sald azotu w badanej grupie, jak i odniesione do populacji generalnej przez symulację są porównywalne i umiarkowane pod względem wysokości (51,3 i 59,6 kg N·ha⁻¹), ponieważ odnoszą się one do średniej obsady zwierząt wynoszącej około 0,8 DJP·ha⁻¹.

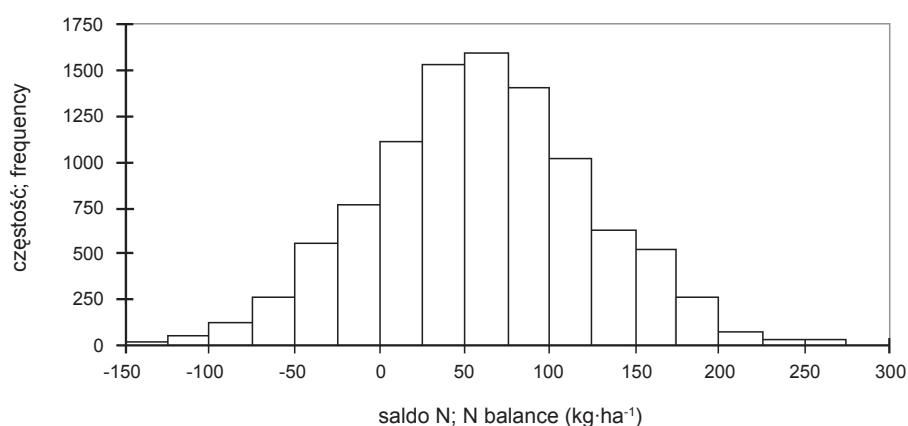
Tabela 19

Stochastyczny model oszacowania sald azotu na poziomie pola, na podstawie symulacji zmian w jego dopływach i pobrania z plonem dla badanej grupy gospodarstw
 Stochastic model of N surplus assessment at the field level, based on the simulation in its inflow changes and plant uptake for the farm group studied

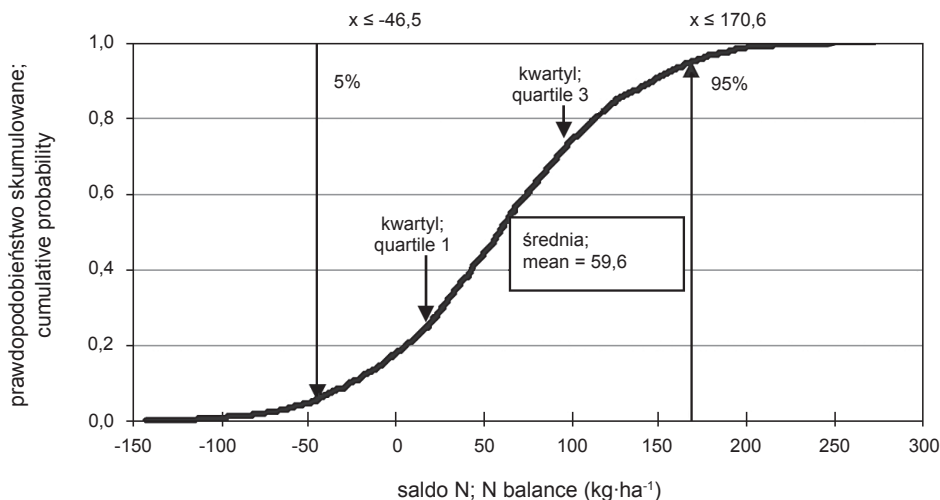
Pozycja; Item	Wyszczególnienie; Specification	Analityczne wartości średnie; Analytical mean values	Formuły; Formulas
A	dopływy do pola; inflows to field:	189,3	
1	• nawozy mineralne; mineral fertilisers	101,7	= rozkład normalny; normal distribution (101,7; 34,4)*
2	• obornik; manure	51,3	= rozkład normalny; normal distribution (51,3; 39,7)
3	• resztki poźniwe; residues	17,3	= rozkład trójkątny; triangular distribution (0; 17,3; 54,3)**
4	• pozostałe dopływy; other inflows	19,0	= rozkład trójkątny; triangular distribution (17,0; 19,0; 29,4)
B	odpływy; outflows:		
1	• pobranie z plonem; uptake in yield	138,0	= rozkład normalny; normal distribution (138,0; 36,8)
C	saldo N; N balance	51,3	= A – B

* (średnia; odchylenie standardowe); (mean; standard deviation),

** (wartość minimum; moda; wartość maksimum); (minimum value, mode, maximum value)



Rys. 21. Histogram rozkładu sald azotu na poziomie pola, na podstawie symulacji zmian w dopływach azotu do pola i jego pobrania z plonem roślin (10000 iteracji)
 Distribution histogram of nitrogen balances at the field level, based on simulating changes in nitrogen inflow to field and its uptake in plant yield (10000 iterations)



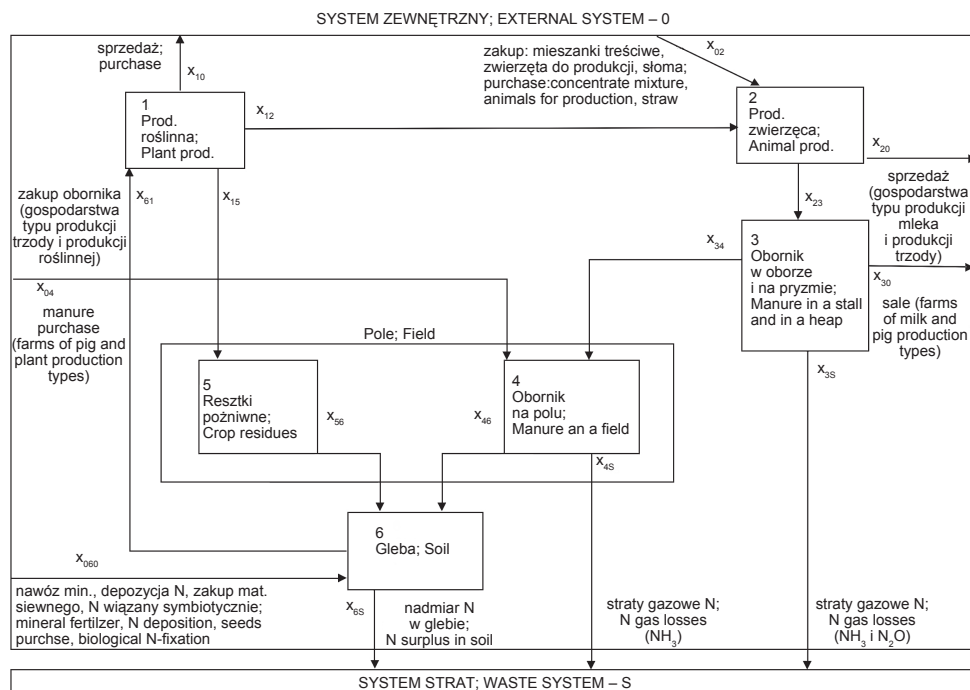
Rys. 22. Prawdopodobieństwo skumulowane nadmiaru azotu na poziomie pola na podstawie symulowania zmian w dopływach azotu do pola i jego pobrania z plonem roślin (10000 iteracji)
Cumulative probability of N surplus at the field level based on simulating changes in nitrogen inflow to field and its uptake in plant yield (10000 iterations)

3.9. MODELOWANIE PRZEPŁYWU AZOTU W BADANYCH TYPACH GOSPODARSTW

Znaczna część istniejących problemów środowiskowych w intensywnych systemach gospodarowania wywoływana jest przez wysokie nadwyżki azotu w glebach oraz nadmierne emisje związków azotowych do atmosfery. Czynniki te są ważnymi wyznacznikami niezrównoważenia procesów produkcyjnych. Zwiększenie efektywności szeregu procesów na drodze przepływu azotu mogłoby przyczynić się do zmniejszenia strat składników w systemie i tym samym zmniejszyć ładunek szkodliwych substancji przedostających się poza przestrzenne granice gospodarstw.

Możliwości operacyjne badań optymalizacji wykorzystania azotu w różnych typach rolniczych gospodarstw uzależnione są od dysponowania modelami jego przepływów. Warunkiem powodzenia analiz modelowych jest właściwe określenie systemu oraz zdefiniowanie problemu. Podstawowe zasady metodyczne służące budowie modeli przepływów nutrientów omówiono w opisie metod w punkcie 2.8.1. Do modelowania przepływu azotu wykorzystano schematy przepływów i bilansów przedstawione na rysunkach 11–13. Formę graficzną modelu analitycznego prezentuje rysunek 23. Przedstawiono go w zapisie za pomocą symboli. Jak widać na rysunku, model składa się z sześciu komponentów. Określono wszystkie zmienne oraz powiązania między nimi. Zgodnie ze schematami na rysunkach 11–13 wyznaczono wpływ zmiennych oraz kierunek ich oddziaływania. Przyjęto pewne uproszczenia, tzn. założono wspólny strumień dopływów z nawozów mineralnych, depozycji N, zakupu materiału siewnego i N wiązanego symbiotycznie. System strat składał się

z nadmiaru N w glebie oraz ze start gazowych N. Granicę gospodarstw w znaczeniu funkcjonalnym określał system zewnętrzny, na granicy którego dochodziło do sprzedaży składników oraz ich zakupu, w postaci różnych produktów i materiałów.



Rys. 23. Schemat przepływu azotu pomiędzy podsystemami w badanej grupie gospodarstw
Schematic diagram of nitrogen flow between subsystems in the studied farms group

Po opisanii zmiennych kolejnym krokiem było określenie odpowiednich symboli przedstawiających istniejące zależności. Następnym etapem przygotowania modelu było przeniesienie zmiennych przepływu azotu do formy tablicowej umożliwiającej kwantyfikację wzajemnych powiązań między wyodrębnionymi komponentami systemu (tab. I–III w aneksie). Wiązało się to z podziałem całego systemu na sześć komponentów oraz określeniem dla każdego komponentu wytworzonych efektów i sposobu ich wykorzystania. W nawiązaniu do relacji między dopływami i odpływami w podsystemach stworzono tablicę zawierającą macierz współczynników alokacji produktów, która w sposób parametryczny opisuje technologię procesów (tab. IV i V w aneksie). Do tak zbudowanych tablic współczynników alokacji powstał zbiór równań dla każdego podsystemu dający możliwości kontroli przepływu azotu w każdym komponentcie (tab. VI–VIII w aneksie). Końcowym etapem pracy nad modelowaniem przepływów było przedstawienie analitycznego modelu równań macierzowych odnoszącego się do współczynników alokacji produktów i wielkości

dopływów z zewnątrz. Struktury równań macierzowych podano niżej, kolejno dla trzech typów produkcji:

1) produkcji mleka

$$\begin{bmatrix} -1 & -1 & -1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 \\ 1-a_{10} & -a_{10} & -a_{10} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ -a_{12} & 1-a_{12} & -a_{12} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & -1 & 0 & 1 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1-a_{20} & -a_{20} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & -1 & -1 & -1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1-a_{34} & -a_{34} & -a_{34} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & -a_{30} & -a_{30} & 1-a_{30} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 0 & -1 & -1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1-a_{46} & -a_{46} & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & -1 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & -1 & 0 & -1 & 1 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1-a_{61} & -a_{61} & 0 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x_{10} \\ x_{12} \\ x_{15} \\ x_{20} \\ x_{23} \\ x_{34} \\ x_{3S} \\ x_{30} \\ x_{46} \\ x_{4S} \\ x_{56} \\ x_{61} \\ x_{6S} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0 \\ 0 \\ 0 \\ x_{02} \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ x_{06} \\ 0 \end{bmatrix}$$

2) produkcji trzody chlewnej

$$\begin{bmatrix} -1 & -1 & -1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 \\ 1-a_{10} & -a_{10} & -a_{10} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ -a_{12} & 1-a_{12} & -a_{12} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & -1 & 0 & 1 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1-a_{20} & -a_{20} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & -1 & -1 & -1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1-a_{34} & -a_{34} & -a_{34} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & -a_{30} & -a_{30} & 1-a_{30} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & -1 & 0 & 0 & 1 & 1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1-a_{46} & -a_{46} & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & -1 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & -1 & 0 & -1 & 1 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1-a_{61} & -a_{61} & 0 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x_{10} \\ x_{12} \\ x_{15} \\ x_{20} \\ x_{23} \\ x_{34} \\ x_{3S} \\ x_{30} \\ x_{46} \\ x_{4S} \\ x_{56} \\ x_{61} \\ x_{6S} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0 \\ 0 \\ 0 \\ x_{02} \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ x_{04} \\ 0 \\ 0 \\ x_{06} \\ 0 \end{bmatrix}$$

3) produkcji roślinnej

$$\begin{bmatrix} -1 & -1 & -1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 \\ 1-a_{10} & -a_{10} & -a_{10} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ -a_{12} & 1-a_{12} & -a_{12} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & -1 & 0 & 1 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1-a_{20} & -a_{20} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & -1 & -1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1-a_{34} & -a_{34} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & -1 & 0 & 1 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1-a_{46} & -a_{46} & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & -1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & -1 & 0 & -1 & 1 & 1 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1-a_{61} & -a_{61} & 0 & 0 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x_{10} \\ x_{12} \\ x_{15} \\ x_{20} \\ x_{23} \\ x_{34} \\ x_{3S} \\ x_{46} \\ x_{4S} \\ x_{56} \\ x_{61} \\ x_{6S} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0 \\ 0 \\ 0 \\ x_{02} \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ x_{04} \\ 0 \\ 0 \\ x_{06} \\ 0 \end{bmatrix}$$

3.10. SCENARIUSZE OGRANICZANIA STRAT AZOTU W BADANYCH TYPAH GOSPODARSTW

Celem rozważanych scenariuszy jest ocena możliwości poprawy efektywności wykorzystania azotu w produkcyjnych komponentach systemu. Analizie poddano trzy scenariusze. Dwa z nich odnosiły się do różnego poziomu ograniczeń emisji oraz liczby komponentów, w których modyfikowano efektywność procesów produkcyjnych. Trzeci scenariusz był najbardziej korzystny pod względem możliwości poprawy efektywności procesów. Był on połączeniem poprzednich dwóch scenariuszy przy ich jednoczesnym wprowadzeniu do systemu gospodarowania. Można uznać go zatem za wariant maksymalistyczny z uwagi na wygórowane warunki wzrostu efektywności procesów, które byłyby możliwe do osiągnięcia w praktyce przez wprowadzanie do gospodarstw najnowszych technologii i zasad organizacji gospodarstw. Szczegółowe założenia w przyjętych scenariuszach przedstawiały się następująco:

- a) scenariusz A – wzrost efektywności wykorzystania azotu z obornika na przyzemie i na polu w celu ograniczenia jego łącznych strat emisyjnych o 50%;
- b) scenariusz B – ograniczenie nadmiaru azotu w glebie poprzez wzrost o 10% efektywności wykorzystania dopływającego azotu do pól;
- c) scenariusz C – kompleksowe działania zmierzające w kierunku ograniczania strat azotu zarówno poprzez zmniejszenie jego emisji z obornika (scenariusz A), jak i poprawę jego wykorzystania w produkcji roślinnej (scenariusz B).

W przypadku dwóch pierwszych scenariuszy ich realizacja jest także zależna od wprowadzania zmian technologicznych, jednak ich mniej wygórowane ograniczenia umożliwiają osiągnięcie założonych celów w krótszej perspektywie czasowej. Można je uznać jako scenariusze realistyczne.

Wyraźnym skutkiem zmniejszenia emisji azotu o 50% (scenariusz A) w typie produkcji mleka jest większa o 88% ilość azotu w oborniku w porównaniu do stanu bazowego (tab. 20). Zdecydowanie zwiększają się ilości azotu wnoszone do pól. Rośnie w związku z tym również pobranie azotu z plonem roślin do poziomu około 219 kg·ha⁻¹. Zmiany w wyniesieniu azotu z plonem nie rekompensują jego zwiększonego dopływu z obornikiem i w konsekwencji w sposób niekorzystny wzrastają nadwyżki bilansowe azotu w glebie do 88,8 kg·ha⁻¹, średnio o 37%. Korzystną zmianą jest większy eksport produktów roślinnych (o 36%) oraz produktów zwierzęcych (o 27%) będący wynikiem lepszego zaopatrzenia zwierząt w pasze własne z gospodarstwa. Skoncentrowanie wysiłków na ograniczaniu emisji gazowych z obornika prowadzi do zmniejszenia zagrożeń związanych z zanieczyszczeniem powietrza, co jest zgodne z ogólną polityką regulacji emisji gazów szklarniowych, przyczyniających się do zmian klimatu, oraz ograniczania zakwaszania gleb i eutrofizacji ekosystemów. Z ekonomicznego punktu widzenia pozytywną tendencją w tym scenariuszu może być wzrost towarowości gospodarstw rolnych. W scenariu-

szu tym jednak nie udaje się ograniczyć nadmiaru azotu w glebie, co może zagrażać większym zanieczyszczeniem wód gruntowych i powierzchniowych azotanami oraz zwiększoną emisją podtlenków azotu z gleby w wyniku denitryfikacji większej puli azotanów w glebach. Kiedy zostaje zwiększona efektywność wykorzystania dopływającego azotu do pól (scenariusz B), zmniejsza się nadmiar azotu w glebie o 21% w porównaniu do sytuacji bazowej. Jest to pośredni efekt zwiększonego pobrania azotu z plonem roślin. Zauważalna jest poprawa eksportu produktów roślinnych i zwierzęcych (odpowiednio o 15 i 11%). W scenariuszu C najbardziej znaczącym wynikiem jest wzrost sprzedaży produktów roślinnych i zwierzęcych. Scenariusz ten jest również korzystny pod względem nadwyżek azotowych w glebie, generując wyraźnie niższe ich wartości niż w scenariuszu A.

Tabela 20

Wyniki realizacji założonych scenariuszy zmniejszania strat azotu w gospodarstwach
typu produkcji mleka
Realization results of developed scenarios for decreasing nitrogen losses in farms
of milk production type

Wyszczególnienie; Specification	Stan referencyjny; Reference state	Scenariusz; Scenario		
		A	B	C
Sprzedaż produktów roślinnych; Sale of plant products	8,5	11,6	9,8	14,0
Sprzedaż produktów zwierzęcych; Sale of animal products	34,8	44,2	38,7	51,4
Zużycie pasz własnych; Use of own feed	147,5	201,8	170,3	243,1
Obornik na polu, po uwzględnieniu strat gazowych; Manure in field, after adjustment for gas losses	92,8	174,0	103,3	202,3
Pobranie z plonem roślin; Uptake in plant yield	159,9	218,7	184,6	263,5
Nadmiar N w glebie; N surplus in soil	64,9	88,8	51,3	73,3
N z zewnątrz dopływający do pola; External N inflowing to a field	128,1			

Odnosząc się do otrzymanych wyników, można przypuszczać, że preferencje co do wyboru scenariuszy mogą być uzależnione od strategii ograniczania zanieczyszczeń, których kierunki wyznaczone są przez przyjęte do realizacji dyrektywy Unii Europejskiej. Obowiązująca Dyrektywa o krajowych poziomach emisji przyjęta w 2001 roku przez Unię Europejską (Directive 2001/81/EC... 2001) oraz strategia tematyczna dotycząca zanieczyszczenia powietrza, w której zaakceptowano cel zmniejszenia zagrożenia zakwaszeniem i eutrofizacją środowiska naturalnego o 55% do roku 2020 (Communication ... 2005) pozwalają przypuszczać, że założenia scenariuszy C i A mogą być traktowane w przyszłości jako priorytetowe.

Konsekwentna realizacja programów środowiskowych może być z kolei ważnym elementem kontroli azotanów w glebach.

Porównując wyniki analizowanych scenariuszy pomiędzy typem produkcji trzody i produkcji mleka, zauważa się podobne kierunki zmian wartości przepływów azotu (tab. 20 i 21). W scenariuszu A wystąpił silniejszy wzrost salda bilansu azotu w glebie w gospodarstwach z produkcją trzody (o 44,1%) niż w przypadku gospodarstw mlecznych. Wartości bezwzględne sald azotu w glebie pozostawały nadal na niższym poziomie niż w gospodarstwach typu produkcji mleka. Notowano zwiększone ilości azotu odpływające poza gospodarstwa w postaci sprzedanych produktów roślinnych i zwierzęcych (odpowiednio o 44,2 i 25%). Wyniki scenariusza B wskazują, że niezależnie od analizowanego typu produkcji zwierzęcej jest on korzystny dla środowiska pod względem ograniczeń we wnoszeniu do gleb nadmiernych ilości azotu zmniejszających ryzyko zanieczyszczeń azotanami. Podobnie jak w typie produkcji mleka, korzystne efekty w scenariuszu C, poza założoną w scenariuszu redukcją emisji gazowych, były widoczne w zwiększonym eksporcie N poza gospodarstwa, a szczególnie w produktach roślinnych (o 69,8%). Należy zauważyć, że są to wartości generowane w modelach macierzowych, które charakteryzują przebieg zależności w różnych komponentach systemu w sposób liniowy. W rzeczywistości procesy biologiczne wykazują często zależności krzywoliniowe. Uważa się, że ich własności prognostyczne sprawdzają się w zakresie przeciętnych stanów procesów nieprzekraczających poziomów optymalnych ekonomicznie lub produkcyjnie i w sytuacji, kiedy zmiany procesów zachodzą powoli. Drastyczne zmiany warunków technologicznych w systemach gospodarczych mogą naruszyć quasi-stały charakter zależności i dlatego konieczne jest wtedy wprowadzenie modyfikacji do modeli macierzowych.

W gospodarstwach typu upraw polowych realizacja scenariusza A prowadziła do niewielkiego wzrostu nadmiaru azotu w glebie (tab. 22). Zakładane w tym scenariuszu ograniczanie strat azotu z obornika nie przyczyniało się do znaczącego zwiększania nadwyżki bilansowej na poziomie pola, ponieważ gospodarstwa specjalizujące się w produkcji roślinnej dysponowały niewielką ilością obornika z powodu bardzo małej obsady zwierząt. Zwiększaniu efektywności wykorzystania azotu z wewnętrznych źródeł (scenariusz B) towarzyszył wyraźny spadek jego nadmiaru w glebie (o 33%) przewyższający względne poziomy jego redukcji w typie gospodarstw prowadzących produkcję mleka i trzody chlewnej. Drugim pozytywnym efektem tego scenariusza o znaczeniu produkcyjnym, który wystąpił również w przypadku pozostałych typów gospodarstw, była większa ilość azotu zgromadzona w produktach roślinnych przeznaczonych na rynek. Przy zintegrowaniu działań polegających na redukcji emisji gazowych azotu z obornika i jednoczesnym wzroście efektywności jego wykorzystania w produkcji roślinnej (scenariusz C) ilości tego składnika w eksportowanych produktach roślinnych były najwyższe w porównaniu do dwóch pozostałych scenariuszy. Pod względem ilości nadmiaru azotu w glebie scenariusz ten był porównywalny ze scenariuszem B. Saldo azotu było bowiem wyższe tylko o 2,6% w stosunku do scenariusza B.

Tabela 21

Wyniki realizacji założonych scenariuszy zmniejszania strat azotu w gospodarstwach typu
produkcji trzody chlewnej

Realization results of developed scenarios for decreasing nitrogen losses in farms
of pig production type

Wyszczególnienie; Specification	Stan referencyjny; Reference state	Scenariusz; Scenario		
		A	B	C
Sprzedaż produktów roślinnych; Sale of plant products	12,9	18,6	14,7	21,9
Sprzedaż produktów zwierzęcych; Sale of animal products	34,8	43,5	37,5	48,6
Zużycie pasz własnych; Use of own feed	89,8	129,5	102,2	152,6
Obornik na polu, po uwzględnieniu strat gazowych; Manure in field, after adjustment for gas losses	51,1	118,1	55,1	131,8
Pobranie z plonem roślin; Uptake in plant yield	114,3	164,8	130,1	194,2
Nadmiar N w glebie; N surplus in soil	49,0	70,6	38,9	58,0
N z zewnątrz dopływający do pola; External N inflowing to a field	100,2			

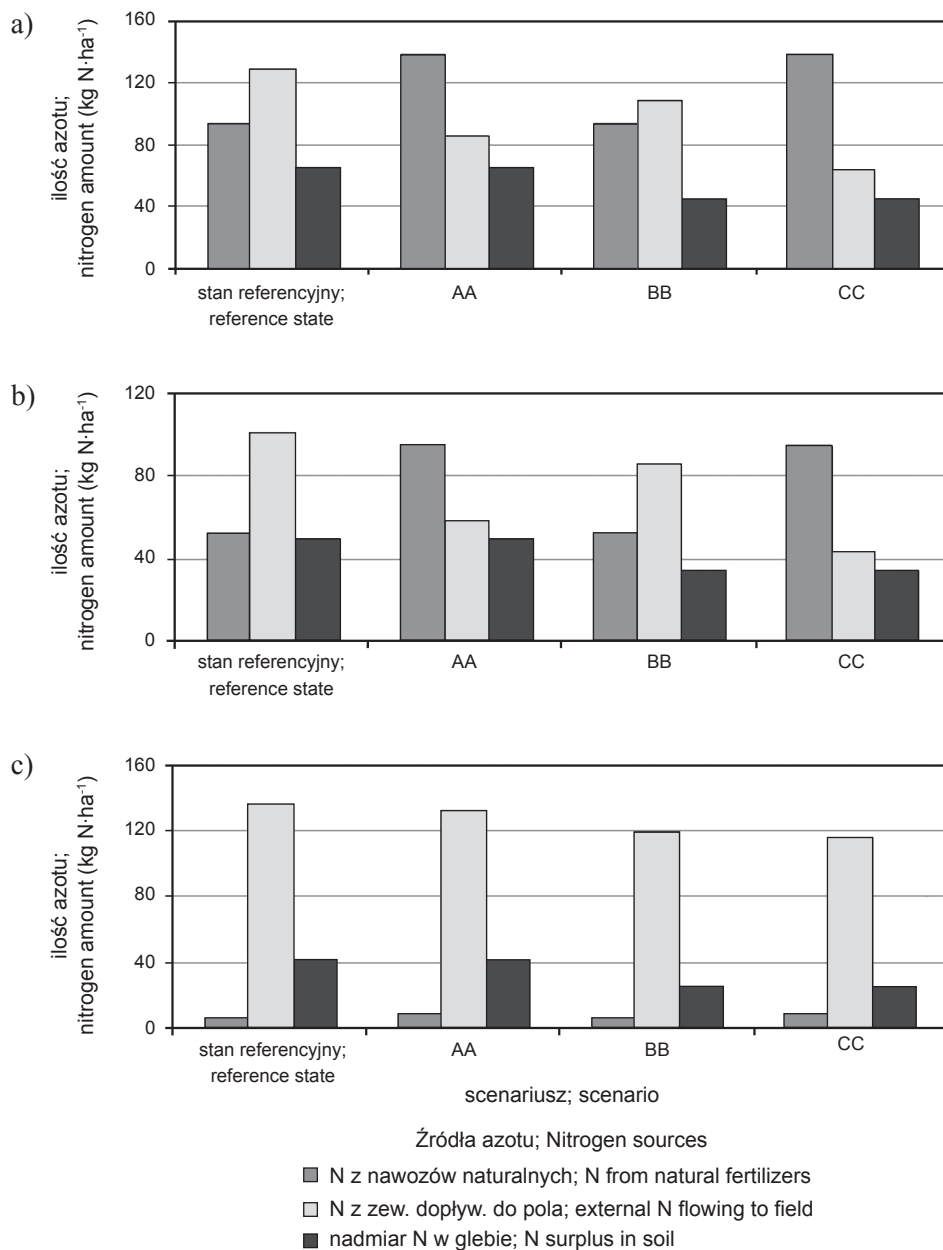
Tabela 22

Wyniki realizacji założonych scenariuszy zmniejszania strat azotu w gospodarstwach
typu produkcji roślinnej

Realization results of developed scenarios for decreasing nitrogen losses in farms
of plant production type

Wyszczególnienie; Specification	Stan referencyjny; Reference state	Scenariusz; Scenario		
		A	B	C
Sprzedaż produktów roślinnych; Sale of plant products	96,6	98,8	109,4	112,0
Sprzedaż produktów zwierzęcych; Sale of animal products	2,4	2,4	2,6	2,6
Zużycie pasz własnych; Use of own feed	7,6	7,8	8,6	8,8
Obornik na polu, po uwzględnieniu strat gazowych; Manure in field, after adjustment for gas losses	4,6	7,8	5,0	8,4
Pobranie z plonem roślin; Uptake in plant yield	140,9	144,1	159,5	163,3
Nadmiar N w glebie; N surplus in soil	40,2	41,1	26,8	27,5
N z zewnątrz dopływający do pola External N inflowing to a field	134,9			

W analizowanych scenariuszach znacząco zwiększało się pobranie azotu z plonami roślin, w wyniku czego wzrastały również ilości azotu w produktach roślinnych i zwierzęcych. W rzeczywistości cel ten jest trudny do osiągnięcia z powodu zależności produktywności ziemi od czynników przyrodniczych (jakość i zróżnicowanie gleb, warunki wodne, rzeźba terenu). Niski poziom jakości rolniczej przestrzeni produkcyjnej stwarza bowiem bariery dla wzrostu plonowania roślin. Zakładając, że scenariusze ograniczania emisji mogą być realizowane także w warunkach niskiej jakości środowiska, wprowadzono dodatkowo do analizy wersję rozszerzoną w stosunku do scenariuszy podstawowych (scenariusze AA, BB, CC). Przyjęto w nich założenia identyczne jak w wersji poprzedniej, utrzymując jedynie wielkość pobrania azotu z plonami roślin na stałym poziomie w stosunku do średnich wartości w stanie referencyjnym. Najmniejsze salda azotu w glebie osiągnano w scenariuszach BB i CC we wszystkich typach rolniczych gospodarstw (rys. 24). Dla typu produkcji mleka, produkcji trzody i produkcji roślinnej wynosiły one odpowiednio: 44,5, 34,1 i 23,7 kg N·ha⁻¹. Pomędzy scenariuszami BB i CC nie było znaczących różnic wartości sald. Czynnikiem regulującym nadmiar azotu w glebach była wielkość puli tego pierwiastka dopływającej z zewnątrz. Zmniejszone ilości tych dopływów powodowały utrzymanie niższego poziomu sald w stosunku do stanu referencyjnego. W wersji rozszerzonej nadwyżki bilansowe azotu w glebie były niższe dla wszystkich analizowanych typów rolniczych gospodarstw w porównaniu do wersji podstawowej. W sytuacji zmniejszania strat gazowych z obornika kontrolę ilości azotu pochodzącego z zewnątrz gospodarstwa należy uznać za konieczną ze względu na zwiększony udział tego składnika z nawozów naturalnych w jego ogólnej ilości wynoszonej z plonem roślin.



Rys. 24. Wyniki realizacji wersji rozszerzonej scenariuszy zmniejszania strat azotu w gospodarstwach typu produkcji mleka (a), typu produkcji trzody chlewnej (b) i typu produkcji roślinnej (c)
 Realization results of extended version of developed scenarios for decreasing nitrogen losses in farms of milk production type (a), pig production type (b) and plant production type (c)

3.11. AKTUALNE ZAWARTOŚCI I OCENA ILOŚCI WPROWADZANEGO WĘGLA ORGANICZNEGO DO GLEB W RÓŻNYCH TYPACH GOSPODARSTW

Charakterystykę właściwości fizyczno-chemicznych gleb przedstawiono w tabeli 23. Gospodarstwa z systemem produkcji mleka miały nieco wyższe zawartości węgla organicznego (C_{org}) w glebie. Przeciętnie niższe zawartości C_{org} występowały w typie produkcji trzody. Wewnątrz każdego typu obserwowano znaczącą zmienność zawartości C, o czym świadczyły wartości odchylenia standardowego. Najbardziej wyrównaną grupę tworzyły gospodarstwa z produkcją trzody. W gospodarstwach z produkcją mleka i produkcją roślinną występowało większe zróżnicowanie zasobności gleb w materię organiczną. Pod względem zawartości części spławialnych w glebach zaznaczyły się także znaczące różnice pomiędzy gospodarstwami różnych typów produkcji. Najmniejszą zawartość części spławialnych posiadały gleby gospodarstw typu produkcji mleka. W porównaniu do typu gospodarstw z produkcją zwierzęcą gospodarstwa z produkcją roślinną miały najwyższą zawartość części spławialnych sięgającą 14,3%. Odzwierciedleniem różnic w zawartości części spławialnych pomiędzy typami gospodarstw były wskaźniki bonitacji gleb.

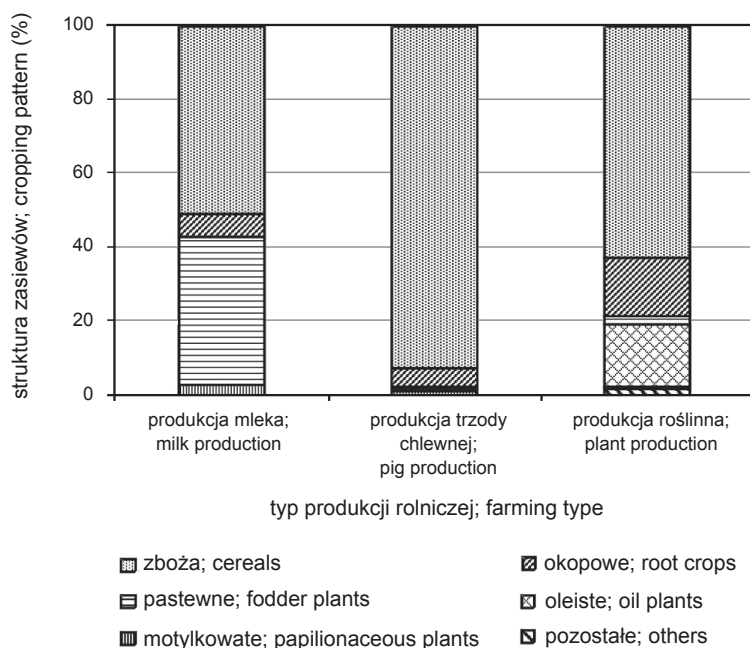
Tabela 23

Charakterystyka właściwości fizyczno-chemicznych gleb w gospodarstwach o różnych typach systemów produkcji rolniczej
 Characteristics of physico-chemical soil properties in farms of different types of agricultural production systems

Wybrane właściwości chemiczno-fizyczne gleb; Selected physico-chemical soil properties	Typ gospodarstwa; Type of farm					
	produkcja mleka; milk production		produkcja trzody chlewnej; pig production		produkcja roślinna; plant production	
	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.
Zawartość C organicznego; Organic C content (%)	0,97	0,45	0,81	0,24	0,93	0,42
Zawartość części spławialnych; Clay fraction (%)	8,30	4,20	11,70	7,70	14,30	3,70
Wskaźnik bonitacji UR; Soil valuation index of AL	0,62	0,27	0,79	0,21	0,99	0,27

Struktura zasiewów roślin była w dużym stopniu zdeterminowana przez typ rolniczy gospodarstw (rys. 25). W typie gospodarstw z produkcją zwierzęcą kształtowała się ona pod wpływem zapotrzebowania na rośliny pastewne stosowane w żywieniu zwierząt. W gospodarstwach z produkcją mleka wysoki udział miały rośliny zbożo-

we i pastewne (odpowiednio: 51,2 i 39,9%). Najważniejszą rolę w gospodarstwach trzodowych miały rośliny zbożowe, które uprawiano na ponad 92% powierzchni gruntów ornych. Wyraźna dominacja wymienionych grup roślin w zasiewach gospodarstw z produkcją zwierzęcą sugeruje, że gospodarstwa te maksymalizują produkcję pasz w celu pokrycia potrzeb żywieniowych zwierząt w oparciu o wykorzystanie własnych zasobów paszowych. Niski udział roślin okopowych oraz oleistych wskazuje, że produkcja towarowa roślin w tych gospodarstwach ma znaczenie drugorzędne. Gospodarstwa typu produkcji roślinnej, posiadając lepsze jakościowo gleby, miały bardziej zróżnicowaną strukturę zasiewów w porównaniu do gospodarstw z produkcją zwierzęcą. Widoczny był większy udział roślin okopowych i oleistych odznaczających się wyższą intensywnością uprawy oraz większymi wymaganiami w stosunku do jakości gleby (odpowiednio: 15,6 i 17,2%). Uprawiały one również stosunkowo dużo zbóż (63%). Gospodarstwa te, wykorzystując lepszą jakość przestrzeni produkcyjnej, szukały z pewnością możliwości poprawy przychodów, zwiększając udział roślin o większej opłacalności produkcji.



Rys. 25. Struktura zasiewów w badanych typach gospodarstw rolniczych (średnie z lat 2002–2004)
Cropping pattern in the studied types of farms (averages for the years 2002–2004)

W systemie produkcji mleka ogólny dopływ $C_{org.}$ do gleb wynosił $1,54 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ (tab. 24). Był on wyższy niż w systemach tuczu trzody i produkcji roślinnej odpowiednio o około 13 i 24%. Wyższe masy dopływów w typie produkcji mleka moż-

na tłumaczyć większą ilością wnoszonych do gleb nawozów naturalnych. Dopływy $C_{org.}$ z masy korzeniowej stanowiły blisko 10% ogólnej sumy dopływów w tym typie gospodarstw. W gospodarstwach typu produkcji trzody i produkcji roślinnej udział ten był niższy, wynosząc odpowiednio: 6,0 i 6,5%. W gospodarstwach z produkcją mleka uprawiano więcej roślin pastewnych, w tym traw na gruntach ornych oraz motylkowatych wieloletnich wytwarzających większą masę korzeniową, co wyjaśniało różnice dopływów $C_{org.}$ z masą korzeniową pomiędzy badanymi typami gospodarstw. Gospodarstwa typu produkcji roślinnej małe ilości $C_{org.}$ pochodzące z nawozów naturalnych rekompensowały wyraźnie większymi ilościami $C_{org.}$ pochodzącymi z resztek nadziemnych roślin. Odwołując się do struktury zasiewów, można sądzić, że w przypadku tego typu gospodarstw źródła resztek nadziemnych były różnorodne, a mianowicie słoma zbóż, liście buraków cukrowych czy słoma rzepakowa. Istotną część $C_{org.}$ na gruntach ornych gospodarstwa w systemie produkcji trzody pozyskiwały także z resztek nadziemnych. Procentowy udział $C_{org.}$ z resztek nadziemnych oraz udział $C_{org.}$ z nawozów naturalnych w ogólnej sumie dopływów wynosił odpowiednio: 42 i 52%. Ze względu na duże znaczenie uprawy zbóż w gospodarstwach trzodowych zasadniczym źródłem resztek nadziemnych była słoma zbóż.

Tabela 24

Dopływy węgla (C) do gleb ($t \cdot ha^{-1}$) w gospodarstwach o różnych typach systemów produkcji rolniczej (średnie z lat 2002–2004)

Carbon (C) inflow to soils in farms of different types of agricultural production systems (average values for the years 2002–2004)

Źródła C organicznego w glebie; Organic C sources in soil	Typ gospodarstwa; Type of farm		
	produkcja mleka; milk production	produkcja trzody chlewnej; pig production	produkcja roślinna; plant production
Dopływ C z resztek nadziemnych; C inflow from aboveground residues*	0,07	0,57	1,06
Dopływ C z masy korzeniowej; C inflow from root mass	0,15	0,08	0,08
Dopływ C z obornikiem i gnojowicą; C inflow from manure and slurry	1,32	0,71	0,10
Suma dopływów; Sum of inflows	1,54	1,36	1,24

* przyorane resztki poźniwne oraz poplony ścierniskowe; ploughed-in residues and stubble

3.12. BILANS MATERII ORGANICZNEJ GLEB W RÓŻNYCH TYPAH GOSPODARSTW

Glebowa materia organiczna jest głównym wskaźnikiem jakości gleb zarówno pod względem funkcji rolniczych (produkcyjności ziemi i efektów ekonomicznych), jak i funkcji środowiskowych. Tworzy ona warunki do aktywności biologicznej. Ilość, różnorodność i aktywność mikroorganizmów glebowych jest w sposób bezpośredni zależna od materii organicznej. Materia organiczna wywiera zasadniczy wpływ na fizyczne i chemiczne właściwości gleb. Stopień agregacji i stabilności struktury glebowej rośnie przy zwiększającej się zawartości materii organicznej. Dzięki zmianie tych właściwości zwiększa się stopień infiltracji i pojemność wodna gleb. Wzrasta odporność gleb na erozję wodną i wietrzną. Poprawia się również dynamika i dostępność składników pokarmowych dla roślin. Przyjmuje się, że zasoby C_{org} w glebach reprezentują stan dynamicznej równowagi między wprowadzaniem do gleb obumarłym materiałem roślinnym i ubytkiem C_{org} w wyniku mineralizacji (Robert 2001, Nortcliff 2002). W warunkach dostępu tlenu większość form C wnoszonego do gleb ma charakter nietrwały i tylko mała jego część (około 1%) jest akumulowana we frakcji humusowej o dużej stabilności. Przepływy C pomiędzy materią organiczną gleb oraz atmosferą mogą być dodatnie, co wskazuje na przewagę procesu sekwestracji dwutlenku węgla lub ujemne, co oznacza emisję tego gazu z gleb. Wiele czynników wywiera wpływ na kształtowanie się zasobów materii organicznej. Wśród najważniejszych wymienia się czynniki: roślinne (rodzaj i ilość resztek roślinnych, skład gatunkowy roślin), produkcji zwierzęcej (rodzaj i ilość nawozów naturalnych wprowadzanych do gleb), agrotechniczne (sposób uprawy, zmianowanie roślin, nawożenie mineralne, odłogowanie), klimatyczne (temperatura, wilgotność gleb) oraz właściwości gleb (skład granulometryczny, zawartość części spławialnych, kwasowość gleb) (Benbi i in. 1998, Manzoni i in. 2004, Barrios 2007, Tan i in. 2007). W praktyce rolniczej gospodarstwa rolne mają możliwość oddziaływania na pierwsze trzy grupy czynników. Pod względem operacyjnym są one skierowane zazwyczaj na ilościowe zwiększanie masy resztek roślinnych i nawozów naturalnych wprowadzanych do gleb lub zmiany systemu uprawy, w tym zabiegów uprawowych, które mogą modyfikować tempo mineralizacji materii organicznej. Ważną rolę odgrywają tutaj systemy bezorkowe, sposoby użytkowania gruntów i zmianowanie roślin.

