

Jerzy Mirosław Kupiec

**Wieloaspektowa ocena wywieranej presji
gospodarstw rolnych na środowisko**

ROZPRAWY NAUKOWE
521

Jerzy Mirosław Kupiec

Wieloaspektowa ocena wywieranej presji gospodarstw rolnych na środowisko



Poznań 2023

WIELOASPEKTOWA OCENA WYWIERANEJ PRESJI GOSPODARSTW ROLNYCH NA ŚRODOWISKO

ABSTRAKT

Celem ogólnym jest ocena możliwości zastosowania hybrydowego systemu monitorowania gospodarstw rolnych i ich wpływu na środowisko, natomiast szczegółowe obejmowały ocenę możliwości typowania klas presji oraz ocenę presji gospodarstw o różnej specjalizacji na środowisko z wykorzystaniem Systemu Szybkiej Identyfikacji, ocenę spójności wewnętrznej i rzetelności pomiaru proponowanego systemu monitoringu i ocenę trendów zmian, zachodzących w gospodarstwach indywidualnych w czasie.

Badaniami objęto 1226 indywidualnych gospodarstw rolnych, zróżnicowanych pod względem obszarowym, struktury gruntów oraz specjalizacji. Dane zostały zebrane bezpośrednio w gospodarstwach rolnych z wykorzystaniem autorskiej ankiety i dotyczyły lat 2001–2019. Gospodarstwa zlokalizowane były w 717 miejscowościach, w 270 gminach i w 14 województwach. Poddano je ocenie bonitacyjnej na podstawie Systemu Szybkiej Identyfikacji gospodarstw (SSI). Analizy oparto na dwóch wyróżnionych w systemie modułach – produkcyjnym oraz techniczno-technologicznym. W pracy wytypowano klasy presji na środowisko oraz grupy gospodarstw o określonej presji metodą TOPSIS, przeanalizowano spójność skal cząstkowych wykorzystywanych w modułach SSI. Oceniono również jednorodność modułów (analizy wielowymiarowe). Podziału gospodarstw na klasy wykonano również z użyciem uczenia maszynowego (*machine learning*), przy wykorzystaniu sztucznej sieci neuronowej (tzw. klasyfikator *Kohonen*). Uzyskane wyniki dla obu modułów oraz syntetycznego wskaźnika SSI poddano również analizie trendów zmian w czasie, w przyjętych czterech okresach, wynikających z realizacji tzw. Programów działań. Na podstawie przeprowadzonych badań wyróżniono klasy gospodarstw o różnej presji. Selektywna analiza modułów pokazała, że można je analizować oddzielnie, wskazując na problemy w obrębie jednego z modułów. Szczegółowa analiza grup specjalizacyjnych gospodarstw (w pracy wyróżniono 16 grup), z wykorzystaniem zarówno metody TOPSIS jak i sztucznych sieci neuronowych, wskazuje na wysoką presję gospodarstw specjalizujących się w chowie lub hodowli bydła (GB) oraz z niską obsadą inwentarza ($G \leq 0,15$ DJP·ha⁻¹). Szansa na wysoki wynik, szczególnie w module środowiskowym, wzrastała również, jeśli gospodarstwo specjalizowało się w chowie drobiu (GD).

Szczegółowa analiza SSI wykazała, że zaproponowany system, charakteryzuje się spójnością wewnętrzną skal wykorzystywanych w obu jego modułach. Każda z inwentaryzowanych skal ma podobne znaczenie dla SSI, a wyniki wskazują, że wskaźnik ten mierzy presję jednorodnie. Przeprowadzone badania wykazały, że nie można stworzyć podziału skal lepszego niż zaproponowany na dwa moduły – produkcyjny i tech-tech. Zdolność systemu do wykonywania spójnych pomiarów oraz oceny trafności i precyzji w interpretacji danych kształtuje się więc na zadowalającym poziomie. Na podstawie wykonanych analiz można stwierdzić, że parametry modułu środowiskowego mają większy wpływ na różnicowanie gospodarstw, ale wyniki dla modułu tech-tech kształtują się w szerszym zakresie. Wyniki modułów opierają się na różnych miarach, co świadczy o komplementarności systemu. Na podstawie uzyskanych wyników można wnioskować, że system SSI sprawdza się w analizach czasowych i wskazuje na pewne trendy w indywidualnych gospodarstwach rolnych.

Słowa kluczowe: monitoring rolniczy, wskaźniki rolno-środowiskowe, rolnicze standardy środowiskowe, presja rolnicza na środowisko, SSI

MULTI-ASPECT ASSESSMENT OF THE IMPACT OF AGRICULTURAL FARMS ON THE ENVIRONMENT

ABSTRACT

The general objective is to assess the possibility of using a hybrid system for monitoring farms and their impact on the environment. Specific objectives included the assessment of the possibility of typing pressure classes and the assessment of the pressure of farms of various specialization on the environment with the use of a Rapid Identification System, the assessment of internal consistency and measurement reliability of the proposed monitoring system and the assessment of changes trends in individual farms over time.

The research covered 1,226 individual farms, diversified in terms of area, land structure and specialization. The data was collected directly on farms using a proprietary survey and covered the years 2001–2019. Farms were located in 717 towns, 270 communes and 14 voivodeships. They were subjected to valuation assessment based on the Rapid Identification System (RIS). The analyzes were based on two modules distinguished in the system – the production module and the technical and technological module. In the work, classes of pressure on the environment were selected and groups of farms with a specific pressure were selected using the TOPSIS method, and the coherence of partial scales used in RIS modules was analyzed. Module homogeneity was assessed (multivariate analyses), as well. The division of farms into classes was also performed with the use of machine learning, using an artificial neural network (the so-called *Kohonen* classifier). The results obtained for both modules and the synthetic RIS indicator were also subject to an analysis of trends of changes over time, in the adopted four periods, resulting from the implementation of the so-called Action Programmes. On the basis of the research, classes of farms with different pressures were distinguished. Selective analysis of the modules showed that they can be analyzed separately, pointing to problems within one of the modules. A detailed analysis of specialization groups of farms (16 groups were distinguished in the paper), using both the TOPSIS method and artificial neural networks, indicates a high pressure on farms specializing in cattle breeding (GB) and with low stocking density ($G \leq 0.15 \text{ LU} \cdot \text{ha}^{-1}$). The chance for a high score, especially in the environmental module, also increased if the farm specialized in poultry production (GD).

A detailed analysis of the RIS showed that the proposed system is characterized by internal consistency of the scales used in both modules. Each of the inventoried scales has a similar meaning for the RIS, and the results show that this indicator measures pressure uniformly. The conducted research showed that it is impossible to create a better division of scales than the proposed one into two modules - production and tech-tech. The ability of the system to perform consistent measurements and assess the accuracy and precision in data interpretation is therefore at a satisfactory level. Based on the performed analyses, it can be concluded that the parameters of the environmental module have a greater impact on the differentiation of farms, but the results for the tech-tech module are in a wider range. The results of the modules are based on different measures, which proves the complementarity of the system. Based on the obtained results, it can be concluded that the RIS system works well in time analyzes and indicates certain trends in individual farms.

Keywords: agricultural monitoring, agri-environmental indicators, agricultural environmental standards, agricultural pressure on the environment, RIS

KOMITET REDAKCYJNY

Grażyna Czyżak-Runowska, Stanisław Grześ, Ewa Kiryluk-Dryjska, Andrzej Mazur, Julita Reguła, Jacek Wójtowski (przewodniczący), **Anna Zbierska, Lucyna Borowczyk**

Redaktor Wydziału
dr inż. Anna Zbierska

Recenzenci
prof. PB dr hab. inż. Aleksander Kiryluk, Politechnika Białostocka
prof. SGGW dr hab. Bogumiła Pawluśkiewicz, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie

© Copyright by Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu
Poznań 2023, Poland



Książka jest dostępna na licencji Creative Commons-Uznanie autorstwa-Użycie niekomercyjne-Bez utworów zależnych 4.0 Międzynarodowe (CC BY-NC-ND 4.0)

ISBN 978-83-67112-59-8
e-ISBN 978-83-67112-60-4
<https://doi.org/10.17306/m.978-83-67112-60-4>

Opracowanie redakcyjne
Kamila Sowińska

Opracowanie graficzne i komputerowe
Exemplum, www.exemplum.pl

WYDAWNICTWO UNIwersytetu PRZYRODniczego W POZnanIU
ul. Witosa 45, 61-693 Poznań
tel./faks: 61 848 78 08, e-mail: wydawnictwo@up.poznan.pl

Ark. wyd. 11,5. Ark. druk. 10,3.