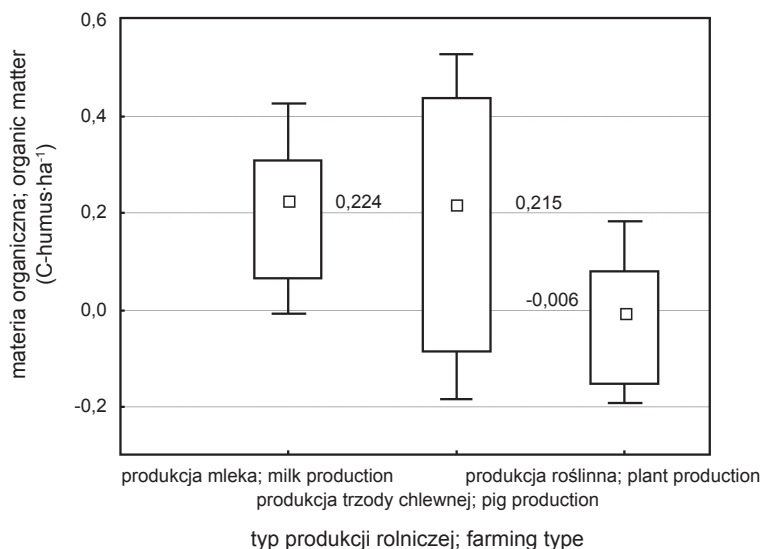
Średnie wartości sald C_{org} w gospodarstwach z produkcją zwierzęcą były dodatnie (tab. 25). Najwyższe saldo C_{org} wystąpiło w typie produkcji mleka (0,206 t C humus·ha⁻¹). Gospodarstwa z systemem produkcji trzody miały średnie saldo C_{org} na niższym poziomie. Typ produkcji roślinnej charakteryzował się ujemnym saldem. Dla gospodarstw inwentarszych głównym źródłem reprodukcji materii organicznej był obornik, natomiast dla gospodarstw z produkcją roślinną – resztki poźniwe. Utrzymywanie się ujemnych wartości sald w tym typie gospodarstw przez dłuższy okres czasu jako trwałej tendencji może zagrażać produktywności ziemi oraz

ograniczać możliwości ochronne gleby przed rozprzestrzenianiem się zanieczyszczeń obszarowych. Stosunkowo wysoka zawartość materii organicznej ($0,93\% C_{org.}$) oraz niewielkie ujemne wartości bilansu $C_{org.}$ wskazują, że w glebach gospodarstw roślinnych procesy degradacji nie miały do tej pory długotrwałego charakteru. Ujemne salda $C_{org.}$ mogą sygnalizować początek procesów degradacji materii organicznej. Wymuszone warunkami ekonomicznymi odejście od systemu zmianowania, częsty wywóz słomy poza gospodarstwa oraz niedostatecznie powszechne stosowanie poplonów może w dłuższej perspektywie czasowej utrwalić proces degradacji materii organicznej, co w efekcie przełoży się na spadek zawartości $C_{org.}$ w glebach. Wewnątrz grup analizowanych typów rolniczych gospodarstw występowała znaczna zmienność sald bilansu materii organicznej (rys. 26). Najmniejszym zakresem zmienności odznaczał się typ produkcji roślinnej. Saldo $C_{org.}$ u 50% gospodarstw nie przekraczało $-0,0064 \text{ t C-humus}\cdot\text{ha}^{-1}$, a u dalszych 25% było poniżej $0,0805 \text{ t C-humus}\cdot\text{ha}^{-1}$. Duża zmienność wewnętrzna sald $C_{org.}$ była charakterystyczna dla typu produkcji trzody. Występowały w tej grupie także gospodarstwa z ujemnymi wartościami sald. Kwartył górny równy $0,4335 \text{ t C-humus}\cdot\text{ha}^{-1}$ wyznaczał granicę sald dla 25% gospodarstw z najwyższymi saldami. Przyczynami dużej zmienności sald $C_{org.}$ w tej grupie mogły być różnice w skali i intensywności produkcji trzody, które rzutowały na ilości gromadzonych nawozów naturalnych. Jediną grupą, w której kwartył dolny miał wartość dodatnią był typ produkcji mleka. Przedziałowi międzykwartylowemu, mieszczącemu środkową grupę 50% gospodarstw, odpowiadały salda $C_{org.}$ w zakresie $0,0641\text{--}0,3059 \text{ t C-humus}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Tabela 25

Bilans materii organicznej gleby ($\text{t C-humus}\cdot\text{ha}^{-1}$) na gruntach ornych w gospodarstwach o różnych typach systemów produkcji rolniczej (średnie z lat 2002–2004)
Soil organic matter balance ($\text{t C-humus}\cdot\text{ha}^{-1}$) in arable land in farms of different types of agricultural production systems (average values for the years 2002–2004)

Składniki bilansu; Balance components	Typ gospodarstwa; Type of farm		
	produkcja mleka; milk production	produkcja trzody chlewnej; pig production	produkcja roślinna; plant production
Zmiany materii organicznej gleby pod wpływem uprawy roślin; Changes in soil organic matter due to plant cultivation	-0,318	-0,298	-0,341
Reprodukcja materii organicznej; Soil organic matter reproduction:			
– resztki poźniwne; plant residues	0,009	0,107	0,285
– obornik i gnojowica; manure and slurry	0,515	0,362	0,033
Bilans materii organicznej; Soil organic matter balance	0,206	0,171	-0,023



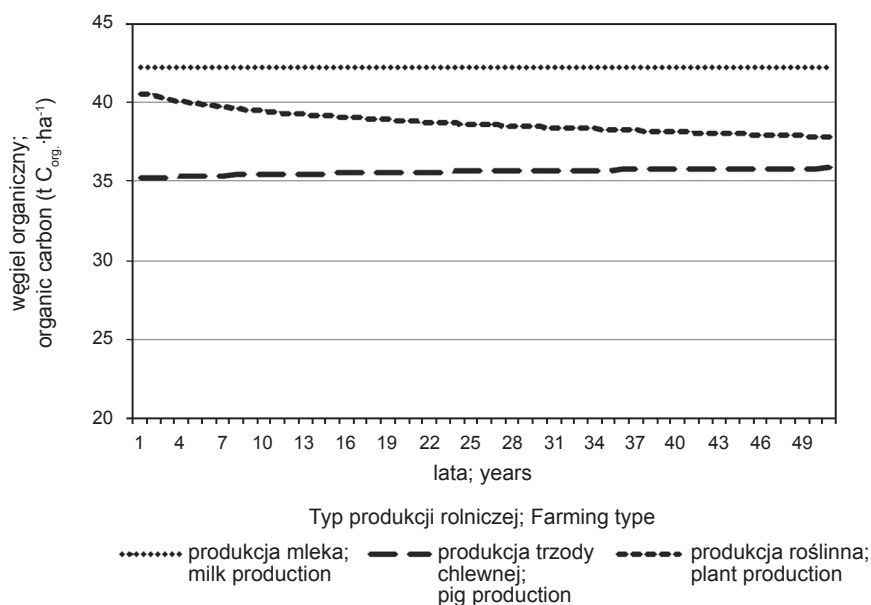
Rys. 26. Zakresy sald bilansu materii organicznej gleby w analizowanych typach produkcyjnych gospodarstw, przedstawione za pomocą kwartyli (Q1, mediana, Q3) (średnie z lat 2002–2004)
 Ranges of soil organic matter balances for the analysed types of farm production, presented by quartiles (Q1, median, Q3) (averages for the years 2002–2004)

3.13. PROJEKCJE ZMIAN ZASOBÓW GLEBOWEJ MATERII ORGANICZNEJ W BADANYCH TYPACH GOSPODARSTW

Wielkości zasobów materii organicznej zgromadzonej w glebach agrosystemów rolniczych są silnie zależne od ilości i jakości wnoszonego materiału roślinnego, zdolności gleb do retencji C_{org} (będącej funkcją właściwości fizycznych i chemicznych gleb) oraz od warunków termicznych i wilgotnościowych. Analiza dokonana w punkcie 3.11 (tab. 24) wykazała, że pomiędzy badanymi typami rolniczymi gospodarstw, ze względu na specyfikę produkcji zwierzęcej oraz innym sposobem zagospodarowywania resztek roślinnych, mogą istnieć różnice w ilości materii organicznej wnoszonej do gleb. W kontekście zarysowanych różnic ważne staje się określenie kierunku zmian zasobów materii organicznej i jej dynamiki w dłuższej perspektywie czasowej. Wyniki analiz pozwalają ocenić, które typy rolnicze gospodarstw mają większe możliwości sekwestracji dwutlenku węgla w rolnictwie oraz tym samym zidentyfikować systemy produkcji, które mogą oddziaływać pozytywnie na aktualny brak równowagi w ogólnym bilansie węgla obejmującym również jego antropogeniczne źródła.

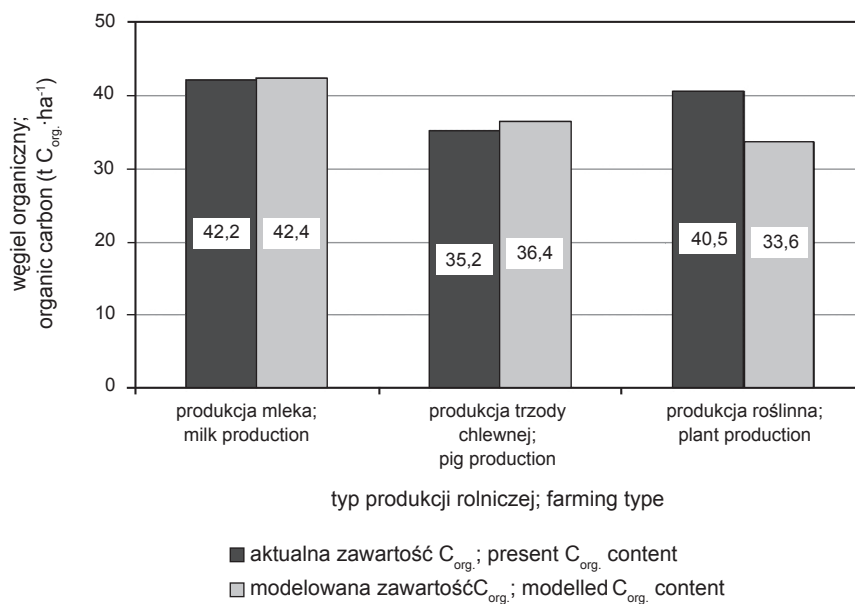
Do analizy zmian zasobów materii organicznej zastosowano opisany w punkcie 2.5.3 model RothC-26.3. Uwzględnia on ilości wnoszonej materii organicznej, dynamikę przemian glebowej materii organicznej oraz rozkładu resztek roślinnych, terminy wnoszenia materiału roślinnego oraz obornika do gleb, okresy pokrycia gleb roślinnością, w układzie zadanych warunków glebowych oraz pogodowych.

Warunki początkowe dla symulacji zmian $C_{org.}$ zostały odniesione do aktualnych, średnich poziomów $C_{org.}$ oraz zawartości części spławialnych w warstwie ornej gleb badanych typów rolniczych (tab. 23). Obliczone za pomocą modelu zasoby $C_{org.}$ w glebach gospodarstw typu produkcji mleka pozostawały praktycznie na tym samym poziomie w krótkiej perspektywie czasowej, do 50 lat (rys. 27). Niewielkim zmianom, choć systematycznie rosnącym, podlegała ilość $C_{org.}$ w typie produkcji trzody. Odwrotny kierunek zmian ilości $C_{org.}$ w porównaniu do systemów z produkcją zwierzęcą wystąpił w typie produkcji roślinnej. Ilości $C_{org.}$ w pierwszej fazie trwającej kilka lat dość szybko zmniejszały się. W późniejszym okresie tempo zmniejszania się zasobów $C_{org.}$ było wolniejsze. Zmienne tempo spadku wynikało prawdopodobnie z szybszego rozkładu w pierwszych kilku latach mniej stabilnych frakcji materii organicznej o krótkim czasie dekompozycji. Prognozowane średnioroczne tempo spadku zasobów $C_{org.}$ wynosiło $0,054 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Wyniki symulacji zmian $C_{org.}$ w długim okresie czasu wskazują na stan ilościowy materii organicznej, w którym osiągnięty jest nowy poziom równowagi polegający na tym, że ilości wnoszonego $C_{org.}$ równoważą jego straty w wyniku procesów dekompozycji materii organicznej (rys. 28). Projekcje dokonane za pomocą modelu przyszłej zawartości materii organicznej wykazały, że w długim okresie czasu w glebach gospodarstw z produkcją roślinną możliwa jest redukcja zawartości materii organicznej do $33,6 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (-17%). W obecnych warunkach gospodarowania materia organiczną przez gospodarstwa roślinne istnieje ryzyko, że mogą one stanowić stałe źródło emisji dwutlenku węgla o umiarkowanej intensywności. Gospodarstwa te mają jednak potencjalnie duże zdolności do sekwestracji CO_2 . Bowiem w porównaniu do innych typów rolniczych, w badanej populacji gospodarstw, mają one wyjściowo wysoką zawartość $C_{org.}$ oraz najwyższą zawartość części spławialnych w glebach. W glebach z wysoką zawartością części ilastych i pylastych materia organiczna jest bardziej stabilna poprzez formowanie trwałych kompleksów organiczno-mineralnych (Kogel-Knabner 2002, Von Lutzov i in. 2006). Jak wskazują przeprowadzone badania, mogą one stosunkowo łatwo odwrócić niekorzystny trend spadku materii organicznej, wprowadzając uproszczone metody uprawy roli, zagospodarowując w pełni resztki pożniwne, uprawiając poplony ścierniskowe oraz utrzymując wysoką produktywność roślin potrzebną do uzyskania większej biomasy resztek roślinnych (Lee i in. 1993, Sperow i in. 2003). Gospodarstwa typu produkcji mleka oraz produkcji trzody zachowują zdolność do utrzymania obecnego poziomu materii organicznej w dłuższym okresie czasu. Bardziej znaczącym absorberem CO_2 w przyszłości mogą być grunty orne gospodarstw z produkcją trzody. Uzasadnieniem dla istnienia potencjalnych możliwości wzrostu ilości materii organicznej są aktualnie niższe, w porównaniu z innymi typami rolniczymi, zasoby materii organicznej oraz większa zawartość części spławialnych w glebach tego typu gospodarstw niż w gospodarstwach typu produkcji mleka. Jednym z warunków realizacji tego scenariusza byłoby zwiększenie plonów uprawianych roślin (i tym samym biomasy resztek roślinnych), które w tym typie produkcji rolniczej pozostawały na najniższym poziomie (tab. 5).



Rys. 27. Projekcja krótkookresowych zmian zawartości węgla w glebach analizowanych typów produkcyjnych gospodarstw

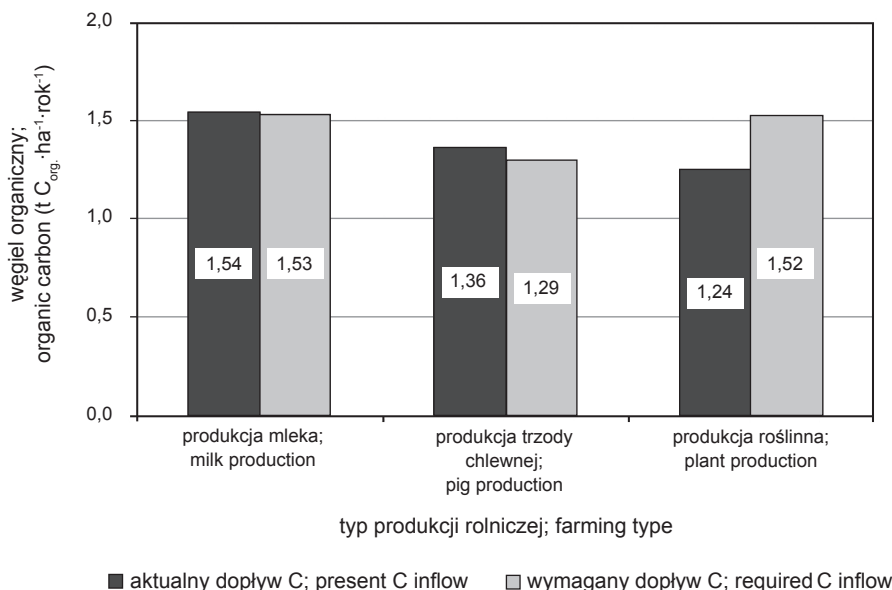
Projection of short-term carbon content changes in soils of studied types of farm production



Rys. 28. Modelowane, długookresowe zmiany zawartości węgla w glebach badanych typów produkcyjnych gospodarstw

Modelled, long-term carbon content changes in soils of studied types of farm production

Zachowanie aktualnych poziomów materii organicznej może być najłatwiej zrealizowane w typie produkcji trzody (rys. 29). Kalkulowany przez model dopływ C_{org} , potrzebny do podtrzymania zawartości materii organicznej w glebie, na poziomie 0,81%, może ulec zmniejszeniu o 7% w stosunku do obecnej wielkości dopływów. Dopływy C_{org} zabezpieczające stałą zawartość materii organicznej (0,97% C_{org}) w glebach gospodarstw z produkcją mleka w zasadzie powinny odpowiadać aktualnej wielkości dopływów (różnica 0,01 t). Zadanie powstrzymania degradacji materii organicznej w gospodarstwach typu produkcji roślinnej wymaga zwiększenia dopływów C_{org} o blisko 23%, tj. do 1,52 t·ha⁻¹·rok⁻¹. Traktując priorytetowo ochronę glebowej materii organicznej, należy zauważyć, że w towarowych gospodarstwach rolnych o analizowanych typach produkcji rolniczej istnieją w chwili obecnej ograniczone możliwości zmniejszania dopływów C_{org} do gleb i ewentualnego przeznaczania nadwyżek biomasy resztek roślinnych na cele pozarolnicze, np. w energetyce. Realizowane strategie gospodarstw w zakresie gospodarowania materia organiczną nie powinny ograniczać się jedynie do utrzymywania jej zawartości w glebach na dotychczasowym poziomie, ale także powinny one mieć na celu jej wzrost w dłuższej perspektywie czasowej. Brak akumulacji substancji organicznej nie stwarza możliwości poprawy jakości gleb oraz uniemożliwia włączenie części produkcyjnej rolnictwa na szerszą skalę do przeciwdziałania zmianom klimatycznym przez zwiększanie sekwestracji CO₂ zarówno w skali regionalnej, jak i krajowej.



Rys. 29. Kalkulowane przez model roczne ilości łącznych dopływów C_{org} do pól (resztki poźniwne, masa korzeniowa, obornik) dla utrzymania aktualnych poziomów materii organicznej w glebach badanych typów produkcyjnych gospodarstw

Calculated by model annual total quantities of organic C inflow to fields (crop residues, root mass, manure) for maintaining the present levels of soil organic matter for the studied types of farm production

3.14. PROJEKCJE ZASOBÓW GLEBOWEJ MATERII ORGANICZNEJ W BADANYCH TYPAH GOSPODARSTW PRZY UWZGLĘDNIENIU ZMIAN KLIMATYCZNYCH

Wśród głównych czynników mających wpływ na akumulację i dekompozycję materii organicznej, obok rodzaju systemów rolniczych i typu gleb, znajdują się warunki klimatyczne (Andrén i Kätterer 1997, Larionova i in. 2007, Kędziora i in. 2009). Prognozowane wzrosty temperatur oraz zmiany intensywności i częstotliwości opadów mogą niekorzystnie oddziaływać na zasoby materii organicznej, zwiększając tempo jej dekompozycji (Schindlbacher i in. 2009). Przewiduje się, że wzrost temperatur i opadów w niektórych częściach świata w połączeniu z globalnym wzrostem stężenia CO_2 w atmosferze i postępem technologicznym zwiększy w przyszłości produktywność rolniczych systemów, która zniweluje, a nawet przewyższy w efekcie straty C_{org} z gleb (emisja CO_2) przez zwiększenie ilości materiału roślinnego wnoszonego do gleb (Smith i in. 2005, Thornton i in. 2007). Oceny zmian klimatycznych w Europie i na całym świecie są oparte na czterech głównych scenariuszach emisji gazów szklarniowych (A1, A2, B1, B2) oraz rodzinie scenariuszy szczegółowych ze względu na technologie energetyczne (A1F1, A1B i A1T) w grupie A1. Są one pochodną opisu charakteryzującego rozwój świata według trzech głównych osi: globalnej integracji, rozwoju ekonomicznego oraz regionalizacji polityk (Parry i in. 2007). Szacunki emisji gazów szklarniowych dla scenariuszy A1B, B1 i A2 służą najczęściej jako dane wejściowe w wielu modelach klimatycznych. W scenariuszu A1B emisja gazów rośnie szybko, aż do 2030 roku, później rośnie ona w wolniejszym tempie, aż do 2050 roku, a następnie ulega zmniejszeniu. Scenariusz B1 zakłada bardzo wolny wzrost przez kilka dekad, następnie wejście w fazę stałą emisji, po czym następuje jej obniżenie. W scenariuszu A2 (najbardziej pesymistycznym) emisje rosną w sposób ciągły i szybki przez cały XXI wiek.

Prognozowane zmiany temperatur i opadów dla strefy geograficznej NEU (Europa Północna), obejmującej m.in. Polskę, w umiarkowanym scenariuszu wzrostu emisji gazów szklarniowych podano w tabeli 26 (Christensen i in. 2007). Pod wpływem założonych zmian klimatycznych zasoby materii organicznej w projekcji krótkookresowej (do 50 lat) zmniejszały się w każdym typie produkcji rolniczej (rys. 30). Największa dynamika spadków występowała w typie produkcji roślinnej. Stabilizację zasobów materii organicznej w nowych warunkach klimatycznych osiągały szybciej typy produkcji zwierzęcej. Zasoby materii organicznej w systemie produkcji roślinnej zmniejszały się w późniejszym okresie wolno, nie osiągając jednak poziomu stabilizacji. W analizie zmian materii organicznej nie uwzględniono zwiększonych dopływów materii organicznej. Włączenie do analiz skorygowanego poziomu dopływów C_{org} uwzględniającego prognozy plonów mogłoby ograniczyć lub zniwelować przewidywane trendy spadkowe materii organicznej. W prognozach dla produkcji roślinnej zakłada się, że nowa kombinacja czynników klimatycznych razem z postępem w hodowli roślin i w technologiach uprawy będzie korzystnie wpływać na kontynuowa-

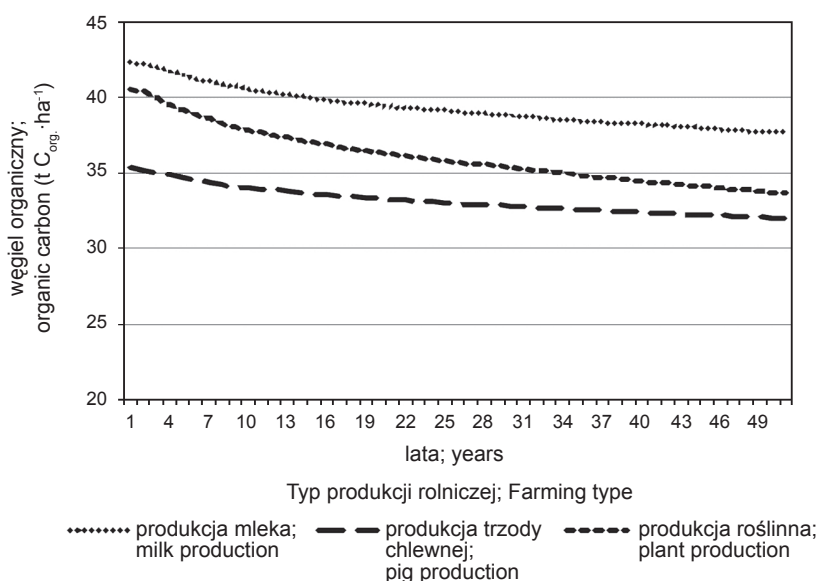
nie wzrostu plonowania roślin w wielu krajach europejskich w przyszłości, podobnie jak to miało miejsce w dwudziestym wieku (Lang 2001, Cline 2007). Niezależnie od prawdopodobieństwa realizacji scenariusza zmian klimatycznych ochrona zasobów materii organicznej będzie nieodzownym warunkiem utrzymania potencjału produkcyjnego ziemi w przyszłości.

Tabela 26

Prawdopodobne zmiany temperatur i opadów w latach 2080–2099 prognozowane przez globalne modele klimatyczne dla scenariusza A1B, według IPCC
(podano wartości median wyników 21 modeli)

Probable changes in temperatures and rainfall in the years 2080–2099 projected by global climatic models for the A1B scenario, according to IPCC
(median values of 21 model results)

Region; Region	Pora roku; Season	Zmiany temperatur; Temperature changes (°C)	Zmiany opadów; Rainfall changes (mm)
NEU Szerokość geogr.; Latitude: 48°N–75°N Długość geogr.; Longitude: 10°W–40°E	zima; winter	+4,3	+15,0
	wiosna; spring	+3,1	+12,0
	lato; summer	+2,7	+2,0
	jesień; autumn	+2,9	+8,0
	rok; year	+3,2	+9,0



Rys. 30. Projekcja krótkookresowych zmian zawartości węgla w glebach badanych typów produkcyjnych gospodarstw, przy założeniu ukształtowania się zmian klimatycznych w Europie prognozowanych przez IPCC, według scenariusza A1B

Projection of short-term carbon content changes in soils of studied types of farm production, under assumption of future climatic changes in Europe predicted by IPCC, according to the A1B scenario

3.15. OCENA ODDZIAŁYWANIA PESTYCYDÓW NA ŚRODOWISKO

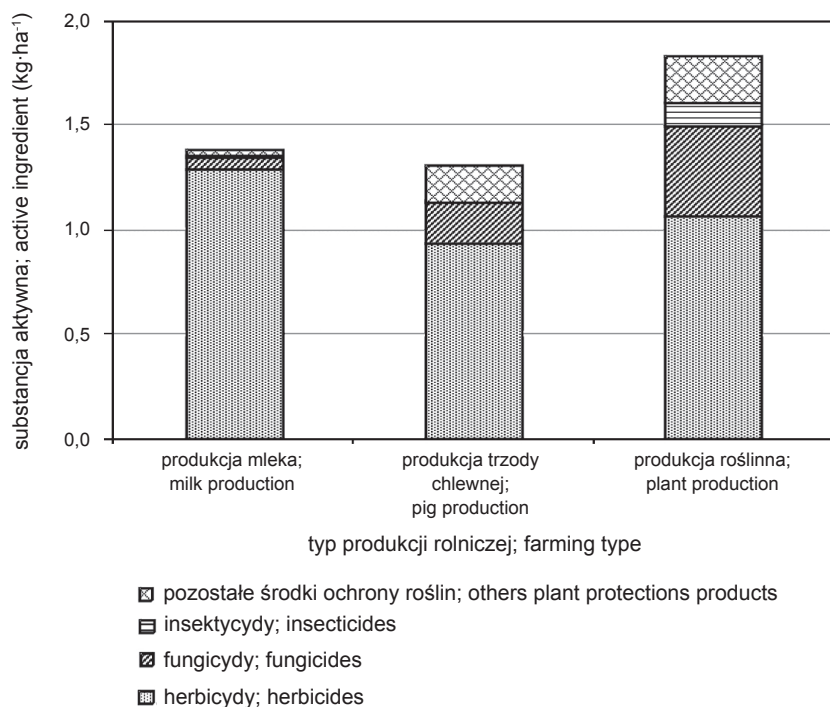
Wielkość zużycia pestycydów oraz częstość ich stosowania nie są aktualnie wystarczającymi miarami oceny ich potencjalnej szkodliwości dla środowiska naturalnego oraz zdrowia ludzi. W licznej grupie pestycydów znajdują się substancje aktywne bardzo znacznie różniące się między sobą poziomem toksyczności w przeliczeniu na jednostkę masy. Określanie wielkości dopuszczalnych dawek oraz toksyczności środków ochrony roślin nie ogranicza ryzyka ich szkodliwego wpływu na środowisko, ponieważ nie uwzględnia się m.in. czasu zalegania substancji aktywnych w glebie, podatności na wymywanie czy zdolności do bioakumulacji (Roberts 1996, Ismail i Kalithasan 1997, Johnson i in. 2001). W złożonej ocenie oddziaływania pestycydów na środowisko uwzględniającej ich właściwości fizyczno-chemiczne i wielkości stosowanych dawek bardziej uzasadnione jest posługiwanie się wielokryterialnymi indeksami ekologicznymi (Bockstaller i in. 1997, Reus i in. 2002).

3.15.1. Wskaźniki intensywności stosowania środków ochrony roślin w analizowanych typach gospodarstw

Ogólne zużycie środków ochrony roślin było najwyższe w gospodarstwach typu produkcji roślinnej (rys. 31). W porównaniu do tej grupy gospodarstwa z produkcją mleka oraz gospodarstwa specjalizujące się w produkcji trzody stosowały mniejsze ilości substancji aktywnych odpowiednio o 24,2 i 28,6%. W strukturze zużycia pestycydów dominowały środki chwastobójcze stanowiące od 93,5% ogólnej ilości w gospodarstwach z produkcją mleka do 58,2% w gospodarstwach typu upraw polowych. Gospodarstwa produkcji roślinnej i produkcji trzody stosowały także znaczne ilości fungicydów.

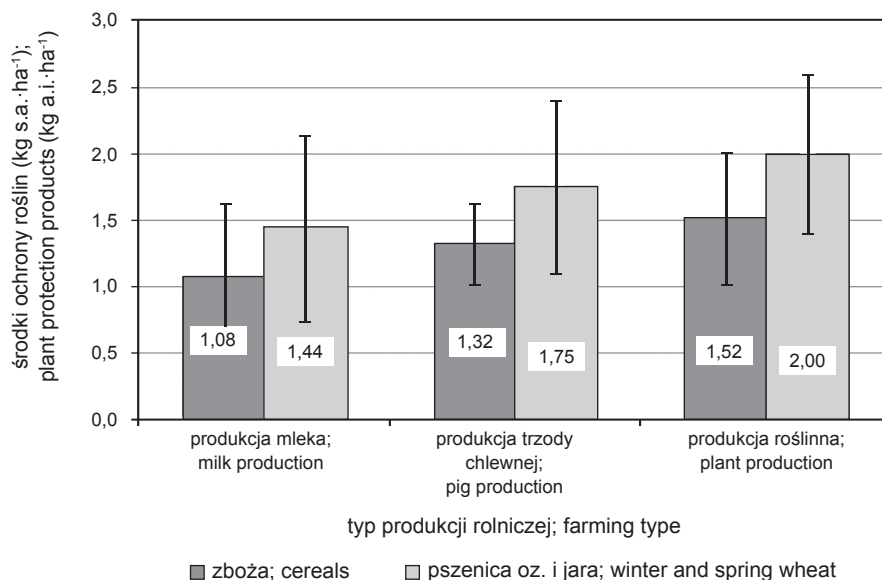
Poziom intensywności ochrony zbóż w gospodarstwach typu produkcji roślinnej i typu produkcji trzody był wyższy niż w gospodarstwach z produkcją mleka (rys. 32). Gospodarstwa specjalizujące się w produkcji roślinnej stosowały przeciętnie 1,52 kg s.a.·ha⁻¹, natomiast gospodarstwa z produkcją trzody zużywały o 13% mniej substancji aktywnych w uprawie zbóż. We wszystkich typach gospodarstw stosowano wyższe dawki pestycydów w uprawach pszenicy. Gospodarstwa specjalizujące się w produkcji roślinnej dążyły prawdopodobnie do maksymalizacji efektów produkcyjnych w uprawie zbóż, zabezpieczając się przed utratą plonów z powodu chorób i szkodników przez stosowanie wyższych dawek pestycydów. Wysoki poziom ochrony pszenicy ozimej w gospodarstwach ukierunkowanych na produkcję roślinną mógł też wynikać z braku odpowiedniej jakości stanowisk pod tę roślinę. Gospodarstwa typu produkcji roślinnej wykonywały przeciętnie 2,9 zabiegów ochronnych na jednym gatunku rośliny (rys. 33). W strukturze zasiewów tych gospodarstw ważnymi grupami roślin były oleiste i okopowe. Z reguły w tego typu uprawach wykonuje się więcej zabiegów zwalczających szkodniki roślin i choroby

grzybowe. Mniejszą częstotliwością zabiegów ochronnych charakteryzowały się gospodarstwa z produkcją trzody oraz mleka. Niski wskaźnik częstości zabiegów w gospodarstwach mlecznych związany był prawdopodobnie z wysokim udziałem roślin pastewnych w strukturze zasiewów, w których zabiegi ochrony roślin ograniczają się zazwyczaj do stosowania herbicydów.

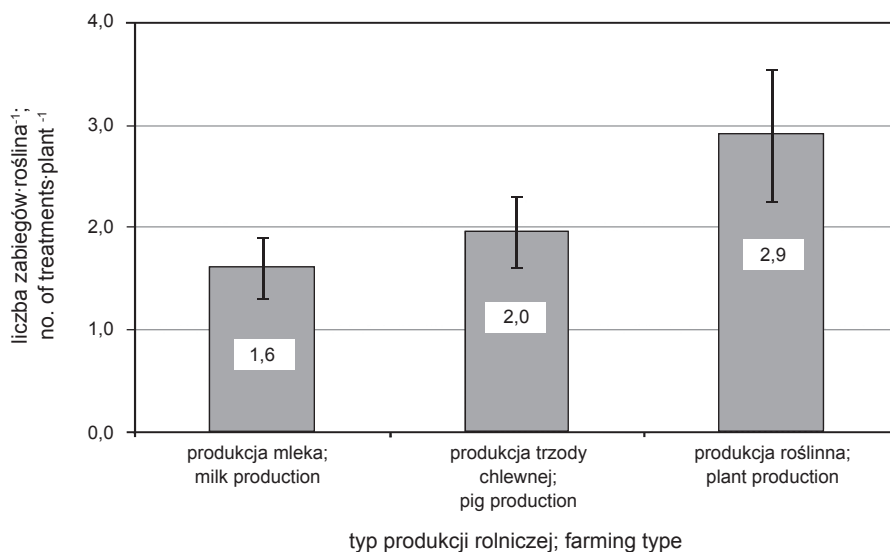


Rys. 31. Zużycie środków ochrony roślin w różnych typach gospodarstw rolniczych
(średnie z lat 2002–2004)

Use of plant protection products in different types of farms (averages for the years 2002–2004)



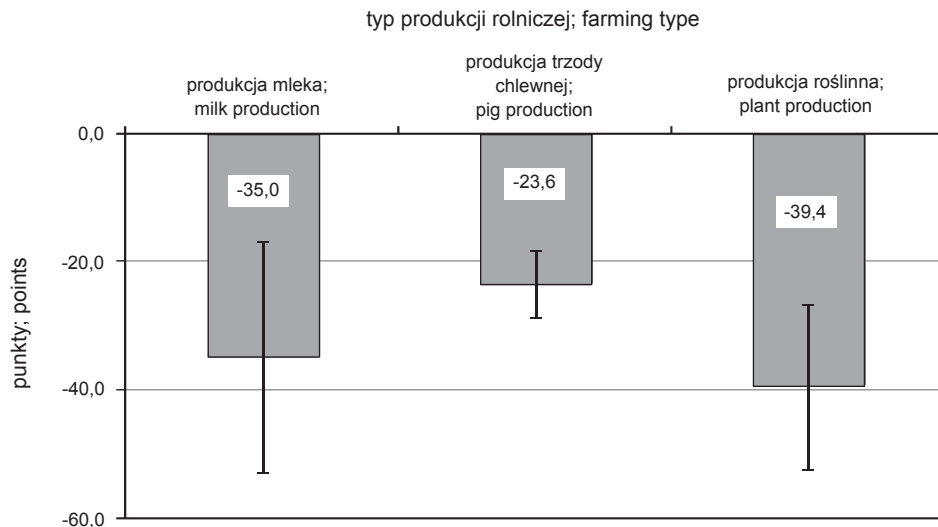
Rys. 32. Zużycie środków ochrony roślin w zbożach ogółem oraz w pszenicy ozimej i jarej w różnych typach gospodarstw rolniczych (średnie z lat 2002–2004 $\pm 95\%$ przedział ufności dla średniej)
 Use of plant protection products in cereals as well as in winter and spring wheats for different types of farms (averages for the years 2002–2004 $\pm 95\%$ confidence interval for the mean)



Rys. 33. Liczba zabiegów ochrony roślin przypadająca na jeden gatunek rośliny uprawnej w różnych typach gospodarstw rolniczych (podano średnie z lat 2002–2004 $\pm 95\%$ przedział ufności dla średniej)
 Number of plant protection treatments per one cultivated species for different types of farms (averages for the years 2002–2004 $\pm 95\%$ confidence interval for the mean)

3.15.2. Wielokryterialny indeks oddziaływania pestycydów na środowisko w analizowanych typach gospodarstw

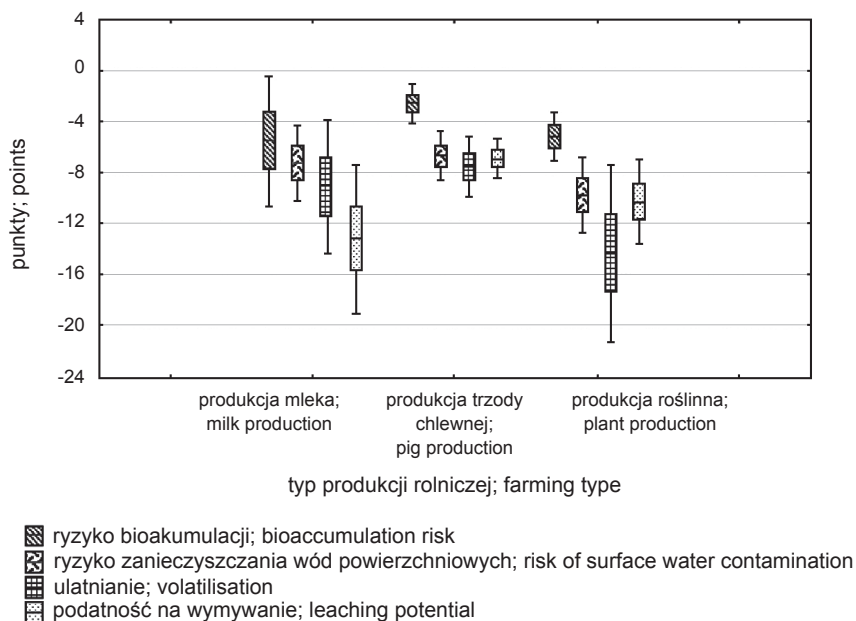
Gospodarstwa typu produkcji roślinnej charakteryzowały się najniższą wartością indeksu oddziaływania pestycydów wynoszącą -39,4 pkt. (rys. 34). W gospodarstwach typu produkcji mleka i typu tuczu trzody wynosił on odpowiednio: -35,0 i -23,6 pkt. Dane te wskazują na to, że w gospodarstwach z produkcją roślinną istnieje największe ryzyko ujemnego wpływu środków ochrony roślin na środowisko. Wysokie ryzyko szkodliwego działania pestycydów występowało także w gospodarstwach z produkcją mleka. Pomiędzy typami produkcji roślinnej i produkcji mleka występowały małe różnice wartości indeksu (4,4 pkt.). Gospodarstwa typu produkcji mleka miały niższe jednostkowe zużycie pestycydów. Dlatego przyczyną niskiej wartości indeksu w tym typie rolniczym było z pewnością stosowanie herbicydów w uprawach roślin pastewnych (głównie kukurydzy) o najniższej ujemnej sumie punktów, co było równoznaczne z występowaniem dużego zagrożenia dla środowiska. Wykorzystując wyłącznie dane o zużyciu substancji aktywnych na 1 ha, można by było przypuszczać, że w gospodarstwach z produkcją mleka istnieje małe ryzyko zanieczyszczania środowiska. Wartości indeksu w tej grupie gospodarstw wskazywały natomiast na znacznie wyższe ryzyko toksyczności pestycydów niż w typie produkcji trzody.