Wydrukowano w Zakładzie Graficznym Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu
ul. Wojska Polskiego 67, 60-625 Poznań
e-mail: zakgraf@up.poznan.pl

Wersja elektroniczna dostępna na stronie <https://wydawnictwo.up.poznan.pl/>
oraz w serwisie <https://www.ibuk.pl/>

Pracę dedykuję moim Najbliższym

Spis treści

Wstęp	9
1. Przegląd literatury	11
2. Cel pracy i hipotezy badawcze.....	31
3. Obszar, materiał badań i metodyka	33
3.1. Materiał badawczy.....	33
3.2. Założenia do budowy Systemu Szybkiej Identyfikacji (SSI) presji gospodarstw na środowisko	36
3.3. Metodyka wyodrębniania gospodarstw rolnych o zróżnicowanej presji na środowisko	43
3.4. Analiza spójności skal.....	46
3.5. Analizy wielowymiarowe.....	47
3.6. Analizy z wykorzystaniem uczenia maszynowego.....	47
3.7. Analiza trendów zmian w czasie	47
4. Wyniki badań i dyskusja wyników	49
4.1. Specjalizacja gospodarstw rolnych.....	49
4.2. Wyniki typowania klas presji na środowisko w analizowanych modułach	51
4.3. Wyniki syntetycznej oceny presji gospodarstw rolnych na środowisko	56
4.4. Grupowanie i charakterystyka gospodarstw na podstawie klas modułu produkcyjnego i techniczno-technologicznego	65
4.5. Wyniki analizy spójności wewnętrznej systemu	85
4.6. Wyniki analiz wielowymiarowych – gęstość rozkładu zmiennych losowych	94
4.7. Wyniki analiz z wykorzystaniem uczenia maszynowego.....	102
4.8. Analiza grup typologicznych gospodarstw na podstawie skupień wyznaczonych za pomocą sztucznej sieci neuronowej	114
4.9. Ocena przydatności Systemu Szybkiej Identyfikacji do analiz trendów zmian w długich okresach czasowych	121
4.10. Możliwości aplikacyjne systemu.....	130
5. Wnioski.....	137
Literatura	142
Załączniki.....	158

Lista wykorzystanych w pracy ważniejszych skrótów do celów modelowania oraz związanych ze specjalizacją gospodarstw:

BD – rośliny bobowate drobnonasienne	Npasz – azot paszowy
Bmz – sposób zagospodarowania ścieków bytowych: brak możliwości bezpiecznego zagospodarowania	Nz – sposób przygotowania przymy kiszonkowej: na ziemi bez izolacji
Bp – sposób przygotowania przymy kiszonkowej: na betonowej podsadzce ze zbiornikiem na odcieki	Nzf – sposób przygotowania przymy kiszonkowej: na ziemi odizolowanej folią
Bpz – sposób przygotowania przymy kiszonkowej: na betonowej podsadzce	O – rośliny okopowe
BrPly – braki w budowlach do przechowywania stałych nawozów naturalnych (płyty obornikowe)	Obsa – obsada inwentarza (DJP-ha ⁻¹)
BrZb – braki w budowlach do przechowywania płynnych nawozów naturalnych (zbiorniki)	Obw – okres wywiezienia obornika na pola
GK – gospodarstwa z końmi	Oc – sposób zagospodarowania ścieków bytowych: oczyszczalnia przydomowa
GB – gospodarstwa z bydłem	Opn – liczba dni od wywiezienia nawozów naturalnych do ich przyorania
GB/GK – kierunek mieszany z bydłem i końmi	Osk – sposób zagospodarowania ścieków bytowych: odbierane przez służbę komunalne lub oczyszczalnia
GB/GK/GO – kierunek mieszany z udziałem bydła, koni i owiec	Pmin – fosfor w nawozach mineralnych
GB/GT – kierunek mieszany z bydłem i trzodą	Pryz – sposób przygotowania przymy kiszonkowej
GB/GT/GK – kierunek mieszany z udziałem bydła, trzody i koni	Prz – rośliny przemysłowe
GD – gospodarstwa z drobiem	Rbp – rok budowy płyty obornikowej
GD/GT – kierunek mieszany z drobiem i trzodą	Rbz – rok budowy zbiornika na płynne nawozy naturalne
GK/GB – kierunek mieszany z końmi i bydłem	Rf – sposób przygotowania przymy kiszonkowej: w rękawach foliowych (w tym baloty)
GK/GT – kierunek mieszany z końmi i bydłem	RP – rośliny pastewne i na zielony nawóz
Gnw – okres wywiezienia gnojówki lub gnojowicy na pola	Rz – sposób zagospodarowania ścieków bytowych: rolnicze zagospodarowanie
GO – grunty orne	S – rośliny bobowate grubonasienne (strączkowe)
GO/GT – kierunek mieszany z owcami i trzodą	Sa – sady
GR – gospodarstwa bez zwierząt	Tech-tech – moduł środowiskowy techniczno-technologiczny
GT – gospodarstwa z trzodą	TUZ – trwałe użytki zielone
GT/GB – kierunek mieszany z trzodą i bydłem	Wa – warzywa
GT/GK – kierunek mieszany z trzodą i końmi	ZP – zboża podstawowe w tym kukurydza
Ka – sposób zagospodarowania ścieków bytowych: kanalizacja wiejska	Zsb – sposób zagospodarowania ścieków bytowych
Nmin – azot w nawozach mineralnych	

WSTĘP

Działania człowieka w coraz większym stopniu przyczyniają się do degradacji elementów biotycznych i abiotycznych środowiska oraz są czynnikiem modyfikującym klimat. Postęp cywilizacyjny do niedawna wiązał się najczęściej z destrukcyjnym wpływem gospodarki na ekosystemy. Obecnie po symptomach, które obserwujemy, określanych jako „ludzki ślad”, można wnioskować, że na świecie nie ma już miejsc, które nie byłyby poddane bezpośredniej bądź pośredniej antropopresji. Dotychczasowy system wartości oparty wyłącznie na maksymalizacji produkcji, pomnażaniu zysku oraz podnoszeniu wskaźników makroekonomicznych, okazał się niewłaściwy. Żyjemy w przestrzeni, która jest dobrem ograniczonym (*non commodity output*) i korzystamy z zasobów zużywanych w bardzo szybkim tempie. Każde przedsiębiorstwo, w tym zarówno gospodarstwo rolne, jak i osoby fizyczne, współdzieli środowisko i są odpowiedzialne za jego jakość. W dobie problemów nie tylko środowiskowych, ale także klimatycznych, każde obecne działanie musi być przemyślane oraz zaplanowane, zgodnie z paradygmatem zrównoważonego rozwoju, założeniami gospodarki cyrkularnej oraz rozwiązaniach opartych na elementach i procesach przyrodniczych (*Nature-based Solutions – NbS*) lub Najlepszych Dostępnych Technik BAT (ang. *Best Available Technology*).

Obecnie jednym z większych wyzwań zarówno w Unii Europejskiej, jak i na świecie, jest reforma rolnictwa, czyli jednego z ważniejszych sektorów gospodarki. Stanowi ono dział podstawowy, ponieważ zajmuje ogromne powierzchnie użytkowanej w różny sposób ziemi. Nieracjonalna uprawa gruntów, niewłaściwe ich zagospodarowanie, osuszanie, ponadnormatywne nawożenie oraz chemiczna ochrona roślin doprowadziły do katastrofalnych w skutkach efektów, takich jak degradacja fizyczna, chemiczna i biologiczna gleby, osiadanie gruntów, spadek bioróżnorodności nie tylko w rolniczej przestrzeni produkcyjnej, ale także w ekosystemach towarzyszących agroekosystemom. Systematycznie pogłębia się również deficyt wody. Jednak poważniejszy problem stanowi przemysłowa produkcja zwierzęca, która jest źródłem wielu zanieczyszczeń, w tym fizycznych, chemicznych oraz mikrobiologicznych. Dodatkowo może być poważnym zagrożeniem epidemicznym lub przyciągać wektory, takie jak owady czy gryzonie, które przenoszą patogeny chorób, zarówno zwierzęcych, jak i przenoszących się na człowieka. Intensywna produkcja zwie-

rzęca pociąga za sobą również duże zużycie wody, która może stać się w przyszłości dobrem reglamentowanym.

Powiązanie aspektów gospodarki rolnej z zasadami ochrony środowiska oraz ekonomią jest możliwe w przypadku dobrego zdiagnozowania problemów w sektorze rolnym. Podstawą diagnozy powinny być przede wszystkim rzetelne dane, jak również szeroko zakrojony monitoring gospodarstw, który będzie kompleksowo analizował cechy każdego z nich. Obecnie w Unii Europejskiej oraz wielu krajach na świecie do monitoringu produkcji rolnej wykorzystuje się bilans składników biogennych. Uwzględnia on jednak tylko część obiegu składników w gospodarstwie. Wiele elementów funkcjonowania gospodarstwa, z którymi mogą wiązać się straty składników, zostaje pominięta w tego typu narzędziach. Żeby móc działać skutecznie w zakresie ochrony, ale także rekultywacji środowiska na obszarach wiejskich, w tym również przywracania wartości ekosystemów, które sąsiadują z rolniczą przestrzenią produkcyjną, monitoring musi ujmować wszystkie elementy newralgiczne w gospodarstwie, z którymi jest związane rozpraszanie zanieczyszczeń do środowiska. Bez tego nie uda się osiągnąć poziomów referencyjnych stanu wód, powietrza czy gleb. Będzie się to wiązało z niedotrzymaniem terminów i uzgodnień międzynarodowych w zakresie osiągnięcia i utrzymania standardów środowiskowych. Dlatego sprawny, prosty i skuteczny monitoring produkcji rolnej, zarówno w skali gospodarstwa, regionu, jak i kraju czy grupy państw, powinien być ważnym elementem w poprawie stanu środowiska i przyrody na obszarach wiejskich.

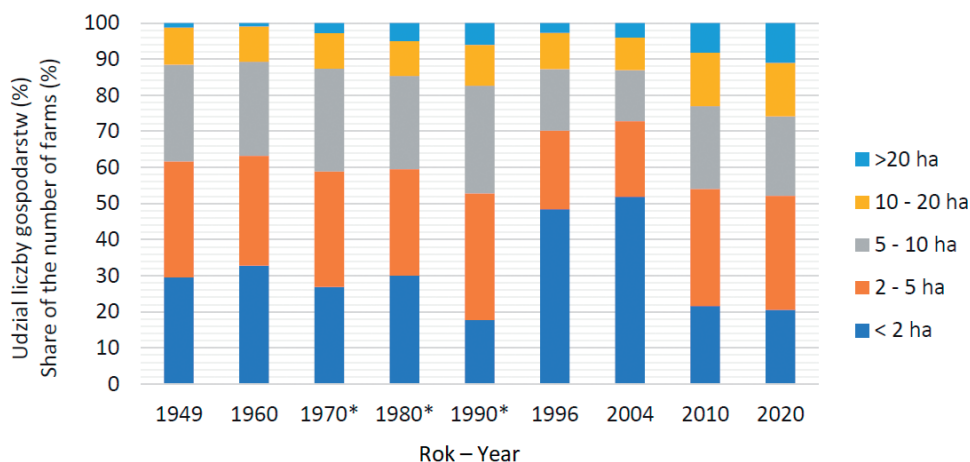
1. PRZEGLĄD LITERATURY

Obszary wiejskie, a wraz z nimi rolnictwo, nigdy w historii nie podlegały tak dynamicznym zmianom jak obecnie. Transformacja rolnictwa, która została zapoczątkowana już w XIX wieku, a w konsekwencji przestawienie gospodarki rolnej wyłącznie na maksymalizację zysku, doprowadziły do szeregu niekorzystnych zmian w samych agroekosystemach, ale także w ekosystemach naturalnych (Zadura 2009; Studnicka-Mariańczyk 2015; Kiryluk 2017; Zegar 2023). Rolnictwo odeszło daleko od pewnych reguł rządzących naturalnymi procesami. Ekstensywne formy rolnictwa zostały zastąpione przez rolnictwo konwencjonalne o charakterze przemysłowym. Liczba małych rodzinnych gospodarstw spadła w ciągu kilkudziesięciu lat. Tą lukę wypełniły korporacje przejmujące kontrolę nad rolnictwem, wywierające jeszcze większą presję na wszystkie elementy środowiska. W ostatnich latach indywidualne gospodarstwa rodzinne zaczynają ustępować miejsca przemysłowi rolnemu, który w swym kształcie i założeniach przypomina zakład wytwórczy, gdzie wszystko odbywa się taśmowo i automatycznie. Przykładem takiego przemysłu mogą być fermy zwierzęce. Ranking dziesięciu największych farm zwierzęcych przeprowadzony w 2018 r. przez IAMO (Leibniz Institute of Agricultural Development in Transition Economies) wskazuje na postępującą industrializację tego sektora. Największa farma należąca do chińsko-rosyjskiej korporacji (Mudanjiang City Mega Farm) posiadała 100 000 krów. Przy okazji korporacja gospodarowała na 9 105 426 ha gruntów. Na drugim miejscu była farma należąca do China Mengniu Dairy Company Limited o powierzchni mniejszej niż poprzednia (4 451 542 ha), ale z liczbą zwierząt o ponad 100% większą, na poziomie 230 000 krów mlecznych. Z kolei sporządzony w 2021 r. przez chińską firmę GENESUS ranking 40 największych producentów wieprzowiny wskazuje, iż na pierwszym miejscu tej branży na świecie jest chińska korporacja Muyuan Foodstuff Co., Ltd., która w 2020 r. była w posiadaniu 2 624 000 szt. macior (Large Scale Agriculture, b.d.).

Obecnie w Polsce bardzo często w przypadku chowu zwierząt mamy do czynienia z chowem nakładczym, w którym przedsiębiorca nie prowadzi produkcji roślinnej. Słowo „rolnik” pochodzi od osoby pracującej na roli (polu). W świetle przepisów prawa polskiego rolnikiem jest osoba fizyczna, która m.in. posiada lub dzierżawi grunty rolne (Ustawa o kształtowaniu ustroju rolnego... 2003). Słowo „agronomia” pochodzi z greckiego „agro-

nómos”, czyli „zarządzający gruntami (rolnymi)”. Kryzys klimatyczny i ekologiczny, który w dużej mierze wynika również z działalności rolniczej, w postaci sprzężenia zwrotnego dotknął również rolnictwo. Pojawiają się również nowe, dość egzotyczne dla naszej strefy klimatycznej gospodarstwa specjalizujące się w chowie ślimaków czy owadów (Niyonsaba i in. 2021; Kaim-Mirowski i Banaszewska 2022; Żuk-Gołaszewska i in. 2022). Owady uznawane są za nową żywność, która może zostać wprowadzona do obrotu na rynku w UE na podstawie Rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady UE (2015/2283). Muszą one mieć stosowne zezwolenie Komisji Europejskiej (Rozporządzenie wykonawcze UE 2017/2470).

Większa presja na środowisko, która rodzi potrzebę skutecznego monitoringu, wynika z niepokojących trendów zapoczątkowanych na początku ubiegłego stulecia, które związane były m.in. z wprowadzeniem maszyn napędzanych silnikami, używaniem na większą skalę nawozów mineralnych, wprowadzeniem chemicznych środków ochrony roślin, stosowaniem metod hodowlanych oraz większą specjalizacją i intensywnością produkcji (Baranowski i Topolski 1964; Kostrowicka i in. 1984). Po II wojnie światowej pewne trendy nabrały tempa. Analizując strukturę obszarową gospodarstw od lat 40. XX wieku, zauważalny jest wzrost udziału gospodarstw dużych, kosztem tych najmniejszych (rys. 1).



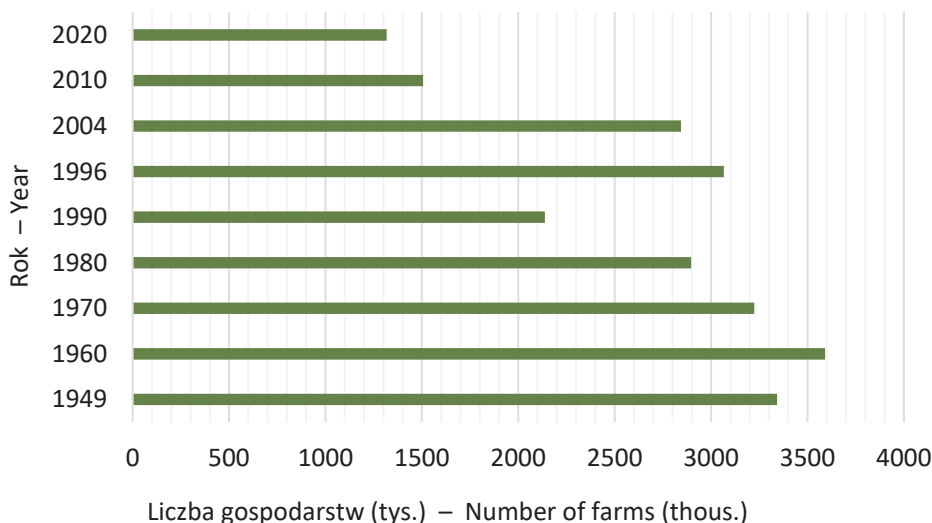
Rys. 1. Zmiany obszarowe gospodarstw rolnych w Polsce w latach 1949–2020

Źródło: zestawienie na podstawie GUS 1949, 1967, 1970, 1983, 1986, 1991, 2005b, 2018b; GUS PRL 1956; GUS RP 1948, 1950.

Fig. 1. Area changes of farms in Poland in 1949–2020

Source: own compilation based on GUS 1949, 1967, 1970, 1983, 1986, 1991, 2005b, 2018b; GUS PRL 1956; GUS RP 1948, 1950.

W okresie przed przyłączeniem Polski do UE (lata 90. do 2004 r.) obserwowany jest wzrost udziału gospodarstw małych, co wynika przede wszystkim z upadku gospodarstw uspołecznionych (PGR-y, spółki rolne), będących pierwotnie w posiadaniu dużych połaci ziemi. Od roku 1949 liczba gospodarstw zmniejszyła się o 61% (rys. 2) (GUS RP 1948;



Rys. 2. Zmiany liczebności gospodarstw w Polsce w latach 1949–2020

Źródło: zestawienie na podstawie GUS 1949, 1967, 1970, 1983, 1986, 1991, 2005b, 2018b; GUS PRL 1956; GUS RP 1948, 1950.

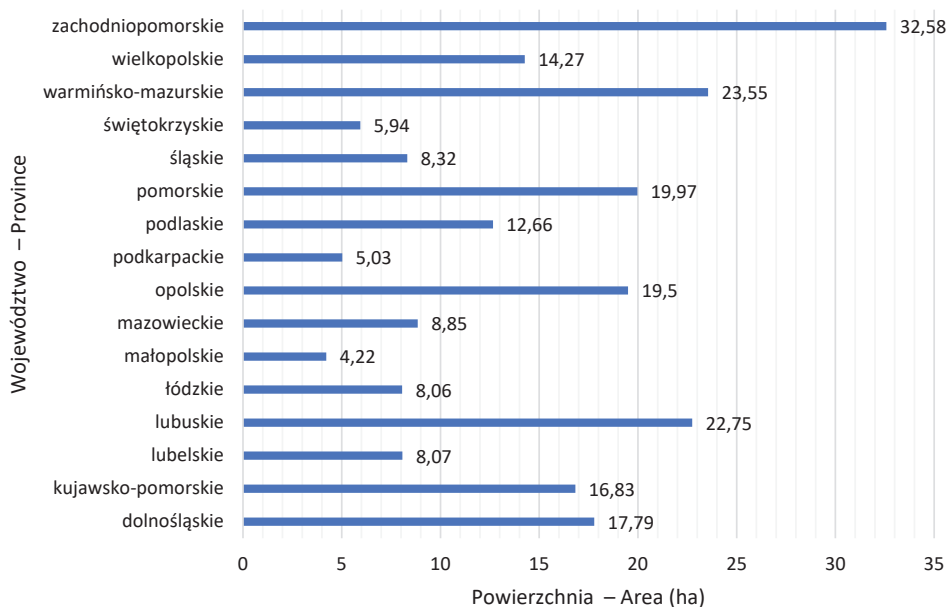
Fig. 2. Changes in the number of farms in Poland in 1949–2020

Source: own compilation based on GUS 1949, 1967, 1970, 1983, 1986, 1991, 2005b, 2018b; GUS PRL 1956; GUS RP 1948, 1950.