Rys. 34. Wielokryterialny indeks oddziaływania pestycydów na środowisko w badanej grupie gospodarstw o różnym typie produkcji rolniczej
(średnie z lat 2002–2004 $\pm$ 95% przedział ufności dla średniej)

Multi-criterial index of pesticide impact on the environment in the studied farms group of different agricultural production type (averages for the years 2002–2004 $\pm$ 95% confidence interval for the mean)

Zaletą indeksu wielokryterialnego jest możliwość oceny potencjalnej szkodliwości pestycydów dla środowiska w szerszym układzie czynników obejmujących poza dawką pestycydów również szereg efektów środowiskowych wynikających z różnych właściwości stosowanych środków ochrony roślin. W typach produkcji mleka i produkcji roślinnej występowało duże zróżnicowanie wewnętrzne czynników składowych indeksu (rys. 35). Znamionuje to niejednorodność programów ochrony roślin pod względem minimalizacji ryzyka szkodliwości dla środowiska. Ich wyższa potencjalna toksyczność nie jest wyłącznie determinowana przez przyjęty typ produkcji rolniczej. Zarysowały się różnice w nasileniu rodzajów zagrożeń dla środowiska pomiędzy typem produkcji roślinnej i produkcji mleka. W typie pierwszym dominowało ryzyko związane z ulatnianiem się substancji aktywnych do atmosfery. Stosowanie pestycydów w typie drugim zwiększało zagrożenie wymywania substancji aktywnych do wód gruntowych. Specyficzność doboru środków ochrony roślin ze względu na zróżnicowaną strukturę zasiewów była zasadniczą przyczyną innego rozkładu efektów środowiskowych w porównywanych grupach gospodarstw rolniczych. Na niższym poziomie zagrożeń dla środowiska kształtowały się efekty środowiskowe pestycydów w typie produkcji trzody. Spośród czynników składowych indeksu najmniejsze ryzyko dotyczyło bioakumulacji pestycydów, niezależnie od typu produkcji rolniczej.



Rys. 35. Ocena poszczególnych czynników wielokryterialnego indeksu oddziaływania pestycydów na środowisko w badanej grupie gospodarstw o różnym typie produkcji rolniczej (średnie z lat 2002–2004 $\pm$ 95% przedział ufności dla średniej)

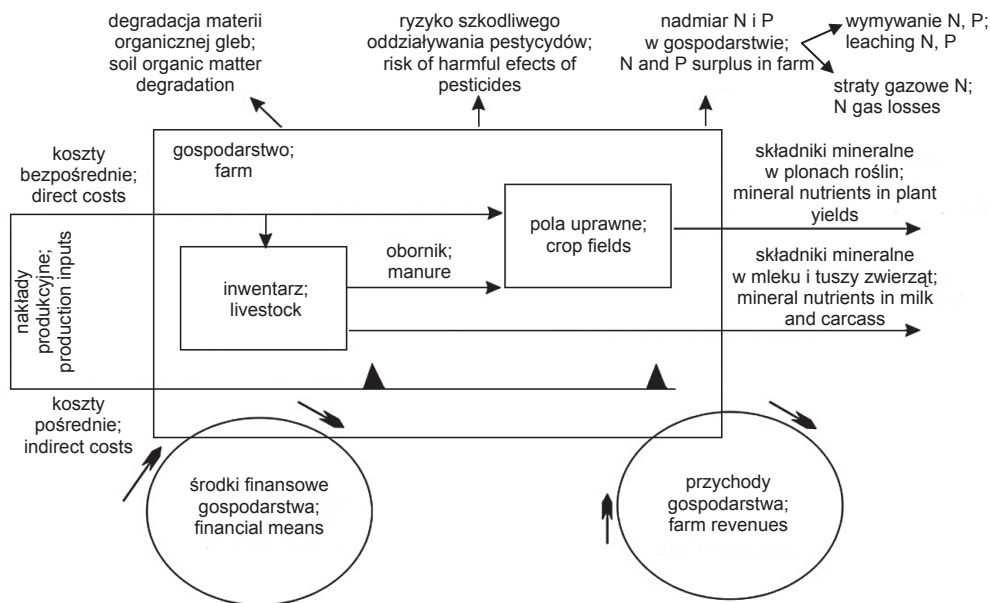
Valuation of individual components of multi-criteria index of pesticide impact on the environment in the studied farms group of different agricultural production type (averages for the years 2002–2004 $\pm$ 95% confidence interval for the mean)

3.16. OCENY EFEKTYWNOŚCI TECHNICZNEJ I ŚRODOWISKOWEJ W ANALIZOWANYCH TYPAH GOSPODARSTW

Intensywne procesy produkcyjne w gospodarstwach rolnych mogą wywoływać negatywne efekty zewnętrzne w środowisku. Ich przykładem są emisje lotnych związków azotowych do atmosfery, zanieczyszczanie wód gruntowych azotanami, eutrofizacja zbiorników wodnych, zakwaszanie gleb, nadmiar pozostałości pestycydów w glebach czy degradacja materii organicznej gleb. Z uwagi na konieczność ochrony środowiska, ograniczanie rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń obszarowych, obok maksymalizacji zysku, stało się priorytetem w zarządzaniu gospodarstwem rolnym (Ryszkowski 1992b, Tilman 1999, Wood i in. 2000). W celu monitorowania stanu środowiska rolniczego opracowano wiele szczegółowych wskaźników charakteryzujących pojedyncze parametry właściwości gleb, wód oraz powietrza (Environmental... 1999, EEA... 2005). Zazwyczaj nie odnoszą się one bezpośrednio do systemu gospodarowania i ich wykorzystanie jako wskazówki do sterowania procesami produkcyjnymi jest ograniczone. W przeciwieństwie do nich, wskaźniki typu bilansowego są efektem opisów przepływów składników poprzez elementy składowe struktury całego gospodarstwa (działy produkcji, pola). Pomagają one orientować się co do kierunków procesów. Są one sprzężone z systemem gospodarowania i dzięki temu mają znaczenie operacyjne, ponieważ na ich podstawie gospodarstwa mogą podejmować decyzje o poprawie efektywności procesów produkcyjnych lub zmianie technologii.

Współczesne gospodarstwo jest konfrontowane z trudnymi do pogodzenia zadaniami, z jednej strony wzrostu wydajności czynników produkcji, a z drugiej strony sterowaniem procesami produkcyjnymi w taki sposób, aby powstawało możliwie jak najmniej zanieczyszczeń środowiska. Na rysunku 36 przedstawiono uproszczony przepływ czynników ekonomicznych i produkcyjnych oraz główne efekty środowiskowe towarzyszące intensywnej produkcji towarowej. Gospodarstwa ponoszą różnego rodzaju nakłady na wytwarzanie produktów w procesach biologicznych. W celu zwiększania produkcji w gospodarstwach towarowych intensywność tych procesów jest wzmacniana przez stosowanie większej ilości nakładów. Istotne jest, by w trakcie realizacji produkcji efektywność wytwarzania produktów nie ulegała pogorszeniu, a wręcz odwrotnie, żeby się zwiększała. W przeciwnym razie nie będzie możliwe ograniczenie ładunku emisji szkodliwych substancji. Przez minimalizację wskaźników bilansowych oraz ryzyka szkodliwego oddziaływania pestycydów istnieje możliwość ograniczania ich potencjalnie szkodliwego wpływu na środowisko. Efektywne wykorzystywanie nakładów produkcyjnych pozwoli gospodarstwu uzyskiwać lepsze efekty ekonomiczne oraz, z racji większej sprawności procesów, zmniejszać ich szkodliwy wpływ na środowisko. W przedstawionym modelu gospodarstwa można wyróżnić dwa podstawowe typy relacji odpowiadające realizacji celów zrównoważonego gospodarowania. Pierwszy typ, to relacja: wiele nakładów – jeden lub więcej efektów produkcyjnych, którą odnosi się do efektywności tech-

nicznej produkcji. Drugi typ tworzy relacja: wskaźniki środowiskowe – powierzchnia gospodarstwa. Gospodarstwa działające według koncepcji zrównoważonego rozwoju powinny być w stanie maksymalizować swoją efektywność techniczną oraz jednocześnie minimalizować wartości wskaźników wskazujących na ryzyko zanieczyszczania i degradacji środowiska. Dlatego ocena gospodarstw prowadzona na podstawie kryteriów efektywności technicznej i środowiskowej może być pomocna w monitorowaniu postępów w rozwiązywaniu problemów ich zrównoważonego rozwoju.



Rys. 36. Schemat przepływu czynników ekonomicznych, produkcyjnych oraz najczęściej występujące efekty środowiskowe w towarowych gospodarstwach rolnych
Schematic diagram of flows of production and economic factors as well as the most frequently occurring the environmental effects in commercial farms

3.16.1. Ocena efektywności technicznej gospodarstw

Kalkulację efektywności technicznej gospodarstw przeprowadzono za pomocą modelu DEA zorientowanego na nakłady (Shafer i Byrd 2000). Zapisano go w postaci zadania programowania liniowego:

$$\text{Min } \theta_0 - \varepsilon(\sum_{i=1}^I s_i^- + \sum_{r=1}^S s_r^+)$$

przy ograniczeniach:

$$y_{r0} = \sum_{j=1}^J \gamma_j y_{rj} - s_r^+ \quad r = 1, \dots, S$$

$$x_{ko} = \sum_{j=1}^J \gamma_j x_{kj} + s_k^- \quad k = 1, \dots, K$$

$$\theta_o z_{io} = \sum_{j=1}^J \gamma_j z_{ij} + s_i^- \quad i = 1, \dots, I$$

$$\gamma_j \geq 0, j = 1, \dots, J$$

gdzie: θ_o – optymalna, względna efektywność techniczna gospodarstwa „o”, y_{ro} – poziom r-tego efektu gospodarstwa „o”, y_{rj} – poziom r-tego efektu gospodarstwa „j”, x_{ko} – ilość k-tego niekontrolowanego nakładu gospodarstwa „o”, x_{kj} – ilość k-tego niekontrolowanego nakładu zużywana przez gospodarstwo „j”, z_{io} – ilość i-tego nakładu podlegająca radialnej redukcji, stosowana w gospodarstwie „o”, z_{ij} – ilość i-tego nakładu podlegająca radialnej redukcji, stosowana w gospodarstwie „j”, j – gospodarstwa ($j = 1, \dots, J$), γ – wagi intensywności, s_r^+ i s_i^-, s_k^- – luki po stronie efektów i nakładów, ϵ – liczba o małej wartości, tj. $< 1 \times 10^{-6}$.

Model ten rozwiązuje się oddzielnie dla każdego obiektu.

Do oceny efektywności technicznej zastosowano wersję rozszerzoną klasycznego modelu DEA ze zmiennymi niekontrolowanymi (Banker i Morey 1986, Piot-Lepetit i in. 1997). W podstawowej konstrukcji tego modelu zakłada się, że wszystkie czynniki strony nakładowej są kontrolowane, tzn. są podatne na zmiany poprzez zarządzanie lub nowe technologie procesów. Istnieją również egzogenne nakłady stałe, które nie mogą być minimalizowane, ponieważ pozostają poza kontrolą gospodarstwa. Rozwiązanie takiego modelu polega na poszukiwaniu możliwości radialnej redukcji nakładów kontrolowanych, podczas gdy nakłady niekontrolowane i efekty pozostają na stałym poziomie. Poprawne sformułowanie takiego modelu musi uwzględniać separację równań ze zmiennymi kontrolowanymi i niekontrolowanymi oraz wyeliminowanie z równania ze zmiennymi niekontrolowanymi ograniczenia w formie mnożnika nakładów (θ). W modelu DEA po stronie nakładowej uwzględniono następujące zmienne: użytki rolne (ha), koszty bezpośrednie gospodarstwa (zł) ponoszone na zakup nasion, nawozów, środków ochrony roślin, zwierząt do produkcji, pasz i usług weterynaryjnych, koszty utrzymania majątku trwałego (zł) obejmujące: amortyzację, odsetki, czynsze, konserwacje, podatki gruntowe i ubezpieczenia komunikacyjne, oraz pozostałe koszty pośrednie (zł), do których zaliczono: koszt paliw i olejów, energii elektrycznej, usług i ubezpieczeń społecznych. Jako efekt procesu przyjęto przychód ogółem gospodarstw (zł).

Aktywność produkcyjna typowych gospodarstw rolnych jest nierozłącznie związana z ziemią użytkowaną rolniczo. Jest ona podstawowym czynnikiem produkcji, stąd włączenie użytków rolnych jako zmiennej do modelu, obok czynników ekonomicznych, było niezbędne. W tak sformułowanym modelu powierzchnia użytków rolnych nie podlegała radialnej redukcji. Zmiany powierzchni rolnej gospodarstw przebiegają stosunkowo wolno, ograniczają je zazwyczaj czynniki zewnętrzne, niezależne od gospodarstw, np. podaż gruntów rolnych przeznaczonych do sprzedaży w ich otoczeniu.

Efekty skali w modelu DEA identyfikowano na podstawie zależności (Banker i in. 2004):

$$\text{CRS} = \sum \lambda_j = 1$$

$$\text{DRS} = \sum \lambda_j > 1$$

$$\text{IRS} = \sum \lambda_j < 1$$

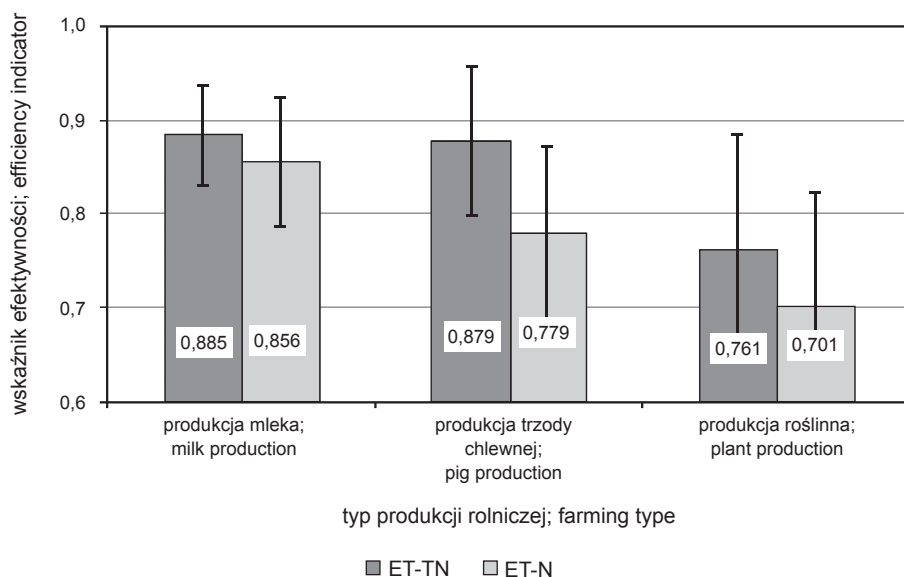
gdzie: CRS – stały efekt skali, DRS – malejący efekt skali, IRS – rosnący efekt skali.

Wielkość sumy wag intensywności była rozstrzygającym czynnikiem określającym rodzaj skali produkcji każdego gospodarstwa.

Ogólną efektywność techniczną produkcji w różnych typach gospodarstw przedstawiono na rysunku 37. Widoczne jest większe zróżnicowanie wskaźnika efektywności wewnątrz typu produkcji roślinnej i produkcji trzody chlewnej, co znamionowały wartości przedziału ufności. Najwyższym poziomem efektywności produkcji charakteryzowały się gospodarstwa zorientowane na produkcję mleka. Średnia wartość wskaźnika efektywności w tej grupie (ET-TN) wynosiła 0,885. Na nieznacznie niższym poziomie efektywności prowadziły produkcję gospodarstwa trzodowe. Najmniejszą efektywność wykazywały gospodarstwa z produkcją roślinną. Gospodarstwa o tym typie produkcji miały efektywność gorszą o 14% od typu produkcji mleka. Wartości wskaźników efektywności wskazują, że nakłady w typie produkcji roślinnej powinny zostać zmniejszone o blisko 24%, aby mogły one osiągnąć pełną efektywność przy utrzymaniu dotychczasowego poziomu przychodów. W gospodarstwach z rozwiniętą produkcją mleka do uzyskania pełnej efektywności produkcji wystarczająca byłaby równoczesna redukcja wszystkich nakładów przeciętnie o 11,5%. Gospodarstwa nieefektywne zużywają większą ilość nakładów na podtrzymanie ich aktualnej wartości produkcji. Oznacza to, że osiągają one gorsze współczynniki konwersji w relacji: wiele nakładów – jeden efekt.

W każdym typie produkcji rolniczej identyfikowano liczniejszą podgrupę gospodarstw nieefektywnych oraz mniej liczną podgrupę gospodarstw wzorcowych o optymalnym poziomie nakładów podwyższających wartości średnie wskaźników efektywności dla całej grupy. Wielkości koniecznych zmian w dostosowywaniu poziomu nakładów odnoszą się bezpośrednio do gospodarstw nieosiągających pełnej efektywności. Dlatego podano również ocenę średniej efektywności technicznej wyłącznie dla podgrup gospodarstw nieefektywnych (ET-N). Wskaźniki efektywności dla podgrupy gospodarstw nieosiągających pełnej efektywności uległy znacznemu obniżeniu w stosunku do średnich dla całych grup w typie produkcji roślinnej oraz produkcji trzody. Osiągnięcie pełnej efektywności wymagałoby ze strony gospodarstw roślinnych redukcji nakładów średnio o 29,9%, natomiast nieefektywne gospodarstwa trzodowe musiałyby zmniejszyć ponoszone nakłady na produkcję średnio o 22,1%. Stosunkowo najmniejsze poziomy zmian nakładów w gospodarstwach nieefektywnych dotyczyły typu produkcji mleka. Jednostki nieefektywne

w tym typie musiałyby ograniczyć wielkość nakładów średnio o 14,4%. Gospodarstwa nieefektywne specjalizujące się w produkcji roślinnej i produkcji trzody odstawały w znacznie większym stopniu od poziomu wzorców niż w typie produkcji mleka, o czym świadczyły pośrednio wielkości różnic pomiędzy wskaźnikami efektywności obliczonymi dla całych grup i dla podgrup gospodarstw nieefektywnych.



Rys. 37. Ogólna efektywność techniczna dla wszystkich gospodarstw rolniczych (ET-TN) oraz dla gospodarstw nieosiągających pełnej efektywności technicznej (ET-N) według typów gospodarstw (średnie z lat 2002–2004 $\pm$ 95% przedział ufności dla średniej)

Overall technical efficiency for all farms (ET-TN) and for farms not attaining the full technical efficiency (ET-N) according to the types of farms (averages for the years 2002–2004 $\pm$ 95% confidence interval for the mean)

W tabeli 27 zaprezentowano porównanie kosztów składowych działalności z ich wartościami docelowymi otrzymanymi w wyniku optymalizacji modelu w analizowanych typach gospodarstw rolniczych. Dane wskazują możliwe do osiągnięcia przez gospodarstwa nieefektywne znaczne ograniczenie wysokości kosztów (z uwzględnieniem radialnej redukcji i likwidacji luk produkcyjnych). Redukując przeciętnie jednostkowe koszty do wartości optymalnych, gospodarstwa w danym typie produkcji mogłyby uzyskać pełną efektywność techniczną. Największe różnice poziomów nakładów pomiędzy wartościami rzeczywistymi i projektowanymi w gospodarstwach roślinnych dotyczyły kosztów utrzymania majątku trwałego oraz innych kosztów pośrednich i wynosiły odpowiednio: 35,3 i 33,3%. Planując zatem poprawę efektywności, nieefektywne gospodarstwa roślinne powinny w pierwszej kolejności zwrócić uwagę na możliwości zmniejszenia kosztów ponoszonych na utrzymanie majątku trwałego oraz redukcję kosztów pośrednich. Wśród gospodarstw nieefektywnych prowadzących produkcję trzody projektowany zakres zmniejszenia

kosztów wahał się pomiędzy 23 i 26%. Z analizy wynika, że uzasadnione byłoby poszukiwanie przez te gospodarstwa możliwości równoczesnego zmniejszania wszystkich wyróżnionych składników kosztów. Pomimo ogólnie wysokiego poziomu efektywności w typie produkcji mleka dane z optymalizacji wskazywały na nadmiernie wysokie koszty pośrednie w gospodarstwach nieefektywnych. Poziom ich redukcji powinien wynosić około 21%. Mniejsze procentowo ograniczenia dotyczyły kosztów bezpośrednich i kosztów utrzymania majątku trwałego (odpowiednio o około 14 i 16%).

Tabela 27

Wielkości redukcji kosztów po optymalizacji modelu wyznaczającym wirtualne obiekty efektywne w różnych typach gospodarstw rolniczych
Magnitude of cost reduction after model optimisation determining virtual effective objects in different types of farms

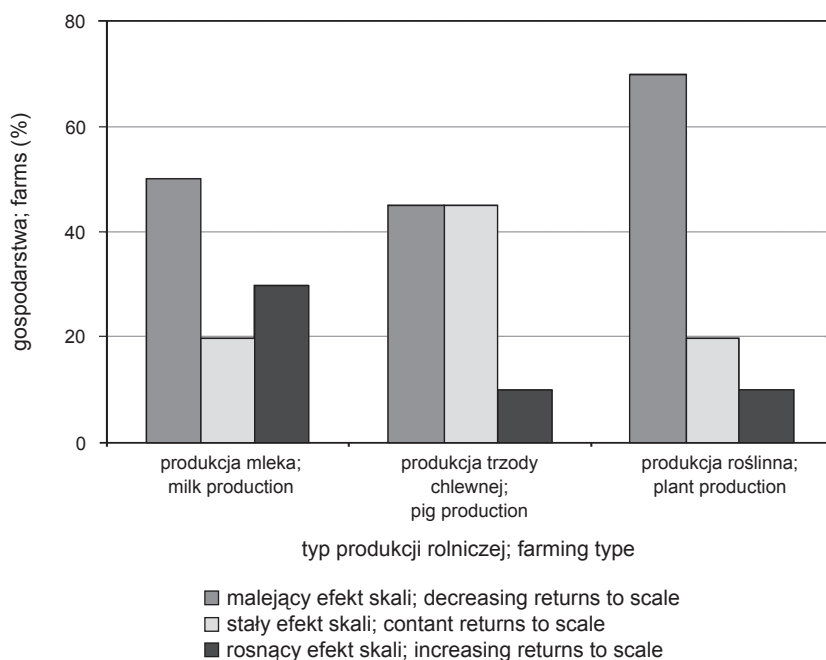
Rodzaj kosztów; Type of costs	Rzeczywiste i projektowane wartości kosztów; Real and projected cost values (zł·ha ⁻¹)	Typ gospodarstwa; Type of farm					
		produkcja mleka; milk production		produkcja trzody chlewnej; pig production		produkcja roślinna; plant production	
		średnia; mean	odch. stand.; st. dev.	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.
Koszty bezpośrednie produkcji; Direct production costs	a	1725,3	731,3	1999,7	819,7	1154,6	816,7
	b	1479,7	668,0	1550,1	631,4	802,3	565,7
Koszty utrzymania majątku trwałego; Maintenance costs of fixed assets	a	1159,1	437,9	1010,8	482,4	664,2	196,2
	b	977,2	390,8	749,6	290,8	429,8	123,2
Inne koszty pośrednie; Other indirect costs	a	627,8	164,9	449,6	151,6	346,5	139,8
	b	493,8	92,3	344,8	101,4	230,9	114,9

a – wartość rzeczywista; real value, b – wartość docelowa po optymalizacji modelu; target value after model optimisation

Ważną częścią analizy efektywności technicznej gospodarstw jest rozpoznanie, czy dane działalności mają właściwą wielkość produkcji. W analizowanych typach rolniczych wielkość produkcji gospodarstw i jej wpływ na efektywność techniczną można było ocenić według efektów skali (rys. 38). W każdym typie rolniczym znajdowały się gospodarstwa, które miały teoretyczne możliwości poprawy ogólnej efektywności technicznej przez zmianę poziomów produkcji. Mniejszą częstotliwością

występowania rosnących efektów skali charakteryzowały się typy produkcji roślinnej i produkcji trzody (10%). W typie produkcji mleka było kilkakrotnie więcej obiektów z rosnącym efektem skali (30%). Dane te świadczą o tym, że gospodarstwa o tym efekcie skali mają możliwość poprawy efektywności w wyniku dalszego wzrostu produkcji. Rosnący efekt skali występuje do momentu, w którym koszty przeciętne przestają spadać przy wzrastającej produkcji.

Gospodarstwa o malejących efektach skali tworzyły liczniejsze grupy. Udział gospodarstw o tych efektach skali w typie produkcji roślinnej wynosił 70%. W pozostałych dwóch typach, produkcji mleka i produkcji trzody, wynosił on odpowiednio: 50 i 45%. Malejący efekt skali sugeruje, że rozmiary działalności gospodarstw są zbyt duże. Jednostki te, dążąc do zwiększenia efektywności, powinny zmniejszyć wielkość produkcji. Taki efekt skali charakteryzuje sytuację, kiedy koszty przeciętne rosną wraz ze wzrostem produkcji.

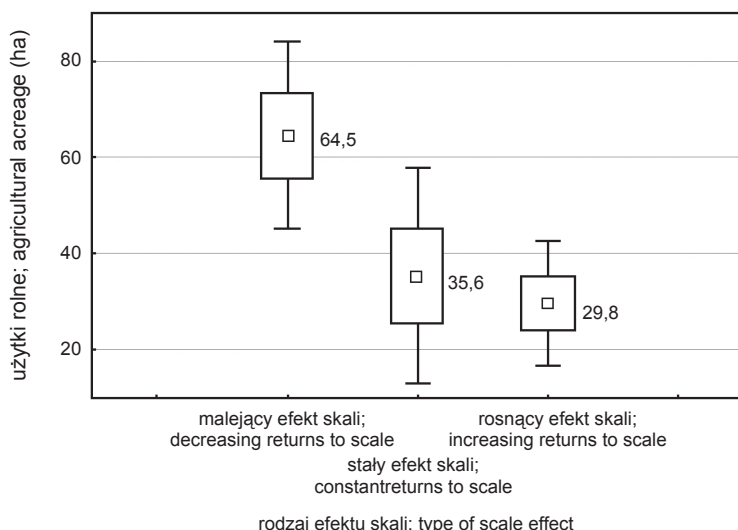


Rys. 38. Częstość wystąpienia wyróżnionych efektów skali w badanych typach gospodarstw rolniczych
Frequency of occurrence of distinguished types of scale effects in the farm types studied

Najbardziej efektywnemu zakresowi produkcji odpowiada stały efekt skali. Średnia produktywność osiąga wtedy maksymalną wartość. Optymalne rozmiary produkcji osiągało najwięcej gospodarstw specjalizujących się w produkcji trzody (45%). Ponad dwukrotnie niższy był odsetek gospodarstw o stałym efekcie skali w typach produkcji mleka i produkcji roślinnej. Ze względu na dużą podaż wieprzowiny oraz zmienność cykli koniunkturalnych w jej produkcji sposobem na

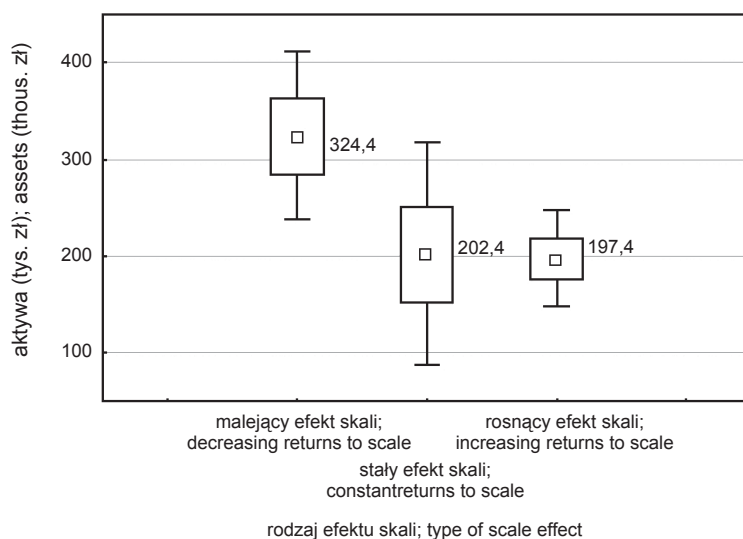
utrzymanie konkurencyjności funkcjonowania gospodarstw trzodowych jest stosowanie efektywnych procesów technologicznych oraz utrzymywanie właściwej skali produkcji w stosunku do posiadanych zasobów produkcyjnych.

Na brak optymalnego poziomu skali produkcji w stosunku do wielkości gospodarstw może składać się wiele czynników. Do głównych przyczyn niewłaściwej skali produkcji zalicza się: wysokie koszty stałe w przeliczeniu na jednostkę produktu, wysokie koszty zmienne spowodowane brakiem specjalizacji i właściwego wykorzystania zasobów pracy, niewłaściwe zarządzanie w procesie przepływu składników w cyklach produkcyjnych jednostek, wysokie koszty pośrednie oraz nadmierne koszty kapitału w przeliczeniu na jednostkę produktu (Doll i Orazem 1984). W badanej grupie gospodarstw widoczne były relacje pomiędzy rodzajem efektów skali a powierzchnią użytków rolnych oraz wartością aktywów ogółem gospodarstw (rys. 39 i 40). Gospodarstwa o malejących efektach skali posiadały generalnie zbyt dużą powierzchnię użytków rolnych oraz wysoką wartość aktywów. Ich średnia powierzchnia użytków rolnych i wartość majątku była wyższa od grupy o stałym efekcie skali odpowiednio o ponad 80 i 60%. Gospodarstwa cechujące się tym rodzajem efektu skali koncentrowały się na odnoszeniu korzyści ekonomicznych głównie przez zwiększanie rozmiarów produkcji rolnej. Ewentualny ich powrót do optymalnej skali jest prawdopodobnie uzależniony od ograniczenia kosztów kapitału i wprowadzenia zawansowanych, wydajnych technologii produkcji. Powinny one starać się adaptować rozwiązania organizacyjne i technologiczne umożliwiające redukcję kosztów.



Rys. 39. Powierzchnia użytków rolnych badanych gospodarstw w relacji do rodzaju efektu skali (średnie z lat 2002–2004 $\pm$ 95% przedział ufności dla średniej)

Agricultural land area of studied farms in relation to the type of scale effect (averages for the years 2002–2004 $\pm$ 95% confidence interval for the mean)

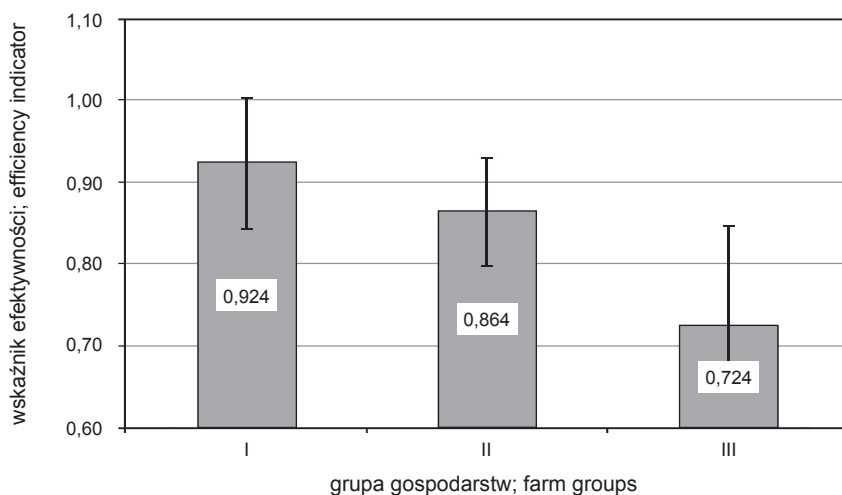


Rys. 40. Aktywa ogółem badanych gospodarstw w relacji do rodzaju efektu skali
(średnie z lat 2002–2004 $\pm 95\%$ przedział ufności dla średniej)
Total assets of studied farms in relation to the type of scale effect
(averages for the years 2002–2004 $\pm 95\%$ confidence interval for the mean)

Grupa gospodarstw o rosnącym efekcie skali miała średnio mniejszą powierzchnię użytków rolnych i wartość aktywów w porównaniu do gospodarstw o stałych efektach skali. Właściwą drogą rozwoju tych gospodarstw byłoby zwiększenie rozmiarów produkcji. Gospodarstwa te nie osiągnęły bowiem fazy maksymalnej produktywności. Barierą uniemożliwiającą wzrost produkcji w przyszłości może okazać się brak kapitału potrzebnego na sfinansowanie nakładów inwestycyjnych na zakup ziemi rolnej oraz korzystanie z nowoczesnych technologii produkcji. O ich przydatności w gospodarstwach powinny decydować z jednej strony możliwości uzyskiwania zwiększonej produkcji, z drugiej zaś strony, ze względu na ograniczanie kosztów, efektywność energetyczna oraz efektywność wykorzystania nutrientów w systemach gospodarowania. Wybór właściwych technologii umożliwi gospodarstwom dążącym do rozwoju swojej produkcji równoczesne ukierunkowanie się na zasady zrównoważonego rozwoju.

Efektywność techniczna uzależniona była także od wielkości gospodarstw (rys. 41). Gospodarstwa w grupie I (< 26,1 ha) osiągały najwyższą efektywność produkcji. W kolejnych dwóch grupach obszarowych efektywność ta wyraźnie się obniżała. Gospodarstwa w grupie III (> 62,1 ha) uzyskiwały efektywność techniczną o ponad 21% niższą od gospodarstw grupy I. Gospodarstwa o dużym obszarze i jednocześnie posiadające gorszą efektywność powinny mieć na uwadze wprowadzanie zmian w kierunku lepszego dostosowania nakładów do wielkości osiąganych efektów produkcyjnych. Wyniki te uzupełniają wcześniejsze dane o relacji łączącej efekty skali z powierzchnią gospodarstw. Uzasadnione jest przypuszczenie, że duże obszarowo gospodarstwa odnoszą korzyści głównie z osiągniętej

skali produkcji, natomiast procesy zmian efektywnościowych nie są równorzędnie traktowane w stosunku do rozmiarów produkcji. Wewnętrzną zmienność efektywności technicznej (szeroki przedział ufności) w grupie III można traktować jako wskazówkę informującą o istnieniu gospodarstw wzorcowych, które pomimo dużej powierzchni są w stanie kierować sprawnie procesami produkcyjnymi bez angażowania nadmiernej ilości nakładów.



Rys. 41. Ogólna efektywność techniczna według grup obszarowych gospodarstw
(średnie z lat 2002–2004 $\pm$ 95% przedział ufności dla średniej)
Overall technical efficiency according to the farm area groups
(averages for the years 2002–2004 $\pm$ 95% confidence interval for the mean)

3.16.2. Ocena efektywności środowiskowej gospodarstw

Do analizy efektywności środowiskowej gospodarstw zastosowano klasyczną formę modelu DEA zorientowaną na nakłady, przedstawioną poniżej:

$$\text{Min } \Delta_o$$

przy ograniczeniach:

$$u_o \leq \sum_{j=1}^J \gamma_j u_j \quad j = 1, 2, \dots, J$$

$$\Delta_o x_{io} \geq \sum_{j=1}^J \gamma_j x_{ij} \quad i = 1, 2, \dots, I$$

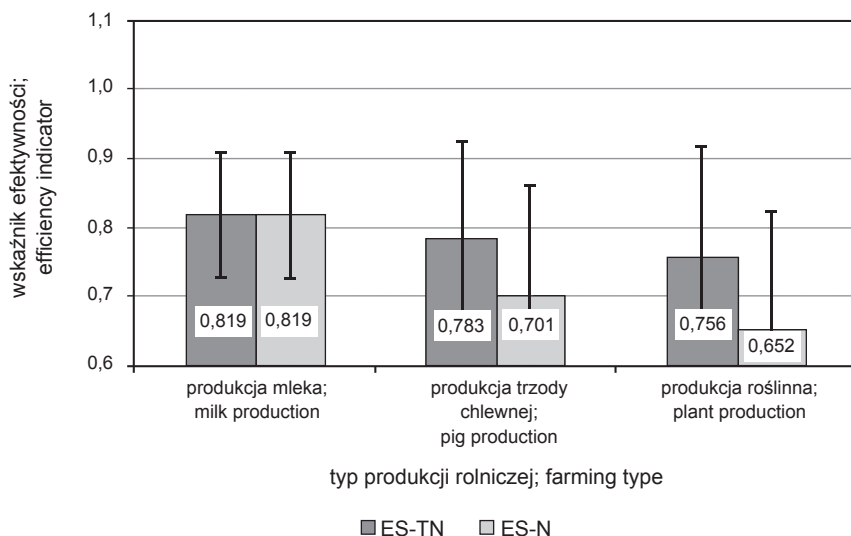
$$\gamma_j \geq 0$$

gdzie: Δ_o – optymalna, względna efektywność środowiskowa gospodarstwa „o”, u_j i u_o – wektor jedynkowy strony efektów gospodarstw „j” i „o”, x_{io} – poziom i-tej zmiennej w gospodarstwie „o”, x_{ij} – poziom i-tej zmiennej w gospodarstwie „j”, j – gospodarstwa, i – zmienne strony nakładowej modelu, γ – wagi intensywności.

Do modelu efektywności środowiskowej wprowadzono następujące zmienne (wskaźniki): saldo N w gospodarstwie ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$), saldo P w gospodarstwie ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$), bilans materii organicznej ($\text{kg C humus} \cdot \text{ha}^{-1}$), indeks oddziaływania pestycydów na środowisko (liczba punktów $\cdot \text{ha}^{-1}$). W modelu zakłada się minimalizację wartości wskaźników w odniesieniu do jednostki powierzchni. Założenia minimalizacji strony nakładowej nie można było zrealizować w stosunku do zmiennych, których pożądanym kierunkiem zmian jest wzrost poziomów ich wartości. Ich minimalizacja była możliwa po przeprowadzeniu konwersji danych według ogólnego wzoru: $x' = x^{-1}$. Operacja przekształcania w tym modelu dotyczyła bilansu materii organicznej. W przypadku sald azotu i fosforu równoważnie traktowano zarówno wartości dodatnie, jak i ujemne. Salda oraz indeks oddziaływania pestycydów w modelu były wyrażone liczbowymi wartościami bezwzględnymi.

Za pomocą efektywności środowiskowej mierzy się wielkość redukcji sald oraz indeksu oddziaływania pestycydów na środowisko. Dzięki niej można ocenić, czy istnieją generalne możliwości zmniejszenia szkodliwego wpływu działalności rolniczej danego gospodarstwa w porównaniu do innych gospodarstw. Gospodarstwa wzorcowe mogą wskazywać nieefektywnym jednostkom właściwe sposoby rozwiązań technologicznych w celu zmniejszania nadmiernych sald i tym samym ograniczania emisji szkodliwych związków do środowiska.

Procesy produkcyjne w gospodarstwach typu produkcji mleka przebiegały w sposób, który zabezpieczał wyższą efektywność środowiskową w porównaniu do typów produkcji trzody i produkcji roślinnej (rys. 42). Osiągnięcie pełnej efektywności środowiskowej byłoby możliwe pod warunkiem poprawy wartości wskaźników średnio o 18,1%. Pomimo ogólnie wysokiego wskaźnika efektywności typ ten nie posiadał gospodarstw wzorcowych. Znajdowały się one natomiast wśród typów produkcji trzody oraz produkcji roślinnej, o czym świadczyły różnice efektywności środowiskowej pomiędzy całymi grupami gospodarstw (ES-TN) oraz podgrupami złożonymi z gospodarstw nieefektywnych (ES-N). Występowała znaczna zmienność wskaźników efektywności w obydwu typach produkcji. Ich niskie wartości oraz duże zróżnicowanie mogą sygnalizować, że sposoby organizacji i technologii produkcji w dużej części jednostek znacznie różnią się od poziomów wzorców. Z najmniejszą efektywnością środowiskową prowadziły swoją działalność gospodarstwa specjalizujące się w produkcji roślinnej. Wartości wskaźników efektywności środowiskowej we wszystkich typach gospodarstw były niższe w porównaniu z efektywnością techniczną. Można przypuszczać, że warunki osiągnięcia pełnej efektywności środowiskowej są trudniejsze do spełnienia dla dużej części gospodarstw niż realizacja efektywności technicznej.



Rys. 42. Efektywność środowiskowa dla wszystkich gospodarstw rolniczych (ES-TN) oraz dla gospodarstw nieosiągających pełnej efektywności środowiskowej (ES-N) według typów gospodarstw (średnie z lat 2002–2004 $\pm$ 95% przedział ufności dla średniej)

Environmental efficiency for all farms (ES-TN) and for farms not attaining the full environmental efficiency (ES-N) according to the types of farms
(averages for the years 2002–2004 $\pm$ 95% confidence interval for the mean)

Kierunki zmian wartości wskaźników środowiskowych zostały wyznaczone w wyniku optymalizacji metodą DEA (tab. 28). Wartości docelowe określają w ten sposób optymalne standardy środowiskowe dla różnych typów gospodarstw w analizowanej grupie. Odmierna specyfika produkcji występująca pomiędzy gospodarstwami z produkcją zwierzęcą i produkcją roślinną różnicowała w sposób wyraźny optymalne poziomy zmienne. Projektowane średnie wartości bilansu N w gospodarstwach z produkcją roślinną były około 59% niższe niż w gospodarstwach z produkcją mleka. Podobnie duże różnice dotyczyły bilansu P i bilansu materii organicznej. Należy zaznaczyć, że wartości modelowane dla gospodarstw nie tworzą całkowicie maksymalistycznego zbioru wartości, ponieważ, zgodnie z opisaną wcześniej metodą, są one projekcją obiektów referencyjnych wyznaczanych przez gospodarstwa wzorcowe z analizowanej grupy. Oznacza to, że w rzeczywistej badanej grupie dla każdej nieefektywnej jednostki można wyznaczyć, w relacji do obiektów wzorcowych, najbardziej korzystną dla niej kombinację wskaźników środowiskowych. Prezentowana metoda efektywności środowiskowej (minimalizująca obciążenie gleby nadmiarem składników mineralnych, zmniejszająca ujemny wpływ pestycydów na środowisko oraz zwiększająca reprodukcję materii organicznej) nie ustala sztywnych progowych wartości wskaźników, jednakowych dla wszystkich gospodarstw, tylko określa ich poziomy referencyjne, które w miarę rozwoju technologii i usprawniania zarządzania mogą podlegać dalszej optymalizacji dla każdego gospodarstwa osobno.