GUS 1949; GUS RP 1950; GUS PRL 1956; GUS 1967; 1970, 1983; 1986; 1991; 2005b; 2018b).

Obecnie w Polsce funkcjonuje 1,317 mln gospodarstw rolnych, czyli o blisko 13% mniej (ok. 190 tys.) niż w 2010 r. (Powszechny Spis Rolny 2010; 2020). Mimo zmniejszającej się liczby gospodarstw wzrosła ich powierzchnia – z 9,8 ha do 11,1 ha (wzrost o ok. 13%). Średnia powierzchnia gospodarstwa w Polsce jest dość mocno zróżnicowana, co wynika przede wszystkim z uwarunkowań historycznych (rys. 3).

Elementem, który jest pewnego rodzaju papierkiem lakmusowym stanu rolnictwa w wielu regionach, są wody. Znaczna część działań monitoringowych i kontrolnych została zaplanowana w kontekście ochrony i poprawy zasobów wodnych, ponieważ rolnictwo ma duży udział w ich zanieczyszczeniu i degradacji (Linderhof i in. 2021; Opletová i in. 2021). Jakość wód powierzchniowych w Polsce stale się pogarsza. Analizując stan wód rzecznych w perspektywie długookresowej, można dostrzec, że tendencja ta trwa przynajmniej od lat 60. ubiegłego stulecia (tab. 1). W latach 1964–1990 drastycznie zmalał udział wód zaliczanych do klasy I. W ciągu zaledwie 25 lat nastąpił 26-procentowy spadek udziału wód zaliczanych do tej klasy. Nieznacznie, bo zaledwie o 0,8% wzrosła ilość odcinków rzek zaliczanych do II klasy. Natomiast o 14,8% przyrosło odcinków klasy III i 12,0% odcinków pozaklasowych. Obserwujemy więc znaczny przeskok jakości z klasy I na III i pozaklasową.



Rys. 3. Średnia powierzchnia gospodarstw w poszczególnych województwach w Polsce

Źródło: Powszechny Spis Rolny (2020).

Fig. 3. Average area of farms in individual voivodeships in Poland

Source: Powszechny Spis Rolny (2020).

Tabela 1. Jakość badanych odcinków wód rzecznych w Polsce w latach 1964–1990

Table 1. The quality of the studied sections of river waters in Poland in the years 1964–1990

Okres badawczy Research period	Klasa I Class I	Klasa II Class II	Klasa III Class III	Wody pozaklasowe Unclassified
1964–1967	33,0	28,7	15,5	22,8
1968–1970	24,9	32,2	19,5	23,4
1971–1973	23,6	33,8	18,2	24,4
1974–1977	9,7	31,6	27,9	30,8
1978–1983	6,8	28,2	30,1	34,9
1984–1988	4,3	29,0	30,7	36,0
1990	7,0	27,9	30,3	34,8
Średnio 1964–1990 Mean	15,6	30,2	24,6	29,6

Źródło: Mysiak 1994.

Source: Mysiak 1994.

Według Inspekcji Ochrony Środowiska ogólny stan rzek, jezior, wód przejściowych i przybrzeżnych w Polsce jest zły (tab. 2), a pomimo wielu przepisów dotyczących sposobu nawożenia, jak Ustawa z dnia 10 lipca 2007 roku o nawozach i nawożeniu, rolnictwo stanowi główną przyczynę tego problemu (Skorupski i in. 2012; Kuczyńska i in. 2021).

Tabela 2. Ogólna ocena stanu rzek, jezior, wód przejściowych i przybrzeżnych w Polsce w latach 2016–2018

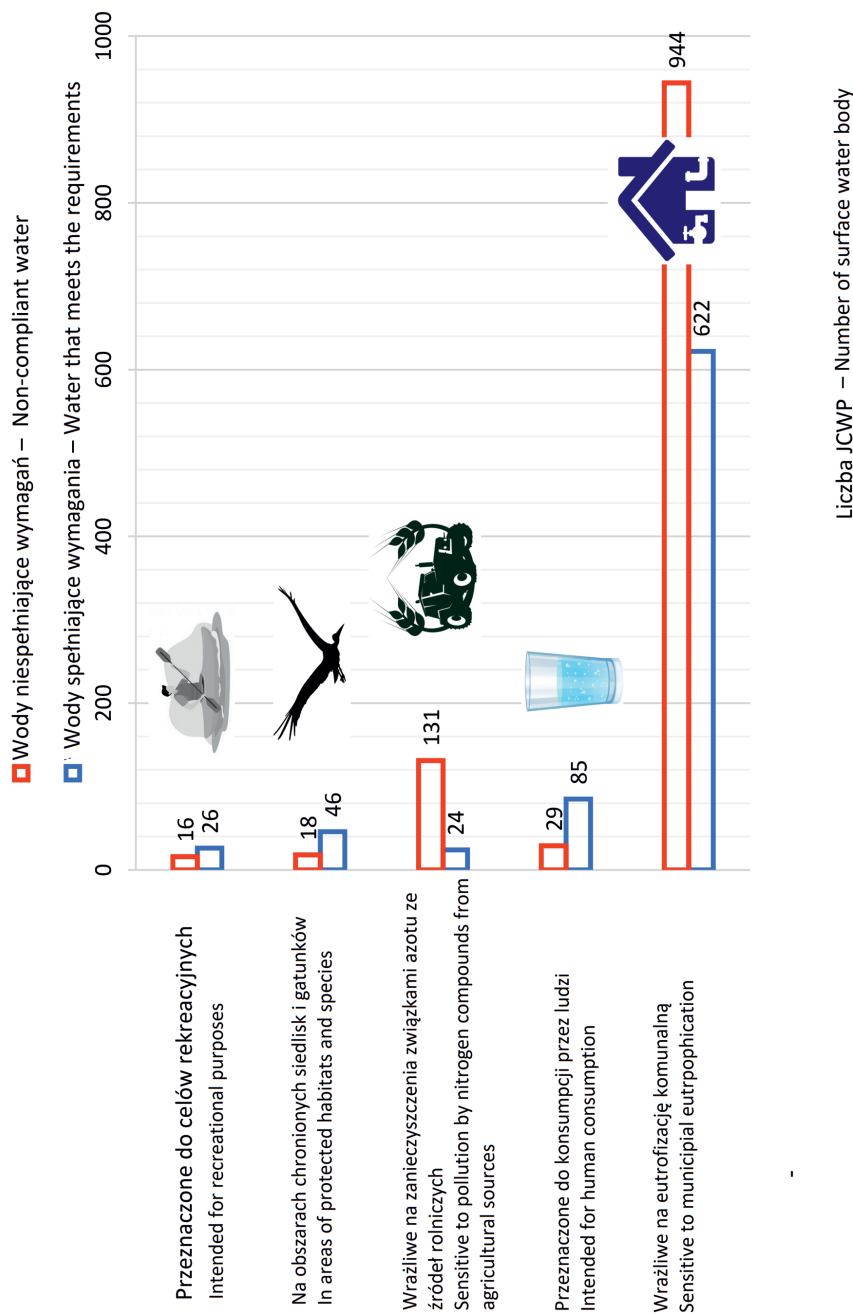
Table 2. General assessment of the condition of rivers, lakes, transitional and coastal waters in Poland in 2016–2018

Typ wód Type of water	Ogólna ocena stanu Water status	Rok – Year		
		2016	2017	2018
Wody powierzchniowe rzeczne River surface waters	dobry i bardzo dobry good and very good	7%	0,3%	0,6%
	zły – bad	93%	99,7%	99,4%
Jeziora – Lakes	dobry i bardzo dobry good and very good	31%	13%	23%
	zły – bad	69%	87%	77%
Wody przejściowe i przybrzeżne Transitional and coastal waters	dobry i bardzo dobry / good and very good	0%	0%	0%
	zły – bad	100%	100%	100%

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych IOŚ (2019).

Source: own study based on data from IOŚ (2019).

Kontrola Najwyższej Izby Kontroli (NIK), mająca na celu ocenę prawidłowości i skuteczności działań Inspekcji Ochrony Środowiska (IOŚ) dla potrzeb oceny jakości wód rzek oraz działań w celu poprawy ich stanu ekologicznego i chemicznego, przeprowadzona w 2017 r., wykazała szereg nieprawidłowości (NIK 2017b). Na podstawie zestawień NIK jakość wód w polskich rzekach nie jest zadowalająca. Z ocenionych w 2016 r. 1630 jednolitych części wód powierzchniowych rzek (JCWP), wynika, że tylko niecałe 11% odcinków osiągnęło stan dobry. W przypadku pozostałych 1452 JCWP ich stan oceniono jako zły (rys. 4). Kontrola ujawniła, iż powszechnie stosowaną praktyką stosowaną przez IOŚ było ograniczanie zakresu zadań monitoringu wód planowanych w wojewódzkich programach monitoringu środowiska na lata 2013–2015, jak również na lata 2016–2020. W efekcie wojewódzkie programy monitoringu środowiska (WPMS) nie spełniały wymogów zawartych w przepisach krajowych, a także były niezgodne z prawem obowiązującym w Unii Europejskiej. Głównym problemem jest model finansowania zadań monitoringu rzek wymagający corocznego aplikowania o środki, ale także niewystarczający potencjał kadrowy i techniczny do pełnej realizacji zadań związanych z monitoringiem jakości wód rzek. NIK ocenia również negatywnie nadzór Ministra Środowiska w latach 2013–2016 nad wykonywaniem przez Inspekcję Ochrony Środowiska zadań związanych z prowadzeniem państwowego monitoringu środowiska w zakresie monitoringu rzek.



Rys. 4. Ocena jednolitych części wód powierzchniowych (JCWP) w 2016 r. wg NIK
 Źródło: opracowanie własne na podstawie danych z kontroli NIK.

Fig. 4. Assessment of surface water bodies (JCWP) in 2016 according to NIK
 Source: own study based on NIK audit data.

Czystość wód powierzchniowych, a więc również jezior i zbiorników wodnych, jest ważnym elementem jakości środowiska naturalnego (Cheng i in. 2022). Oprócz znaczenia estetycznego ważny jest także wpływ stanu jezior na warunki egzystencji organizmów wodnych, możliwość prowadzenia działalności gospodarczej (np. hodowli ryb) oraz rozwój turystyki i rekreacji. Troska o dobrą jakość wód i poprawę ich czystości jest obowiązkiem właściwych instytucji państwowych zajmujących się m.in. monitoringiem ich stanu. Konieczność zachowania właściwej postawy, polegającej na poszanowaniu środowiska naturalnego, dotyczy jednak całego społeczeństwa oraz poszczególnych działów gospodarki narodowej, w tym rolnictwa.

Tempo degradacji i zaniku jezior w Polsce przyjęło niepokojące wymiary (Kruczkowska i in. 2021). W skali kraju przez ostatnie 60 lat nastąpił zanik ok. 2215 jezior, tj. 23,8%, lub też ich powierzchnie zmniejszyły się do poniżej 1 ha. W zdecydowanej większości przypadków do takiego stanu przyczyniła się działalność człowieka. W granicach Pojezierza Pomorskiego powierzchnia całkowita jezior zmniejszyła się o 9,6%, Pojezierza Mazurskiego o ok. 10%, Pojezierza Wielkopolsko-Kujawskiego o 15,2%, natomiast w obrębie obszaru na południe od linii zasięgu zlodowacenia bałtyckiego o ok. 38%. Aktualny wskaźnik jeziorności wynosi 0,9%. Największe zmniejszenie powierzchni jezior na południu kraju tłumaczyć należy niewielkimi średnimi głębokościami i wielkościami tych zbiorników, są one zatem najbardziej podatne na degradację. Najszybszy zanik jezior występuje w zachodniej i południowo-zachodniej części kraju – zlewniach dopływów Warty czy rzek uchodzących do Zalewu Szczecińskiego. Zmniejszanie powierzchni jezior w tych obszarach przypisać można intensywnym melioracjom, regulacji poziomu rzek i jezior oraz intensywnej gospodarce rolnej (Kubiak-Wójcicka i Kornijów 2015; Bashir i in. 2020; Kasperczyk 2020). Na wyjątkowo zły stan czystości wód bez wątpienia ma wpływ ogromne tempo wzrostu zużycia rolniczych środków produkcji, takich jak nawozy sztuczne, środki ochrony roślin oraz intensyfikacja produkcji zwierzęcej (Choiński 2007). Niektóre jeziora otrzymujące wielkie kubatury wód zanieczyszczonych tracą zdolności do samooczyszczania (Gutkowski i in. 1982; Ciupa i Suligowski 2016).

Z tabeli 3 wynika, że stan jezior w Polsce już od dłuższego czasu nie jest zadowalający. Dane te dotyczą 1212 jezior, co stanowi zaledwie 17,1% ich łącznej liczby, jednak ich powierzchnia obejmuje 77,3% wszystkich jezior w Polsce. Wód klasy I mamy niewiele, zaledwie 2,3% (powierzchniowo) (Choiński 2007).

Jak na podstawie dostępnych danych ustalili Sobolewski i in. (2014) aż 14% jezior sklasyfikowano do stanu złego (wg Ramowej Dyrektywy Wodnej UE 2000/60/WE). Prawie 70% spośród wybranych do analizy zlewni miało charakter rolniczy.

Powyższe dane wskazują, że problem zanieczyszczenia wód jeziornych jest również ogromny. Jeziora i zbiorniki wodne mają znaczenie jako przechowalniki bioróżnorodności, ciągi i korytarze ekologiczne oraz ważne rezerwuary wody dyspozycyjnej wpływające na retencję i obieg wody w regionach. Dlatego ważne jest, by zatrzymać proces degradacji akwenów i zachować je dla przyszłych pokoleń w stanie zadowalającym. W tym celu na-

Tabela 3. Klasy czystości jezior w Polsce
Table 3. Quality classes of lakes in Poland

Klasa czystości wód Water quality class	Liczba jezior Numer of lakes	Udział (%) Share (%)	Łączna powierzchnia (ha) Total area (ha)	Udział (%) Share (%)
I	48	4,0	5 066,6	2,3
II	517	42,6	104 546,3	48,1
III	423	34,9	76 910,9	35,4
NON	224	18,5	30 834,5	14,2
Razem Totally	1212	100	217 358,3	100

Źródło: Choiński (2006).
 Source: Choiński (2006).

leży obniżyć presję gospodarki rolnej na środowisko i wszystkie jego elementy, jednak aby to zrobić, potrzebny jest skuteczny i wieloaspektowy monitoring. Kontrola samej gospodarki nawozowej (dawki, rodzaj nawozu, terminy nawożenia) w tej chwili już nie wystarczy do ratowania ekosystemów wodnych.

Szczegółowa inwentaryzacja źródeł zanieczyszczeń oraz monitoring gospodarstw jest najważniejszym z działań prewencyjnych do oceny aktualnego stanu presji. Chcąc poprawić stan wód, nie wystarczy ograniczyć antropopresję w strefach przyległych bezpośrednio do akwenów. Należy uporządkować gospodarkę w całej zlewni, gdzie wody powierzchniowe stanowią swoisty system naczyń powiązanych. Często potrzeba kilku dziesięcioleci, aby doprowadzić stan wód do poziomu referencyjnego, dlatego działania powinny być wdrażane już teraz. Takie podejście wymaga współpracy z samorządami, instytucjami lokalnymi oraz ośrodkami doradztwa rolniczego, miejscowych działaczy czy organizacji i społeczności, ale pozwala wyeliminować strefy zagrożeń i poprawić jakość wskaźników środowiskowych w zlewniach rolniczych. Dobrze zorganizowany, skuteczny system monitoringu gospodarstw rolnych oparty na elementach newralgicznych powinien być podstawowym i niezbędnym warunkiem projektowania i wdrażania kolejnych etapów procesu poprawy i utrzymania dobrego stanu środowiska.

Obowiązujące w Unii Europejskiej standardy środowiskowe w zakresie ochrony wód zobowiązują Polskę do poprawy stanu ekologicznego akwenów. Jest to jeden z najważniejszych celów polityki ekologicznej Unii Europejskiej. Implementowana w Polsce Ramowa Dyrektywa Wodna z 2000 r. nakłada na Polskę obowiązek osiągnięcia przynajmniej dobrego stanu wód do 2027 r. Nie udało się zrealizować wcześniejszych założeń i osiągnięcia przynajmniej stanu dobrego dla wód powierzchniowych do 2015 r., ani też do 2021 r. Z danych monitoringu państwowego wynika, że blisko połowa jezior w Polsce (o powierzchni powyżej 50 ha) do 2015 r. nie osiągnęła dobrego stanu ekologicznego. Dyrek-

tywa azotanowa, która jest jednym z najważniejszych po Ramowej Dyrektywie Wodnej aktów prawnych UE w zakresie ochrony wód, również wymusza działania mające na celu ograniczenie zanieczyszczenia wód powierzchniowych i podziemnych. Należy pamiętać, że Polska jest krajem rolniczym (ok. 60% jej powierzchni to użytki rolne), a więc większość wód powierzchniowych w Polsce poddana jest presji ze strony rolnictwa. Przyczyną niezadawalającego stanu jakości wód jest nadmierny dopływ zanieczyszczeń fizycznych, chemicznych i biologicznych. Wody powierzchniowe stanowią bardzo ważny element środowiska. Wpływają również na retencjonowanie wody w terenie, co wpływa korzystnie na ekosystemy przyległe, ale także na uprawy rolnicze. Wody powierzchniowe są podstawą funkcjonowania organizmów roślinnych i zwierzęcych oraz są cennym elementem struktury krajobrazu. Istnieje zatem potrzeba wprowadzenia skutecznej i niezbyt skomplikowanej metody kontroli i monitoringu gospodarstw rolnych, która pozwoli ograniczyć przyczyny degradacji wód i wszystkich ekosystemów od wód zależnych.