Tabela 28

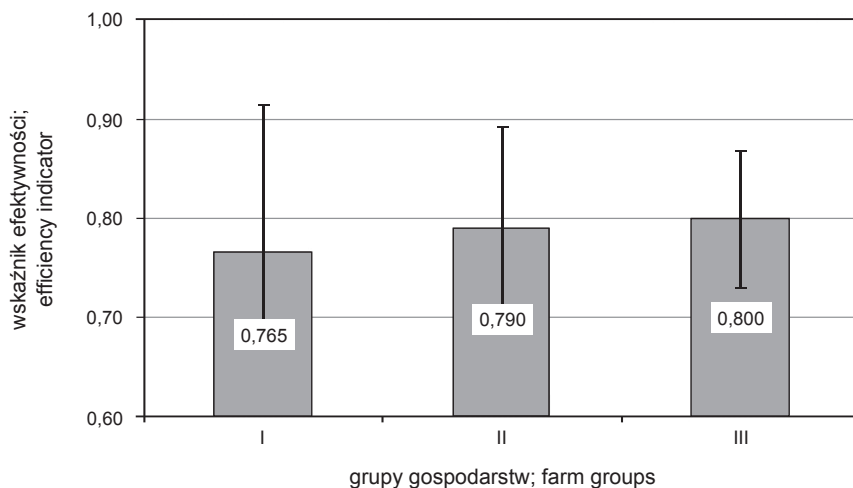
Porównanie wartości wskaźników środowiskowych w gospodarstwach nieefektywnych, analizowanych w modelu efektywności środowiskowej, z wartościami docelowymi w wyniku optymalizacji metodą DEA

Comparison of environmental indicators in ineffective farms, analysed in the model of environmental efficiency, with target values after model optimisation by DEA method

Wyszczególnienie; Specification	Rzeczywiste i projektowane wartości; Real and projected values	Typ gospodarstw rolniczych; Type of farms					
		produkcja mleka; milk production		produkcja trzody chlewnej; pig production		produkcja roślinna; plant production	
		średnia; mean	odch. stand.; st. dev.	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.
Bilans N w gospodarstwie; N balance in farm (kg·ha ⁻¹)	a	137,9	34,0	120,3	36,3	58,8	20,3
	b	86,4	33,9	74,7	30,1	35,8	14,1
Bilans P w gospodarstwie; P balance in farm (kg·ha ⁻¹)	a	18,1	8,3	19,8	9,0	5,5	6,6
	b	13,1	8,0	11,1	6,5	4,2	4,0
Bilans materii organicznej; Organic matter balance (kg C-humus·ha ⁻¹)	a	232,0	161,0	54,0	183,0	-43,0	136,0
	b	460,0	34,0	411,0	91,0	188,0	152,0
Indeks oddziaływania pestycydów na środowisko (punkty); Index of pesticide impact on the environment (points)	a	-35,0	21,2	-25,0	7,4	-42,9	17,5
	b	-16,8	5,1	-15,7	4,0	-18,9	7,5

a – wartość rzeczywista; real value, b – wartość docelowa po optymalizacji modelu; target value after model optimisation

Wystąpiła tendencja do umiarkowanego wzrostu efektywności w większych obszarowo grupach gospodarstw (rys. 43). Wzrost wielkości obszarowej gospodarstw nie miał więc ujemnego wpływu na efektywność środowiskową. Kształtują ją w zasadzie czynniki niezwiązane z obszarem gospodarstwa. Rozstrzygające znaczenie ma z pewnością typ produkcji, sposób prowadzenia produkcji i sprawność organizacyjna. Efektywność środowiskowa i techniczna pozostawały w przeciwnych relacjach w stosunku do wielkości gospodarstw. Dowodzi to, że w dużych obszarowo gospodarstwach jest łatwiej uzyskać lepsze efekty środowiskowe niż wysoką efektywność techniczną produkcji.



Rys. 43. Efektywność środowiskowa według grup obszarowych gospodarstw
(średnie z lat 2002–2004 $\pm$ 95% przedział ufności dla średniej)
Environmental efficiency according to the farm area groups
(averages for the years 2002–2004 $\pm$ 95% confidence interval for the mean)

3.16.3. Charakterystyka gospodarstw wzorcowych pod względem efektywności technicznej oraz środowiskowej

W tabeli 29 podano zbiory parametrów i ich średnie wartości charakteryzujące gospodarstwa o efektywnej technicznie produkcji oraz gospodarstwa wyróżniające się pełną efektywnością środowiskową. Odchylenia standardowe wskazują, że wartości wskaźników dla obydwu rodzajów efektywności są zmienne. Każde wzorcowe gospodarstwo posiada bowiem własną charakterystykę, która w wielowymiarowej relacji do innych efektywnych gospodarstw niekoniecznie musi tworzyć podobny zbiór wartości. Grupa gospodarstw z pełną efektywnością techniczną uzyskiwała przeciętnie lepsze efekty ekonomiczne. Przyczyną jej ekonomicznej przewagi nad efektywnymi środowiskowo gospodarstwami były wyższe o blisko 43% przychody ogółem. Niższe koszty bezpośrednie, koszty utrzymania majątku trwałego oraz koszty pośrednie w grupie o pełnej efektywności środowiskowej nie były w stanie rekompensować jej niskich przychodów, co determinowało ponad 3-krotnie niższy dochód rolniczy. Gospodarstwa te odnosiły wielokrotnie mniejsze korzyści z zaangażowanego kapitału. Ich średni wskaźnik rentowności aktywów był 3-krotnie mniejszy niż w grupie efektywnych technicznie gospodarstw. Grupa złożona z efektywnych technicznie obiektów miała większą wielkość ekonomiczną średnio o 6 jednostek ESU* w porównaniu do grupy wyróżniającej się efektywnością środowiskową. Duże zakresy zmienności związane z wielkością ekonomiczną po-

* Europejska jednostka wielkości ekonomicznej gospodarstw rolniczych. 1 ESU odpowiada wartości standardowej nadwyżki bezpośredniej gospodarstwa o równowartości 1200 Euro.

wodowały, że nie była ona cechą wyraźnie dyskryminującą dla obiektów o pełnej efektywności technicznej. Pomiedzy dwiema grupami była zauważalna różnica pod względem intensywności gospodarowania. Efektywności technicznej odpowiadały większe wartości szeregu wskaźników, takich jak: intensywności organizacji gospodarowania, plonu jednostek zbożowych, ilości zużytej substancji aktywnej, nawożenia NPK oraz obsady zwierząt. Poziomy wskaźników środowiskowych o charakterze bilansowym (bilans N, P, materii organicznej) oraz indeksu oddziaływania pestycydów były natomiast korzystniejsze w grupie gospodarstw o pełnej efektywności środowiskowej.

Tabela 29

Porównanie efektów ekonomicznych oraz wskaźników produkcyjnych i środowiskowych pomiędzy gospodarstwami o pełnej efektywności technicznej (OET) i gospodarstwami charakteryzującymi się pełną efektywnością środowiskową (ES)

Comparison of economic effects, production indicators and environmental indicators between fully efficient farms with overall technical efficiency (OET) and farms with environmental efficiency (ES)

Wyszczególnienie; Specification	OET = 1		ES = 1	
	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.
Przychód ogółem; Total revenue (zł·ha ⁻¹)	6626,9	3425,3	4640,9	3748,8
Dochód rolniczy; Farm income (zł·ha ⁻¹)	1277,7	710,0	414,7	332,9
Koszty bezpośrednie, z zewnątrz gospodarstwa; Direct costs, outside the farm (zł·ha ⁻¹)	2045,6	1974,9	1948,8	2152,5
Koszty utrzymania majątku trwałego; Maintenance costs of fixed assets (zł·ha ⁻¹)	1013,3	582,4	993,1	571,1
Inne koszty pośrednie; Other indirect costs (zł·ha ⁻¹)	495,7	194,3	344,7	159,4
Nadwyżka bezpośrednia; Gross margin (zł·ha ⁻¹)	3259,3	1337,4	1932,2	1110,0
Wskaźnik rentowności aktywów; Return on assets ratio	0,09	0,08	0,03	0,04
Wskaźnik poziomu kosztów ogółem; General cost ratio	0,80	0,14	0,90	0,10
Wielkość ekonomiczna gospodarstwa; Economic size of the farm (ESU)	20,7	16,0	14,7	4,2
Intensywność organizacji gospodarstwa (punkty); Farm organization intensity (points)	350,1	162,3	302,1	164,2
Plon jednostek zbożowych (j.zb·ha ⁻¹); Yield of cereal units (c.u·ha ⁻¹)	46,2	7,5	39,1	9,2
Bilans N w gospodarstwie; N balance in farm (kg·ha ⁻¹)	100,9	51,3	66,0	57,8

cd. tab. 29

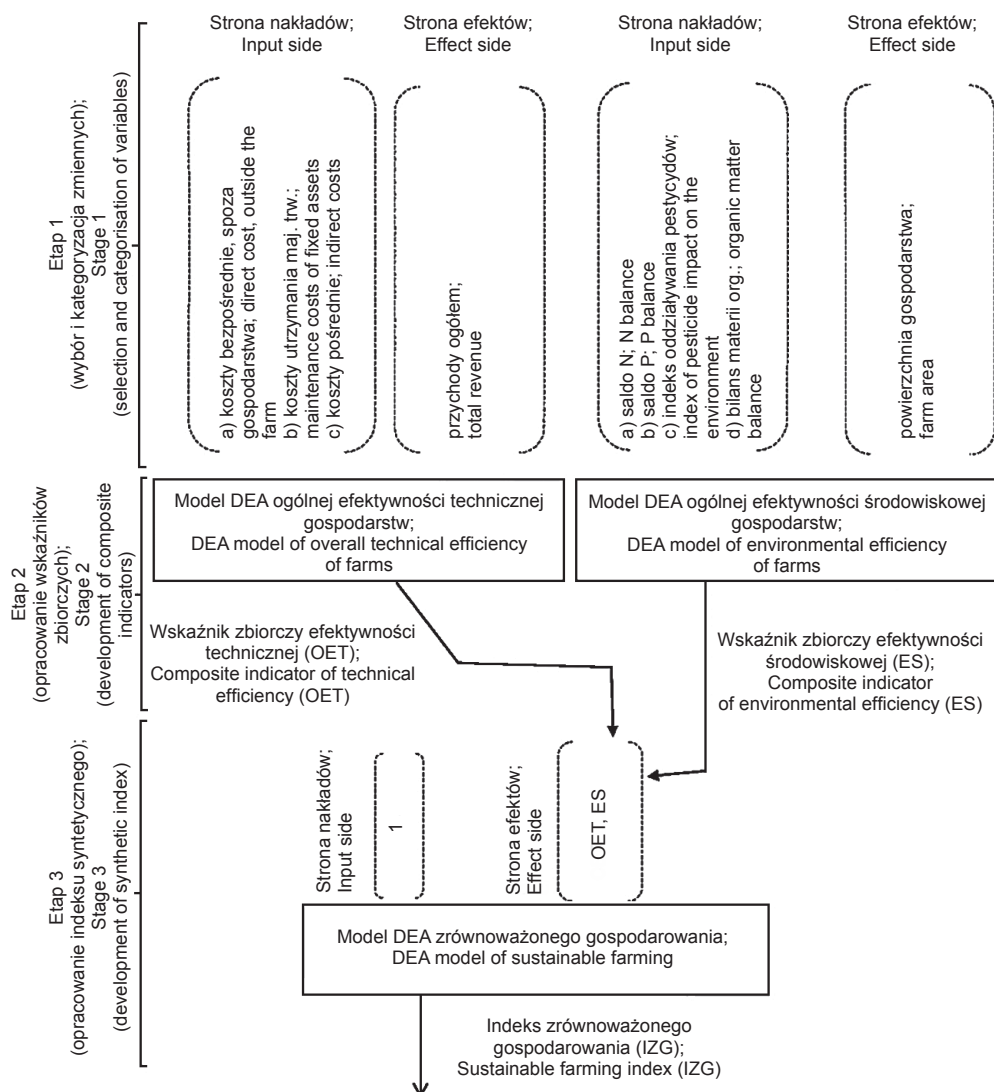
Wyszczególnienie; Specification	OET = 1		ES = 1	
	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.
Bilans P w gospodarstwie; P balance in farm (kg·ha ⁻¹)	15,5	11,7	10,8	13,0
Bilans materii organicznej; Organic matter balance (kg C-humus·ha ⁻¹)	189,2	212,3	254,4	234,6
Indeks oddziaływania pestycydów na środowisko (punkty); Index of pesticide impact on the environment (points)	-31,9	12,9	-25,7	11,6
Ilość zużytych środków ochrony roślin (kg s.a.·ha ⁻¹); Quantity of pesticide use (kg a.i.·ha ⁻¹)	1,5	0,5	1,4	0,5
Nawożenie NPK; NPK fertilization (kg·ha ⁻¹)	176,8	44,3	150,0	55,1
Saldo N na poziomie pola; N surplus at the field level (kg·ha ⁻¹)	45,5	24,9	26,1	18,2
Obsada zwierząt (DJP·ha ⁻¹); Livestock density (AU·ha ⁻¹)	0,9	0,6	0,7	0,7
Powierzchnia UR; Area AL (ha)	35,6	7,4	56,0	33,0

3.17. OCENA ZRÓWNOWAŻONEGO GOSPODAROWANIA

W ocenie gospodarstw potrzebne jest podejście holistyczne, w którym uwzględniane byłyby efekty produkcyjne oraz skutki środowiskowe ich działalności rolniczej. Fragmentaryczne oceny różnych aspektów działalności są niewystarczające. Warunkiem opisu holistycznego jest zintegrowanie wszystkich wskaźników do jednego syntetycznego wskaźnika umożliwiającego całościowe porównanie gospodarstw. Etapem poprzedzającym ocenę końcową zrównoważonego gospodarowania była wcześniejsza analiza efektywności technicznej produkcji oraz efektywności środowiskowej gospodarstw. W ich wyniku otrzymano wskaźniki zbiorcze efektywności technicznej oraz wskaźniki efektywności środowiskowej. Zadaniem końcowego etapu badań jest kwantyfikacja poziomu zrównoważonego funkcjonowania gospodarstw za pomocą indeksu zrównoważonego gospodarowania (IZG) integrującego wyróżnione wcześniej typy wskaźników zbiorczych. Schemat blokowy algorytmu prowadzącego do opracowania tego indeksu zawiera rysunek 44.

IZG ma charakter syntetyczny łączący efektywność techniczną produkcji z efektywnością środowiskową. Konstruując IZG, kierowano się zasadą równoważnego traktowania procesów produkcji oraz ograniczania niepożądanych efektów środowiskowych. Zastosowany model DEA umożliwiał prowadzenie oceny zrównoważonego gospodarowania z uwzględnieniem wymaganych charakterystyk dla opracowanego indeksu. IZG miał podobną skalę korelacji z ogólną efektywnością techniczną i środowiskową (tab. 30). Dodatkową pozytywną cechą był brak istotnej

korelacji pomiędzy wskaźnikami zbiorczymi. Wskaźniki te można uznać jako rzeczywiste zmienne niezależne w modelu. Wzajemna ich zależność mogłaby, zgodnie z wymaganiami dotyczącymi niezależności zmiennych w modelach statystycznych, prowadzić do eliminacji jednego ze wskaźników z modelu. W konsekwencji mogłoby to podważyć zasadność tworzenia IZG z wykorzystaniem tych dwóch rodzajów wskaźników zbiorczych.



Rys. 44. Procedura oceny zrównoważonego gospodarowania za pomocą metody DEA
Procedure of sustainable farming estimation by the DEA method

Tabela 30

Współczynniki korelacji Spearmana między indeksem zrównoważonego gospodarowania a ogólną efektywnością techniczną i środowiskową
Spearman correlation coefficients between index of sustainable farming, overall technical efficiency and environmental efficiency

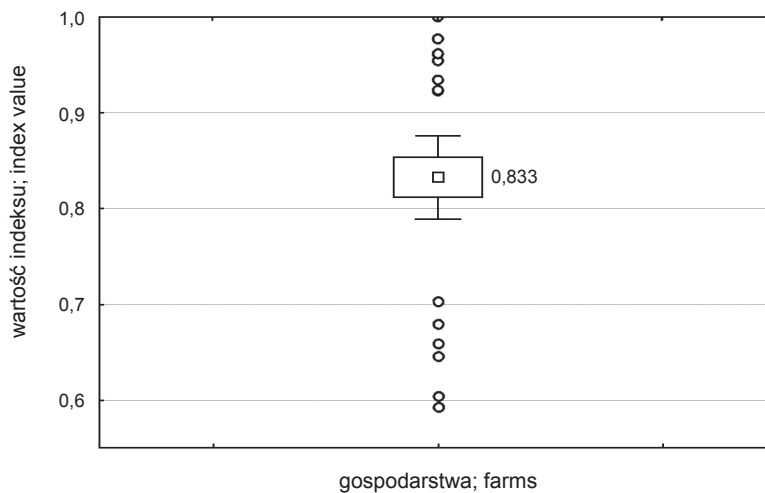
Zmienna; Variable	Indeks zrównoważonego gospodarowania; Index of sustainable farming	Ogólna efektywność techniczna; Overall technical efficiency	Efektywność środowiskowa; Environmental efficiency
Indeks zrównoważonego gospodarowania; Index of sustainable farming	1	0,75*	0,71*
Ogólna efektywność techniczna; Overall technical efficiency		1	0,12
Efektywność środowiskowa; Environmental efficiency			1

* poziom istotności $\alpha < 0,01$; significance level $\alpha < 0,01$

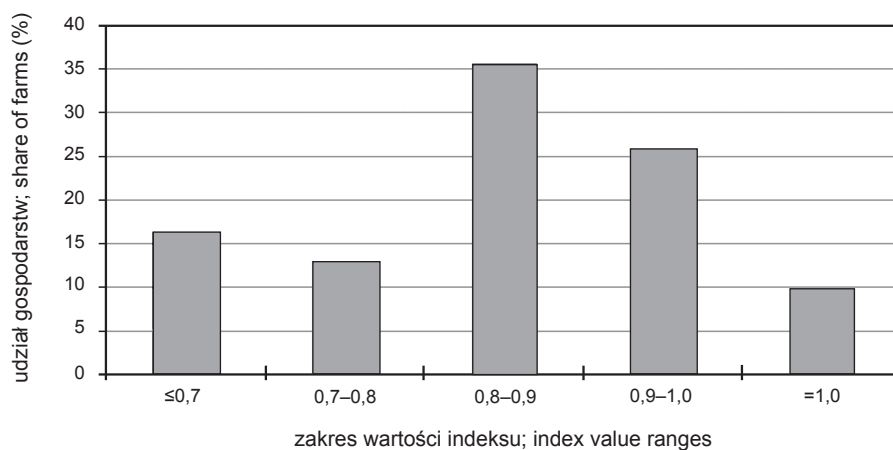
3.17.1. Indeks zrównoważonego gospodarowania

Na rysunku 45 przedstawiono wartości IZG obliczone za pomocą modelu DEA w badanej grupie gospodarstw. Średnia wartość indeksu wynosiła 0,833. Zaznaczyło się wyraźne zróżnicowanie IZG pomiędzy badanymi obiektami. Maksymalne różnice indeksów osiągały wartość 0,4 jednostki. W grupie znajdowało się 10% gospodarstw, które realizowały w pełni zasadę zrównoważonego gospodarowania (rys. 46). Są to zarazem gospodarstwa wzorcowe w analizowanej grupie. Wysoki stopień realizacji tej zasady (wartość IZG 0,90–0,99) wykazywało 23% gospodarstw. Około 36% gospodarstw funkcjonowało na niższym poziomie spełniania kryteriów zrównoważenia (IZG poniżej 0,8), według modelu DEA.

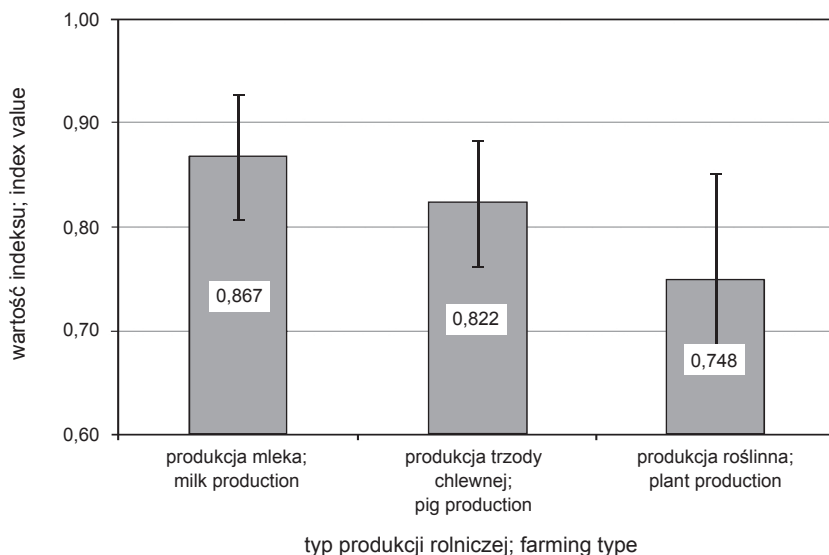
Najwyższe wartości względne IZG uzyskał typ produkcji mleka (rys. 47). Oznacza to, że gospodarstwa o tym typie produkcji prezentują przeciętnie najlepszy stan zrównoważonego gospodarowania. Stosunkowo niską wartość IZG wykazywał natomiast typ produkcji roślinnej. Gospodarstwa prowadzące produkcję roślinną powinny poprawić dotychczasowy poziom indeksu syntetycznego poprzez ponad 25% proporcjonalny wzrost wskaźników zbiorczych w modelu DEA, co oznaczałoby osiągnięcie poziomu referencyjnego. Typ produkcji trzody klasyfikował się na wyższym poziomie zrównoważonego gospodarowania w porównaniu do produkcji roślinnej. Osiągnięcie maksymalnego pułapu IZG w tej grupie gospodarstw mogłoby nastąpić po blisko 18% wzroście wartości wskaźników zbiorczych efektywności technicznej i środowiskowej.



Rys. 45. Indeks zrównoważonego gospodarowania (IZG) dla całej badanej grupy gospodarstw rolniczych (średnie z lat 2002–2004 $\pm$ 95% przedział ufności dla średniej)
 Index of sustainable farming (IZG) for the whole studied farms group
 (averages for the years 2002–2004 $\pm$ 95% confidence interval for the mean)



Rys. 46. Struktura indeksu zrównoważonego gospodarowania w badanej grupie gospodarstw
 Structure of sustainable farming index for the studied farms group



Rys. 47. Indeks zrównoważonego gospodarowania dla gospodarstw nieosiągających maksymalnej jego wartości według typów gospodarstw
(średnie z lat 2002–2004 $\pm$ 95% przedział ufności dla średniej)

Sustainable farming index for farms not attaining its maximal value according to the types of farms
(averages for the years 2002–2004 $\pm$ 95% confidence interval for the mean)

W tabeli 31 przedstawiono wartości średnie i odchylenia standardowe wskaźników efektywności technicznej i środowiskowej według wydzielonych grup indeksu zrównoważonego gospodarowania. Wyznaczając wartości dwóch kwartyli (kwartyłu pierwszego i kwartyłu trzeciego), podzielono badany zbiór indeksów na trzy części skupiające kolejno po 25, 50 i 25% jednostek. Do grupy pierwszej kwalifikowały się gospodarstwa o najniższych wartościach indeksu. Grupę trzecią tworzyły gospodarstwa o stosunkowo najwyższym stopniu zrównoważonego gospodarowania (indeksy w zakresie od 0,925 do 1,000). Analizując kształtowanie się wartości zarówno efektywności technicznej, jak i środowiskowej, należy stwierdzić, że w grupie o niskich wartościach indeksu skupiały się gospodarstwa o małej efektywności procesów produkcyjnych przy jednocześnie niekorzystnym oddziaływaniu na środowisko. Stan zrównoważenia działalności rolniczej gospodarstw w tej grupie jest stosunkowo najbardziej odległy od poziomów wyznaczanych przez obiekty wzorcowe i plasujące się blisko wzorców (grupa trzecia). W grupie o najniższych wartościach indeksu średnia efektywność środowiskowa przewyższała o ponad 6% efektywność techniczną. Z kolei w pozostałych dwóch grupach efektywność techniczna dominowała nad środowiskową. W grupie środkowej różnica między efektywnością techniczną i środowiskową była najwyższa i wynosiła ponad 16%. Efektywność techniczna w tej grupie była zasadniczym czynnikiem określającym (inicjującym) zwiększanie poziomu zrównoważenia, ale dysproporcja składowych nie pozwoliła na kwalifikację do wyższej grupy. Generalnie równorzędność udziału strony technicznej i środo-

wiskowej w analizie indeksu zrównoważonego gospodarowania rzutuje na poprawę stanu zrównoważenia gospodarstw. Według przyjętych rozwiązań nie jest możliwy zatem wzrost indeksu zrównoważenia przy jednostronnej poprawie funkcjonowania gospodarstw w wymiarze tylko technicznym albo środowiskowym. Potwierdza to obiektywność przyjętej metodyki.

Tabela 31

Wydzielone grupy wartości indeksu zrównoważonego gospodarowania i średnie wartości efektywności technicznej i środowiskowej w tych grupach

Distinguished groups of sustainable farming index values versus average values of technical and environmental efficiencies in these groups

Wyszczególnienie; Specification	Indeks zrównoważonego gospodarowania; Sustainable farming index			
	wartość; value	< 0,755	0,756-0,924	> 0,925
Ogólna efektywność techniczna; Overall technical efficiency	średnia; mean	0,646	0,878	0,974
	odch. stand.; st. dev.	0,079	0,095	0,055
Efektywność środowiskowa; Environmental efficiency	średnia; mean	0,687	0,753	0,948
	odch. stand.; st. dev.	0,145	0,206	0,072

3.17.2. Porównanie charakterystyk gospodarstw o maksymalnych i niższych od maksymalnych indeksach zrównoważonego gospodarowania

Grupa gospodarstw o maksymalnych IZG uzyskiwała większy przychód ogółem o 32% z prowadzonej działalności w porównaniu do pozostałych gospodarstw o wartościach IZG < 1 (tab. 32). Gospodarstwa wzorcowe miały jednak gorszą kondycję ekonomiczną. Uzyskiwały one bowiem mniejszy dochód rolniczy z 1 ha UR o około 29%. Z danych wynika, że wysokie koszty bezpośrednie oraz zbyt duże obciążenie kosztami utrzymania majątku trwałego w gospodarstwach wzorcowych przyczyniało się do zmniejszenia ich dochodów w porównaniu do gospodarstw odstających pod względem poziomu zrównoważonego gospodarowania. Gospodarstwa wyróżniające się zrównoważonym gospodarowaniem cechowały się niższymi wartościami sald bilansowych N i P oraz wyższym bilansem materii organicznej. Chemiczna ochrona roślin wywierała mniejszą presję na środowisko w tej grupie obiektów. Miały one mniejszy indeks oddziaływania pestycydów o 9,9 pkt. oraz stosowały mniejsze dawki substancji aktywnych o 0,3 kg na 1 ha UR niż reszta gospodarstw. Gospodarowanie na wyższym poziomie zrównoważenia nie hamowało produkcji zwierzęcej, o czym pośrednio świadczyła wyższa obsada zwierząt o 0,2 DJP

na 1 ha UR w stosunku do pozostałych gospodarstw. Obiekty te cechowały się lepszym zbilansowaniem źródeł azotu na poziomie pola, pomimo wyższej obsady zwierząt. Znalazło to wyraz w niższym saldzie N na poziomie pola. Powierzchnia gospodarstw nie była wyraźnym elementem różnicującym osiągnięty poziom zrównoważonego gospodarowania. Duży zakres zmienności w obu grupach może sugerować zdolność gospodarstw do osiągnięcia maksymalnych wartości IZG bez względu na obszar gospodarstwa. Większe znaczenie dla utrzymania wysokiego pułapu zrównoważenia mogła mieć wielkość ekonomiczna gospodarstwa. Była ona przeciętnie około 1,8-krotnie niższa w porównaniu do grupy nieosiągającej maksymalnego poziomu zrównoważonego gospodarowania.

Tabela 32

Efekty ekonomiczne oraz wskaźniki produkcyjne i środowiskowe w badanej grupie gospodarstw w zależności od poziomu indeksu zrównoważonego gospodarowania (IZG)
Economic effects, production indicators and environmental indicators in the studied farm group, depending on the level of sustainable farming index (IZG)

Wyszczególnienie; Specification	IZG* < 1		IZG** = 1	
	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.
Przychód ogółem; Total revenue (zł·ha ⁻¹)	5129,3	2417,6	6772,6	4220,8
Dochód rolniczy; Farm income (zł·ha ⁻¹)	1016,9	727,7	726,0	128,1
Koszty bezpośrednie, z zewnątrz gospodarstwa; Direct costs, outside the farm (zł·ha ⁻¹)	1615,8	1005,0	2734,9	2649,2
Koszty utrzymania majątku trwałego; Maintenance costs of fixed assets (zł·ha ⁻¹)	939,4	440,4	1156,0	772,8
Inne koszty pośrednie; Other indirect costs (zł·ha ⁻¹)	486,1	196,8	448,0	171,3
Nadwyżka bezpośrednia; Gross margin (zł·ha ⁻¹)	2785,6	1264,1	2608,6	1242,2
Wskaźnik rentowności aktywów; Return on assets ratio	0,07	0,06	0,06	0,04
Wskaźnik poziomu kosztów ogółem; General cost ratio	0,82	0,13	0,84	0,10
Wielkość ekonomiczna gospodarstwa (ESU); Economic size of the farm (ESU)	23,3	12,6	12,9	3,3
Intensywność organizacji gospodarstwa (punkty); Farm organization intensity (points)	337,4	156,6	370,7	187,4
Plon jednostek zbożowych (j.zb·ha ⁻¹); Yield of cereal units (c.u·ha ⁻¹)	47,4	11,3	43,4	3,7
Bilans N w gospodarstwie; N balance in farm (kg·ha ⁻¹)	103,7	49,2	81,5	64,1

cd. tab. 32

Wyszczególnienie; Specification	IZG* < 1		IZG** = 1	
	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.	średnia; mean	odch. stand.; st. dev.
Bilans P w gospodarstwie; P balance in farm (kg·ha ⁻¹)	14,3	10,2	13,8	15,8
Bilans materii organicznej; Organic matter balance (kg C-humus·ha ⁻¹)	105,8	204,4	335,4	207,3
Indeks oddziaływania pestycydów na środowisko (punkty); Index of pesticide impact on the environment (points)	-33,4	17,9	-23,5	8,8
Ilość zużytych środków ochrony roślin (kg s.a.·ha ⁻¹); Quantity of pesticide use (kg a.i.·ha ⁻¹)	1,5	0,7	1,2	0,4
Nawożenie NPK; NPK fertilization (kg·ha ⁻¹)	211,5	68,7	136,8	36,2
Saldo N na poziomie pola; N surplus at the field level (kg·ha ⁻¹)	53,5	23,4	24,7	21,5
Obsada zwierząt (DJP·ha ⁻¹); Livestock density (AU·ha ⁻¹)	0,8	0,7	1,0	0,7
Powierzchnia UR; Area AL (ha)	47,3	30,4	45,4	41,3

* gospodarstwa nieosiągające maksymalnej wartości IZG; farms not achieving the maximal value of IZG, ** gospodarstwa o maksymalnym poziomie IZG; farms with maximal level of IZG

3.17.3. Analiza czynników kształtujących indeks zrównoważonego gospodarowania

W celu uzyskania informacji na temat innych czynników, niewłączonych wcześniej do modelu DEA, ale mogących wywierać wpływ na zmiany indeksu zrównoważonego rozwoju, przeprowadzono analizę regresji wartości indeksów wobec czynników zewnętrznych, stosując model tobitowy (Kufel 2004). Znajduje on zastosowanie w sytuacjach, kiedy szereg danych zmiennej zależnej przyjmuje tę samą wartość progową. Wyniki modeli DEA zawierają klaster wskaźników o wartościach równych jeden oraz liczniejszą grupę pozostałych wskaźników o charakterze zmiennych ciągłych z wartościami poniżej jeden. Taki układ wartości powoduje, że nie można przyjąć założenia o zgodności rozkładu tej zmiennej z rozkładem normalnym. W standardowej regresji wielokrotnej zakłada się także rozkład normalny składników losowych. Podobnych założeń nie można przyjąć dla regresji wielokrotnej ze współczynnikami obliczonymi w modelach DEA. Nie jest w związku z tym możliwa estymacja parametrów modelu przy użyciu metody najmniejszych kwadratów (Färe i in. 2006, Javed i in. 2010).

W tej sytuacji właściwą metodą do badania powiązań między zmiennymi jest tzw. normalna regresja cenzurowana, której przykładem jest wymieniony wcześniej model tobitowy. W tym modelu ocenianie oznacza, że zmienna zależna jest

nieobserwowalna, gdy jej prawdziwa wartość przekroczy określoną wartość progową. Zmienne niezależne są natomiast obserwowalne dla tych ograniczonych wartości. Estymatory modelu obliczane są metodą największej wiarygodności. Model tobitowy przyjmuje następującą postać (Dimara i in. 2005):

$$u_i = \begin{cases} 0 & \text{jeżeli } z_i\beta + \varepsilon_i \leq 0 \\ z_i\beta + \varepsilon_i & \text{jeżeli } 0 < z_i\beta + \varepsilon_i < 1 \\ 1 & \text{jeżeli } z_i\beta + \varepsilon_i \geq 1 \end{cases}$$

$$\varepsilon_i : N(0, \delta^2), i = 1, 2, \dots, n$$

gdzie: u_i – wartości indeksów zrównoważonego gospodarowania, z_i – wektor zmiennych niezależnych, β – estymowane parametry związane ze zmiennymi niezależnymi, ε_i – składniki losowe o rozkładzie normalnym, n – liczba gospodarstw.

Wskazanie zasadniczych czynników warunkujących postęp w podnoszeniu poziomu zrównoważonego gospodarowania jest pomocne w podejmowaniu procesów dostosowawczych w gospodarstwach, w których występują problemy z funkcjonowaniem według zasad efektywności produkcyjnej i środowiskowej. Wyniki regresji tobitowej wskazują, że charakterystyki intensywności produkcji roślinnej i zwierzęcej, reprezentowane przez wielkość nawożenia mineralnego NPK na 1 ha oraz obsadę zwierząt na 1 ha, wywierały istotny wpływ na wartości indeksu (tab. 33) Kierunek ich oddziaływania był jednak przeciwny. Wzrost obsady zwierząt miał dodatni wpływ na indeks zrównoważonego gospodarowania, podczas gdy zwiększanie nawożenia mineralnego NPK powodowało jego spadek. Zwiększenie nawożenia mineralnego NPK o 100 kg powyżej średniej dawki dla całej grupy wywołałoby ujemną zmianę wartości indeksu o 6,5%. Istotne znaczenie dla oceny zrównoważonego gospodarowania miały również charakterystyki ekonomiczne, tj. dochód rolniczy i wielkość ekonomiczna. Wzrost dochodu o 1000 zł, powyżej średniej dla grupy, zwiększyłby wartość indeksu o blisko 6,9%. Większe ekonomicznie gospodarstwa (w jednostkach ESU) miały niższy poziom zrównoważonego gospodarowania. Pod wpływem wzrostu wielkości ekonomicznej o 10 jednostek ESU indeks zrównoważenia reagowałby spadkiem wartości o 3,2%. Umiarkowana, negatywna reakcja indeksu na zmiany wielkości ekonomicznej sugeruje, że nie jest to czynnik przesądzający o niskim generalnie poziomie zrównoważonego gospodarowania. Charakterystyki strukturalne typu powierzchnia użytków rolnych oraz wskaźnik bonitacji nie miały istotnego znaczenia w kształtowaniu się zmienności indeksów.

Tabela 33

Zależność między indeksem zrównoważonego gospodarowania a badanymi zmiennymi
w modelu regresji tobitowej

Relationship between sustainable farming index and the analysed variables in the tobit
regression model

Zmienne niezależne; Independent variables	Wartość parametru; Parameter value
Wyraz wolny; Constant	0,8719***
Nawożenie mineralne NPK; NPK fertilization	-6,4655·10 ⁻⁴ *
Obsada zwierząt; Livestock density	0,0672*
Plon jednostek zbożowych; Yield of cereal units	-5,5410·10 ⁻⁴
Dochód rolniczy; Farm income	6,8882·10 ⁻⁵ **
Wielkość ekonomiczna gospodarstwa (ESU); Economic size of farm (ESU)	-0,0032*
Wskaźnik bonitacji; Soil valuation index	0,0712
Użytki rolne; Agricultural land	5,6524·10 ⁻⁴
Pseudo-R ^{2a}	0,58

^a – współczynnik pseudo-R² mierzy jaka część ogólnej zmienności zmiennej zależnej jest wyjaśniona przez regresję tobitową; pseudo-R² coefficient measures what portion of total variability of dependent variable is explained by Tobit regression

* poziom istotności $\alpha < 0,05$; significance level $\alpha < 0,05$

**poziom istotności $\alpha < 0,01$; significance level $\alpha < 0,01$

***poziom istotności $\alpha < 0,001$; significance level $\alpha < 0,001$

4. DYSKUSJA

4.1. ZMIANY ZAWARTOŚCI AZOTANÓW NA TLE CZYNNIKÓW AGROTECHNICZNYCH W BADANEJ GRUPIE GOSPODARSTW

Wysoka akumulacja azotanów w profilu glebowym może stwarzać ryzyko zanieczyszczania wód gruntowych tymi związkami (Ryszkowski 1992a, Zebarth i in. 1998, Cambardella i in. 1999, Vos i Van der Putten 2004, Stoddard i in. 2005). Do nadmiernej akumulacji azotanów może dochodzić w wyniku niskiej efektywności wykorzystania azotu na poziomie pól. Ich podwyższone zawartości występują najczęściej w glebach gospodarstw charakteryzujących się intensywnymi systemami produkcji (Manik i Mandal 2009, Nolan i Stoner 2000, Jaynes i in. 2001). Badane

w Wielkopolsce gospodarstwa ze względu na wysoki stopień specjalizacji, poziom produkcji roślinnej i zwierzęcej oraz rynkową orientację swojej działalności można także zaliczyć do takiej grupy, odnosząc ich charakterystykę do przeciętnych warunków w regionie. Średnia zawartość azotu azotanowego w profilu glebowym na polach z roślinami ozimymi i polach z roślinami jarymi w tych gospodarstwach w okresie jesiennym wynosiła odpowiednio: 51 i 41,9 kg·ha⁻¹. W porównaniu do innych obszarów w Europie stwierdzone zawartości azotanów nie osiągały granicznych wartości. W Badenii-Wirtembergii monitorowanie resztkowego azotu azotanowego (pozostającego w glebach po zbiorze roślin) jest włączone do standardowych procedur kontroli praktyk rolniczych na obszarach ochrony wód gruntowych. Akceptowalny poziom azotu azotanowego jesienią w profilu glebowym wynosi 45 kg N·ha⁻¹, z górną granicą tolerancji podwyższoną o 25 kg N·ha⁻¹. Przekroczenie tych górnych wartości jest obłożone sankcjami finansowymi wbudowanymi w system opodatkowania konsumpcji wody (Implementation of ... 2002). Zawartości azotanów w analizowanej grupie gospodarstw kształtują się poniżej górnych dopuszczalnych wartości obowiązujących na obszarach wrażliwych w tym niemieckim landzie. W programie zrównoważonego gospodarowania azotem na obszarach ochrony wód gruntowych w Walonii (Belgia) także przewidziano badanie zawartości azotu azotanowego jesienią (Hendricks i in. 2005). Dla oceny zawartości azotanów w profilu glebowym 0–90 cm zostało wyznaczonych kilka krzywych referencyjnych w zależności od ilości resztek poźniwnych, według kategorii roślin i jesienno-terminu (październik-grudzień) pobierania próbek glebowych. Po przedplonach z dużą ilością wnoszonych do gleb resztek poźniwnych (rzepak, ziemniak, warzywa z poplonami, kukurydza) wartości referencyjne azotanów wynosiły w październiku i listopadzie odpowiednio: 75 i 90 kg N·ha⁻¹, natomiast po przedplonach z małą ilością resztek poźniwnych (buraki cukrowe, zboża, warzywa bez poplonów) wartości referencyjne wynosiły w analogicznym terminie od 35 do 65 kg N·ha⁻¹. Sankcje dla gospodarstw są przewidziane dopiero powyżej wartości przekraczających górny zakres o 30 kg N-NO₃·ha⁻¹. Przeciętne zawartości azotanów w glebach badanych gospodarstw wskazują, że hipotetycznie obiekty te mogłyby prowadzić swoją działalność nawet na terenach z aktywnie prowadzonym programem ochrony wód, gdyby przyjąć podobne kryteria i wartości referencyjne jak dla Walonii. Praktyczny aspekt tak prowadzonych ocen polega na oszacowaniu zagrożeń zanieczyszczenia azotanami wód powierzchniowych i gruntowych. Ich celem jest określenie ilości azotanów w profilu glebowym, która w okresie zimowym może ulec przemieszczeniu w głąb profilu glebowego poniżej warstwy 90 cm i stworzyć zagrożenie zanieczyszczenia wód gruntowych. Zawartości azotu azotanowego w profilu glebowym służą do identyfikacji obszarów rolniczych, na których występuje potencjalne ryzyko zanieczyszczenia wód przez azot. Zagrożenie nadmierną koncentracją azotanów w wodzie gruntowej określa wskaźnik ryzyka zanieczyszczenia wód przez azot znajdujący się w grupie wskaźników rolno-środowiskowych odnoszących się do wpływu działalności rolniczej na jakość wody (Environmental... 1999).

Ustalono, że szacunkowa wartość tego wskaźnika dla gleb, na których uprawiano rośliny ozime może wynosić $10,8 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$ i dla gleb z uprawami roślin jarych $8,7 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$. Obliczenia tego wskaźnika wykonano zgodnie z procedurą podaną w aneksie 4 do Kodeksu Dobrej Praktyki Rolniczej (Kodeks... 2002), przyjmując identyczne założenia o pojemności wodnej gleb, sumie opadów zimowych i względnej ilości azotu azotanowego ulegającego denitryfikacji. Poziomem odniesienia dla tego wskaźnika jest wartość graniczna zanieczyszczeń wód gruntowych azotanami, która wynosi $11,3 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$ (Council Directive ... 1991). Średnie potencjalne koncentracje azotanów w roztworze glebowym przesiąkającym w głąb gleby i dalej do wód gruntowych z badanych obszarów są poniżej przytoczonej granicznej wartości. Na tej podstawie można stwierdzić, że na badanych obszarach w przeciętnych warunkach gospodarowania ryzyko spowodowania zanieczyszczenia wód gruntowych azotanami jest ograniczone. Szczegółowe określenie prawdopodobieństwa zanieczyszczenia wód wymagałoby prowadzenia oddzielnych obliczeń dla wszystkich obiektów, biorąc pod uwagę zróżnicowaną pojemność wodną ich gleb i zawartość azotanów w glebach.

Zanieczyszczenie wód gruntowych azotanami jest problem ogólnoswiatowym. W Indiach analizowano zależność między zawartością azotanów w wodach gruntowych a praktykami rolniczymi. Obserwowano spadek stężeń azotanów w wodzie wraz ze spadkiem wysokości mineralnego nawożenia azotowego, wzrostem długości systemu korzeniowego roślin uprawnych, wzrostem efektywności wykorzystania nawożenia azotowego. Istotną rolę w wyjaśnieniu zmienności koncentracji azotanów w wodach gruntowych odgrywały następujące właściwości gleb: zawartość części spławialnych, zawartość węgla organicznego w glebach oraz zawartość azotanów w glebach. Autorzy wykazali, że analiza azotu azotanowego w glebach jest pomocna w przewidywaniu stopnia wzbogacenia wód w azotany na obszarach z intensywnymi systemami rolniczymi (Manik i Mandal 2009).

Zawartość azotu azotanowego w glebach w okresie wiosny była wyższa niż w okresie jesieni. Wydaje się, że mogło to być wynikiem warunków pogodowych w okresie zimy oraz warunków glebowych modyfikujących procesy mineralizacji materii organicznej w okresie poprzedzającym pobieranie prób glebowych. Wskazują na to również badania innych autorów (Aronsson i Torstensson 1998, Gupta i in. 2004). Niższy potencjał strat azotanów z gleb przez wymywanie i denitryfikację w okresie wiosennym może wynikać z mniejszych opadów atmosferycznych w okresie zimowym oraz korzystniejszych warunków termicznych uruchamiających wcześniej procesy mineralizacji (Bilbao i in. 2004, Gentry i in. 2009). Określenie zawartości form azotanowych i amonowych jest niezbędna do wykonywania testu glebowego azotu mineralnego. Stosowany jest on do określenia wielkości pierwszej dawki nawozów azotowych pod rośliny uprawne (Fotyma i in. 1998). Nieuwzględnienie azotu azotanowego w glebie w planach nawożenia roślin może prowadzić do stosowania zbyt dużych dawek nawozów azotowych, co zmniejsza efektywność stosowania tego składnika oraz zwiększa ryzyko jego wymywania. W stanie Wisconsin

(USA) $150 \text{ kg N-NO}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$ w profilu glebowym 0–90 cm w okresie wiosennym było wielkością krytyczną azotanów w glebie, zapewniającą maksymalny plon, powyżej której nie trzeba było stosować nawożenia azotowego (Bundy i Malone 1988). Umiejętność określania realistycznej wysokości plonowania roślin oraz analizy zawartości glebowego azotu azotanowego są ważnymi praktykami rolniczymi w systemach uprawy kukurydzy mającymi wpływ na obniżenie ilości azotanów w glebach po zbiorze roślin oraz ich straty przez wymywanie w późniejszym okresie (Karlen i in. 1998). Zaznacza się, że występowanie dużych opadów w okresie późnozimowym oraz wczesnowiosennym zmniejsza przydatność wykorzystywania zawartości azotanów w glebach do określania w testach nawozowych dawek nawożenia azotowego pod rośliny jare. Zmierzone zawartości azotanów przed ruszeniem wegetacji mogą ulegać szybkim zmianom przez wymywanie oraz denitryfikację w okresie poprzedzającym siew roślin (Bundy i Malone 1988, Van Es i in. 2007). Dostosowanie terminów nawożenia azotem do faz rozwojowych roślin o największej dynamice pobierania azotu może znacznie zredukować wymywanie azotu do wód gruntowych w sezonie wegetacyjnym (Donner i in. 2004).

Zawartości azotanów we wszystkich warstwach gleby były wzajemnie ze sobą skorelowane, niezależnie od rodzaju pól oraz terminu pobierania prób. Prawie pełna korelacja pomiędzy zawartościami azotanów w warstwie powierzchniowej i w całym profilu glebowym 0–90 cm występowała jesienią oraz była bardzo wysoka w okresie wiosny. Na ilości azotanów w warstwach dolnych profilu glebowego oddziaływała więc silnie ich obecność w warstwie powierzchniowej. Według danych z literatury zastosowanie odpowiednich funkcji regresyjnych stworzyłoby, w razie konieczności, możliwość szybkiego prognozowania ilości azotanów w całym profilu, dysponując rzeczywistymi danymi tylko z górnej warstwy gleb (Alvarez i in. 2001). Zwiększenie możliwości predykcyjnych takiego modelu uzależnione byłoby od uwzględnienia szeregu czynników glebowych i właściwości organizacji produkcji roślinnej (Simmelsgaard 1998).

W badaniach własnych przedplon miał istotny wpływ na zawartość azotanów w glebach pól z zasiewami zbóż ozimych. Największe ilości azotanów nagromadzały się w glebach po roślinach okopowych. Mniejsze ich zawartości występowały w glebach po roślinach pastewnych i zbożach. Rodzaj rośliny przedplonowej jest ważnym elementem w kompleksowej analizie czynników zwiększających ryzyko wymywania azotanów. Decyduje o tym typ budowy systemu korzeniowego, obecność roślin motylkowatych (obecnie bobowate), zmianowanie roślin. (Simmelsgaard i Djurhuus 1998, Grignani i Zavattaro 2000, Hansen i in. 2000). Płytki system korzeniowy u ziemniaków oraz stosowanie nawożenia obornikiem zarówno pod ziemniaki, jak i pod buraki cukrowe powoduje, że rośliny, przy wolniejszym tempie mineralizacji obornika, nie wykorzystują przed końcem wegetacji dostępnych ilości resztkowego azotu mineralnego. Stosunkowo najmniejsze ryzyko potencjalnego wymywania azotanów w okresie jesienno-zimowym występowało w polach z zasiewami zbóż po przedplonach tego samego rodzaju roślin. Zboża ze względu na dużą gęstość siewu

tworzą zwarty system korzeniowy, przez który pobierane są azotany z całej objętości gleby w jej górnych warstwach. Badania wykonane w Rothamsted (Wielka Brytania) przez MacDonald'a i in. (1989) wykazały, że efektywność wykorzystywania azotanów przez zboża, bez względu na ich źródło w glebie, jest większa niż przez rzepak ozimy i ziemniaki. Dzięki tak ukształtowanemu systemowi korzeniowemu, po zbiorze roślin zbożowych występuje mała zmienność przestrzenna zawartości azotu azotanowego w glebach (Farrell i in. 1996). Nance i in. (2007) podają, że po włączeniu pszenżyta do zmianowania po kukurydzy uprawianej na paszę i soi na ziarno znacznie zmalały ilości azotanów w profilu glebowym. Po zbiorze pszenżyta zawartość azotanów w profilu glebowym 0–120 cm wahała się w zależności od lokalizacji od 15 do 31 kg N-NO₃·ha⁻¹, natomiast rok wcześniej, po zbiorze roślin przedplonowych ilość azotanów w profilu glebowym wynosiła od 48 do 80 kg N·ha⁻¹. Żyto ozime i pszenica ozima są następnymi gatunkami roślin zbożowych, z których uprawą wiąże się niższe zawartości azotanów w profilu glebowym (Kessavalou i Walters 1999, Strock i in. 2004). Sugeruje się, że poprzez wybór odpowiedniej sekwencji roślin w zmianowaniu złożonej z roślin o wysokim nawożeniu N i płytkim systemie korzeniowym na przemian z roślinami o mniejszych wymaganiach nawozowych w stosunku do N i głębszym systemie korzeniowym ogranicza się ryzyko wymywania azotanów w dłuższym okresie czasu (Randall i in. 1997, Smith i in. 1997).

Drugim ważnym czynnikiem wpływającym na mniejszą akumulację azotanów w profilu glebowym w okresie jesiennym jest długość czasu, przez który pola pozostają bez zasiewu. W ogniwie zmianowania złożonym z dwóch ozimych roślin zbożowych czas pozostawiania gleby bez pokrywy roślinnej jest krótki. W badaniach nad zmianami zawartości azotanów w zależności od rodzaju przedplonów i roślin następczych przeprowadzonych w kilku ośrodkach doświadczalnych w Wielkiej Brytanii okazało się, że młode rośliny zbożowe pobierały z gleby od 25 do 30 kg N_{min}·ha⁻¹ przed zakończeniem vegetacji. Zdaniem autorów tego doświadczenia miało to znaczenie dla zachowania niskich poziomów azotanów w tych glebach (Widdowson i in. 1987).

Z oceną wpływu przedplonów na ilości azotanów w glebach analizowanych gospodarstw łączą się czynniki nawożenia mineralnego i organicznego. Stwierdzone wyższe ilości azotanów w glebach po zbiorze roślin oleistych mogły być spowodowane wysokim nawożeniem mineralnym N, a w przypadku roślin okopowych stosowaniem obornika. Nawożenie azotowe jest konieczne dla utrzymania wysokiej produktywności intensywnych systemów rolniczych. Rośliny uprawne nie są zdolne do wykorzystania w 100% zastosowanego azotu. Wykorzystanie N z nawożenia rzadko przekracza 70%, a najczęściej wynosi ono około 50% (Jankowiak 1991, Smil 1999). Stosowanie wysokich dawek nawożenia, które przekraczają optymalne produkcyjnie ilości, może powodować nadmierne gromadzenie się azotanów w profilu glebowym (Andraski i in. 2000, Cui i in. 2008). W przeprowadzonych badaniach własnych występowała istotna dodatnia korelacja między wysokością nawożenia N a ilością azotanów w profilu glebowym. Wyniki modelu regresyjnego dowiodły, że

istotnymi czynnikami modyfikującymi poziom zawartości azotanów w glebach było mineralne nawożenie N pod przedplon oraz wskaźnik reprodukcji materii organicznej. Pośrednio zmienne te świadczą o istnieniu powiązania pomiędzy praktykami rolniczymi i akumulacją azotanów w glebach. Po zastosowaniu obornika, w glebach mogą gromadzić się znaczne ilości azotanów ulegających łatwo wymywaniu w warunkach dużego uwilgotnienia i słabej kategorii agronomicznej gleb (Bergström i Kirchmann 1999). Roth i Fox (1990) podają, że przy nawożeniu kukurydzy dawką optymalną N bez udziału obornika gleby zawierały $115 \text{ kg N-NO}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$ w warstwie 0–120 cm, natomiast przy stosowaniu obornika – $138 \text{ kg N-NO}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$. Chang i Janzen (1996) stwierdzili, że wymywanie azotanów z gleb jest większe na polach nawożonych cyklicznie przez wiele lat obornikiem niż na polach, w których do pokrycia potrzeb nawozowych roślin stosuje się głównie N z nawozów syntetycznych. Efekt długoletniego stosowania obornika tłumaczono kontynuacją mineralizacji materii organicznej z nawozów organicznych intensyfikującą procesy nitryfikacji. Powstające azotany w okresie ich wolnego pobierania przez rośliny (lub jego braku) i w sprzyjających warunkach pogodowych tworzą rezerwę azotanów podatną na wymywanie.

Przy stosowaniu obornika, w ekwiwalentnych dawkach N dostępnego dla roślin, w krótszym okresie czasu nie obserwuje się znaczących różnic w stratach azotu przez wymywanie w porównaniu do mineralnego nawożenia N (Randall i in. 2000, Muñoz i in. 2008). Podane przez Jemisona i Foxa (1994) średnie koncentracje azotu azotanowego w roztworach glebowych z pól, na których uprawiano kukurydzę, nawożoną ekonomicznie optymalną dawką N, wynosiły przy stosowaniu nawozów syntetycznych i obornika odpowiednio: $18,8$ i $19,3 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$. Simmelsgaard (1998) opracował model regresyjny wymywania azotanów na podstawie 28-letnich doświadczeń, w którym istotne okazało się oddziaływanie zawartości części spławialnych w warstwie 0–25 cm, średnia wysokość nawożenia w całej rotacji, ilość wody przesiąkającej w głąb profilu i gatunek uprawianej rośliny. Największe wymywanie azotanów obserwowano z pól z rotacją roślin: zboża ozime-rzepak/groch i jesienną aplikacją obornika ($71\text{--}78 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$). Mniejsze straty azotanów rejestrowano w rotacji: zboża-buraki cukrowe-zboża i poplony ścierniskowe ($36\text{--}46 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$).

Ryzyko wymywania azotanów zwiększa się w okresie jesiennym po przeprowadzeniu uprawy płużnej przy silnych opadach deszczu. Jedną z metod ograniczania potencjału wymywania azotanów z gleb jest utrzymywanie w okresie jesienno-zimowym pokrywy roślinnej. Rośliny poplonowe, pobierając jony azotanowe i amonowe z roztworu glebowego, zmniejszają jednocześnie pulę związków azotu, która mogłaby ulec wymyciu (Shepherd i Lord 1996, Herrera i Liedgens 2009). W badanych gospodarstwach uprawa poplonów miała korzystny wpływ na zawartość azotanów w glebach. Pola, na których uprawiano poplony zawierały średnio $60,8 \text{ kg N-NO}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$ w profilu glebowym 0–90 cm. W glebach bez poplonów akumulacja azotanów była wyższa o $10 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. W doświadczeniach ścisłych uprawa poplonów (rzepaku ozimego, rzodkwi oleistej i żyta ozimego) w zmianowaniu ku-

kurydza–soja powodowała istotne spadki zawartości azotanów kolejno we wszystkich warstwach profilu glebowego (Dean i Weil 2009). Duże natomiast różnice zawartości azotanów występowały w dolnej warstwie profilu glebowego (60–90 cm), w porównaniu do obiektów kontrolnych, w których azotany były wymywane z wierzchnich warstw w głąb profilu w czasie pozostawiania gleby bez pokrywy roślinnej. Stosowanie międzyplonów w systemach uprawowych powinno mieć stały charakter, ponieważ w przypadku braku cykliczności w ich uprawie zwiększone ilości azotu w łatwo mineralizującej się frakcji organicznej są łatwiej wymywane (Campbell i in. 1994, Aronsson i Torstensson 1998, Hansen i in. 2000, Dean i Weil 2009). Zauważa się, że powinny być preferowane takie rozwiązania organizacyjne i technologiczne w skali całych gospodarstw, które charakteryzują się większą skutecznością w zmniejszaniu poziomów azotu resztkowego w glebach w wyniku poprawy efektywności nawożenia oraz poprawy praktyk żywieniowych zwierząt (Yang i in. 2007).

4.2. BILANSE I PRZEPŁYWY AZOTU I FOSFORU W RÓŻNYCH TYPACH GOSPODARSTW

Analiza przepływu nutrientów przez systemy rolnicze jest ważnym instrumentem oceny procesów, które stwarzają potencjalne zagrożenie dla środowiska (Jenkinson 2001, Pietrzak 2003, Zbierska i Kupiec 2004). Bilanse składników są wykorzystywane do oszacowania ilości transferowanych pomiędzy komponentami systemów. W systemach produkcji rolniczej bilans składników polega na porównaniu strony przychodowej ze stroną rozchodową w celu obliczeń nadwyżek bilansowych składników i sprawdzenia możliwości poprawy efektywności ich wykorzystywania w różnych częściach systemu produkcji rolniczej (Fotyma i in. 2001a, Öborn i in. 2003). Podkreśla się, że metoda bilansowa w zależności od stopnia szczegółowości badań może być stosowana w różnych systemach rolniczych na wielu poziomach agregacji przestrzennej (pole, gospodarstwo, region, kraj) (Sheldrick i in. 2002, Sacco i in. 2003).

Zgodnie z koncepcją modelu bilansowego różnica pomiędzy saldem produkcyjnym N i jego emisją gazową do atmosfery stanowi nadwyżkę N w glebie. Reprezentuje ona w przybliżeniu tę ilość składników w glebie, która wychodzi poza system rolniczy, przyczyniając się do wzrostu zanieczyszczeń środowiska przyrodniczego. Azot z tego źródła rozprzestrzenia się głównie w formie azotanów oraz gazu N_2 w wyniku denitryfikacji azotanów. Proces ten jest kontrolowany przez warunki tlenowe gleb oraz dostępność węgla organicznego. W glebach mineralnych, mniej wilgotnych i dobrze natlenionych przewagę mają formy azotanowe N, które są wtedy łatwo wymywane do wód powierzchniowych i gruntowych. Emisja gazu NO i N_2O do atmosfery jest także szkodliwa dla środowiska, ponieważ gazy te w znacznym stopniu uczestniczą w tworzeniu tzw. „efektu szklarniowego” mającego wpływ na globalne ocieplenie klimatu (Galloway i in. 2003, Li i in. 2005).

W stosunku do bilansu składników N i P stawia się szereg wymagań: aby był skorelowany z praktykami rolniczymi i występującymi problemami środowiskowymi, zachęcał rolników do poprawy skuteczności zarządzania, spełniał wymagania racjonalności (niskich kosztów gromadzenia informacji, ich sprawnej weryfikacji). Nadmiar N nie jest dokładnie saldem aktualnych strat, ale wskaźnikiem strat potencjalnych w pewnym okresie czasu, w którym nie występowały zmiany praktyk produkcji rolniczej i stanu zwierząt (Halberg 1999). Ważną kwestią jest odniesienie się do właściwej skali pomiarów. Bilanse na poziomie indywidualnych pól zostały określone dla wielu rodzajów praktyk rolniczych i poziomów intensywności. Na przykład Wachendorf i in. (2004) określili istotną dodatnią korelację pomiędzy ogólnym dopływem N do pól i ładunkiem azotanów oraz pomiędzy nadwyżką N i ładunkiem azotanów na glebach lekkich pod trwałymi użytkami zielonymi. Dla gospodarstw indywidualnych ograniczona dostępność danych często uniemożliwia wykonanie bilansów dla pól.

Bilanse na poziomie całych gospodarstw są mniej kosztowne i uwzględniają jednocześnie charakter gospodarstwa oraz współzależność pomiędzy działami produkcji rolniczej. Nie jest jednak możliwa optymalizacja czynników zarządzania, jeżeli nie dokona się rozbicia systemu produkcji na podsystem produkcji roślinnej i zwierzęcej. Jest istotne, żeby uwzględnić efekty specyficzne ze względu na lokalizację, tzn. straty azotu z gleby, skład mechaniczny gleby, warunki rozwoju, uwarunkowane żyznością gleby i klimatem. W związku z dużą zmiennością warunków lokalnych, czasami wyrażane są wątpliwości czy bilanse składników są wiarygodnymi wskaźnikami potencjalnych strat N i P na większych obszarach (Halberg 1999, Sveinsson i in. 1998). Niemniej wielu autorów uznaje, że bilans N i P określony metodą „u wrót gospodarstwa” jest dobrym wskaźnikiem potencjalnych i aktualnych strat N i P do środowiska (Fraters i in. 1998, Vellinga i in. 2001, Ondersteijn i in. 2002). Nerozwiązaną kwestią jest ustalenie progowych wartości nadwyżek N i P, które są akceptowalne ze środowiskowego punktu widzenia bez jednoczesnego podważania ekonomicznej stabilności gospodarstw. Ustalenie takich wartości progowych powinno uwzględniać specyficzne miejscowo czynniki i typ dominujących systemów rolniczych (Nevens i in. 2006).

Bilans N i P wykazał wyższe salda produkcyjne tych składników w gospodarstwach typu produkcji mleka ($N - 137,9 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ i $P - 18,1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) i trzody chlewnej ($N - 121,3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ i $P - 20,6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) w porównaniu do gospodarstw specjalizujących się w uprawach polowych ($N - 46,4 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ i $P - 4,1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$). Uzyskane w przedstawionych badaniach salda bilansu N i P dla gospodarstw z produkcją zwierzęcą były wyższe od wyliczonych przez Zbierską i in. (2002), którzy określili średnie salda N i P dla gospodarstw indywidualnych o mieszanym typie produkcji, położonych w zlewni Samicy Stęszewskiej, na poziomie odpowiednio: $89,0 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ i $13,5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Systematyczne pogarszanie się w końcu dwudziestego wieku jakości wód gruntowych w Europie Zachodniej na obszarach z intensywnym chowem bydła mlecznego i produkcją trzody chlewnej spowodowało konieczność wykonywania bilansu nu-

trientów na poziomie gospodarstw w celu opisania ich przepływu i zbadania przyczyn wysokich strat do środowiska (Ondersteijn i in. 2002). Charakterystyka bilansu w specjalistycznych gospodarstwach produkcji mleka we Francji ujawniła salda N w granicach 200–220 kg·ha⁻¹. W gospodarstwach tych system produkcji pasz był oparty na uprawie kukurydzy na kiszonkę nawożonej wysokimi dawkami N, uprawie traw na gruntach ornych i imporcie dużych ilości koncentratów paszowych. Wyniki bilansów w gospodarstwach o typie mieszanej produkcji zwierzęcej, bez powiązań w zakresie produkcji mleka i trzody, wskazywały na jeszcze większe nadwyżki N, w ilości około 300 kg·ha⁻¹. Bilans N w systemie produkcji mleka był wyższy niż w systemie produkcji roślinnej o blisko 50 kg·ha⁻¹, ale istotnie niższy niż w systemie produkcji trzody (Simon i in. 1994, Simon i in. 2000). W badaniach własnych różnice bilansowe pomiędzy gospodarstwami mlecznymi i specjalizującymi się w produkcji roślinnej były o wiele większe i wyniosły ponad 90 kg N·ha⁻¹. W chwili obecnej wiele gospodarstw położonych w strefach ochronnych wód w Europie jest zmuszona do szybkiej redukcji sald N, ponieważ są one zobligowane do respektowania dawek progowych N w nawozach organicznych zgodnie z dyrektywą azotanową (170 kg N·ha⁻¹) (Implementation of... 2002). Umiarkowaną poprawę w redukcji nadwyżek N we Francji osiągnięto przez zmianę nawożenia kukurydzy i traw, zastępowanie uprawy kukurydzy mieszankami traw i zmniejszenie ilości importowanych koncentratów do gospodarstw. W pilotażowych farmach Bretanii saldo N wynosiło 140 kg N·ha⁻¹. Simon i in. (2000) wykazali, że poprzez właściwe zarządzanie ilością dopływów można było zredukować nadmiar N o 40% (tj. o około 80 kg·ha⁻¹), obniżając jednocześnie ilość produkowanego mleka. Oblicza się, że w Holandii prowadzącej najbardziej intensywną gospodarkę rolną spośród krajów Unii Europejskiej średni nadmiar N w latach dziewięćdziesiątych ubiegłego wieku wynosił ponad 300 kg N·ha⁻¹ (Wossink i Benson 1999). W celu przeciwdziałania zanieczyszczeniom środowiska tolerowane ilości nadmiaru N i P nieobciążone opłatą środowiskową są systematycznie zmniejszane (Ondersteijn i in. 2002). W badaniach efektów środowiskowych programu rejestracji składników mineralnych prowadzonych w Holandii w latach 1997–1999 uzyskano odpowiednio 23,6 i 8,3 kg nadwyżki bilansowej P w grupie 114 gospodarstw mlecznych z obsadą 2,2 SD·ha⁻¹ oraz w 15 gospodarstwach upraw polowych (Ondersteijn i in. 2002). W roku 1990 średnia nadwyżka P w rolnictwie holenderskim wynosiła 32,7 kg·ha⁻¹ (De Boer i in. 1997). W Wielkopolsce, w 36 gospodarstwach o różnym profilu produkcyjnym należących do Agencji Własności Rolnej Skarbu Państwa (AWRSP) wykazano, przy zastosowaniu systemu optymalizacji nawożenia „MACROBIL”, średnią nadwyżkę P równą 5,2 kg·ha⁻¹ (Fotyma i in. 2001b).

Podstawowymi czynnikami stwarzającymi możliwość redukcji sald N są: ekstensyfikacja produkcji oraz sprawność organizacyjna w zakresie produkcji zwierzęcej i roślinnej. Obserwowana w badaniach własnych liniowa zależność między saldem N i obsadą zwierząt jest dowodem, że ekstensyfikacja produkcji zwierzęcej jest najprostszym sposobem zmniejszania nadwyżek N. Duża zmienność sald w wąskich

przedziałach obsady wskazuje na niepełne wykorzystywanie możliwości regulacyjnych czynnika organizacji żywienia zwierząt i produkcji roślinnej w zmianach sald N. Jak wynika z przeprowadzonych badań, modyfikacje bilansu azotu byłyby możliwe przez zmniejszenie udziału źródeł zewnętrznych azotu i fosforu w dopływach do gospodarstw oraz przez ograniczenie importu tych składników dzięki lepszemu bilansowaniu potrzeb nawozowych wynikającemu z poprawnego uwzględniania wartości nawozowej obornika. Znaczny potencjał redukcji sald azotu w gospodarstwach produkujących mleko uwidacznia się w zmianie konwencjonalnych form gospodarowania na system organiczny, w którym azot spoza gospodarstw w formie nawozów syntetycznych i zakupionych mieszanek paszowych jest zastępowany azotem wiązanym symbiotycznie i azotem z nawozów zielonych wewnątrz gospodarstw (Dalgaard i in. 2002). Dodatkowo salda N powstają głównie wskutek nadmiernych dopływów N, szczególnie w formie paszowych mieszanek treściwych i nawozów mineralnych. Redukcja ilości zakupionych nawozów i zmniejszenie ilości importowanych pasz są głównymi działaniami, które mogą podjąć rolnicy zamierzający ograniczać salda składników (Spears i in. 2003, Swensson 2003).

W badaniach obiegu składników pokarmowych w 16 gospodarstwach konwencjonalnych typu mlecznego na terenie Danii, przy obsadzie 1–2 DJP ha⁻¹, nadwyżka N wahała się w przedziale 150–300 kg·ha⁻¹ (Halberg i in. 1995). Była ona rezultatem wysokich przychodów N szacowanych na 170–183 kg·DJP⁻¹. Dla porównania, w badanych gospodarstwach dodatnie saldo N wynosiło średnio 123,4 kg·DJP⁻¹. Analizowane wyniki potwierdzają, że nie w każdym przypadku zwiększenie intensywności produkcji zwierzęcej musi wiązać się w sposób automatyczny ze wzrostem nadwyżek N będących w dalszej konsekwencji źródłem zanieczyszczeń. Rozwiązania w zakresie odpowiednich strategii żywieniowych i nawożenia w gospodarstwach mogą być istotnym parametrem zmniejszającym nadwyżki składników mineralnych (De Boer i in. 1997, Spears i in. 2003).

Optymalna dieta żywieniowa sprzyja wzrostowi efektywności retencji składników w produktach zwierzęcych. Wyższa zawartość N w diecie krów mlecznych o 6,8% w stosunku do zalecanej przez amerykańskie normy żywieniowe powodowała zwiększone wydalanie N w moczu i kale odpowiednio o 16 i 2,7% (Jonker i in. 2002). Brisbin (1995), przeprowadzając analizę wrażliwości, wykazał, że nadwyżka N jest zależna w największym stopniu od zmiany liczby zwierząt, ekskrecji N w odchodach zwierząt, pobrania N z plonem roślin i wielkości nawożenia N. W Holandii gospodarstwa z produkcją mleka położone na obszarze folderu Vlietpolder, włączone do badań pilotażowych w latach 1999–2001 sukcesywnie zmniejszały bilans N liczony metodą „na powierzchni pola” z 271 do 213 kg N·ha⁻¹, głównie na drodze redukcji zakupów nawozów mineralnych, w mniejszym stopniu mieszanek paszowych i preparatów mineralnych zawierających P. Gospodarstwa w ten sposób przygotowywały się z wyprzedzeniem do planowanych w tamtym czasie redukcji pułapu nadwyżek N, powyżej których miano wprowadzać opłaty finansowe (Van Beek i in. 2003). Wyznaczone progi nadwyżek nieobciążone opłatami

wynosiły w roku 2001 – 250 kg N i 15 kg P, a w roku 2003 – 180 kg N i 8,7 kg P (Henkens i Van Keulen 2001).

Średnie saldo N (liczone metodą „na powierzchni pola”) w krajach dawnej Wspólnoty Europejskiej w końcu lat dziewięćdziesiątych ubiegłego wieku wynosiło $52 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Statistics ... 2000). Nadwyżka N w badanych typach rolniczych gospodarstw mieściła się w przedziale $33,2\text{--}56,5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Kopiński i in. (2006) określili salda N dla Wielkopolski na poziomie $64,3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ i dla Polski $45,8 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. W modelu oszacowania sald azotu łącznie dla całej grupy gospodarstw na podstawie symulacji, z uwzględnieniem wielu źródeł zmienności w bilansie określonym metodą „na powierzchni pola”, uzyskano salda N zbliżone do wartości podawanych przez tego autora dla Wielkopolski. Występujące różnice sald ($4,7 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$) wynikały przypuszczalnie z odmiennej metodologii wykonywanych obliczeń. Uzyskane wyniki badań mogą świadczyć o tym, że większa intensywność procesów produkcyjnych w gospodarstwach towarowych nie musi automatycznie wiązać się z wysokimi nadwyżkami bilansowymi N na powierzchni pola. Ważną rolę może odgrywać umiejętność stosowania oszczędnej strategii gospodarowania N.

Badanej grupie gospodarstw z produkcją zwierzęcą towarzyszyło utrzymywanie większych nadwyżek N w glebie. Generalnie przyjęto uważać, że bilanse N obliczone dla całych gospodarstw są dobrymi wskaźnikami wymywania azotanów (Barry i in. 1993, Skeffington 2002, Ju i in. 2009). Doniesienia literaturowe wskazują, że taką zależność uzyskuje się w sytuacji, kiedy salda bilansowe są równomiernie rozłożone pomiędzy wszystkimi polami danego gospodarstwa oraz kiedy korelacja między wymywaniem azotanów z pól a nadwyżką bilansową jest liniowa. W sytuacji odwrotnej, oznaczającej brak równomiernego rozłożenia nadwyżek pomiędzy polami oraz występowania korelacji nieliniowej, wskaźnik nadwyżki N na poziomie pola jest słabym wskaźnikiem wymywania azotanów (Van Beek i in. 2003). W warunkach wysokiego poziomu wód gruntowych wymywanie azotanów z trwałych użytków zielonych na glebach murszowych w kilku holenderskich gospodarstwach typu mlecznego wahało się w zakresie od 20 do $80 \text{ kg N-NO}_3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ przy saldzie N w zakresie $50\text{--}200 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$. Bechmann i in. (1998) stwierdzili wysoką dodatnią korelację ($r = 0,95$) między nadmiarem azotu na powierzchni pól a wymywaniem azotanów jesienią w małych zlewniach rolniczych o podobnych właściwościach glebowych i zbliżonym rozkładzie opadów atmosferycznych. W kanadyjskim regionie charakteryzującym się intensywną produkcją bydła mlecznego i tuczu trzody średnie saldo N wynosiło $68 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Zebarth i in. 1999). Jego wysokość zależała przede wszystkim od uzyskiwanych plonów oraz lokalnych warunków glebowych i klimatycznych. Ustalono, że nadwyżka N powyżej $50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ stwarza zagrożenie nadmiernych strat N ze strefy korzeniowej. Ryzyko strat przy nadwyżce poniżej 50 kg było bardzo małe i zależne od warunków lokalnych. Akceptacja optymalnego poziomu nadwyżki N o tej wartości była uzasadniana wysoką ilością opadów w regionie równą 1400 mm . W warunkach klimatycznych Wielkopolski, o średniej sumie opadów rocznych 550 mm , ryzyko strat N do wód

należałoby wiązać z wyższym poziomem nadwyżki bilansowej. Bilanse N w kilku małych zlewniach rolniczych w południowo-wschodniej Norwegii, w których przeważały systemy upraw zbóż wynosiły od 30 do 85 kg·ha⁻¹. Wielkość plonów była głównym czynnikiem determinującym bilans N na tamtych obszarach (Bechmann i in. 1998). W badaniach własnych natomiast istotnymi determinantami salda N były: nawożenie mineralne oraz obsada zwierząt pośrednio określająca wielkość nawożenia organicznego.

Ważnym czynnikiem wpływającym na ocenę poziomu organizacji produkcji gospodarstw jest efektywność wykorzystania N. Według Kohn'a i in. (1997) gospodarstwa o efektywności wykorzystania N w dziale produkcji zwierzęcej poniżej 0,16 reprezentują niski poziom sprawności organizacji produkcji mlecznej, natomiast o efektywności powyżej 0,24 – wysoki poziom organizacji. Badane gospodarstwa towarowe z produkcją mleka osiągały dobry poziom organizacji produkcji zwierzęcej. Średnia wartość tego miernika dla N wynosiła bowiem 0,173, natomiast dla P – 0,181. W badaniach bilansu składników w czterech gospodarstwach rolnych ukierunkowanych na produkcję mleka w regionie Podlasia wykorzystanie N mieściło się w zakresie od 12,7 do 23,1% (Pietrzak 2004). W badaniach własnych około 22% N i 25% P dostarczanych do systemu produkcji trzody w gospodarstwach ulegało przetworzeniu w żywiec wieprzowy. Dla porównania, w Holandii gospodarstwa prowadzące tucz trzody w latach 90. miały średnią efektywność wykorzystania N i P równą odpowiednio: 0,29 i 0,32 (De Boer i in. 1997). Jedną z głównych strategii organizacji produkcji trzody chlewnej w Holandii jest ograniczanie dopływu składników pokarmowych poprzez wprowadzanie syntetycznych aminokwasów i lepsze dostosowanie zawartości składników w dawce do zakładanej intensywności tuczu. Jednym z powodów nieefektywnego wykorzystania składników pokarmowych w produkcji zwierzęcej mogą być trudności gospodarstw w dostosowaniu sposobu żywienia do posiadanych pasz oraz właściwym określeniu potrzeb pokarmowych zwierząt zależnych od ich wieku i fazy produkcyjnej (Aarts i in. 1999). Kontrola żywienia krów mlecznych w okresie laktacji wykazała możliwość redukcji wydalanego P o 10 kg na rok przez jedną sztukę, przy poziomie P w dawkach zgodnych z normami żywieniowymi (Van Horn i in. 1994). Stosunkowo duża zmienność efektywności N i P w obrębie każdego typu rolniczego gospodarstw wskazuje na różnice w zakresie systemów żywienia i poziomu organizacji produkcji zwierzęcej.

Wskaźniki wykorzystania N i P w różnych typach produkcji rolniczej są zazwyczaj podawane w odniesieniu do poziomu całych gospodarstw lub do poziomu pól. Wykorzystanie nutrientów w dziale produkcji zwierzęcej jest rzadziej prezentowane ze względu na potrzebny duży zakres monitoringu i znaczną ilość danych wymaganych do przedstawienia opisu przepływu składników w tym dziale. Nieobecność inwentarza lub bardzo ograniczona jego liczebność w gospodarstwach specjalizujących się w uprawach polowych uniemożliwiają dokonywanie obiektywnych porównań efektywności nutrientów na poziomie ogólnym pomiędzy tego typu gospodarstwami a gospodarstwami reprezentującymi typ produkcji zwierzęcej. Właściwym

wówczas miejscem badania efektywności wykorzystania dopływających nutrientów oraz późniejszych porównań jest poziom pól. Wykorzystanie N i P według bilansu określonego metodą „u wrót gospodarstwa” w gospodarstwach inwentarzowych było wyższe w typie produkcji trzody, natomiast metodą „na powierzchni pola” nieznacznie lepsze w typie produkcji mleka. Ze względu na brak rozwiniętego działu produkcji zwierzęcej obciążającego środowisko większym poziomem strat składników najlepszą efektywność wykorzystania składników miał typ produkcji roślinnej. Według danych uzyskanych przez Sveinsson’a i in. (1998), z gospodarstw duńskich specjalizujących się w produkcji mleka efektywność N wahała się pomiędzy 18 a 21%, a w gospodarstwach trzodowych wynosiła średnio 33%. W Szwecji średnia efektywność N w gospodarstwach z produkcją mleka była na poziomie 21%, natomiast w gospodarstwach, w których dodatkowo była prowadzona towarowa produkcja roślinna efektywność N wynosiła 29% (Swensson 2003). Stopień wykorzystania N w badanych typach rolniczych gospodarstw w Wielkopolsce był wyższy od średniej efektywności N podanej przez Zbierską i in. (2002) dla gospodarstw indywidualnych w zlewni Samicy Stęszewskiej i wynosił 69%. Wykorzystanie N w produkcji roślinnej gospodarstw przyjęto uważać za wysokie, jeżeli wynosi powyżej 75%, a niskie, jeśli ma wartość poniżej 50% (Kohn i in. 1997). Wysoką efektywność wykorzystania N wśród badanych typów produkcji rolniczej posiadały jedynie gospodarstwa z produkcją roślinną. Prawdopodobnie gospodarstwa inwentarzowe w planach nawozowych nie uwzględniają w dostatecznym stopniu dodatkowych ilości N i P wnoszonych do gleb z obornikiem.

Jak już wcześniej wspomniano, aktualnie działalność rolnicza w wielu krajach europejskich jest poddawana kontroli ze strony polityk ochrony środowiska zmierzających do ograniczeń w zakresie maksymalnych sald N i P w gospodarstwach rolnych oraz zmniejszania emisji amoniaku z produkcji zwierzęcej (Sapek 1995, Ross i in. 2002, Reis i in. 2009). Wykonana w ramach badań własnych analiza różnych scenariuszy zmniejszania strat N w gospodarstwach rolnych wykazała, że redukcja emisji amoniaku z obornika oraz ograniczanie sald N w glebie muszą być wspierane przez dokładne opracowywanie bilansów pozwalających na oszacowanie wszystkich istotnych źródeł przychodów N oraz dokładne określanie zawartości składników w oborniku przed jego zastosowaniem w polu. Poprawna ocena efektu następczego azotu z roślin przedplonowych powinna być także stałym elementem planów bilansowania N dla poszczególnych pól gospodarstwa. W przeciwnym razie rozwiązania technologiczne minimalizujące emisje gazowe amoniaku z nawozów organicznych mogą być przyczyną zwiększonych sald N w glebach.

4.3. BILANS MATERII ORGANICZNEJ ORAZ PROJEKCJA ZMIAN JEJ ZAWARTOŚCI W GLEBACH RÓŻNYCH TYPÓW GOSPODARSTW

Bilansowanie materii organicznej i jej akumulacja mogą być osiągane w niejednakowym stopniu w różnych typach rolniczych gospodarstw. Odmienność procesów

produkcyjnych może być przyczyną prowadzącą do zróżnicowania dopływów C_{org} i jego akumulacji w glebach (Kuş 1998, Post i Kwon 2000). Przeciwdziałanie zmniejszaniu się zasobów materii organicznej gleb poprzez wprowadzanie systemów gospodarowania, które korzystnie wpływają na akumulację materii organicznej jest jednym z celów zrównoważonego gospodarowania. Rozpoznanie kierunków zmian zasobności gleb w materię organiczną w różnych typach produkcji rolniczej może ułatwić kształtowanie programów mających na celu jej ochronę oraz kierowanie ich do odpowiednich grup gospodarstw, w których istnieje, ze względu na charakter produkcji, zwiększone ryzyko degradacji materii organicznej (Krasowicz 2005).

Ocenę bilansów materii organicznej wykonuje się na podstawie zawartości C_{org} w glebie. Procentowa zawartość C_{org} w badanych glebach była poniżej średnich krajowych wartości dla gleb brunatnych o składzie piasków gliniastych (1,08%) (Fotyma i Mercik 1995). Ujemne salda węgla organicznego niosą więc ze sobą ryzyko zmniejszenia funkcji strukturotwórczych materii organicznej. Körschens i in. (2005) uważają, że przy optymalnej zawartości materii organicznej dopuszczalne poziomy sald mogą wahać się w zakresie od -75 do +100 kg C-humus·ha⁻¹. Autorzy ci podają, że wartości ujemne sald mogą być czasowo tolerowane na glebach bogatych w materię organiczną, natomiast na glebach o niskiej zawartości materii organicznej powinno utrzymywać się dodatnie jej salda. Zwracają oni jednocześnie uwagę, że przy wysokich saldach dodatnich na glebach ubogich w materię istnieje podwyższone ryzyko strat azotu. Ich zdaniem dodatnie salda powyżej 300 kg C_{org} ·ha⁻¹ mogą zmniejszać efektywność wykorzystania azotu w glebie. W intensywnych systemach rolniczych obserwuje się zwiększone straty materii organicznej i tym samym pogorszenie jakości gleby w warunkach wysokiego nawożenia mineralnego (Russell i in. 2006). Według Kahn'a i in. (2007) efektem długoletniego stosowania mineralnego nawożenia azotowego w wysokich dawkach może być obniżenie zawartości C_{org} w glebach. Dla utrzymania wysokiego poziomu glebowej materii organicznej niezbędne jest zapewnienie stałych dopływów C_{org} do pól uprawnych. Związek pomiędzy dopływami C_{org} a poziomem tej substancji w glebie nie zawsze wykazuje zależność prostoliniową. Czynnikiem modyfikującymi przemiany węgla organicznego w glebach są: jakość gleby, zmiany kompozycji mikroflory i fauny glebowej oraz zmiany tempa mineralizacji pod wpływem C_{org} z zewnątrz (Kuzyakov i Domanski 2000, Moran i in. 2005).