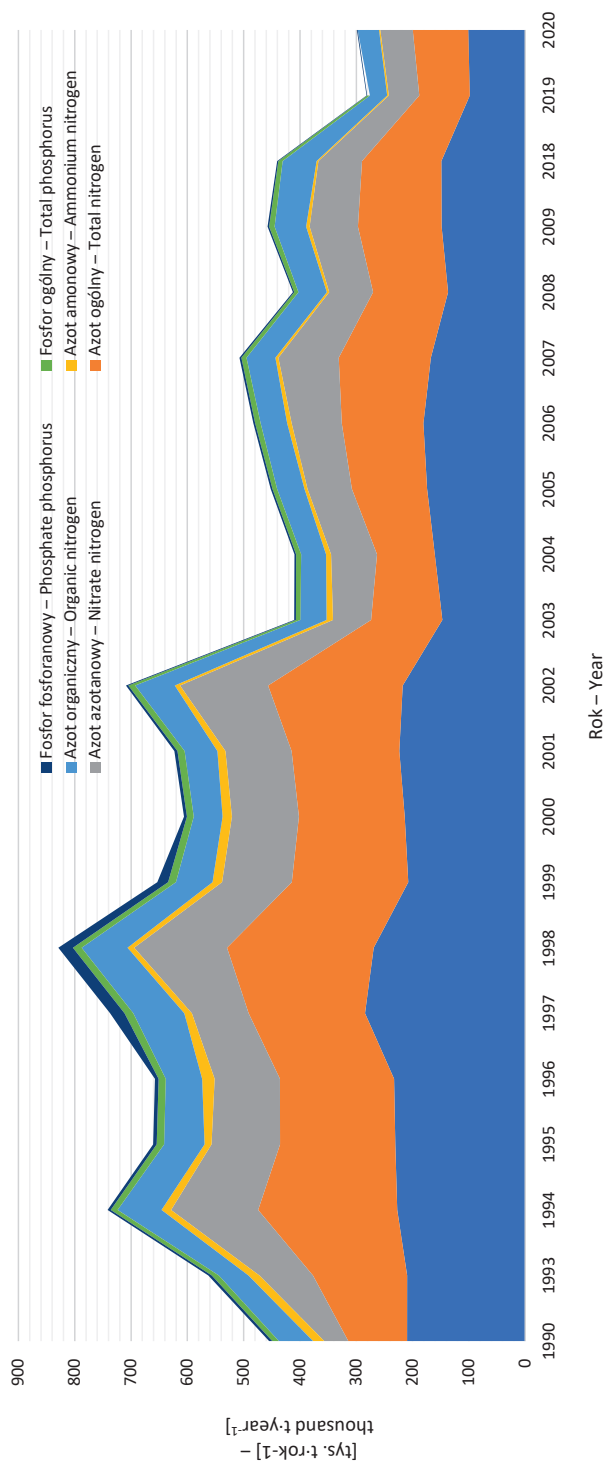
Rolnictwo jest jedną z głównych przyczyn degradacji ekosystemów naturalnych, w tym wodnych. Są one wrażliwe na zanieczyszczenia, m.in. związkami biogennymi emitowanymi z rolnictwa, ale warunkują również istnienie i funkcjonowanie ekosystemów współzależnych. Zanieczyszczenie wód powierzchniowych na terenie kraju skutkuje degradacją Morza Bałtyckiego (Dobrzycka-Kraheil i Bogalecka 2022). Bałtyk jest morzem śródlądowym o stosunkowo małej wymianie wód. Obowiązek monitoringu jakości środowiska morskiego Bałtyku, w ramach państwowego monitoringu środowiska (PMS), wynika z zobowiązań sprawozdawczych Polski określonych w Konwencji o ochronie środowiska morskiego obszaru Morza Bałtyckiego, sporządzonej w Helsinkach dnia 9 kwietnia 1992 r. (Decyzja 94/157/WE; Dz.U. 2000 nr 28 poz. 346, wcześniej Decyzja 94/156/WE w sprawie przystąpienia Wspólnoty do Konwencji o ochronie środowiska morskiego obszaru Morza Bałtyckiego – Konwencja Helsińska z 1974 r.). Jednocześnie ocena jakości wód Bałtyku jako odbiornika zanieczyszczeń odprowadzanych z obszaru jego zlewni jest wykorzystywana dla potrzeb zarządzania i oceny skuteczności ochrony zasobów wodnych, realizowanej na podstawie Ustawy Prawo wodne z dnia 20 lipca 2017 r. (Dz. U. z 2018 r. poz. 2268, z późn. zm.).

Racjonalizacja działań w zakresie monitoringu produkcji rolniczej jest bardzo ważnym elementem w działaniach ochronnych oraz zapobiegawczych w zakresie ograniczania emisji zanieczyszczeń i postępującej degradacji wód Morza Bałtyckiego. Stan wód powierzchniowych przekłada się bezpośrednio na kondycję wód przybrzeżnych i morskich. Cieki są elementem tranzytowym, przenoszącym zanieczyszczenia na dalekie odległości. Jakość wód w rzekach, ale także w zbiornikach wodnych i jeziorach, przez które przepływają, wpływa na kształtowanie stanu ekologicznego wód słonych. Polska jest zlokalizowana w zlewni wód Morza Bałtyckiego, którego ekosystem podlega ogromnej presji ze strony gospodarki państw leżących w jego basenie. Jednym z czynników presji jest produkcja rolnicza. W celu ochrony tego wrażliwego ekosystemu morskiego na podstawie ustanowionej w 1974 r. Konwencji Helsińskiej (Decyzja 94/157/WE) powołano Komisję

Ochrony Środowiska Morskiego Bałtyku (HELCOM). W ramach prac Komisji funkcjonuje kilka grup roboczych, których zakres prac obejmuje m.in. takie działy gospodarki jak rolnictwo, rybołówstwo, gospodarka wodna, gospodarka morska, środowisko, zdrowie czy nauka.

Komisja Helsińska przyjęła w 2007 r. Bałtycki Plan Działania (ang. *Baltic Sea Action Plan* – BSAP). Jest to program, który ma na celu przywrócenie dobrego stanu środowiska Morza Bałtyckiego. Wcześniejsze ustalenia dotyczyły realizacji tego celu do 2021 r., jednak podczas Konferencji Ministerialnej HELCOM w Lubece (Niemcy) 20 października 2021 r. BSAP został zaktualizowany. Plan ten obejmuje m.in. takie problemy jak przeciwdziałanie eutrofizacji, ograniczenie emisji do wód substancji niebezpiecznych oraz ochronę bioróżnorodności i przyrody. Jednym z głównych narzędzi opracowanych przez HELCOM jest program redukcji składników biogenych (N i P). Stanowi on podejście pozwalające na ponoszenie ciężaru redukcji biogenów przez wszystkie kraje zlokalizowane w zlewni Morza Bałtyckiego na szczeblu regionalnym. Obecnie zaktualizowany BSAP wskazuje, iż maksymalne dopuszczalne dopływy (ang. *maximum allowable inputs* – MAI) azotu ogólnego i fosforu ogólnego z wodą i z powietrza do zlewni Morza Bałtyckiego nie mogą przekraczać 792 209 ton azotu oraz 21 716 ton fosforu rocznie (HELCOM 2021). Analizując ładunki zanieczyszczeń wnoszonych do Bałtyku z terenu Polski w ostatnich dwóch dekadach, widać wyraźny spadek dopływu substancji organicznych i biogenych w stosunku do lat 90. ubiegłego stulecia (rys. 5). Należałoby się zastanowić, na ile wpływ na to mają konkretne działania ochronne. Podczas zestawienia wyników dotyczących ładunków zanieczyszczeń z odpływem wód z terenu Polski do Morza Bałtyckiego, widać, że odpływ jednak systematycznie maleje (rys. 6). Opady w niewielkim stopniu zmniejszyły się (rys. 7). W wielu mniejszych ciekach obserwuje się obecnie całkowity brak przepływu. Zanieczyszczenia, które są wprowadzane do takich cieków, nie migrują. Zostają w miejscu i przez zmineralizowane dna koryt przedostają się do gleby. Ze względu na niski poziom wód gruntowych często nie przechodzą do roztworu glebowego. Koncentrują się w jednym miejscu, tworząc „zanieczyszczenia zawieszane”. Ogranicza to ich odpływ z terenu, ale tworzy zagrożenie w przypadku nawalnych deszczy czy powodzi. Wtedy duża ilość składników może nagle uwolnić się do środowiska.

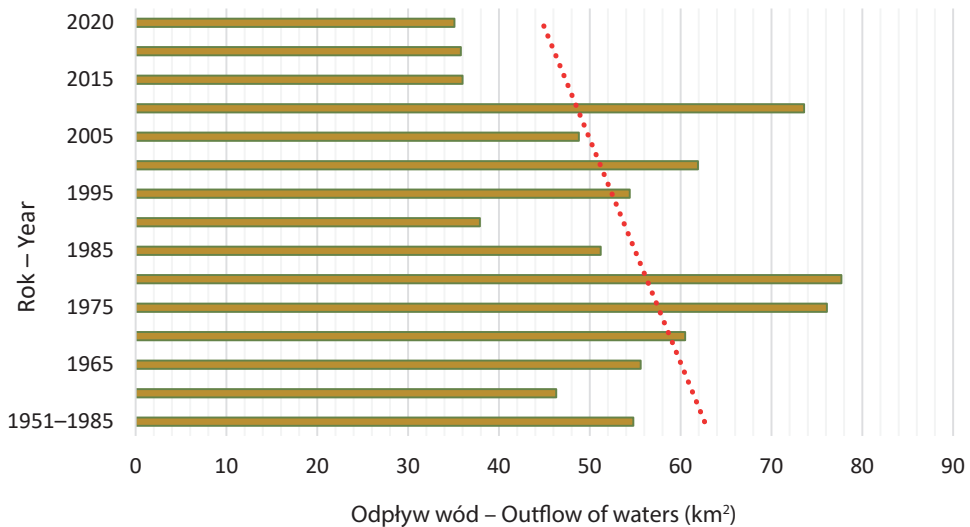
Aby ograniczyć migrację zanieczyszczeń ciekami i zmniejszyć presję na wody Morza Bałtyckiego, należy efektywnie monitorować produkcję rolniczą, szczególnie wielkoskalową produkcję zwierzęcą. Wielu autorów twierdzi, że do podjęcia skutecznych działań zmierzających do ochrony wód na obszarach wiejskich konieczne jest również krzewienie świadomości ekologicznej wśród rolników (Michalczyk 2004; Sulewski i Gołaś 2019). Bardzo ważne jest rozpoznanie obiegu biogenów w gospodarstwie i określenie dróg ucieczki z produkcji rolniczej oraz słabych punktów w ich wykorzystaniu. Może to być pomocne w podejmowaniu działań zmierzających do poprawy efektywności gospodarowania składnikami (Barszczewski 2004). Aby rozpoznać stopień zagrożenia i ustalić referencyjny poziom produkcji, należy spojrzeć na gospodarstwo kompleksowo. Przede wszystkim



Rys. 5. Porównanie ładunków substancji organicznych i biogennych odprowadzanych rzekami do Morza Bałtyckiego w latach 1990–2020
 Źródło: zestawienie własne na podstawie GUS 2019; 2020.