W klasycznych systemach gospodarowania, z udziałem produkcji zwierzęcej, wzrost zawartości materii organicznej w glebach uprawnych uzyskuje się najczęściej przez stosowanie obornika i innych nawozów naturalnych. Wskutek wieloletniej aplikacji obornika na polach doświadczalnych w Rothamsted (Wielka Brytania) uzyskano przyrost materii organicznej o ponad 100% w okresie 144 lat (Jenkinson 1990) oraz o ponad 44% w okresie 31 lat w Szwecji (Witter i in. 1993). W Niemczech w dziewięciu doświadczeniach z nawożeniem obornikiem prowadzonych przez okres od 20 do 100 lat przyrosty materii organicznej wynosiły od 0,28 do 0,51 punktu procentowego (Körschens i in. 2005). Zwraca się uwagę, że nawożenie oborni-

kiem jest skutecznym sposobem zwiększania zasobności gleb w materię organiczną, ponieważ zawiera on stosunkowo więcej frakcji organicznych, bardziej odpornych na procesy rozkładu w porównaniu do materiału roślinnego (Post i in. 2004). Wieloletnie stosowanie obornika łącznie z mineralnym nawożeniem azotowym w zmianowaniu złożonym z kukurydzy, pszenicy i koniczyny na polach doświadczalnych w Sanborn Field (USA) zwiększyło przyrost materii organicznej w latach 1963–1988 z 8,1 do 16,4 t C·ha⁻¹ w porównaniu do pól nawożonych tylko nawozami mineralnymi (Buyanowsky i Wagner 1998). Wysokie poziomy N i P w glebie w wyniku wielokrotnego stosowania dużych dawek obornika mogą utrudniać dalszą akumulację materii organicznej w glebach systemów rolniczych opartych na produkcji zwierzęcej. Szybsze tempo mineralizacji materii organicznej może uniemożliwiać retencję i akumulację C_{org.} w tych glebach (Wander i in. 2007). W systemach produkcji bez stosowania obornika Boody i in. (2005) uzyskiwali duże przyrosty C_{org.} po zastąpieniu jednorocznych upraw rzędowych uprawami wieloletnimi i wprowadzeniu poplonów do zmianowania. Zmiany ilościowe glebowej materii organicznej w trzech regionach Belgii w latach 1990–2000 korelowały z ewolucją ilości stosowanych nawozów naturalnych (Van Wesemael i in. 2004). Analizując trendy zmian zawartości materii organicznej w wieloleciu, należy uwzględnić efekt rozcieńczenia C_{org.} wskutek wzrostu głębokości wykonywania orki po wprowadzeniu mechanizacji w latach sześćdziesiątych ubiegłego stulecia (Van Wesemael i in. 2004).

Wyniki symulacji za pomocą modelu RothC wskazują, że gospodarstwa z produkcją zwierzęcą są w stanie utrzymywać dotychczasowe poziomy dopływów C_{org.} zabezpieczające obecne zasoby materii organicznej w glebie. Główne znaczenie w stabilizowaniu puli dopływów C_{org.} w tych gospodarstwach odgrywa nawożenie obornikiem. Jest ono również warunkiem utrzymania produktywności gleby na dotychczasowym poziomie. Stosowanie obornika poprawia stopień agregacji i aeracji gleb, ich zasobność w składniki pokarmowe, stabilność agregatów, makroporowatość, pojemność wodną, retencję wody i zmniejsza efekt ugniatania gleb (Schjønning i in. 1994). Obecne poziomy dopływów materii organicznej w badanych gospodarstwach towarowych specjalizujących się w produkcji roślinnej są niedostateczne dla zachowania aktualnych jej zasobów w glebie. W tej grupie gospodarstw powinny się zwiększyć przede wszystkim dopływy C z resztek roślinnych. Bez wprowadzenia zabiegów uprawowych sprzyjających akumulacji materii organicznej gospodarstwa te w zasadzie nie powinny wyzbywać się na zewnątrz plonów ubocznych. W prowadzonych we Francji długoletnich doświadczeniach z usuwaniem co drugi rok słomy z pól uzyskano po 50 latach redukcję ilości materii organicznej w zakresie od 2,5 do 10,9%. Stopień redukcji był uzależniony głównie od pierwotnych czynników różnicujących warunki doświadczeń (warunków glebowych, klimatycznych, produktywności roślin) oraz w drugiej kolejności od ilości stabilnej frakcji C_{org.} (Saffih-Hdadi i Mary 2008). W USA na polach eksperymentalnych w Sanborn Field w połowie lat pięćdziesiątych ubiegłego wieku nastąpiło odwrócenie trendu spadku zawartości materii organicznej w glebie, na której były uprawiane pszenica i kukurydza w mo-

nokulturze oraz w zmianowaniu: kukurydza-pszenica-koniczyna po zastosowaniu wysokoprodukcyjnych odmian roślin o dużej biomase resztek roślinnych, wprowadzanej w całości do gleb (Buyanovsky i Wagner 1998). Tempo akumulacji C_{org} w latach 1975–1990 w polach pod uprawami pszenicy przy stosowaniu nawożenia mineralnego i przyorywaniu resztek poźniwnych wynosiło około $0,5 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. W polach z kukurydzą przy identycznym sposobie zagospodarowania resztek poźniwnych nastąpił przyrost ilości materii organicznej o około $7,6 \text{ t} \cdot \text{C} \cdot \text{ha}^{-1}$ w latach 1963–1988, tj. o $0,3 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. W wariancie uprawy bezorkowej wzrost materii organicznej był wyższy i wynosił średnio $11,1 \text{ t} \cdot \text{C} \cdot \text{ha}^{-1}$ ($0,4 \text{ t} \cdot \text{C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$).

Wyniki modelowania zmian zawartości materii organicznej w gospodarstwach prowadzących produkcję mleka oraz produkcję trzody wskazywały na niewielki wzrost zasobów materii organicznej zarówno w perspektywie krótkookresowej, jak i długookresowej. Dotychczasowe sposoby gospodarowania materią organiczną w tych typach gospodarstw należy więc uznać za wystarczające do utrzymania aktualnych poziomów materii organicznej. Kontynuowanie natomiast gospodarowania materią organiczną w sposób niezbilansowany w badanych gospodarstwach z produkcją roślinną może powodować w przyszłości, według przeprowadzonej projekcji, spadek zasobów glebowej materii organicznej do około $37,8 \text{ t} \cdot \text{C} \cdot \text{ha}^{-1}$. Może to stać się barierą hamującą dalszy wzrost produktywności ziemi.

Ze względu na podjęte międzynarodowe działania zmierzające do przeciwdziałania ocieplaniu się klimatu gospodarstwa rolne poprzez odpowiednie zabiegi uprawowe oraz gospodarowanie materią organiczną mogą odgrywać istotną rolę w spowalnianiu wzrostu emisji gazów szklarniowych (Willey i Chameides 2007). Potencjał retencjonowania CO_2 w glebach można zwiększać poprzez stosowanie uprawy bezorkowej, pozostawianie na polu resztek poźniwnych, uprawę traw na gruntach ornych, stosowanie poplonów, zwiększanie powierzchni trwałych użytków zielonych. Precyzyjne stosowanie nawozów mineralnych może z kolei obniżyć emisję podtlenku azotu z gleb (Paustian i in. 1998, Lal 2004). W strategii zwiększania sekwestracji CO_2 zwraca się uwagę na podniesienie stopnia równowagi przemian C_{org} w glebach, ażeby zwiększenie zasobów materii organicznej miało charakter trwały.

Na podstawie dokonanych projekcji zmian zasobów materii organicznej w badanych typach rolniczych gospodarstw można sądzić, że gospodarstwa z produkcją zwierzęcą mają aktualnie ograniczone możliwości wzrostu sekwestracji CO_2 . Poprawa zasobów materii organicznej w przyszłości w analizowanych gospodarstwach będzie uzależniona od wprowadzenia zmian w dotychczasowych praktykach rolniczych. Słabo zarysowane trendy wzrostu materii organicznej w typach gospodarstw z produkcją zwierzęcą oraz jej spadek w typie upraw polowych sygnalizują potrzebę realizacji szerszej strategii ochrony aktualnych zasobów materii organicznej. Małe stosunkowo upowszechnienie stosowania poplonów w kraju w gospodarstwach z produkcją roślinną oraz stosowanie w Polsce ogólnie mniejszych ilości obornika na jednostkę powierzchni UR, z powodu niższej średniej obsady zwierząt w kraju niż w analizowanych gospodarstwach, mogą być przyczyną, że duża część

ekosystemów rolniczych zamiast pełnienia funkcji absorbera pochłaniającego CO₂ z atmosfery stanie się jego źródłem. Janssens i in. (2005) dokonali oceny bilansu C dla czterech ekosystemów (trwałych użytków zielonych, lasów, torfowisk, upraw polowych bez obornika) dla większości krajów europejskich. Według tych autorów bilans C dla upraw polowych w Polsce, pod które nie stosowano obornika, w latach dziewięćdziesiątych ubiegłego wieku był jednym z niższych w Europie, wynosząc średnio $-0,369 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, przy szerokim przedziale niepewności identyfikowanym przez odchylenie standardowe $\pm 0,226 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Dodatkowo bilanse C w ekosystemach lasów i trwałych użytków zielonych nie równoważyły ujemnych wartości w pozostałych ekosystemach i dlatego łączny bilans C dla wszystkich ekosystemów był także ujemny i wynosił $-0,225 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Wrzaszcz (2009) wykazała średnie dodatnie saldo glebowej substancji organicznej w indywidualnych gospodarstwach rolnych w kraju na poziomie $0,09 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$, natomiast w grupie gospodarstw o zaniżonym saldzie materii organicznej, prowadzących głównie produkcję roślinną, saldo było ujemne i wynosiło $-0,39 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$. W badaniach własnych średnie saldo C dla różnych typów gospodarstw rolnych wynosiło $0,118 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$. Wysokości strat C podane przez wspomnianych autorów należy raczej traktować jako wartości potencjalne. Tempo prognozowanego spadku materii organicznej dla analizowanych gospodarstw specjalizujących się w uprawach polowych w modelu RothC było wielokrotnie wolniejsze ($-0,05 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$) od wartości podanych przez Janssensa i in. (2005).

Przewiduje się, że z powodu zachodzących globalnych zmian klimatycznych nastąpi przyspieszenie tempa rozkładu materii organicznej, co spowoduje w przyszłości zwiększenie strat materii organicznej w glebach uprawnych (Leip i in. 2008). Jeśli uwzględnione zostaną wyłącznie trendy zmian klimatycznych bez wprowadzenia modyfikacji w dotychczasowych warunkach produkcyjnych w ekosystemach gruntów uprawnych, to prognozowane zmniejszenie zasobów materii organicznej może kształtować się w Europie pod koniec tego stulecia w zakresie od $-8,8$ do $-12,3 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$, w zależności od scenariusza emisji. Straty te odpowiadają mniej więcej od 10 do 14% średniej zawartości materii organicznej w glebach w Europie w latach dziewięćdziesiątych ubiegłego wieku (Smith i in. 2005). W badaniach własnych wyniki symulacji w scenariuszu umiarkowanych zmian klimatycznych sugerowały najgłębszy spadek glebowej materii organicznej w typie produkcji roślinnej, do $33,6 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$, co stanowiło około 17% poziomu wyjściowego materii organicznej. Dla porównania, w modelowaniu zmian materii organicznej w typie produkcji roślinnej bez scenariusza klimatycznego uzyskano 6,7% spadek materii organicznej w stosunku do poziomu referencyjnego. Większe dopływy materii organicznej w typach produkcji mleka i trzody spowalniały tempo jej spadku pod wpływem zmian klimatycznych, osiągając ostatecznie zmniejszoną zawartość w stosunku do okresu początkowego odpowiednio o 10,9 i 9,1%. W ocenie Smith'a i in. (2005) wzrost produkcji podstawowej netto wynikający z postępu hodowlanego oraz z „efektu nawożenia” CO₂ złagodzi wielkość strat glebowej materii organicznej w zakresie od $-2,5$ do $-3,9 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$ w 2080 roku. Według tego autora wprowa-

dzenie strategii zarządzania retencjonowaniem C (uprawa bezorkowa, zróżnicowane zmianowanie, rolnictwo precyzyjne, uprawy poplonowe, regulacja właściwości chemicznych i fizycznych gleb) stwarza możliwość przyrostu zasobów materii organicznej w Europie, pomimo zmian klimatycznych, o $1\text{--}7\text{ t C}\cdot\text{ha}^{-1}$. Osiągnięcie nowego stanu równowagi przemian materii organicznej po zmianie praktyk rolniczych jest procesem długotrwałym, trwającym 40–100 lat, dlatego bezpośrednia ocena tych działań w gospodarstwach jest bardzo trudna (West i Post 2002, Foereid i Høgh-Jensen 2004). Chcąc łagodzić skutki zmian klimatycznych, ażeby nie dopuścić w przyszłości do spadku produktywności ekosystemów rolniczych, należałoby szerzej upowszechniać nowoczesne zasady zarządzania materią organiczną we wszystkich typach badanych gospodarstw. Można przewidywać, że będące przedmiotem analizy towarowe gospodarstwa z produkcją zwierzęcą będą mogły łatwiej adaptować się do nowych warunków klimatycznych, ponieważ w chwili obecnej utrzymują one zrównoważony bilans materii organicznej w przeciwieństwie do gospodarstw specjalizujących się w uprawach polowych.

4.4. OCENA INTENSYWNOŚCI STOSOWANIA PESTYCYDÓW ORAZ ICH ODDZIAŁYWANIA NA ŚRODOWISKO

Poziom intensywności chemicznej ochrony roślin we wszystkich typach badanych gospodarstw rolniczych był znacznie wyższy od średniej krajowej. Średnie zużycie substancji aktywnych środków ochrony roślin w Polsce w przeliczeniu na 1 ha GO i sadów w 2001 roku wynosiło $0,78\text{ kg}$ (Analizy Rynkowe 2003). Na tle danych europejskich stosowane ilości środków ochrony roślin na 1 ha w analizowanych gospodarstwach towarowych należy uznać za raczej niskie. Średnia ilość substancji aktywnej na 1 ha w krajach Unii Europejskiej w 2000 roku wynosiła $3,35\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\text{ GO}$ (Compendium... 2003). Bardzo wysokie dawki pestycydów stosowano w Belgii – $11,9\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, w Holandii – $11,0\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, we Francji – $5,5\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, w Niemczech – $3,2\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Niższe dawki środków ochrony roślin, poniżej średniego poziomu dla Polski, stosowały Szwecja i Finlandia, odpowiednio: $0,60$ i $0,54\text{ kg s.a.}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Neumeister 2003). Klasyfikując systemy rolnicze produkcji zbóż pod względem intensywności stosowania pestycydów i ich bezpieczeństwa dla środowiska, stwierdzono, że przy większej intensywności zużycia pestycydów, powyżej $1,37\text{ kg s.a.}\cdot\text{ha}^{-1}$, osiągnano w Europie znacznie wyższe plony (Hernández-Rivera i Mann 2008). Według tej klasyfikacji badane gospodarstwa specjalizujące się w produkcji roślinnej można by było zaliczyć do wysoko intensywnych pod względem ochrony roślin. Ocena skutków środowiskowych różnych systemów produkcji trzody przeprowadzona w Szwecji wykazała, że gospodarstwa wytwarzające lokalnie ponad 90% ogólnej ilości białka potrzebnego w żywieniu zwierząt miały o 50% niższe zużycie pestycydów w porównaniu do gospodarstw importujących większość pasz białkowych z zewnątrz. Gospodarstwa te osiągały niskie zużycie pestycydów ($0,55\text{ kg s.a.}\cdot\text{ha}^{-1}$) dzięki zróżnicowaniu zmianowania przez wprowadzenie do uprawy

roślin strączkowych i stosowaniu mechanicznej kontroli zachwaszczenia (Cederberg i Flysjö 2004). Podobnie jak gospodarstwa konwencjonalne w Szwecji, badane gospodarstwa trzodowe dążyły do minimalizacji kosztów produkcji żywca, korzystając z zakupu pasz z zewnątrz. Podstawowym źródłem białka w żywieniu trzody były zboża, natomiast własne rośliny strączkowe nie miały praktycznego znaczenia. Można przypuszczać, że analizowane gospodarstwa trzodowe po wprowadzeniu do zmianowań roślin strączkowych mogłyby także zmniejszyć zużycie pestycydów. W strukturze zużycia chemicznych środków ochrony roślin w analizowanych gospodarstwach, niezależnie od typu produkcji rolniczej, największe znaczenie miały herbicydy (od 58,2 do 93,5%) oraz fungicydy (od 4,3 do 23,6%). Inną strukturę zużycia prezentują gospodarstwa rolne we Francji. Herbicydy stanowią tam około 42% ogólnego zużycia pestycydów, fungicydy – 37% oraz insektycydy – 9% (Lebailly i in. 2009). W Europie herbicydy stanowią średnio około 69% ogólnej ilości stosowanych pestycydów (Neumeister 2003). Strategia tematyczna w zakresie zrównoważonego stosowania pestycydów obliguje kraje UE do zmniejszania zużycia środków ochrony roślin oraz do minimalizacji ryzyka ich szkodliwego wpływu na środowisko (Communication... 2006). Kraje skandynawskie od połowy lat osiemdziesiątych ubiegłego wieku realizują program redukcji zużycia pestycydów i związanych z nimi zagrożeń. Było to spowodowane znaczącym zmniejszeniem bioróżnorodności flory i fauny na terenach rolniczych, na których prowadzono intensywne zabiegi ochrony roślin (Wattiez i Williamson 2003). W Danii w wyniku wdrożenia tzw. Pestycydowego Planu Akcji zużycie pestycydów zmniejszyło się z 1,97 do 1,43 kg s.a.·ha⁻¹ GO. Ważnym elementem planu była redukcja wskaźnika częstotliwości zabiegów z 3,1 w latach 1990–1993 do 2,04 w 2002 roku. Badane gospodarstwa specjalizujące się w produkcji mleka i produkcji trzody osiągały mniejszą częstotliwość oprysków niż gospodarstwa duńskie. Znacznie większą liczbę zabiegów (2,9) wykonywały natomiast gospodarstwa produkcji roślinnej. W Niemczech częstotliwość zabiegów dla dziesięciu najbardziej powszechnie uprawianych gatunków roślin polowych wynosiła od 1,6 dla owsa do 9,1 dla ziemniaków (Gutsche i Rossberg 2004). Wspomniane już badania duńskie wskazują, że możliwe jest ograniczenie zabiegów do poziomu 1,4 bez powodowania strat ekonomicznych dla gospodarstw.

Różnego typu zagrożenia mogą wiązać się ze stosowaniem pestycydów ze względu na wiele dróg przenikania substancji aktywnych do środowiska oraz zróżnicowaną wrażliwość na dany rodzaj środka chemicznego wielu gatunków flory i fauny. Potencjalna możliwość szkodliwego oddziaływania przez liczną grupę substancji aktywnych stosowaną corocznie w gospodarstwach powoduje, że prowadząc indywidualną ocenę ryzyka toksyczności dla każdego pestycydu, nie ma możliwości przeprowadzenia generalnej, całościowej oceny szkodliwości pestycydów w systemach gospodarowania. Od połowy lat dziewięćdziesiątych ubiegłego wieku rozpoczęto szerokie prace nad złożonymi indeksami pomiaru potencjalnych skutków oddziaływania pestycydów na środowisko. W tym celu opracowano ostatnio

wiele rodzajów indeksów, które służą kompleksowemu oszacowywaniu zagrożeń środowiska pozostałościami pestycydów (Reus i Leendertse 2000, Finizio i in. 2001, Reus i in. 2002, Muhammetoglu i in. 2010). W ocenie ich wpływu na środowisko w większości wskaźników uwzględnia się: dawki substancji aktywnych, toksyczność dla różnych grup organizmów, zdolność do rozprzestrzeniania się w wodzie i powietrzu oraz czas zaniku w glebie (Bockstaller i in. 1997). Wskaźniki ryzyka tworzone są na podstawie danych toksykologicznych pestycydów i ich właściwości. Używa się je w celu porównania pestycydów pod względem teoretycznego ryzyka ich toksycznego działania, odrębnie na każdą grupę organizmów. Indeksy oddziaływania pestycydów mają natomiast charakter agregacyjny i charakteryzują ogólną, potencjalną toksyczność w stosunku do środowiska. Mają one na celu ograniczenie zużycia pestycydów i jego optymalizację (Sánchez-Bayo i in. 2002). Reus i in. (2002) porównywali osiem kompleksowych wskaźników oceniających ryzyko środowiskowe pestycydów w stosunku do wód gruntowych, wód powierzchniowych, gleb oraz powietrza na przykładzie piętnastu pestycydów. Ocena toksyczności pestycydów według indeksu EMA, którego skróconą wersję zastosowano w prezentowanej pracy w postaci wielokryterialnego indeksu oddziaływania pestycydów na środowisko, wypadła pomyślnie. Korelował on istotnie z sześcioma wskaźnikami. Miał natomiast małą zgodność z wynikami końcowymi modeli, w których nie ujmowano wszystkich komponentów środowiska, tj. wód powierzchniowych oraz wód gruntowych w niemieckim modelu badania toksyczności pestycydów SYNOPSIS_2 i szwedzkim modelu PERI.

Istotną cechą prezentowanego w opracowaniu indeksu jest obiektywny sposób porównania gospodarstw pod względem ryzyka środowiskowego powodowanego przez stosowane w nich pestycydy. Dzięki przejrzystości obliczeń indeksu i jego analitycznemu charakterowi można podejmować wielowariantowe rozwiązania planowanych zabiegów chemicznej ochrony roślin w gospodarstwach, kierując się zasadą minimalizacji wartości końcowej indeksu poprzez stosowanie zasady zamienności pestycydów na inne, o mniejszej potencjalnej toksyczności w środowisku. Wartości indeksu można dezagregować do części składowych pokazujących wkład poszczególnych rodzajów efektów środowiskowych w końcową ocenę ryzyka. Dzięki tej właściwości można było wykazać zwiększone ryzyko wymywania pestycydów do wód gruntowych w gospodarstwach z produkcją mleka w porównaniu do gospodarstw produkcji roślinnej wyróżniających się ogólnie wyższym ryzykiem zagrożeń dla środowiska.

4.5. INTEGROWANIE EFEKTÓW EKONOMICZNYCH I ŚRODOWISKOWYCH W MODELU OCENY ZRÓWNOWAŻONEGO GOSPODAROWANIA

Analiza zrównoważonego rozwoju procesów gospodarczych powinna być prowadzona z perspektywy wielowymiarowej, w układzie trójosiowym: ekonomicz-

nym, środowiskowym i społecznym (Rennings i Wiggering 1997, Callens i Tyteca 1999). W prezentowanych badaniach wymiar analityczny zredukowano do układu dwuwymiarowego, tj. ekonomicznego i środowiskowego. Rozwiązywanie problemów społecznych leży bowiem często poza realnymi możliwościami operacyjnymi pojedynczych gospodarstw i dlatego tę oś problemową wyłączono z charakterystyki zrównoważonego gospodarowania. Generalnie istnieje duża różnorodność w identyfikowaniu warunków gospodarczych i środowiskowych, jakie gospodarstwa rolne powinny spełniać, aby uważać ich funkcjonowanie za zgodne z postulatami zrównoważonego rozwoju (Environmental... 1999). Operacyjną trudność stwarza kwantyfikacja procesów za pomocą wskaźników. Rigby i in. (2001) przedstawili system oceny punktowej zrównoważenia praktyk rolniczych w gospodarstwie rolnym z pominięciem analizy ekonomicznej, ograniczając się wyłącznie do kryteriów ekologicznych (pochodzenia materiału nasiennego, żyzności gleby, sposobów ochrony roślin przed szkodnikami i chwastami oraz zmianowania roślin). W bardziej złożonym szwajcarskim modelu RISE analizowanych jest z kolei dwanaście wskaźników zrównoważenia kalkulowanych na podstawie sześćdziesięciu parametrów obejmujących aspekty ekologiczne, ekonomiczne i społeczne. W modelu tym ocenia się indywidualnie, w skali punktowej, stopień zrównoważenia każdego wskaźnika oraz całego gospodarstwa. Dane gospodarstwo uważa się za zrównoważone, jeżeli żaden ze wskaźników nie przyjmuje wartości poniżej -10 (Häni i in. 2003). Tylko dwa spośród dwunastu wskaźników odnoszą się do sytuacji ekonomicznej gospodarstw, tj. wskaźnik stabilności ekonomicznej i efektywności ekonomicznej. We francuskim modelu IDEA generalna ocena zrównoważenia gospodarowania przedstawiona jest za pomocą trzech indeksów charakteryzujących poziom agroekologiczny, społeczno-terytorialny oraz ekonomiczny, przyjmujących wartości między 0 a 100. Oceny tych trzech poziomów zrównoważenia prowadzi się na podstawie 41 wskaźników przyporządkowanych do odpowiednich poziomów integracji (Zahm i in. 2008).

W opracowanym natomiast modelu oceny zrównoważenia gospodarowania za pomocą indeksu syntetycznego filary ekonomiczny i środowiskowy uzyskują równorzędne wobec siebie znaczenie. Syntezą tych dwóch wymiarów w metodzie optymalizacyjnej DEA jest indeks zrównoważonego gospodarowania. Pomiary efektywności ekonomicznej i środowiskowej w tym modelu służą do oszacowania efektów ekonomicznych i środowiskowych gospodarowania. Ważnym elementem opracowanej metody jest trzyetapowy proces agregacji zmiennych. W pierwszym etapie dokonuje się wyboru wskaźników, w drugim przeprowadza się agregację wielu wskaźników w dwie grupy wskaźników zbiorczych efektywności ekonomicznej i środowiskowej, natomiast w trzecim następuje agregacja wskaźników zbiorczych w jeden indeks syntetyczny. Integracja grupowych wskaźników w jeden indeks ułatwia zrozumienie koncepcji zrównoważenia oraz nadaje jej cechę analitycznego narzędzia wspierającego wypracowywanie decyzji w zakresie prowadzenia polityki zrównoważonego rozwoju. Saisana i Tarantola (2002) zestawili pozytywne oraz negatywne cechy indeksów. Do ich zalet zaliczają: zdolność podsumowań wielo-

wymiarowych cech, łatwość interpretacyjną (w przeciwieństwie do różnych, pojedynczych wskaźników), ocenę postępu pod względem zrównoważonego rozwoju w czasie, redukowalność liczby wskaźników bez znacznej utraty informacyjności. Za wady wskaźników uznaje się: subiektywizm selekcji wskaźników i ich wag oraz brak transparentności. Można sądzić, że wszystkie te negatywne cechy są eliminowane w konstruowanym indeksie zrównoważonego gospodarowania.

Dotychczas koncepcja symetrycznego połączenia tych dwóch wymiarów efektów – ekonomicznego i środowiskowego była rzadko uwzględniana w badaniach nad zrównoważonym rozwojem. Najczęściej tworzenie indeksów zrównoważonego rozwoju polega na sumarycznym łączeniu wielu różnego typu indywidualnych wskaźników lub zagregowanych wcześniej grup subindeksów (Böhringer i Jochem 2007). Zasadniczą słabością dotychczasowych metod budowy złożonych indeksów zrównoważonego rozwoju jest stosowanie wielu rodzajów funkcji agregujących wskaźniki składowe w oparciu o subiektywnie przyznane wielkości wag oraz brak jasnych kryteriów selekcji wskaźników do modelu integracyjnego (Despotis 2005, Van de Kerk i Manuel 2008). Bez znajomości szczegółowej struktury budowy indeksu syntetycznego nie można odkryć przyczyn identyczności lub różnic wartości indeksów pomiędzy gospodarstwami. Dlatego, stosując oceny indeksu zrównoważonego rozwoju, powinno umożliwiać się defragmentację indeksów do ich elementów składowych. Istnieją bowiem możliwości różnej kombinacji zmiennych, które mogą wpłynąć na podobną wielkość agregowanych indeksów. Uwzględniając słabości dotychczasowych metod przy konstrukcji indeksu zrównoważonego rozwoju, przedstawiono szczegółowy algorytm opisujący kolejne kroki budowy oraz analizy zarówno wskaźników, jak i końcowego indeksu. Jako zasadę w doborze wskaźników do oceny zrównoważonego rozwoju przyjęto, że wskaźniki składowe muszą określać części systemu gospodarczego, przedstawiając wyniki końcowych procesów gospodarowania. Analityczny opis systemów zapewnia możliwość badania przyczyn słabego funkcjonowania gospodarstw rzutujących na końcową wartość indeksu. Dzięki takiemu podejściu można rozwinąć ścieżki powiązań o charakterze przyczynowo-skutkowym prowadzące od struktury procesu do indeksu zrównoważonego gospodarowania.

Układ modelowy zrównoważonego gospodarowania może być w przyszłości odniesiony do skali regionu, integrując wówczas trzeci filar zrównoważonego rozwoju, tj. wymiar społeczny obszarów rolniczych.

Wskaźniki składowe z reguły nie posiadają wspólnych miar i dlatego przed agregacją przeprowadza się normalizację zmiennych. Innym problemem jest sposób agregacji zmiennych. Powszechną praktyką w konstrukcji indeksów jest przypisywanie wag każdemu wskaźnikowi składowemu. Najbardziej popularne są dwie metody agregacji: sumowanie wag oraz ich iloczyn (Saisana i Tarantola 2002). Określanie współczynników wagowych ma jednak charakter subiektywny i może prowadzić do różnych wyników z powodu braku zgodności lub zmian opinii eksperckich. Poprzez subiektywne określanie wielkości współczynników wagowych ist-

nieje możliwość przypisywania różnego znaczenia poszczególnym funkcjom agrosystemów. Postępowanie to ma negatywne znaczenie, ponieważ może prowadzić do jednostronnego uwypuklania znaczenia jednych funkcji systemów gospodarowania, np. o znaczeniu środowiskowym i pomijaniu lub przypisywaniu mniejszego znaczenia komponentom ekonomicznym gospodarstwa. Wzorcem obiektywnego indeksu zrównoważenia powinna być natomiast równorzędna integracja podstawowych wymiarów działalności. W celu uniknięcia wymienionych problemów przy tworzeniu indeksu zrównoważonego gospodarowania zastosowano metodę DEA. W porównaniu do innych metod analiza DEA nie wymaga informacji dotyczących relacji wagowych używanych wskaźników, ani normalizacji zmiennych (Cherchye i in. 2008). Dzięki tej metodzie uzyskuje się zagregowany indeks dla każdego gospodarstwa w stosunku do wszystkich wskaźników ujętych w modelu. Różnica pomiędzy opracowanym modelem a innymi technikami polega na tym, że wagi wskaźników są endogeniczne i zmienne (generowane w wyniku serii rozwiązań modelu dla każdego gospodarstwa), natomiast w innych modelach agregacji są egzogeniczne i stałe. Istotną zaletą tej metody jest również to, że każde gospodarstwo posiada specyficzny zbiór wag, które są najbardziej dla niego korzystne w otoczeniu populacji innych gospodarstw. W zależności od potrzeb istnieje także możliwość inkorporacji dodatkowych informacji w stosunku do założonych preferencji i znaczenia wybranych wskaźników. Ewentualne wprowadzanie dodatkowych wskaźników może mieć miejsce na pierwszym etapie budowy indeksu, tj. tworzenia zbioru zmiennych dla kalkulacji efektywności technicznej i środowiskowej. Zaproponowana metoda trzyetapowej analizy zrównoważonego rozwoju omija więc restrykcyjność doboru zmiennych. Ustalono, że indeks zrównoważonego gospodarowania jest skorelowany w podobnym stopniu wobec efektywności technicznej i środowiskowej. Jest to dowodem wyważenia i obiektywności oceny zrównoważonego funkcjonowania bez nadawania specjalnych preferencji wskaźnikom zbiorczym.

Według wyników modelu tylko nieliczna grupa gospodarstw posiadała maksymalną wartość indeksu. Ukształtowana struktura indeksu w badanej grupie gospodarstw wskazywała, że analizowany model posiadał silne właściwości różnicujące stopnie zrównoważenia gospodarowania. Zakres potrzebnych zmian w poziomach wskaźników dla gospodarstw nieposiadających stanu zrównoważenia można identyfikować poprzez porównywanie ich wartości rzeczywistych z wartościami projektowanymi przez model. Stosując model DEA, wykazano, że zrównoważony rozwój może wyznaczać takie kierunki działalności gospodarstw, które nie obniżają silnie ich dochodowości, pozwalając jednocześnie na ograniczanie negatywnych efektów środowiskowych. Porównując wskaźniki produkcyjne i środowiskowe charakteryzujące analizowane gospodarstwa, można sądzić, że zrównoważony rozwój jest wyważoną formą gospodarowania mieszczącą się między maksymalizacją efektywności technicznej a wyznaczoną efektywnością środowiskową, która zapewnia redukcję niekorzystnych efektów zewnętrznych dla środowiska.

Istotnym problemem rozważań kwestii zrównoważonego gospodarowania jest zagadnienie wielkości gospodarstw i intensywności produkcji (Horrigan i in. 2002, Baylis i in. 2008). Jak wykazały badania, obszar gospodarstw nie był czynnikiem wykluczającym możliwości poprawy zrównoważenia. Natomiast zwiększanie obsady zwierząt w badanym zakresie istotnie przyczyniało się do wzrostu stopnia zrównoważenia. Zakres zwiększenia obsady zasadniczo nie powinien wykraczać poza jej średni poziom określony dla gospodarstw w pełni zrównoważonych.

W ocenie stopnia zrównoważenia występowały różnice pomiędzy typami produkcji rolniczej. Wyższy poziom zrównoważenia występował w gospodarstwach specjalizujących się w produkcji mleka oraz tuczu trzody chlewnej niż w uprawach polowych. Wynikał on przede wszystkim z wyższej efektywności technicznej, a także wyższej efektywności środowiskowej gospodarstw inwentarzowych. W opinii Honeymana (1996) utrzymywanie produkcji zwierzęcej poprawia zrównoważenie systemu gospodarowania w stosunku do środowiska oraz do sytuacji ekonomicznej gospodarstwa. Istotne korzyści odnosi się poprzez stosowanie na gruntach ornych obornika przyczyniającego się do wzrostu materii organicznej oraz większej przyswajalności składników mineralnych. Jego zdaniem w gospodarstwach z produkcją zwierzęcą utrzymuje się większą różnorodność roślin, a także bardziej poprawne zmianowanie. W badaniach Feledyn-Szewczyk i Kopińskiego (2010) prowadzonych nad zrównoważeniem gospodarstw przy użyciu modelu RISE problemy braku zrównoważenia związane były ze stosowaniem nawożenia mineralnego, wysokim potencjałem emisyjnym azotu i fosforu, bioróżnorodnością oraz niską dochodowością gospodarstw. Z badań własnych wynika, że przyczyny niezrównoważenia analizowanych gospodarstw były związane głównie z niskim dochodem, nadmiernym stosowaniem nawozów mineralnych, wysokim saldem bilansów azotu i fosforu w gospodarstwach oraz zwiększonym zagrożeniem środowiska przez stosowanie pestycydów.

5. PODSUMOWANIE

1. Badania wykazały możliwość dokonania wieloaspektowej, syntetycznej oceny stanu zrównoważenia działalności gospodarstw rolnych.

Opracowana w tym celu metodyka oceny zrównoważonego gospodarowania polegała na sekwencyjnej analizie procesów związanych z bilansowaniem nutrientów, materii organicznej i szkodliwości pestycydów oraz efektywności produkcji. Do analizy włączono wskaźniki charakteryzujące stany procesów produkcyjnych umożliwiające podejmowanie działań regulacyjnych w kierunku uzyskiwania ich optymalnych wartości. Dla obiektywnej oceny zrównoważonego gospodarowania pojedyncze wskaźniki podlegały integracji w jeden syntetyczny indeks, przy zastosowaniu nieparametrycznej metody optymalizacyjnej DEA.

2. Syntetyczny indeks zrównoważonego gospodarowania łączy, w oparciu o metodę DEA, efektywność techniczną gospodarstw z ich efektywnością środowiskową i daje możliwość porównywania gospodarstw pod względem ogólnego poziomu zrównoważenia działalności. Identyfikuje on obiekty wzorcowe dla gospodarstw nieosiągających maksymalnej wartości indeksu.
3. Strategia minimalizacji nakładów, ujęta w modelu efektywności technicznej, wspólnie ze strategią ograniczania negatywnych skutków środowiskowych prowadzonej działalności rolniczej, uwzględnioną w modelu efektywności środowiskowej, orientują o kierunku podnoszenia poziomu zrównoważonego gospodarowania obiektów.
4. Regresyjny model bilansu azotu i fosforu wykazał, że nawożenie mineralne oraz obsada zwierząt są głównymi czynnikami modyfikującymi wielkości sald tych składników na poziomie pól gospodarstw.
5. Stosując stochastyczny model oszacowania sald azotu z symulacją zmian w jego dopływach i pobraniu z plonem, można określić z dużą pewnością jego rozkład dla różnorodnej populacji gospodarstw. Wyniki symulacji stochastycznej wskazują na znaczny zakres zmienności sald azotu. Istnieje duże ryzyko występowania gospodarstw o niezrównoważonym gospodarowaniu azotem z powodu powstawania znacznych jego niedoborów albo przeciwnie – znacznych nadwyżek na poziomie pól.
6. Oszacowano skutki zmian ograniczania strat azotu w różnych typach produkcyjnych gospodarstw towarowych za pomocą macierzowego modelu przepływu azotu. Wykazano, że aktualne i przyszłe systemy sterowania obiegiem azotu będą wymagały kompleksowego uwzględniania wszystkich źródeł dopływów tego nutrientu do pola w celu jego lepszego bilansowania z potrzebami pokarmowymi roślin.
7. Obecne poziomy dopływów materii organicznej w systemach produkcji zwierzęcej są wystarczające do stabilizacji zawartości węgla organicznego w glebach lub jego niewielkiego wzrostu w dłuższym okresie czasu. W systemie produkcji roślinnej ujemne salda glebowej materii organicznej sygnalizują występowanie procesu jej degradacji. Utrzymanie dotychczasowego systemu uprawy oraz ilości wnoszonego węgla organicznego do gleb z resztkami roślinnymi będzie sprzyjało utrwaleniu tendencji spadkowej zawartości materii organicznej zarówno w krótkim, jak i długim horyzoncie czasowym.
8. Prognozowane zasoby materii organicznej gleb zmniejszały się w każdym typie produkcyjnym gospodarstw po uwzględnieniu w modelu prawdopodobnych zmian klimatycznych przewidywanych w scenariuszach Międzynarodowego Zespołu ds. Zmian Klimatu (IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change). Wydaje się, że istnieją potencjalne możliwości efektywnego reagowania na niekorzystne wpływy zmian klimatycznych w przyszłości (adaptacje) poprzez upowszechnianie systemów i praktyk rolniczych zwiększających retencjonowanie CO₂ z atmosfery.

9. Różnice między właściwościami fizyczno-chemicznymi pestycydów oraz ich potencjalną toksycznością w stosunku do różnych organizmów powodują, że ocena ryzyka szkodliwości pestycydów tylko na podstawie jednostkowych wskaźników zużycia substancji aktywnych lub częstości zabiegów jest mało precyzyjna. Przedstawiony wielokryterialny indeks oddziaływania pestycydów uwzględnia szeroki zakres możliwych zagrożeń dla środowiska wynikających z ich różnych właściwości i wielkości stosowanych dawek. Indeks ten może być użytecznym narzędziem w monitorowaniu postępu w stosowaniu mniej szkodliwych dla środowiska środków ochrony roślin w gospodarstwach rolnych.
10. Wyniki szczegółowych analiz obiegu i bilansu składników mineralnych, bilansu materii organicznej i oddziaływania pestycydów oraz analiz ekonomicznych gospodarstw, ujęte w postaci zmiennych, posłużyły do określenia wskaźników zbiorczych efektywności technicznej i środowiskowej gospodarstw i na tej podstawie – indeksu syntetycznego oceny zrównoważonego gospodarowania.
11. Przyjęta w badaniach metodyka może być wykorzystana do monitoringu stanu zrównoważonego gospodarowania dla szerszej skali obiektów i populacji – grupy gospodarstw, regionu i kraju. Może zatem służyć do zarządzania na różnych poziomach zrównoważonym rozwojem rolnictwa.