Fig. 5. Comparison of loads of organic and biogenic substances discharged by rivers into the Baltic Sea in 1990–2020
 Source: own compilation based on GUS 2019; 2020.

trzeba ustalić poziom opłacalności produkcji przy określonym zużyciu środków produkcji, co, jak twierdzą Fotyma i Kuś (2000), jest najważniejszym kryterium wydajności i zysku w gospodarstwach konwencjonalnych.



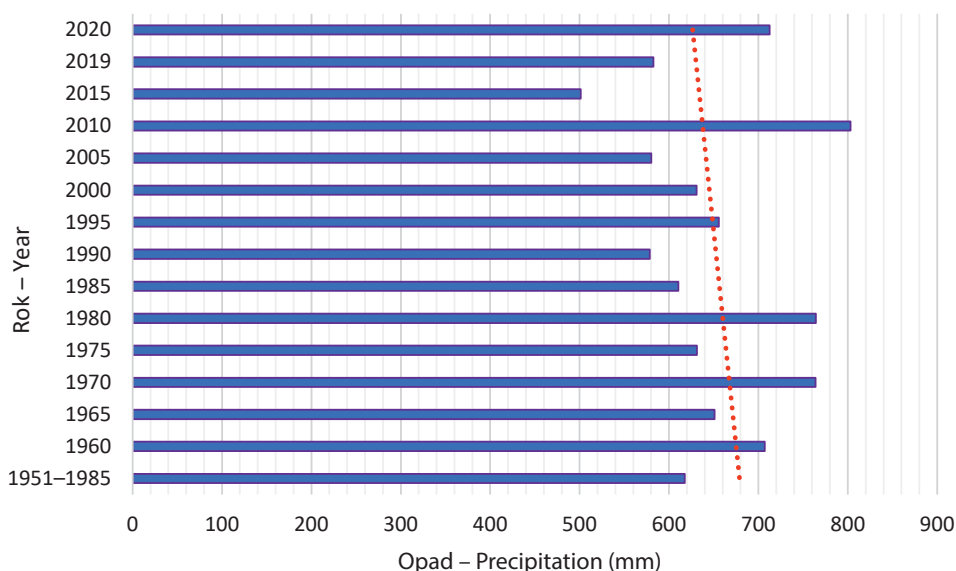
Rys. 6. Charakterystyka odpływu wód z obszaru Polski w latach 1951–2020

Źródło: zestawienie własne na podstawie GUS 2008; 2021.

Fig. 6. Characteristics of water outflow from Poland in 1951–2020

Source: own compilation based on GUS 2008; 2021.

Obserwowana przez ostatnie dziesięciolecia intensyfikacja rolnictwa oraz ponadnormatywne emisje zanieczyszczeń spowodowały w wielu miejscach zmiany w fizykochemii wód podziemnych (Masoud i in. 2022; Singh i in. 2022). Ponieważ jednym z głównych udziałowców w pogarszaniu jakości tych wód jest rolnictwo, należy uszczelnić i usprawnić proces monitorowania tego sektora. Monitoring wód podziemnych prowadzony jest na obszarze 172 tzw. JCWPd (jednolite części wód podziemnych), zgodnie z obowiązkiem wynikającym z Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiającej ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej – Ramowej Dyrektywy Wodnej (Dz. Urz. WE L 327 z 22.12.2000, s. 1), Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 12 grudnia 2006 r. w sprawie ochrony wód podziemnych przed zanieczyszczeniem i pogorszeniem ich stanu (tzw. dyrektywy „córki”) (Dz. Urz. UE L 372 z 27.12.2006, s. 19) oraz Dyrektywy Rady z dnia 12 grudnia 1991 r. w sprawie ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego (Dz. Urz. WE L 375 z 31.12.1991, s. 1).

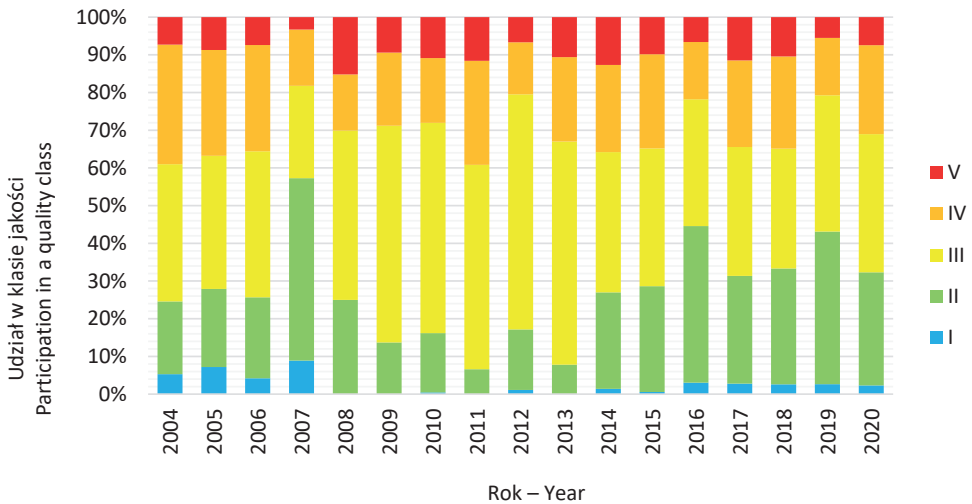


Rys. 7. Charakterystyka opadów w Polsce w latach 1951–2020
 Źródło: zestawienie własne na podstawie GUS 2008; 2021.

Fig. 7. Characteristics of precipitation in Poland in 1951–2020
 Source: own compilation based on: GUS 2008; 2021.

Analizując jakość wód podziemnych od 2004 r., czyli od momentu wejścia Polski w strukturę Unii Europejskiej, można zaobserwować niewielkie zmiany w tym zakresie (rys. 8). W 2020 r. mieliśmy nieznacznie mniej wód klasy I i IV. Nieco przybyło wód klasy II w stosunku do roku 2004. Najbardziej korzystną sytuację można zaobserwować dla roku 2007. Charakteryzował się on największym odsetkiem wód klasy I i II (łącznie 57,3%). Po roku 2007, aż do roku 2013, można zaobserwować gwałtowny spadek jakości wód podziemnych. Udział klasy I i II w 2011 r. łącznie spadł do 6,6%. W tym okresie notowano największy udział wód podziemnych w klasie III.

Niewątpliwie jednym z bardzo ważnych elementów, przez długi czas traktowanych marginalnie, jest bioróżnorodność. Ponieważ rolnictwo jest źródłem wielu zanieczyszczeń, może ono bezpośrednio wpływać na kształtowanie bioróżnorodności ekosystemów. Również i w tym kontekście duże znaczenie ma sprawny, kompleksowy monitoring i kontrola gospodarstw, przede wszystkim ze względu na emisję związków azotu i fosforu, które determinują pojawianie się wielu procesów degradujących ekosystemy. W rolnictwie bioróżnorodność ma wyjątkowe znaczenie i można ją rozpatrywać na dwóch płaszczyznach. Pierwsza z nich to różnorodność biologiczna roślin i zwierząt dziko występujących na obszarach wiejskich, które pojawiają się zarówno w rolniczej przestrzeni produkcyjnej,



Rys. 8. Wyniki monitoringu jakości wód podziemnych w sieci krajowej w latach 2004–2020

Źródło: zestawienie własne na podstawie GUS 2005; 2006; 2007; 2008; 2009; 2010; 2011; 2012; 2013; 2014; 2015; 2015; 2017; 2018; 2019; 2020; 2021.