6. ANEKS

Tabela I

Opis procesu przepływu azotu za pomocą zbioru relacji pomiędzy jego dopływami i odpływami w poszczególnych podsystemach w gospodarstwach typu produkcji mleka

Description of nitrogen flow process using the set of relation between its inflows and outflows in individual subsystems for farms of milk production type

Wyszczególnienie; Specification	Do: To:	System ; System 0	Podsystem; Subsystem 1	Podsystem; Subsystem 2	Podsystem; Subsystem 3	Podsystem; Subsystem 4	Podsystem; Subsystem 5	Podsystem; Subsystem 6	System strat; Waste system	Odpływy ogółem; Total outflows
Od; From:										
System; System 0		–	0	X_{02}	0	0	0	X_{06}	–	
Podsystem; Subsystem 1		X_{10}	0	X_{12}	0	0	X_{15}	0	0	X_1
Podsystem; Subsystem 2		X_{20}	0	0	X_{23}	0	0	0	0	X_2
Podsystem; Subsystem 3		X_{30}	0	0	0	X_{34}	0	0	X_{35}	X_3
Podsystem; Subsystem 4		0	0	0	0	0	0	X_{46}	X_{45}	X_4
Podsystem; Subsystem 5		0	0	0	0	0	0	X_{56}	0	X_5
Podsystem; Subsystem 6		0	X_{61}	0	0	0	0	0	X_{65}	X_6
System strat; Waste system		–	–	–	–	–	–	–	–	–
Dopływy ogółem; Total inflows		–	X_1	X_2	X_3	X_4	X_5	X_6	–	–

Tabela II

Opis procesu przepływu azotu za pomocą zbioru relacji pomiędzy jego dopływami i odpływami w poszczególnych podsystemach w gospodarstwach typu produkcji trzody chlewnej

Description of nitrogen flow process using the set of relation between its inflows and outflows in individual subsystems for farms of pig production type

Wyszczególnienie Specification	Do: To:	System; System 0	Podsystem; Subsystem 1	Podsystem; Subsystem 2	Podsystem; Subsystem 3	Podsystem; Subsystem 4	Podsystem; Subsystem 5	Podsystem; Subsystem 6	System strat; Waste system	Odpływy ogółem; Total outflows
Od; From:										
System; System 0	–	0	X_{02}	0	X_{04}^*	0	X_{06}	–		
Podsystem; Subsystem 1	X_{10}	0	X_{12}	0	0	X_{15}	0	0		X_1
Podsystem; Subsystem 2	X_{20}	0	0	X_{23}	0	0	0	0		X_2
Podsystem; Subsystem 3	X_{30}	0	0	0	X_{34}	0	0	X_{38}		X_3
Podsystem; Subsystem 4	0	0	0	0	0	0	X_{46}	X_{48}		X_4
Podsystem; Subsystem 5	0	0	0	0	0	0	X_{56}	0		X_5
Podsystem; Subsystem 6	0	X_{61}	0	0	0	0	0	X_{68}		X_6
System strat; Waste system	–	–	–	–	–	–	–	–		–
Dopływy ogółem; Total inflows	–	X_1	X_2	X_3	X_4	X_5	X_6	–		–

* element różniący od typu produkcji mleka; element differing from the milk production type

Tabela III

Opis procesu przepływu azotu za pomocą zbioru relacji pomiędzy jego dopływami i odpływami w poszczególnych podsystemach w gospodarstwach typu produkcji roślinnej
 Description of nitrogen flow process using the set of relation between its inflows and outflows in individual subsystems for farms of plant production type

Wyszczególnienie Specification	Do: To:	System; System 0	Podsystem; Subsystem 1	Podsystem; Subsystem 2	Podsystem; Subsystem 3	Podsystem; Subsystem 4	Podsystem; Subsystem 5	Podsystem; Subsystem 6	System strat; Waste system	Odpływy ogółem; Total outflows
Od; From:										
System; System 0		–	0	X_{02}	0	X_{04}^{**}	0	X_{06}	–	
Podsystem; Subsystem 1		X_{10}	0	X_{12}	0	0	X_{15}	0	0	X_1
Podsystem; Subsystem 2		X_{20}	0	0	X_{23}	0	0	0	0	X_2
Podsystem; Subsystem 3		0*	0	0	0	X_{34}	0	0	X_{3S}	X_3
Podsystem; Subsystem 4		0	0	0	0	0	0	X_{46}	X_{4S}	X_4
Podsystem; Subsystem 5		0	0	0	0	0	0	X_{56}	0	X_5
Podsystem; Subsystem 6		0	X_{61}	0	0	0	0	0	X_{6S}	X_6
System strat; Waste system		–	–	–	–	–	–	–	–	–
Dopływy ogółem; Total inflows		–	X_1	X_2	X_3	X_4	X_5	X_6	–	–

* element różniący od typu produkcji mleka i produkcji trzody chlewnej; element differing from the milk production type and pig production type,

** element różniący od typu produkcji mleka; element differing from the milk production type

Tabela IV

Zestaw współczynników alokacji produktów dla struktury systemu przepływu azotu w gospodarstwach
typu produkcji mleka i produkcji trzody
Set of product allocation coefficients for the structure of nitrogen flow system in farms of milk and pig production types

Wyszczególnienie; Specification	Do: To:	System; System 0	Podsystem; Subsystem 1	Podsystem; Subsystem 2	Podsystem; Subsystem 3	Podsystem; Subsystem 4	Podsystem; Subsystem 5	Podsystem; Subsystem 6	System strat; Waste system
Od; From:									
System; System 0		–	–	–	–	–	–	–	–
Podsystem; Subsystem 1		$a_{10} = x_{10}' / (x_{10} + x_{12} + x_{15})$	0	$a_{12} = x_{12}' / (x_{12} + x_{10} + x_{15})$	0	0	$a_{15} = x_{15}' / (x_{15} + x_{12} + x_{10})$	0	–
Podsystem; Subsystem 2		$a_{20} = x_{20}' / (x_{20} + x_{23})$	0	0	$a_{23} = x_{23}' / (x_{20} + x_{23})$	0	0	0	–
Podsystem; Subsystem 3		$a_{30} = x_{30}' / (x_{34} + x_{38} + x_{30})$	0	0	0	$a_{34} = x_{34}' / (x_{34} + x_{38} + x_{30})$	0	0	–
Podsystem; Subsystem 4		0	0	0	0	0	0	$a_{46} = x_{46}' / (x_{46} + x_{48})$	–
Podsystem; Subsystem 5		0	0	0	0	0	0	$a_{56} = x_{56}' / x_{56}$	–
Podsystem; Subsystem 6		0	$a_{61} = x_{61}' / (x_{61} + x_{68})$	0	0	0	0	0	–
System strat; Waste system		–	–	–	–	–	–	–	–

Tabela V

Zestaw współczynników alokacji produktów dla struktury systemu przepływu azotu w gospodarstwach typu produkcji roślinnej
Set of product allocation coefficients for the structure of nitrogen flow system in farms of plant production type

Wyszczególnienie Specification	Do: To:	System; System 0	Podsystem; Subsystem 1	Podsystem; Subsystem 2	Podsystem; Subsystem 3	Podsystem; Subsystem 4	Podsystem; Subsystem 5	Podsystem; Subsystem 6	System strat; Waste system
Od; From:									
System; System 0		-	-	-	-	-	-	-	-
Podsystem; Subsystem 1		$a_{10} = x_{10} / (x_{10} + x_{12} + x_{15})$	0	$a_{12} = x_{12} / (x_{12} + x_{10} + x_{15})$	0	0	$a_{15} = x_{15} / (x_{15} + x_{12} + x_{10})$	0	-
Podsystem; Subsystem 2		$a_{20} = x_{20} / (x_{20} + x_{23})$	0	0	$a_{23} = x_{23} / (x_{20} + x_{23})$	0	0	0	-
Podsystem; Subsystem 3		0*	0	0	0	$a_{34} = x_{34} / (x_{34} + x_{35})$	0	0	-
Podsystem; Subsystem 4		0	0	0	0	0	0	$a_{46} = x_{46} / (x_{46} + x_{48})$	-
Podsystem; Subsystem 5		0	0	0	0	0	0	$a_{56} = x_{56} / x_{56}$	-
Podsystem; Subsystem 6		0	$a_{61} = x_{61} / (x_{61} + x_{65})$	0	0	0	0	0	-
System strat; Waste system		-	-	-	-	-	-	-	-

* element różniący od typu produkcji mleka i produkcji trzody; element differing from the milk and pig production types

Tabela VI

Zbiór równań dla obliczeń przepływu azotu pomiędzy podsystemami w badanej grupie gospodarstw typu produkcji mleka
 Set of equations for the calculation of nitrogen flow between subsystems in the studied farm group of milk production type

Numer Podsystemu; Subsystem number	Równania; Equations
Podsystem; Subsystem 1	$X_{61} = X_{10} + X_{12} + X_{15}, a_{12} = X_{12}/(X_{12} + X_{10} + X_{15}), a_{10} = X_{10}/(X_{10} + X_{12} + X_{15})$
Podsystem; Subsystem 2	$X_{12} + X_{02} = X_{20} + X_{23}, a_{20} = X_{20}/(X_{23} + X_{20})$
Podsystem; Subsystem 3	$X_{23} = X_{34} + X_{3S} + X_{30}, a_{34} = X_{34}/(X_{34} + X_{3S} + X_{30}), a_{30} = X_{30}/(X_{34} + X_{3S} + X_{30})$
Podsystem; Subsystem 4	$X_{34} = X_{46} + X_{4S}, a_{46} = X_{46}/(X_{46} + X_{4S})$
Podsystem; Subsystem 5	$X_{15} = X_{56}$
Podsystem; Subsystem 6	$X_{46} + X_{06} + X_{56} = X_{61} + X_{6S}, a_{61} = X_{61}/(X_{61} + X_{6S})$

Tabela VII

Zbiór równań dla obliczeń przepływu azotu pomiędzy podsystemami w badanej grupie gospodarstw typu produkcji trzody chlewnej
 Set of equations for the calculation of nitrogen flow between subsystems in the studied farm group of pig production type

Numer Podsystemu; Subsystem number	Równania; Equations
Podsystem; Subsystem 1	$X_{61} = X_{10} + X_{12} + X_{15}, a_{12} = X_{12}/(X_{12} + X_{10} + X_{15}), a_{10} = X_{10}/(X_{10} + X_{12} + X_{15})$
Podsystem; Subsystem 2	$X_{12} + X_{02} = X_{20} + X_{23}, a_{20} = X_{20}/(X_{23} + X_{20})$
Podsystem; Subsystem 3	$X_{23} = X_{34} + X_{3S} + X_{30}, a_{34} = X_{34}/(X_{34} + X_{3S} + X_{30}), a_{30} = X_{30}/(X_{34} + X_{3S} + X_{30})$
Podsystem; Subsystem 4	$X_{34} + X_{04}^* = X_{46} + X_{4S}, a_{46} = X_{46}/(X_{46} + X_{4S})$
Podsystem; Subsystem 5	$X_{15} = X_{56}$
Podsystem; Subsystem 6	$X_{46} + X_{06} + X_{56} = X_{61} + X_{6S}, a_{61} = X_{61}/(X_{61} + X_{6S})$

* element różniący od typu produkcji mleka; element differing from the milk production type

Tabela VIII

Zbiór równań dla obliczeń przepływu azotu pomiędzy podsystemami w badanej grupie gospodarstw typu produkcji roślinnej
 Set of equations for the calculation of nitrogen flow between subsystems in the studied farm group of plant production type

Numer Podsystemu; Subsystem number	Równania; Equations
Podsystem; Subsystem 1	$X_{61} = X_{10} + X_{12} + X_{15}, a_{12} = X_{12}/(X_{12} + X_{10} + X_{15}), a_{10} = X_{10}/(X_{10} + X_{12} + X_{15})$
Podsystem; Subsystem 2	$X_{12} + X_{02} = X_{20} + X_{23}, a_{20} = X_{20}/(X_{23} + X_{20})$
Podsystem; Subsystem 3*	$X_{23} = X_{34} + X_{38}, a_{34} = X_{34}/(X_{34} + X_{38})$
Podsystem; Subsystem 4	$X_{34} + X_{04} = X_{46} + X_{48}, a_{46} = X_{46}/(X_{46} + X_{48})$
Podsystem; Subsystem 5	$X_{15} = X_{56}$
Podsystem; Subsystem 6	$X_{46} + X_{06} + X_{56} = X_{61} + X_{68}, a_{61} = X_{61}/(X_{61} + X_{68})$

* w odróżnieniu od typu produkcji mleka i produkcji trzody nie występuje X_{30} i a_{30} ; as opposed to the types of milk production and pig production, X_{30} i a_{30} do not occur

Tabela IX

Wartości wskaźników efektywności technicznej, efektywności środowiskowej i indeksu zrównoważonego gospodarowania według gospodarstw

Values of technical efficiency indicators, environmental efficiency as well as sustainable farming index according to farms

Nr gospodarstwa; Farm No	Wskaźnik ogólnej efektywności technicznej; Indicator of overall technical efficiency	Wskaźnik efektywności środowiskowej; Indicator of environmental efficiency	Indeks zrównoważonego gospodarowania; Sustainable farming index
1	0,748	0,612	0,703
2	0,848	1,000	0,924
3	0,656	0,703	0,679
4	0,941	0,968	0,954
5	0,903	0,594	0,800
6	0,588	0,620	0,604
7	1,000	0,803	0,934
8	1,000	1,000	1,000
9	0,771	0,952	0,861
10	0,510	1,000	0,755
11	1,000	0,931	0,977
12	0,887	0,859	0,878
13	0,802	0,921	0,861
14	1,000	0,501	0,834
15	1,000	0,390	0,797
16	0,621	0,536	0,593
17	0,912	0,642	0,822
18	0,623	0,668	0,646
19	1,000	0,768	0,923
29	0,964	0,363	0,764
21	0,725	1,000	0,863
22	1,000	0,884	0,961
23	0,906	0,829	0,880
24	0,838	0,843	0,840
25	0,695	0,586	0,659
26	0,709	0,833	0,771
27	0,856	0,851	0,854
28	1,000	1,000	1,000
29	0,731	0,768	0,749
30	0,902	0,945	0,923
31	1,000	1,000	1,000

7. LITERATURA

1. Aarts H.F.M., Habekotte B., Hilhorst G.J., Koskamp G.J., Van der Schans F.C., De Vries C.K.: Efficient resource management in dairy farming on sandy soil. *Neth. J. Agr. Sci.*, 1999, **47**: 153-167.
2. Ad Hoc Committee on Air Emissions from Animal Feeding Operations, Committee on Animal Nutrition, National Research Council, Air emission from animal feeding operations: current knowledge, future needs. National Research Council of the National Academies, the National Academies Press, Washington DC, 2003, 286.
3. Alvarez C.R., Alvarez R., Steinbach H.S.: Predictions of available nitrogen content in soil profile depth using available nitrogen concentration in surface layer. *Commun. Soil Sci. Plan.*, 2001, **32**: 759-769
4. Analizy Rynkowe 2003, Rynek środków produkcji i usług dla rolnictwa, Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi, Agencja Rynku Rolnego, Instytut Ekonomiki Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej, Warszawa, 2003, **24**: 13.
5. Andraski T.W., Bundy L.G., Brye K.R.: Crop management and corn nitrogen rate effects on nitrate leaching. *J. Environ. Qual.*, 2000, **29**: 1095-1103.
6. Andréon O., Kätterer T.: ICBM: the introductory carbon balance model for exploration of soil carbon balances. *Ecol. Appl.*, 1997, **7**: 1226-1236.
7. Aneja V.P., Blunden J., James K., Schlesinger W.H., Knighton R., Gilliam W., Jennings G., Niyogi D., Cole S.: Ammonia assessment from agriculture: U.S. status and needs. *J. Environ. Qual.*, 2008, **37**: 515-520.
8. Aronsson H., Torstensson G.: Measured and simulated availability and leaching of nitrogen associated with frequent use of catch crops. *Soil Use Manage.*, 1998, **14**: 6-13.
9. Augustyńska-Grzymek I., Goraj L., Jarka S., Pokrzywa T., Skarżyńska A.: Metodyka liczenia nadwyżki bezpośredniej i zasady typologii gospodarstw rolniczych (według standardów Unii Europejskiej). Fundacja Programów Pomocy dla Rolnictwa (FAPA), Warszawa, 2000, 55.
10. Banker R., Cooper W.W., Seiford L.M., Thrall R.M., Zhu J.: Returns to scale in different DEA models. *Europ. J. Operat. Res.*, 2004, **154**: 345-362.
11. Banker R.D., Morey R.C.: Efficiency analysis for exogenously fixed inputs and outputs. *Oper. Res.*, 1986, **34**: 513-521.
12. Barrios E.: Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecol. Econ.*, 2007, **64**: 269-285.
13. Barry D.A.J., Goorahoo D., Goss M.J.: Estimation of nitrate concentrations in groundwater using a whole farm nitrogen budget. *J. Environ. Qual.*, 1993, **22**: 767-775.
14. Baylis K., Peplow S., Rausser G., Simon L.: Agri-environmental policies in the EU and United States: a comparison. *Ecol. Econ.*, 2008, **65**: 753-764.
15. Bechmann M., Eggestad H.O., Vagstad N.: Nitrogen balances and leaching in four agricultural catchments in southeastern Norway. *Environ. Pollut.*, 1998, **102(S1)**: 493-499.
16. Becker B.: Sustainability assessment: a review of values, concepts, and methodological approaches. *Issues in Agriculture 10*, Consultative Group on International Agricultural Research, The World Bank, Washington DC, 1997, 63.
17. Benbi D.K., Biswas C.R., Bawa S.S., Kumar K.: Influence of farmyard manure, inorganic fertilizers and weed control practices on some soil physical properties in a long-term experiment. *Soil Use Manage.*, 1998, **14**: 52-54.

18. Bergström L.F., Kirchmann H.: Leaching of total nitrogen from nitrogen-15 labelled poultry manure and inorganic nitrogen fertilizer. *J. Environ. Qual.*, 1999, **28**: 1283-1290.
19. Bilbao M., Martínez J.J., Delgado A.: Evaluation of soil nitrate as a predictor of nitrogen requirement for sugar beet grown in a mediterranean climate. *Agron. J.*, 2004, **96**: 18-25.
20. Bockstaller C., Girardin P., Van der Werf H.: Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems. *Eur. J. Agron.*, 1997, **7**: 261-270.
21. Böhringer C., Jochem P.E.P.: Measuring the immeasurable – a survey of sustainability indices. *Ecol. Econ.*, 2007, **63**: 1-8.
22. Boody G., Vondracek B., Andow D.A., Krinke M., Westra J., Zimmerman J., Welle P.: Multifunctional agriculture in the US. *BioScience*, 2005, **55**: 27-38.
23. Breembroek J.A., Koole B., Poppe K.J., Wossink G.A.A.: Environmental Farm Accounting: The Case of the Dutch Nutrients Accounting System. *Agr. Syst.*, 1996, **51**: 29-40.
24. Brink C., Van Ierland E., Hordijk L., Kroeze C.: Cost-effective emission abatement in agriculture in the presence of interrelations: cases for Netherlands and Europe. *Ecol. Econ.*, 2005, **53**: 59-74.
25. Brisbin P.E.: Agricultural nutrient management in the Lower Fraser Valley. Fraser River Action Plan, Environment Canada DOE FRAP 1995-27, 1995, 81.
26. Bundy L.G., Malone E.S.: Effect of residual profile nitrate on corn response to applied nitrogen. *Soil. Sci. Soc. Am. J.*, 1988, **52**: 1377-1383.
27. Buyanovsky G.A., Wagner G.H.: Carbon cycling in cultivated land and its global significance. *Glob. Change Biol.*, 1998, **4**: 131-141.
28. Callens I., Tyteca D.: Towards indicators of sustainable development for firms. A productive efficiency perspective. *Ecol. Econ.*, 1999, **28**: 41-53.
29. Cambardella C.A., Moorman T.B., Jaynes D.B., Hatfield J.L., Parkin T.B., Simpkins W.W., Karlen D.L.: Water quality in Walnut Creek watershed: nitrate-nitrogen in soils, subsurface drainage water and shallow groundwater: farming systems impacts on water quality in Walnut Creek Watershed, Iowa. *J. Environ. Qual.*, 1999, **28**: 25-34.
30. Campbell C.A., Lafond G.P., Zentner R.P., Jame Y.W.: Nitrate leaching in a Udic Haploboroll as influenced by fertilization and legumes. *J. Environ. Qual.*, 1994, **23**: 195-201.
31. Cederberg C., Flysjö A.: Environmental assessment of future pig farming systems – quantifications of three scenarios from the FOOD 21 synthesis work, SIK-rapport, nr 723, the Swedish Institute for Food and Biotechnology, Göteborg, 2004, 54.
32. Chang C., Janzen H.H.: Long-term fate of nitrogen from feedlot manure applications. *J. Environ. Qual.*, 1996, **25**: 785-790.
33. Chavas J.P., Aliber M.: An analysis of economic efficiency in agriculture: nonparametric approach. *J. Agr. And Res. Econ.*, 1993, **18**: 1-16.
34. Chen A., Hwang Y., Shao B.: Measurement and sources of overall and input inefficiencies: evidences and implications in hospital services. *Europ. J. Operat. Res.*, 2005, **161**: 447-468.
35. Cherchye L., Moesen W., Roggen N., Van Puyenbroeck T., Saisana M., Saltelli A., Liska R., Tarantola S.: Creating composite indicators with DEA and robustness analysis: the case of the technology achievement index. *J. Opl. Res. Soc.*, 2008, **59**: 239-251.

36. Christensen J.H., Hewitson B., Busuioc A., Chen A., Gao X., Held I., Jones R., Kolli R.K., Kwon W.T., Laprise R., Magaña Rueda V., Mearns L., Menéndez C.G., Räisänen J., Rinke A., Sarr A., Whetton P.: Regional climate projections. In: Climate change 2007: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Solomon S., Qin D., Manning M., Chen Z., Marquis M., Averyt K.B., Tignor M., Miller H.L. (eds.), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2007, 847-940.
37. Cline W.R.: Global warming and agriculture. Impact estimates by country. Center for Global Development, Peterson Institute for International Economics, Washington DC, 2007, 186.
38. Coleman K., Jenkinson D.S.: RothC-26.3. A model for the turnover of carbon soil. Model description and windows users guide. IACR, Rothamsted, 1999, 46.
39. Communication from the Commission to the Council and the European Parliament, Thematic strategy on air pollution, COM(2005) 446 final, Commission of the European Communities, Brussels, 2005, 13.
40. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee of the regions, A thematic strategy on the sustainable use of pesticides, COM(2006) 372 final. Commission of the European Communities, Brussels, 2006, 13.
41. Compendium of Agricultural – Environmental Indicators 1989-91 to 2000, Statistics Analysis Service, Statistics Division, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 2003, 35.
42. Cooper W.W., Seiford L.M., Tone K., Zhu J.: Some models and measures for evaluating performances with DEA: past accomplishments and future prospects. *J. Prod. Anal.*, 2007, **28**: 151-163.
43. Council Directive 91/676/EEC of 12 December concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources, Off. J. Eur. Communities, 1991, **L375**, European Union, Brussels.
44. Cui Z., Zhang F., Miao Y., Sun Q., Li F., Chen X., Li J., Ye Y., Yang Z., Zhang Q., Liu C.: Soil nitrate-N levels required for high yield maize production in the North China Plain. *Nutr. Cycl. Agroecosys.*, 2008, **82**: 187-196.
45. Dalgaard T., Heidmann T., Mogensén L.: Potential N-losses in three scenarios for conversion to organic farming in a local area of Denmark. *Eur. J. Agron.*, 2002, **16**: 207-217.
46. Davidson E.A.: The contribution of manure and fertilizer nitrogen to atmospheric nitrous oxide since 1860. *Nat. Geosci.*, 2009, **2**: 659-662.
47. De Boer I.J.M., Peters H.T.A., Grossman M., Koops W.J.: Nutrient flows in agriculture in the Netherlands with special emphasis on pig production. *J. Anim. Sci.*, 1997, **75**: 2054-2063.
48. Dean J.E., Weil R.R.: Brassica cover crops for nitrogen retention in the Mid-Atlantic Coastal Plain. *J. Environ. Qual.*, 2009, **38**: 520-528.
49. Despotis D.K.: A reassessment of the human development index via data envelopment analysis. *J. Opl. Res. Soc.*, 2005, **56**: 969-980.
50. Dimara E., Pantzios C.J., Skuras D., Tsekouras K.: The impact of regulated notions of quality on farm efficiency: a DEA application. *Eur. J. Operat. Res.*, 2005, **161**: 416-431.

51. Directive 2001/81/EC of the European Parliament and the Council of 23 October 2001 on national emission ceilings for certain atmospheric pollutants, Off. J. Eur. Communities, 2001, **44**, L 309, 22-30.
52. Doll J.P., Orazem F.: Production economics. Theory with applications, John Wiley & Sons Inc., New York, 1984, 470.
53. Domański C., Pruska K., Wagner W.: Wnioskowanie statystyczne przy nieklasycznych założeniach. Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź, 1998, 325.
54. Domański C., Pruska K.: Nieklasyczne metody statystyczne. PWE, Warszawa, 2000, 368.
55. Donner S.D., Kucharik C.J., Foley J.A.: Impact of changing land use practices on nitrate export by the Mississippi River. Global Biochem. Cycles, 2004, **18**: 1-21.
56. Dou Z., Kohn R.A., Ferguson J.D., Boston R.C., Newbold J.D.: Managing Nitrogen on Dairy Farms: An Integrated Approach. Model Description. J. Dairy Sci., 1996, **79**: 2071-2080.
57. Dyckhoff H., Allen K.: Measuring ecological efficiency with data envelopment analysis (DEA). Eur. J. Operat. Res., 2001, **132**: 312-325.
58. EEA core set of indicators. Guide, EEA Technical report 1/2005, European Environment Agency, Copenhagen, 2005, 37.
59. Egball B., Wienhold B.J., Gilley J.E., Eigenberg R.A.: Mineralization of manure nutrients. J. Soil Water Conserv., 2002, **57**: 470-473.
60. Ellsbury M.M., Powell J.E., Forcella F., Woodson D.W., Clay S.A., Riedell W.E.: Diversity and dominant species of ground beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) in crop rotation and chemical input systems for the Northern Great Plains. Ecology and Population Biology, 1998, **91**: 619-625.
61. EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook – 3rd edition, Technical report no 32, EEA (European Environment Agency) Copenhagen, 2002, http://www.eea.europa.eu/publications/technical_report-2001_3.
62. Environmental Indicators for Agriculture. Volume 2. Issues and Design „The York Workshop”, OECD, Paris, 1999, 213.
63. Estes R.J.: Social development trends in Europe. Soc. Indic. Res., 1997, **42**: 1-19.
64. Esty D.C., Levy M.A., Srebotnjak T., De Sherbinin A.: Environmental Sustainability Index. Benchmarking National Environmental Stewardship, Yale Center for Environmental Law and Policy, New Haven, Conn., 2005, 408.
65. Falińska K.: Ekologia roślin. PWN Warszawa, 2004, 511.
66. Färe R., Kirkley J., Walden J.B.: Adjusting technical efficiency to reflect discarding: the case of the U.S. Georges Bank multi-species otter trawl fishery. Fish. Res., 2006, **78**: 257-265.
67. Farrell R.E., Sandercock P.J., Pennock D.J., Van Kessel C.: Landscape-scale variations in leached nitrate: relationship to denitrification and natural nitrogen-15 abundance. Soil. Sci. Soc. Am. J., 1996, **60**: 1410-1415.
68. Feledyn-Szewczyk B., Kopiński J.: Ocena stopnia zrównoważenia wybranych gospodarstw za pomocą modelu RISE. Frag. Agron., 2010, (w druku).
69. Filipiak K., Wilkos S.: Wybrane metody analizy wielozmiennej i ich zastosowanie w badaniach przestrzennych, IUNG-PIB Puławy, 1998, R(349), 59.
70. Finizio A., Calliera M., Vighi M.: Rating systems for pesticide risk classification on different ecosystems. Ecotox. Environ. Safety, 2001, **49**: 262-274.

71. Foer Reid B., Høgh-Jensen H.: Carbon sequestration potential of organic agriculture in northern Europe – a modelling approach. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 2004, **68**: 13-24.
72. Foster G.F.: User's reference guide. Revised universal soil loss equation, version 2 (RUSLE2), USDA-Agricultural Research Service, Washington DC, 2004, ftp://fargo.nserl.purdue.edu/pub/RUSLE2/RUSLE2_Program_File/RUSLE2_UserGuide_12-04.pdf.
73. Fotyma E., Wilkos G., Pietruch C.: Test azotu mineralnego. Możliwości praktycznego wykorzystania. *Mat. szkol.*, IUNG-PIB Puławy, 1998, 47.
74. Fotyma M., Jadczyzyn T., Pietruch Cz.: System wspierania decyzji w zakresie zrównoważonej gospodarki składnikami mineralnymi – Macrobil. *Pam. Puł. – Materiały Konferencyjne*, 2001a, **124**: 81-89.
75. Fotyma M., Jankowiak J., Pietruch Cz.: Zastosowanie systemu wspierania decyzji w zakresie zrównoważonego nawożenia MACROBIL w gospodarstwach AWRSP w Wielkopolsce. *Pam. Puł. – Materiały Konferencyjne*, 2001b, **124**: 91-97.
76. Fotyma M., Mercik S.: *Chemia rolna*. PWN Warszawa, 1995, 356.
77. Fraser I., Cordina D.: An application of data envelopment analysis to irrigated dairy farms in Northern Victoria. *Australia, Agr. Syst.*, 1999, **59**: 267-282.
78. Fraters D., Boumans L.M.J., Van Drecht G., De Haan T., De Hoop D.W.: Nitrogen monitoring in groundwater in the sandy regions of the Netherlands. *Environ. Pollut.*, 1998, **102**: 479-485.
79. Galloway J.N., Aber J.D., Erisman J.W., Seitzinger S.P., Howarth R.W., Cowling E.B., Cosby B.J.: The nitrogen cascade. *BioScience*, 2003, **53**: 341-356.
80. García I., Abascal E.: A methodology for measuring latent variables based on multiple factor analysis. *Comput. Stat. Data An.*, 2004, **45**: 505-517.
81. Gentry L.E., David M.B., Below F.E., Royer T.V., McIsaac G.F.: Nitrogen mass balance of a tile-drained agricultural watershed in East-Central Illinois. *J. Environ. Qual.*, 2009, **38**: 1841-1847.
82. Granstedt A.: Increasing the efficiency of plant nutrient recycling within the agricultural system as a way of reducing the load to the environment – experience from Sweden and Finland. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 2000, **80**: 169-185.
83. Grignani C., Zavattaro L.: A Survey on Actual agricultural practices and their effects on the mineral nitrogen concentration of the soil solution. *Eur. J. Agron.*, 2000, **12**: 251-268.
84. Gupta S., Munyankusi E., Moncrief J., Zvomuya F., Hanewall M.: Tillage and manure application effects on mineral nitrogen leaching from seasonally frozen soils. *J. Environ. Qual.*, 2004, **33**: 1238-1246.
85. Gustafson D.I.: Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. *Environ. Toxicol. Chemistry*, 1989, **8**: 339-357.
86. Gutsche V., Rossberg D.: Crop protection indicators in Germany, OECD Expert Meeting on Farm Management Indicators and the Environment, 8–12 March, Palmerston North, New Zealand, 2004, 16.
87. Halberg N.: Indicators of resource use and environmental impact for use in a decision aid for Danish livestock farmers. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 1999, **76**: 17-30.
88. Halberg N., Kristensen E.S., Kristensen I.S.: Nitrogen Turnover on Organic and Conventional Mixed Farms. *J. Agric. Environ. Ethic*, 1995, **8**: 30-51.
89. Häni F., Braga F., Stämpfli A., Keller T., Fischer M., Porsche H.: RISE, a tool for holistic sustainability assessment at the farm level. *Int. Food Agribus. Manage. Rev.*, 2003, **6**: 78-90.

90. Hansen E.M., Djurhuus J., Kristensen K.: Nitrate leaching as Affected by Introduction or Discontinuation of Cover Crop Use. *J. Environ. Qual.*, 2000, **29**: 1110-1116.
91. Harasim A.: Przewodnik ekonomiczno-rolniczy w zarysie. IUNG-PIB Puławy, 2006, 171.
92. Hardi P., Zdan T.: Assessing sustainable development. Principles in practice, IISD Winnipeg, 1997, 166.
93. Hendricks C., Lambert R., Sauvenier X., Peeters A.: Sustainable nitrogen management in agriculture: an action programme towards protecting Waters resources in Walloon region (Belgium), OECD workshop on agriculture and water: Sustainability, markets and policies, 14–18 November, 2005, Adelaide, Barmera, Australia.
94. Henkens P.L., Van Keulen H.: Mineral policy in the Netherlands and nitrate policy within the European Community. *Neth. J. Agric. Sci.*, 2001, **49**: 117-134.
95. Hernández-Rivera J., Mann S.: Classification of agricultural systems based on pesticide use intensity and safety. Proceedings of the 12th Congress of the European Association of Agricultural Economists, August 26–29, 2008, Ghent, Belgium, 4.
96. Herrera J.M., Liedgens M.: Leaching and utilization of nitrogen during a spring wheat catch crop succession. *J. Environ. Qual.*, 2009, **38**: 1410-1419.
97. Hoffmann M., Johnson H.: Nitrogen leaching from agricultural land in Sweden. *Ambio*, 2000, **29**: 67-73.
98. Honeyman M.S.: Sustainability issues of U.S. swine production. *J. Anim. Sci.*, 1996, **74**: 1410-1417.
99. Horrigan L., Lawrence R.S., Walker P.: How sustainable agriculture can address the environmental and human health harms of industrial agriculture. *Environ. Health Persp.*, 2002, **110**: 445-456.
100. Hristov A., Zaman S., Pol M.V., Ndegwa P., Campbell L., Silva S.: Nitrogen losses from dairy manure estimated through nitrogen mass balance and chemical markers. *J. Environ. Qual.*, 2009, **38**: 2438-2448.
101. Hueting R., Reijnders L.: Broad sustainability contra sustainability: the proper construction of sustainability indicators. *Ecol. Econ.*, 2004, **50**: 249-260.
102. Huijbregts M.A.J., Thissen U., Jager T., Van De Meent D., Ragas A.M.J.: Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part II: assessing parameter uncertainty and human variability in the calculation of toxicity potentials. *Chemosphere*, 2000, **41**: 575-588.
103. Implementation of Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of Waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources, European Commission. Directorate-General for Environment, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 2002, 44.
104. Ismail B., Kalithasan K.: Effects of repeated application on persistence and downward movement of four herbicides in soil. *Aust. J. Soil. Res.*, 1997, **35**: 503-513.
105. Jankowiak J.: Efektywność produkcyjna i ekonomiczna oraz optymalizacja nawożenia azotem pszenicy ozimej i ziemniaka w zależności od deszczowania. IUNG Puławy, 1991, R(282), 113.
106. Jankowiak J., Szpakowska B., Bieńkowski J.: Ecological Aspects of Transformation in Poland's Agriculture Based on the Wielkopolska Region. *Ambio*, 2003, **32**: 418-423.
107. Janssens I.A., Freibauer A., Schlamadinger B., Ceulemans R., Ciais P., Dolman A.J., Heimann M., Nabuurs G.J., Smith P., Valentini R., Schulze E.D.: The carbon budget of terrestrial ecosystems at country-scale – a European case study. *Biogeosciences*, 2005, **2**: 15-26.

108. Jarvis S.C., Pain B.F.: Greenhouse Gas Emissions from Intensive Livestock Systems: Their Estimation and Technologies for Reduction. *Climatic Change*, 1994, **27**: 27-38.
109. Javed M.I., Adil S.A., Ali A., Raza M.A.: Measurement of technical efficiency of rice-wheat system in Punjab, Pakistan using DEA technique. *J. Agric. Res.*, 2010, **48**: 227-238.
110. Jaynes D.B., Colvin T.S., Karlen D.L., Cambardella C.A., Meek D.W.: Nitrate loss in subsurface drainage as affected by nitrogen fertilizer rate. *J. Environ. Qual.*, 2001, **30**: 1305-1314.
111. Jemison J.M., Fox R.H.: Nitrate leaching from nitrogen-fertilized and manured corn measured with zero-tension pan lysimeters. *J. Environ. Qual.*, 1994, **23**: 337-343.
112. Jenkinson D.S.: The turnover of organic carbon and nitrogen in soil. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 1990, **329**: 361-368.
113. Jenkinson D.S.: The impact of humans on the nitrogen cycle, with focus on temperate arable agriculture. *Plant Soil*, 2001, **228**: 3-15.
114. Johnson K., Jacobsen C.S., Torsvik V., Sørensen J.: Pesticide effects on bacterial diversity in agricultural soils – a review. *Biol. Fertil. Soils*, 2001, **33**: 443-453.
115. Jonker J.S., Kohn R.A., High J.: Dairy Herd Management Practices that Impact Nitrogen Utilization Efficiency. *J. Dairy Sci.*, 2002, **85**: 1218-1226.
116. Ju X., Xing G., Chen X., Zhang S., Zhang L., Liu X., Cui Z., Yin B., Christie P., Zhu Z., Zhang F.: Reducing environmental risk by improving N management in intensive Chinese agricultural systems. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 2009, **106**: 3041-3046.
117. Kahn S., Mulvaney R.L., Ellsworth T.R., Boast C.W.: The myth of nitrogen fertilization for soil carbon sequestration. *J. Environ. Qual.*, 2007, **36**: 1821-1832.
118. Kang S.M., Kim M.S., Lee M.: The trends of composite environmental indices in Korea. *J. Environ. Manage.*, 2002, **64**: 199-206.
119. Karlen D.L., Kramer L.A., Logsdon S.D.: Field-scale nitrogen balances associated with long-term corn production. *Agron. J.*, 1998, **90**: 644-650.
120. Kędziora A., Jankowiak J., Bieńkowski J.: Water conditions for plant production in Poland in the light of global climate changes. In: *Environmental aspects of climate change*, Szwejkowski Z. (ed.). Department of Land Reclamation and Environment Management, University of Warmia and Mazury in Olsztyn, 2009, 37-56.
121. Kerschberger M., Franke G., Hess H., Schuricht W., Graf C.: Anleitung und Richtwerte für Nährstoffvergleiche nach Düngeverordnung. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Jena, 1997, 74.
122. Kessavalou A., Walters D.T.: Winter rye cover as crop following soybean under conventional tillage: residual soil nitrate. *Agron. J.*, 1999, **91**: 643-649.
123. Kiker G.A., Bridges T.S., Varghese A., Seager T.P., Linkov I.: Application of multicriteria decision analysis in environmental decision making. *Integr. Environ. Assess. Manag.*, 2005, **1**: 95-108.
124. Kodeks Dobrej Praktyki Rolniczej. Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi, Ministerstwo Środowiska, Wydanie I, Warszawa, 2002, 96.
125. Kogel-Knabner I.: The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.*, 2002, **34**: 139-162.
126. Kohn R.A., Dou Z., Ferguson J.D., Boston R.C.: A sensitivity analysis of nitrogen losses from dairy farms. *J. Environ. Manage.*, 1997, **50**: 417-428.
127. Kopeć B.: Intensywność organizacji w rolnictwie polskim w latach 1960–1980. *Rocz. Nauk Rol. Seria G*, 1987, **84(1)**: 8-25.

128. K o p i ń s k i J., T u j a k a A., I g r a s J.: Nitrogen and phosphorus budgets in Poland as a tool for sustainable nutrients management. *Acta Agric. Slovenica*, 2006, **87**: 173-181.
129. K ö r s c h e n s M., R o g a s i k J., S c h u l z E.: Bilanzierung und Richtwerte organischer Bodensubstanz. *Landbauforsch. Völk.*, 2005, **1(55)**: 1-10.
130. K o w a l k o w s k i A., K r ó l H., O s t r o w s k a A., S y t e k J., S z c z u b i a ł k a Z.: Instrukcja laboratoryjna dla pracowni gleboznawczo-nawożeniowych. Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Gleboznawstwa i Nawożenia, Warszawa-Sękocin, 1973, 228.
131. K r a j n c D., G l a v i č P.: How to compare companies on relevant dimensions of sustainability. *Ecol. Econ.*, 2005, **55**: 551-563.
132. K r a s o w i c z S.: Cechy rolnictwa zrównoważonego. W: *Koncepcja badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym*, Zegar S. (red.), IERiGŻ-PIB, Warszawa, 2005, 11: 23-39.
133. K r o o n e n b e r g P.M.: Introduction to biplots for GxE tables. Research Report, 51, Centre for Statistics, the University of Queensland, Australia, 1995, 22.
134. K r u p a S.V.: Effects of atmospheric ammonia (NH₃) on terrestrial vegetation: a review. *Environ. Pollut.*, 2003, **124**: 179-221.
135. K u f e l T.: *Ekonometria. Rozwiązywanie problemów z wykorzystaniem programu GRETL*. PWN Warszawa, 2004, 154.
136. K u ś J.: Uwarunkowania ekorozwoju rolnictwa i obszarów wiejskich. W: *Sterowanie ekorozwojem*. Tom III. Regionalne i gospodarcze aspekty ekorozwoju, Poskrobko B. (red.), Wydawnictwo Politechniki Białostockiej, Białystok, 1998, 179-188.
137. K u z y a k o v Y., D o m a n s k i G.: Carbon input by plants into soil. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 2000, **163**: 421-431.
138. L a l R.: Agricultural activities and the global carbon cycle. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 2004, **70**: 103-116.
139. L a n g G.: Global warming and German agriculture. Impact estimations using a restricted profit function. *Environ. Res. Econ.*, 2001, **19**: 97-112.
140. L a r i o n o v a A.A., Y e v d o k i m o v I.V., B y k h o v e t s S.S.: Temperature response of soil respiration is dependent on concentration of readily decomposable C. *Biogeosciences*, 2007, **4**: 1073-1081.
141. L e b a i l l y P., B o u c h a r t V., B a l d i I., L e c l u s e Y., H e u t t e N., G i s l a r d A., M a l a s J.P.: Exposure to pesticides in open-field farming in France. *Ann. Occup. Hyg.*, 2009, **53**: 69-81.
142. L e e J.J., P h i l l i p y D.L., L i u R.: The effects of trends in tillage practices on erosion and carbon content of soils in the US Corn Belt. *Water Air Soil Poll.*, 1993, **70**: 389-401.
143. L e i p A., M a r c h i G., K o e b l e R., K e m p e n M., B r i t z W., L i 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.
144. L e w i s K.: Pesticide environmental performance indicators – pesticide assessment with the EMA II package (Environmental Management for Agriculture). Presented at the CAPER Conference 18–20 March 1999, Amsterdam, the Netherlands.
145. L e w i s K.A., N e w b o l d M.J., H a l l A.M., B r o o m C.E.: Eco-rating system for optimizing pesticide use at farm level: part 1: theory and development. *J. Agr. Eng. Res.*, 1997, **68**: 271-279.
146. L i C., F r o l k i n g S., B u t t e r b a c h - B a h l K.: Carbon sequestration in arable soils is likely to increase nitrous oxide emissions, offsetting reductions in climate radiative forcing. *Climatic Change*, 2005, **72**: 321-338.

147. MacDonald A.J., Powlson D.S., Poulton P.R., Jenkinson D.S.: Unused fertilizer nitrogen and its contribution to nitrate leaching. *J. Sci. Food Agr.*, 1989, **46**: 407-419.
148. Manik C.K., Mandal B.: Nitrate enrichment in Groundwater from Long-Term Intensive Agriculture: Its Mechanistic Pathways and Prediction through Modeling. *Environ. Sci. Technol.*, 2009, **43**: 5837-5843
149. Manzoni S., Porporato A., D'Odorico P., Laio F., Rodriguez-Iturbe I.: Soil nutrient cycles as a nonlinear dynamical system. *Nonlinear Proc. Geoph.*, 2004, **11**: 589-598.
150. Mauerofer V.: 3-D sustainability: an approach for priority setting in situation of conflicting interests towards a sustainable development. *Ecol. Econ.*, 2008, **64**: 496-506.
151. Moran K.K., Six J., Horwath W.R., Van Kessel C.: Role of mineral-nitrogen in residue decomposition and stable soil organic matter formation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2005, **69**: 1730-1736.
152. Muhammetoglu A., Durmaz S., Uslu B.: Evaluation of the environmental impact of pesticides by application of three risk indicators. *Environ. Forensics*, 2010, **11**: 179-186.
153. Muñoz G.R., Kelling K.A., Rylant K., Zhu J.: Field evaluation of nitrogen availability from fresh and composted manure. *J. Environ. Qual.*, 2008, **37**: 944-955.
154. Nance C.D., Gibson L.R., Karlen D.L.: Soil profile nitrate response to nitrogen fertilization of winter triticale. *Soil. Sci. Soc. Am. J.*, 2007, **71**: 1343-1351.
155. Natural Resources Conservation Service, National agronomy manual, 3rd edition, USDA-NRCS Washington, 2002, http://www.weru.ksu.edu/nrcs/nam/M_190.pdf.
156. Neumeister L.: Pesticide use reporting. Options and possibilities for Europe, PAN Germany, Hamburg, 2003, 33.
157. Nevens F., Verbruggen I., Reheul D., Hofman G.: Farm gate nitrogen surpluses and nitrogen use efficiency of specialized dairy farms in Flanders: evolution and future goals. *Agr. Syst.*, 2006, **88**: 142-155.
158. Nolan B.T., Stoner J.D.: Nutrients in ground water of the conterminous United States, 1992-1995. *Environ. Sci. Technol.*, 2000, **34**: 1156-1165.
159. Normy żywienia bydła, owiec i kóz. Wartość pokarmowa pasz dla przeżuwaczy, Praca zbiorowa, opracowanie według INRA (1988). Instytut Zootechniki, Kraków, 2001, 218.
160. Nortcliff S.: Standarization of soil quality attributes. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 2002, **88**: 161-168.
161. Öborn I., Edwards A.C., Witter E., Oenema O., Ivarsson K., Withers P.J.A., Nilsson S.I., Stinzing A.R.: Element balances as a tool for sustainable nutrient management: a critical appraisal of their merits and limitations within an agronomic and environmental context. *Eur. J. Agron.*, 2003, **20**: 211-225.
162. OECD Key Environmental Indicators. OECD Environment Directorate, Paris, 2008, 36.
163. Ondersteijn C.J.M., Beldman A.C.G., Daatselaar C.H.G., Giesen G.W.J., Hurine R.B.M.: The Dutch Mineral Accounting System and the European Nitrate Directive: Implications for N and P management and farm performance. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 2002, **92**: 283-296.
164. Parry M.L., Canziani O.F., Palutikof J.P.: Technical Summary. In: Climate change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Parry M.L., Canziani O.F., Palutikof J.P., Van der Linden P.J., Hanson C.E. (eds.), Cambridge University Press, Cambridge UK, 2007, 23-78.

165. Paustian K., Cole C.V., Sauerbeck D.R., Sampson N.: CO₂ mitigation by agriculture: An overview. *Climatic Change*, 1998, **40**: 135-162.
166. Payraudeau S., Van der Werf H.M.G., Vertès F.: Analysis of the uncertainty associated with the estimation of nitrogenous emissions from a group of farms. *Agr. Syst.*, 2007, **94**: 416-430.
167. Pietrzak S.: Obieg składników nawozowych w gospodarstwie rolnym – rys historyczny i współczesne podejście. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 2003, t. 3, **1(7)**: 9-24.
168. Pietrzak S.: Bilans azotu i fosforu w wybranych gospodarstwach rolnych ukierunkowanych na produkcję mleka w warunkach zmian zachodzących w rolnictwie polskim. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 2004, t. 4, **1(10)**: 159-176.
169. Piot-Lepetit I., Vermersch D., Weaver R.: Agriculture's environmental externalities: DEA evidence for French agriculture. *Appl. Econ.*, 1997, **29**: 331-338.
170. Post W.M., Izaurralde R.C., Jastrow J.D., McCarl B.A., Amonette J.E., Bailey V.L., Jardine P.M., West T.O., Zhou J.: Enhancement of carbon sequestration in US soils. *BioScience*, 2004, **54**: 895-908.
171. Post W.M., Kwon K.C.: Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Glob. Change Biol.*, 2000, **6**: 317-327.
172. Randall G.W., Huggins D.R., Russelle M.P., Fuchs D.J., Nelson W.W., Anderson J.I.: Nitrate losses through subsurface tile drainage in conservation reserve program, alfalfa, and row crop systems. *J. Environ. Qual.*, 1997, **26**: 1240-1247.
173. Randall G.W., Iragavarapu T.K., Schmitt M.A.: Nutrient losses in subsurface drainage water from dairy manure and urea applied for corn. *J. Environ. Qual.*, 2000, **29**: 1244-1252.
174. Reis S., Pinder R.W., Zhang M., Lijie G., Sutton M.A.: Reactive nitrogen in atmospheric inventories. *Atmos. Chem. Phys.*, 2009, **9**: 7657-7677.
175. Renewed EU sustainable development strategy, Council of the European Union, 10917/06, Brussels 26 June 2006, 29, <http://register.consilium.europa.eu/pdf/en/06/st10/st10917.en06.pdf>.
176. Rennings K., Wiggering H.: Steps towards indicators of sustainable development: linking economic and ecological concepts. *Ecol. Econ.*, 1997, **20**: 25-36.
177. Reus J., Leendertse P., Bockstaller C., Fomsgaard I., Gutsche V., Lewis K., Nilsson C., Pussemier L., Trevisan M., Van der Werf H., Alfarroba F., Blümel S., Isart J., McGrath D., Seppälä T.: Comparison and evaluation of eight pesticide environmental risk indicators developed in Europe and recommendations for future use. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 2002, **90**: 177-187.
178. Reus J.A., Leendertse P.C.: The environmental yardstick for pesticides: a practical indicator used in the Netherlands. *Crop Protection*, 2000, **19**: 637-641.
179. Rigby D., Woodhouse P., Young T., Burton M.: Constructing a farm level indicator of sustainable agricultural practice. *Ecol. Econ.*, 2001, **39**: 463-478.
180. Robert M.: Soil carbon sequestration for improved land management. *World Soil Resources 96*, Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, 2001, 58.
181. Roberts T.: Assessing the environment fate of agrochemicals. *J. Environ. Sci. Health*, 1996, **B31**: 325-335.
182. Ross C.A., Scholefield D., Jarvis S.C.: A model of ammonia volatilization from a dairy farm: an examination of abatement strategies. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 2002, **64**: 273-281.
183. Roth G.W., Fox R.H.: Soil nitrate accumulation following nitrogen-fertilized corn in Pennsylvania. *J. Environ. Qual.*, 1990, **19**: 243-248.

184. Rotz C.A., Management to reduce nitrogen loss in animal production. *J. Anim. Sci.*, 2004, **82** (E. Suppl.): 119-137.
185. Rotz C.A., Sharpley A.N., Satter L.D., Gburek W.J., Sanderson M.A.: Production and Feeding Strategies for Phosphorus Management on Dairy Farms. *J. Dairy Sci.*, 2002, **85**: 3142-3153.
186. Rowland W.W., Langemeier M.R., Schurle B.W., Featherstone A.M.: A nonparametric efficiency analysis for a sample of Kansas swine operations. *J. Agr. Appl. Econ.*, 1998, **30**: 189-199.
187. Runowski H.: Zrównoważony rozwój gospodarstw i przedsiębiorstw rolniczych. W: Gospodarka, człowiek, środowisko na obszarach wiejskich, Kłodziński M. (red.), Polska Akademia Nauk – Instytut Rozwoju Wsi i Rolnictwa, Warszawa, 2001, 224-238.
188. Russell A.E., Laird D.A., Mallarino A.P.: Nitrogen fertilization and cropping system impacts on soil quality in midwestern mollisols. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2006, **70**: 249-255.
189. Ryszkowski L.: Rolnictwo a zanieczyszczenia obszarowe środowiska. *Postępy Nauk Rol.*, 1992a, **4**: 3-14.
190. Ryszkowski L.: Wpływ struktury krajobrazu rolniczego na ograniczenie zanieczyszczeń obszarowych. Materiały z Konferencji Naukowej: Problemy Zanieczyszczenia i Ochrony Wód Powierzchniowych – Dziś i Jutro. Wyd. UAM, Seria Biologia, Poznań, 1992b, **49**: 255-268.
191. Ryszkowski L.: Managing ecosystem services in agricultural landscapes. *Nature Resour.*, 1995, **31**: 27-36.
192. Sacco D., Bassanino M., Grignani C.: Developing a regional agronomic information system for estimating nutrient balances at a larger scale. *Eur. J. Agron.*, 2003, **20**: 199-210.
193. Saffih-Haddi K., Mary B.: Modeling consequences of straw residues export on soil organic carbon. *Soil Biol. Biochem.*, 2008, **40**: 594-607.
194. Saifi B., Drake L.: A coevolutionary model for promoting agricultural sustainability. *Ecol. Econ.*, 2008, **65**: 24-34.
195. Saisana M., Tarantola S.: State-of-the-art report on current methodologies and practices for composite indicator development. European Commission-JRC, Ispra, Italy, 2002, 72.
196. Sánchez-Bayo F., Baskaran S., Kennedy I.R.: Ecological relative risk (EcoRR): another approach for risk assessment of pesticides in agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 2002, **91**: 37-57.
197. Sapiek A.: Emisja amoniaku z produkcji rolnej. *Postępy Nauk Rol.*, 1995, **2**: 3-23.
198. Schindlbacher A., Zechmeister-Boltenstern S., Jandl R.: Carbon losses due to soil warming: do autotrophic and heterotrophic soil respiration equally? *Glob. Change Biol.*, 2009, doi: 10.1111/j.1365-2486.2008.01757.x
199. Schjønnig P., Christensen B.T., Carstensen B.: Physical and chemical properties of a sandy loam receiving animal manure, mineral fertilizer or no fertilizer for 90 years. *Eur. J. Soil Sci.*, 1994, **45**: 257-268.
200. Schröder H.: Input management of nitrogen in agriculture. *Ecol. Econ.*, 1995, **13**: 125-140.
201. Seiford L.M., Zhu J.: Infeasibility of super-efficiency data envelopment analysis models. *INFOR*, 1999, **37**: 174-187.
202. Shafer S.M., Byrd T.A.: A framework for measuring the efficiency of organizational investments in information technology using data envelopment analysis. *Omega*, 2000, **28**: 125-141.
203. Shalloo L., Dillon P., Rath M., Wallace M.: Description and validation of the Moorepark dairy system model. *J. Dairy Sci.*, 2004, **87**: 1945-1959.

204. Sheldrick W., Syers J.K., Lingard J.: A conceptual model for conducting nutrient audits at national, regional, and global scales. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 2002, **62**: 61-72.
205. Shepherd T., Lord E.I.: Nitrate leaching from a sandy soils: the effect of previous crop and post-harvest soil management in an arable rotation. *J. Agric. Sci.*, 1996, **127**: 215-229.
206. Simmelsgaard S.E.: The effect of crop, N-level, soil type and drainage on nitrate leaching from Danish soil. *Soil Use Manage.*, 1998, **14**: 30-36.
207. Simmelsgaard S.E., Djurhuus J.: An empirical model for estimating leaching as affected by crop type and the long-term N fertilizer rate. *Soil Use Manage.*, 1998, **14**: 37-43.
208. Simon J.C., Grignani C., Jacquet A., Le Corre L., Pages J.: Typologie des bilans d'azote de divers types d'exploitation agricole: recherché d'indicateurs de fonctionnement. *Agronomie*, 2000, **20**: 175-195.
209. Simon J.C., Le Corre L., Vertes F.: Nitrogen balances on a farm scale: results from dairy farms in north west France. *Proceedings of the 15th General Meeting of the European Grassland Federation*, June 1994, Wageningen, the Netherlands, 1994, 429-433.
210. Skeffington R.: European nitrogen policies, nitrate in rivers and the use of the INCA model. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 2002, **6**: 315-324.
211. Smil V.: Nitrogen in crop production: An account of global flows. *Global Biogeochem. Cycles*, 1999, **13**: 647-662.
212. Smith J., Smith P., Wattenbach M., Zaehle S., Hiederer R., Montanarella L., Rounsevell M.D.A., Reginster I., Ewert F.: Projected changes in mineral soil carbon of European croplands and grasslands, 1990–2080. *Glob. Change Biol.*, 2005, **11**: 2141-2152.
213. Smith J.U., Glendinning M.J., Smith P.: The use of computer simulation models to optimize the use of nitrogen in whole farm systems. *Optimising cereal inputs: its scientific basis. Aspects Appl. Biol.*, 1997, **50**: 147-154.
214. Smith O.H., Petersen G.W., Needelman B.A.: Environmental indicators of agroecosystems. *Adv. Agron.*, 2000, **69**: 75-97.
215. Soil Survey Laboratory Methods Manual, Soil Survey Investigations Report No. 42, version 3.0. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, National Survey Center, Washington DC, 1996, 693.
216. Spears R.A., Kohn R.A., Young A.J.: Whole-farm nitrogen balance on western dairy farms. *J. Dairy Sci.*, 2003, **86**: 4178-4186.
217. Sperow M., Eve M.D., Paustian K.: Potential soil C sequestration on US agricultural soils. *Climatic Change*, 2003, **57**: 319-339.
218. S-PLUS 6 for Windows user's guide, Insightful Corporation, Seattle, WA, 2001, 688.
219. Statistics in focus. Nitrogen balances in agriculture, Environment and Energy, theme 8, 16/2000, European Communities, Luxembourg, 2000, 8.
220. Stoddard C.S., Grove J.H., Coyne M.S., Thom W.O.: Fertilizer, tillage, and dairy manure contributions to nitrate and herbicide leaching. *J. Environ. Qual.*, 2005, **34**: 1354-1362.
221. Strahl D.: Modele zarządzania bankiem (model Triada). Wydawnictwo Akademii Ekonomicznej im. Oskara Langego we Wrocławiu, Wrocław, 1996, 126.
222. Strock J.S., Porter P.M., Russelle M.P.: Cover cropping to reduce nitrate loss through subsurface drainage in the northern U.S. Corn Belt. *J. Environ. Qual.*, 2004, **33**: 1010-1016.
223. Suh S.: Functions, commodities and environmental impacts in an ecological-environmental model. *Ecol. Econ.*, 2004, **48**: 451-467.

224. Sveinsson T., Halberg N., Kristensen I.S.: Problems Associated with Nutrient and Budgets in Mixed Farming Systems. In: *Mixed Farming Systems in Europe*, Keulen H., Van Lantinga E.A., Van Laar H.H. (eds.), Workshop Proceedings, 25–28 May, Dronten, 1998, 135-140.
225. Swensson C.: Analyses of mineral element balances between 1997 and 1999 from dairy farms in the south of Sweden. *Eur. J. Agron.*, 2003, **20**: 63-69.
226. Świetlik R., Dojlido J.R.: Metody analizy wody i ścieków. Politechnika Radomska im. Kazimierza Pułaskiego w Radomiu, Radom, 1999, 188.
227. Szponar L., Pawlik-Dobrowolski J., Domagała R., Twardy S., Traczyk I.: Bilans azotu, fosforu i potasu w rolnictwie polskim. *IŻiŻ*, 1996, **80**: 7-102.
228. Tan Z., Liu S., Li Z., Loveland T.R.: Simulated responses of soil organic carbon stock to tillage management scenarios in the Northwest Great Plains. *Carbon Balance Manag.*, 2007, **2**, doi: 10.1186/1750-0680-2-7.
229. Thornton P.E., Lamarque J.F., Rosenbloom N.A., Mahowald N.M.: Inclusion of carbon-nitrogen cycle coupling on land model response to CO₂ fertilization and climate variability. *Global Biogeochem. Cycles*, 2007, **21**, GB4018, doi: 10.1029/2006GB002868.
230. Tilman D.: Global Environmental Impacts of Agricultural Expansion: The Need for Sustainable and Efficient Practices. *Proc. Natl. Acad. Sci USA*, 1999, **96**: 5995-6000.
231. Tyteca D.: Linear programming models for the measurement of environmental performance of firms – concepts and empirical results. *J. Prod. Anal.*, 1997, **8**: 183-197.
232. Tziliavakis J., Lewis K.: Environmental management for agriculture (EMA) and sustainable agriculture. In: *Perspectives of modern information and communication systems in agriculture, food production and environmental control (volume A)*, Schiefer G. (ed.), Proceedings of the Second European Conference of the European Federation for Information Technology in Agriculture, Food and the Environment. September 27–30, Bonn, Germany, 1999, 175-185.
233. Urban M.: *Ekonomika i organizacja gospodarstw rolnych*. PWN Warszawa, 1981, 489.
234. Van Beek C.L., Brouwer L., Oenema O.: The use of farmgate balance and soil surface balances as estimator for nitrogen leaching to surface water. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 2003, **67**: 233 -244.
235. Van de Kerk G., Manuel A.: A comprehensive index for a sustainable society: the SSI – the Sustainable Society Index. *Ecol. Econ.*, 2008, **66**: 228-242.
236. Van Es H.M., Kay B.P., Melkonian J.J., Sogbedji J.M.: Nitrogen management under maize in humid regions: case for a dynamic approach. In: *Managing crop nutrition for weather*, Bruulsema T. (ed.), Intern. Plant Nutrition Institute, Norcross, GA, 2007, 6-13.
237. Van Horn H.H., Wilkie A.C., Powers W.J., Nordstedt A.: Components of dairy manure management systems. *J. Dairy Sci.*, 1994, **77**: 2008-2030.
238. Van Ittersum M.K., Rabbinge R.: Concepts in production ecology for analysis and quantification of agricultural input-output combinations. *Field Crops Res.*, 1997, **52**: 197-208.
239. Van Wesemael B., Lettens S., Roelandt C., Van Orshoven J.: Changes in soil carbon stocks from 1960 to 2000 in the main Belgian areas. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, 2004, **8**: 133-139.
240. Vellinga T.V., Van der Putten A.H.J., Mooij M.: Grassland management and nitrate leaching, a model approach. *Neth. J. Agr. Sci.*, 2001, **49**: 229-254.
241. Von Lutzov M., Kogel-Knabner I., Ekschmitt K., Matzner E., Guggenberger G., Marschner B., Flessa H.: Stabilization of organic matter in temperate soils: Mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. *Eur. J. Soil Sci.*, 2006, **57**: 426-445.

242. Vos J., Van der Putten P.E.L.: Nutrient cycling in a cropping system with potato, spring wheat, sugar beet, oats and nitrogen catch crops. II. Effect of catch crops on nitrate leaching in autumn and winter. *Nutr. Cycling Agroecosyst.*, 2004, **70**: 23-31.
243. Wachendorf M., Büchter M., Trott H., Taube F.: Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. II. Impact of defoliation system and N input on nitrate leaching losses. *Grass Forage Sci.*, 2004, **59**: 56-68.
244. Walter C., Stützel H.: A new method for assessing the sustainability of land-use systems (I): identifying the relevant issues. *Ecol. Econ.*, 2009, **68**: 1275-1287.
245. Wander M.M., Yun W., Goldstein W.A., Aref S., Khan S.A.: Organic N and particulate organic matter fractions in organic and conventional farming systems with a history of manure application. *Plant Soil*, 2007, **291**: 311-321.
246. Wattiez C., Williamson S.: Pesticide use reduction is working: An assessment of national reduction strategies in Denmark, Sweden, the Netherlands and Norway. *PAN Europe*, 2003, 19.
247. West T.O., Post W.M.: Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: a global data analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2002, **66**: 1930-1946.
248. Widdowson F.W., Penny A., Darby R.J., Bird E., Hewitt M.V.: Amounts of $\text{NO}_3\text{-N}$ and $\text{NH}_4\text{-N}$ in soil, from autumn to spring, under winter wheat and their relation to soil type, sowing date, previous crop and N uptake at Rothamsted, Woburn and Saxmundham, 1979–1985. *J. Agr. Sci., Cambridge*, 1987, **108**: 73-95.
249. Willey Z., Chameides B.: Harnessing farms and forests in the low-carbon economy. How to create, measure and verify greenhouse gas offsets. *Duke University Press, Durham & London*, 2007, 229.
250. Witter E., Mortensson A.M., Garcia F.V.: Size of the microbial mass in a long-term field experiment as affected by different N fertilizers. *Soil Biol. Biochem.*, 1993, **28**: 659-669.
251. Wood S., Sebastian K., Scherr S.J.: Pilot analysis of global ecosystems. *Agroecosystems*, World Resources Institute, Washington DC, 2000, 111.
252. Wossink A., Benson G.: Animal agriculture and the environment: experiences from northern Europe, Southern Extension Public Affairs Committee Session “Emerging Environmental and Natural Resource Issues in the South”, Clearwater, June 1999, 19.
253. Wrzaszcz W.: Bilans nawozowy oraz bilans substancji organicznej w indywidualnych gospodarstwach rolnych. W: *Z badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym*, Zegar J. (red.), IERiGŻ PIB, Warszawa, 2009, **129**: 83.
254. Yang J.Y., Huffman E.C., Kirkwood V., MacDonald K.B., Drury C.F.: Residual soil nitrogen in soil landscapes of Canada as affected by land use practices and agricultural Policy scenarios. *Land Use Policy*, 2007, **24**: 89-99.
255. Yli-Viikari A.: Indicators for sustainable agriculture – a theoretical framework for classifying and assessing indicators. *Agr. Food Sci. Finland*, 1999, **8**: 265-283.
256. Yu C., Quinn J.T., Dufournaud C.M., Harrington J.J., Rogers P.P., Lohani B.N.: Effective dimensionality of environmental indicators: a principal component analysis with bootstrap confidence intervals. *J. Environ. Manage.*, 1998, **53**: 101-119.
257. Zahm F., Viaux P., Vilain L., Girardin P., Mouchet C.: Assessing farm sustainability with the IDEA method – from the concept of agriculture sustainability to case studies on farms. *Sustain. Dev.*, 2008, **16**: 271-281.

-
258. Z b i e r s k a J., K u p i e c J.: Nadmiar azotu w produkcji rolnej w gospodarstwach indywidualnych na obszarze zlewni Samicy Stęszewskiej. Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu – CCCLVII. Melioracje i Inżynieria Środowiska, 2004, **25**: 573-580.
 259. Z b i e r s k a J., M u r a t - B ł a ż e j e w s k a S., S z o s z k i e w i c z K., Ł a w n i c z a k A.: Bilans biogenów w agroekosystemach Wielkopolski w aspekcie ochrony jakości wód na przykładzie zlewni Samicy Stęszewskiej. Wydawnictwo Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu, Poznań, 2002, 133.
 260. Z e b a r t h B.J., H i i B., L i e b s c h e r H., C h i p p e r f i e l d K., P a u l J.W., G r o v e G., S z e t o S.Y.: Agricultural land use practices and nitrate contamination in the Abbotsford Aquifer, British Columbia, Canada. Agric. Ecosyst. Environ., 1998, **69**: 99-112.
 261. Z e b a r t h B.J., P a u l J.W., V a n K l e e c k R.: The effect of nitrogen management in agricultural production on water and air quality: evaluation on a regional scale. Agric. Ecosyst. Environ., 1999, **72**: 35-52.
 262. Z e g a r J.: Koncepcja badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym. W: Z badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym, Zegar S. (red.), IERiGŻ PIB, Warszawa, 2005, **11**: 23-39.
 263. Z h a n g T.: The efficiency assessment of food safety in China's agriculture: a case study of the rice sector. Agric. Econ.–Czech., 2008, **54**: 521-528.
 264. Z h u J.: Multi-factor performance measure model with an application to Fortune 500 companies. Eur. J. Operat. Res., 2000, **123**: 105-124.

WIELOKRYTERIALNA ANALIZA MOŻLIWOŚCI ZRÓWNOWAŻONEGO ROZWOJU GOSPODARSTW ROLNICZYCH Z UWZGLĘDNIENIEM CZYNNIKÓW ŚRODOWISKOWYCH I EKONOMICZNYCH

Streszczenie

Słowa kluczowe: zrównoważony rozwój, metoda DEA, indeks syntetyczny, efektywność techniczna, efektywność środowiskowa, typy gospodarstw rolniczych, saldo azotu, saldo fosforu, bilans materii organicznej, indeks oddziaływania pestycydów na środowisko, azotany, zanieczyszczenia.

Zrozumienie koncepcji oraz konieczności kierowania się zasadami zrównoważonego rolnictwa stało się współcześnie ważnym czynnikiem decydującym o dalszych możliwościach rozwoju produkcyjnych systemów rolniczych, w sposób który minimalizuje negatywne oddziaływanie rolnictwa na środowisko i nie pogarsza jednocześnie potencjału produkcyjnego gospodarstw. W kolejnym etapie, po przyjęciu koncepcyjnego modelu zrównoważonego rolnictwa, konieczne jest rozwinięcie odpowiednich, ilościowych metod pomiaru zrównoważonego rozwoju, nadając im znaczenie aplikacyjne i zwiększające możliwości operacyjne analiz.

Głównym celem opracowania było przedstawienie metodologii agregującej dwa podstawowe filary produkcji rolniczej, tj. filaru ekonomicznego i środowiskowego w jeden spójny metodologicznie system oceny umożliwiający pomiar zrównoważonego poziomu rozwoju za pomocą pojedynczego indeksu. Pomocniczym celem, poprzedzającym realizację celu głównego, było przedstawienie sposobu oceny ekonomicznych i środowiskowych aspektów zrównoważonego gospodarowania na poziomie gospodarstw o różnym typie produkcji rolniczej. Od opracowanych w pierwszej kolejności modeli ocen ekonomicznych i środowiskowych gospodarstw zależała bowiem możliwość przedstawienia syntetycznej oceny zrównoważonego gospodarowania. Do wielokryterialnej analizy zrównoważonego rozwoju zastosowano nieparametryczną metodę optymalizacyjną DEA. Badania przeprowadzono w latach 2002–2004 na grupie 31 towarowych gospodarstw rolnych, zlokalizowanych w różnych powiatach Wielkopolski. Reprezentowały one trzy typy rolnicze: produkcji mleka, produkcji trzody chlewnej oraz upraw polowych. Wielkość gospodarstw mieściła się w granicach od 15 do 100 ha UR. W skład modelu efektywności technicznej wchodziły następujące składniki: koszty bezpośrednie gospodarstwa, koszty utrzymania majątku trwałego, pozostałe koszty pośrednie i przychody gospodarstw oraz użytki rolne. Model DEA efektywności środowiskowej był oparty na wskaźnikach: salda bilansu azotu, salda bilansu fosforu, bilansu glebowej materii organicznej i indeksu oddziaływania pestycydów na środowisko. Zmienne użyte w modelu efektywności środowiskowej, przedstawione analitycznie, były badane oddzielnie w celu poznania ich zróżnicowania pomiędzy typami produkcji rolniczej oraz określenia generalnych warunków kształtowania się wskaźników środowiskowych w różnych typach gospodarstw.

W przyjętej metodologii ostatnim etapem badań było kwantyfikowanie poziomu zrównoważonego rozwoju za pomocą indeksu syntetycznego integrującego wskaźniki zbiorcze efektywności technicznej i środowiskowej. Najwyższe średnie wartości wskaźnika efektywności technicznej uzyskano w typie produkcji mleka (0,885), a następnie w typie produkcji trzody (0,879). Najmniejszą natomiast wartość tego wskaźnika posiadał typ produkcji roślin-

nej (0,761). Wyniki po optymalizacji modelu wskazywały, że przyczyną małej efektywności technicznej w typie produkcji roślinnej były nadmiernie wysokie koszty bezpośrednie produkcji w porównaniu do osiąganych efektów. Efektywność techniczna kształtowała się także pod wpływem zmian wielkości gospodarstw. W największej obszarowo grupie ($> 62,1$ ha) była ona niższa o blisko 22% w porównaniu z grupą o najmniejszej powierzchni użytków rolnych ($< 26,0$ ha). Wartości współczynników efektywności środowiskowej były niższe we wszystkich typach gospodarstw w porównaniu z efektywnością techniczną. Gospodarstwa typu produkcji roślinnej prowadziły produkcję na najniższym poziomie efektywności środowiskowej (0,756). Wzrost powierzchni użytków rolnych sprzyjał, w przeciwieństwie do efektywności technicznej, osiąganiu wyższej efektywności środowiskowej. Średnia wartość indeksu zrównoważonego gospodarowania w badanej grupie gospodarstw wynosiła 0,833, przy stosunkowo dużym jego zróżnicowaniu wewnętrznym. Gospodarstwa typu produkcji mleka osiągały przeciętnie wyższy poziom realizacji zasad zrównoważonego gospodarowania w porównaniu do gospodarstw typu produkcji trzody i produkcji roślinnej. Z całej grupy gospodarstw tylko 10% jednostek uzyskało maksymalną wartość indeksu równą 1. Oznacza to, że według przyjętych kryteriów charakteryzowały się one relatywnie najwyższym stopniem zrównoważonego rozwoju.

Zaproponowano system pomiaru ilościowego zrównoważonego gospodarowania polegający na integracji efektywności technicznej i środowiskowej gospodarstw rolnych. Sekwencyjny proces tworzenia indeksu syntetycznego zwiększa możliwości diagnozowania przyczyn nieosiągania zrównoważonego gospodarowania poprzez analizę efektywności wskaźników zbiorczych. Model oceny zrównoważonego gospodarowania pozwala wyraźnie różnicować gospodarstwa pod względem wartości indeksu syntetycznego. Zaproponowana metoda jest w pełni obiektywna, ponieważ wartości współczynników wagowych są generowane w modelu DEA endogenne, oddzielnie dla każdego gospodarstwa.

MULTICRITERIAL ANALYSIS OF POSSIBILITIES OF FARMS SUSTAINABLE DEVELOPMENT WITH CONSIDERATION OF ENVIRONMENTAL AND ECONOMICAL FACTORS

Summary

Key words: sustainable development, DEA method, synthetic index, technical efficiency, environmental efficiency, types of farms, nitrogen balance, phosphorous balance, organic matter balance, multicriterial index of pesticide impact on the environment, nitrates, contamination.

Understanding a concept and necessity of adhering to the agriculture sustainability rules has contemporary become an important factor deciding of further possibilities of agricultural production system development in a way which minimizes negative impact of agriculture on the environment and do not worsen simultaneously farms production potential. In the next stage, after accepting a conceptual model of agriculture sustainable development, there is necessity to develop appropriate, quantitative measures of sustainable development assigning applicable value to them and increasing operational capabilities of analysis.

The main objective of this work was to present the methodology of aggregating two, principal pillars of agricultural production, i.e. economical pillar and environmental one, into one methodologically coherent evaluation system enabling measurement of sustainable development level using a single index. Subsidiary aim, preceding realization of the main objective, was to introduce ways of economic and environmental assessments of sustainable farming conditions, for different types of agricultural production. Possibility of presenting synthetic assessment of sustainable development was dependent on the models of economic and environmental assessment which was developed in the first place. Nonparametric optimization by the DEA method was used for the multicriterial analysis of sustainable development. The study was carried out in the group of 31 farms located in different counties of Wielkopolska, in the years 2002 – 2004. They represented three types of farming: milk production, pig production and crop production. The size of farms was in the range from 15 to 100 ha AL. The following elements were included in the technical efficiency model: direct costs, maintenance costs of assets, other indirect cost and sales revenue as well as agricultural acreage. DEA model of environmental efficiency was based on the indicators: nitrogen balance, phosphorous balance, soil organic matter balance and index of pesticide impact on the environment. Variables used in the environmental efficiency model, described analytically, were also investigated separately with the aim to find out their differentiation between farming types and to determine general conditions decisive for environmental indicators in different types of farms.

In the accepted methodology, the last stage in this research was a quantification of the level of sustainable development with the use of synthetic index, integrating composite indicators of technical and environmental efficiencies. The highest average values of technical efficiency indicator were obtained in the milk production type (0,885) and next in the pig production type (0,879). While the lowest values of this indicator had the type of plant production (0,761). The results after model optimization indicated that the reasons of low technical efficiency in plant production types were excessively high direct costs of production in com-

parison to obtained effects. Technical efficiency was under the influence of changes in farm sizes. It was lower in the group with largest area ($> 62,1$ ha) by almost 22% in comparison to the group with the lowest area of agricultural land ($< 26,0$ ha). Values of environmental efficiencies were lower in all farming types comparing with technical efficiency. Farms of plant production type had production at the lowest level of environmental efficiency (0,756). Contrary to the technical efficiency, increase in the areas of agricultural land was favourable for reaching higher environmental efficiency. The average value of sustainable farming index in the investigated farms group was 0,833 at relatively high internal differentiation. Dairy farms reached higher level of realisation of sustainable farming principles, as compared to the pig production types and crop types. Only 10% of units had the maximal index value equal to 1 from the whole farms group. It means that they were marked, according to the criteria accepted, by relatively highest degree of sustainable development.

System of quantitative measurement of sustainable farming was proposed, which relied on the integration of technical and environmental efficiencies of farms. Sequential process of creating synthetic index enhances the ability to diagnose the reasons for failing to reach the sustainability in farming through the analysis of composite efficiency indexes. Model of sustainable farming assessment allows to diversify markedly farms with regard to the synthetic index value. Proposed method is fully objective because values of weights are generated endogenously in the DEA model, separately for each farm.

WSKAZÓWKI DLA AUTORÓW

W serii wydawniczej IUNG „**Monografie i Rozprawy Naukowe**” publikowane są recenzowane prace o charakterze monografii i oryginalne rozprawy naukowe (prace habilitacyjne) z zakresu agronomii i kształtowania środowiska rolniczego.

Wydruk tekstu do recenzji czcionką 11 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: spis treści, wstęp, metodyka, omówienie wyników i dyskusja, wnioski lub podsumowanie, literatura, streszczenie
- objaśnienia tabel, podpisy i opisy do rysunków oraz streszczenie pracy wraz ze słowami kluczowymi w językach polskim i angielskim

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
- umieszczone w oddzielnych plikach

rysunki

- czarno-białe
- wykresy w programie Word lub Excel
- wymiary w zakresie 13 cm × 19 cm
- dołączony wydruk w odpowiednich wymiarach, bardzo dobrej jakości, na białym papierze lub na folii
- w podpisach czcionka 9 p.
- na dyskietce w oddzielnych plikach

jednostki miary

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

literatura

- spis literatury 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 nazwisko autora (autorów) i rok wydania (w nawiasach okrągłych).

Pracę do recenzji należy składać w 2 egzemplarzach. Po recenzji oryginalny egzemplarz recenzowany i ostateczną wersję pracy, uwzględniającą uwagi recenzenta i redaktora, składać do Redakcji w 1 egzemplarzu i na dyskietce (lub przesłać e-mailem) na adres:

Dział Upowszechniania i Wydawnictw
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
e-mail: kmikulska@iung.pulawy.pl

W serii wydawniczej IUNG „**Monografie i Rozprawy Naukowe**” ukazały się następujące pozycje:

1. Adam Harasim – *Kompleksowa ocena płodozmianów z różnym udziałem roślin zbożowych i okopowych*. Puławy, 2002.
2. Stanisław Wróbel – *Określenie potrzeb nawożenia buraka cukrowego mikroelementami*. Puławy, 2002.
3. Janusz Podleśny – *Studia nad oddziaływaniem światła laserowego na nasiona, wzrost i rozwój roślin oraz plonowanie łubinu białego (*Lupinus albus* L.)*. Puławy, 2002.
4. Czesław Józefaciuk, Anna Józefaciuk, Eugeniusz Nowocień, Rafał Wawer – *Przeciwerozyjne zagospodarowanie zlewni wyżynnej potoku Grodarz z uwzględnieniem ograniczania występowania powodzi*. Puławy, 2002.
5. Jerzy Księżak – *Dynamika gromadzenia składników pokarmowych w organach roślin tradycyjnych i samokończących odmian bobiku w okresie od kwitnienia do dojrzałości pełnej*. Puławy, 2002.
6. Franciszek Pistelok – *Analiza zależności pomiędzy zanieczyszczeniem ze źródeł komunalnych a jakością powierzchniowych wód płynących na obszarach silnie zurbanizowanych na przykładzie zlewni Górnej Wisły*. Puławy, 2002.
7. Ewa Stanisławska-Głubiak – *Analiza wybranych czynników determinujących efekty dolistnego nawożenia molibdenem w uprawie rzepaku ozimego*. Puławy, 2003.
8. Kazimierz Noworolnik – *Wpływ wybranych czynników agrotechnicznych na plonowanie jęczmienia jarego w różnych warunkach siedliska*. Puławy, 2003.
9. Teresa Doroszevska – *Krzyżowanie oddalone i transformacja genetyczna w uzyskiwaniu odporności tytoniu (*Nicotiana tabacum* L.) na wirusa Y ziemniaka (PVY)*. Puławy, 2004.
10. Eugeniusz K. Chylek – *Uwarunkowania procesu modernizacji rolnictwa i obszarów wiejskich w Polsce*. Puławy, 2004.
11. Zbigniew Samoń – *Studia nad metodami energooszczędnego suszenia chmielu*. Puławy, 2004.
12. Ryszard Weber – *Zmienność plonowania odmian pszenicy ozimej w zależności od przedplonu i sposobu uprawy roli*. Puławy, 2004.
13. Janusz Igras – *Zawartość składników mineralnych w wodach drenarskich z użytków rolnych w Polsce*. Puławy, 2004.
14. Mariusz Kucharski – *Odporność chwastów na herbicydy z grupy inhibitorów fotosyntezy PSII na polach uprawnych południowo-zachodniej Polski*. Puławy, 2005.
15. Maria J. Król – *Azospirillum – asocjacyjne bakterie wiążące wolny azot*. Puławy, 2006.
16. Jerzy Grabiński – *Studia nad potencjałem allelopatycznym żyta ozimego*. Puławy, 2006.
17. Krzysztof Domaradzki – *Efektywność regulacji zachwaszczenia zbóż w aspekcie ograniczenia dawek herbicydów oraz wybranych czynników agroekologicznych*. Puławy, 2006.

18. Anna Stochmal – *Flawonoidy lucerny siewnej (Medicago sativa L.) – budowa chemiczna, właściwości spektralne, zawartość w zależności od odmiany i terminu zbioru*. Puławy, 2007.
19. Tomasz Stuczyński – *Assessment and modelling of land use change in Europe in the context of soil protection*. Puławy, 2007.
20. Jolanta Korzeniowska – *Potrzeby nawożenia pszenicy cynkiem, miedzią i borem w warunkach glebowo-klimatycznych Polski*. Puławy, 2008.
21. Maria J. Król, Janusz Smagacz – *Rozkład resztek pozbiorowych w glebie*. Puławy, 2008.
22. Agnieszka Klimkowicz-Pawlas – *Oddziaływanie wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych na siedliskową funkcję gleby*. Puławy, 2009.
23. Janusz Czaban – *Fitogeniczne dodatki do paszy świń ze szczególnym uwzględnieniem ich roli jako zamienników antybiotykowych stymulatorów wzrostu*. Puławy, 2009.
24. Maria J. Król – *Bakterie endofityczne*. Puławy, 2009.
25. Ryszard Weber – *Przydatność uprawy konserwującej w rolnictwie zrównoważonym*. Puławy, 2010.
26. Józefa Harasim, Adam Harasim – *Produkcyjność mieszanek pastwiskowych z udziałem koniczyny białej (Trifolium repens L.) w różnych warunkach siedliskowych*. Puławy, 2010.
27. Maria J. Król – *Bakterie utleniające siarkę elementarną i redukujące siarczany*. Puławy, 2010.
28. Andrzej Doroszewski – *Skład spektralny promieniowania jako czynnik kształtujący pokrój i plon pszenicy*. Puławy, 2011.