Fig. 8. Results of groundwater quality monitoring in the national network in 2004–2020

Source: own compilation based on GUS 2005; 2006; 2007; 2008; 2009; 2010; 2011; 2012; 2013; 2014; 2015; 2015; 2017; 2018; 2019; 2020; 2021.

jak i w samym siedlisku gospodarstwa. Druga płaszczyzna obejmuje różnorodność gatunków i odmian roślin uprawianych przez człowieka oraz gatunków i ras zwierząt udomowionych. W ciągu 12 tys. lat, od kiedy człowiek zaczął uprawiać rośliny, użytkowano ok. 7 tys. gatunków. Obecnie liczba ta jest znacznie zawężona – do 15 gatunków roślin i 9 gatunków zwierząt, które dostarczają około 90% całkowitej produkcji żywności wytwarzanej w świecie (FAO 2009). Blisko połowę uzyskiwanych na świecie produktów żywnościowych z roślin dostarczają cztery gatunki: ryż, kukurydza, pszenica i ziemniaki. Dane FAO wskazują, że połowa ras występujących w Europie jeszcze na początku XX wieku wymarła, a obecnie ok. 30% zagrożonych jest wyginięciem. Według danych FAO (2007) 1491 z 7616 gatunków zwierząt udomowionych może w najbliższej przyszłości całkowicie wyginać. Konwencjonalne, uprzemysłowione rolnictwo wpływa na ubożenie bioróżnorodności agrocenoz (Balezientiene 2011). Aby chronić bioróżnorodność ekosystemów naturalnych i rolniczych w 1992 roku sporządzono Konwencję o różnorodności biologicznej (ang. *Convention on Biological Diversity* – CBD). Na podstawie Konwencji ratyfikowanej przez Polskę w 1996 r., ministerstwo środowiska opracowało Krajową Strategię Ochrony i Umiarkowanego Użytkowania Różnorodności Biologicznej (2007). Wg Strategii konieczne jest zachowanie całej przyrody Ziemi, na wszystkich poziomach jej organizacji, a także tych elementów, które do tej pory były niszczone (szkodniki, chwasty). W zapisach Konwencji zwrócono także uwagę na bogactwo obszarów użytkowanych gospodarczo,

w tym na różnorodność starych, tradycyjnych odmian roślin uprawnych oraz ras i gatunków zwierząt użytkowych i potrzebę traktowania ich tak, by zapewnić ich trwałość i odtwarzalność. Na równi z ekosystemami naturalnymi oraz agrocenozami chronić należy również tradycyjną ludową wiedzę i praktyki sprzyjające ochronie i zrównoważonemu użytkowaniu różnorodności biologicznej (O'Rourke i in. 2012; Sutkowska i in. 2013; Kuryluk i Kostecka 2023).

Obecnie niszczenie siedlisk przyrodniczych powoduje masowe wymieranie gatunków na niespotykaną dotąd skalę. W 2019 r. Międzyrządowa Platforma Naukowo-Polityczna ds. Różnorodności Biologicznej i Usług Ekosystemowych (IPBES) przedstawiła niepokojącą ocenę stanu różnorodności biologicznej. Z raportu wynika, że 75% powierzchni łądów i 66% siedlisk morskich zostało znacząco przekształconych w wyniku działań człowieka. Z powierzchni łądów zniknęło 85% terenów podmokłych, a 25% wszystkich gatunków zwierząt i roślin, jest zagrożonych wyginięciem (IPBES 2019). Wpływ człowieka na funkcjonowanie ekosystemów jest na tyle duży, że epokę, w której żyjemy, nazwano antropocenem (Bińczyk 2018). Komisarz UE ds. Środowiska powiedział, odnosząc się do bioróżnorodności, że „(...) kasujemy zawartość twardego dysku natury, nie wiedząc, jakie dane przechowuje”. Dobrobyt każdej społeczności na świecie zależy całkowicie od tzw. usług ekosystemowych. Ich wartość w skali globalnej jest ogromna (Costanza i in. 1997). Szacuje się, że ponad połowa światowego PKB jest zależna od środowiska naturalnego (WEF 2020a). Rolnictwo to jeden z działów gospodarki bezpośrednio zależnej od usług ekosystemowych.

Dużym problemem jest rejestrowany od dłuższego czasu zanik naturalnych siedlisk. Główny problem stanowi nadmiar w środowisku składników biogenych, takich jak azot i fosfor, których w rolnictwie zużywa się bardzo dużo, m.in. pod postacią nawozów czy też pasz przemysłowych. Jak wskazują niektórzy autorzy, bardzo wrażliwe na tego typu zanieczyszczenia są ekosystemy wodne i zmienno wilgotne (Thyssen 1999; Devlin i Brodie 2023). Obecność punktowych i obszarowych źródeł zanieczyszczeń pochodzących z rolnictwa oraz nieuregulowana gospodarka wodno-ściekowa na terenach wiejskich może powodować przekształcenia siedlisk występujących w rolniczej przestrzeni produkcyjnej, ale także ekosystemów sąsiadujących z rolniczą przestrzenią produkcyjną, powodując obniżenie atrakcyjności tych terenów dla niektórych organizmów, a nawet eliminowanie ogniw w łańcuchu troficznym. Niektóre gatunki organizmów zwierzęcych są bardzo wrażliwe na zanieczyszczenia ze źródeł rolniczych. Szwedzkie badania wykazały, że wyższe stężenia związków azotu wpływają niekorzystnie na rozród niektórych płazów (Loman i Lardner 2006).

Ocenia się, że w Europie 70% roślin naczyniowych wymaga gleby o niskiej zawartości azotu, dlatego mogą być one szczególnie narażone na zwiększającą się jego ilość (Ellenberg 1990). Zaburzenia wywoływane przez nieracjonalne rolnictwo na drodze dostarczania do układów dodatkowych ilości azotu często wydają się bardzo niepozorne. Mogą jednak mieć ogromny wpływ na stan lokalnej przyrody. Dostarczenie azotu do eko-

systemów, które nie są przystosowane do absorbowania większych ilości tego składnika, powoduje zakłócenie równowagi i wypieranie roślin tradycyjnie występujących w danym układzie. Zmiany zachodzące w ekosystemach naturalnych mogą być często nieznaczne i postępować przez wiele lat, co uniemożliwia szybkie rozpoznanie zagrożeń i likwidację źródeł zanieczyszczeń. Skuteczny monitoring musi więc uwzględniać gospodarkę azotem i fosforem, a więc powinien brać pod uwagę takie elementy jak wykorzystane pasze, nawozy czy gospodarkę ściekową w gospodarstwie rolnym.

World Economic Forum opublikowało w 2020 r. Global Risks Report (WEF 2020b), w którym utratę różnorodności biologicznej sklasyfikowano na czwartym miejscu listy głównych zagrożeń, przed jakimi stoi ludzkość w najbliższej dekadzie pod względem prawdopodobieństwa wystąpienia i na trzecim miejscu pod względem wpływu na ludzkość. Spośród implikacji, jakie niesie ze sobą ta informacja, można wymienić przede wszystkim zagrożenia dla światowego rolnictwa i sektora produkcji żywności.

Komisja Europejska 20 maja 2020 r. przyjęła projekt strategii pozwalającej na odbudowanie europejskiej różnorodności biologicznej do 2030 r. Strategia ta ma być ważnym elementem Europejskiego Zielonego Ładu oraz integralną częścią planu zielonej odbudowy po kryzysie wywołanym pandemią koronawirusa. Główne działania, które planuje się podjąć w ciągu najbliższych lat, to m.in. objęcie ochroną co najmniej 30% gruntów i mórz w Europie na podstawie obecnego obszaru Natura 2000, rekultywacja zdegradowanych ekosystemów poprzez konkretne zobowiązania i akcje, m.in. poprzez ograniczenie stosowania pestycydów o 50%, powstrzymanie i odwrócenie procesu spadku liczebności owadów zapylających, oraz zasadzenie 3 mld drzew. Działania w tym względzie podjęło również Zgromadzenie Ogólne ONZ, które ogłosiło lata 2021–2030 dekadą restytucji ekosystemów (RDOŚ w Olsztynie 2021; Komisja Europejska 2022). Promowany ma być agresywny program przywracania, który buduje odporność, zmniejsza wrażliwość oraz zwiększa zdolność systemów do dostosowywania się do codziennych zagrożeń i ekstremalnych zdarzeń. Rekonstrukcja ekosystemów ma zasadnicze znaczenie dla osiągnięcia celów zrównoważonego rozwoju związanych m.in. z przeciwdziałaniem zmianom klimatu, eliminacją ubóstwa, bezpieczeństwem żywnościowym, ochroną wody i różnorodności biologicznej. Komisja Europejska zdecydowała, że kraje UE muszą odtworzyć 20% zniszczonych naturalnych ekosystemów lądowych i morskich do 2030 roku. Według Europejskiej Agencji Środowiska w 2020 r. tylko 15% siedlisk miało dobry stan ochrony (EEA 2020). Zachowanie i odtworzenie zasobów przyrodniczych ma zasadnicze znaczenie w osiągnięciu ambitnych celów klimatycznych. Zdrowe i odporne ekosystemy pomagają łagodzić niekorzystne zmiany klimatyczne, zapobiegać klęskom żywiołowym oraz przyczyniają się do bezpieczeństwa żywnościowego.

Jednym z głównych problemów jest pojawianie się nowych typów zanieczyszczeń emitowanych przez rolnictwo, które są rejestrowane w środowisku. Należą do nich m.in. antybiotyki i hormony stosowane w produkcji zwierzęcej (Kirchhelle 2018; Qaid i Abdoun 2022). Już w latach 40. ubiegłego wieku wykazano, że substancje przeciwdrobnoustrojowe

mogą być wykorzystywane jako antybiotykowe stymulatory wzrostu (ASW), które znacząco poprawiają przyrosty zwierząt i wykorzystanie paszy. Eliminują również częste problemy zdrowotne zwierząt występujące w szczególności w intensywnej produkcji. Od 1928 r., kiedy odkryto penicylinę (Aleksander Fleming), antybiotykoterapia stała się początkiem rewolucji w leczeniu zakażeń bakteryjnych, zarówno u ludzi, jak i zwierząt. Antybiotyki są wydalane przez organizm w formie niezmienionej lub w formie metabolitów, stąd stanowią duże zagrożenie dla środowiska. Rozproszone źródła tych substancji powodują, że problem antybiotyków w środowisku nie jest do końca rozpoznany. Wiadomo, że wywołują one ogromne zmiany w ekosystemie zarówno wodnym, jak i glebowym, ale mogą zakłócać również ważne i pożądane procesy zachodzące np. w nawozach naturalnych (obornik, gnojówka, gnojowica) czy nawozach organicznych (kompost) (Kang i in. 2022). Antybiotyki, obok pestycydów, uznaje się za najbardziej szkodliwe mikrozanieczyszczenia. Są bezpośrednio skorelowane ze skalą oraz intensywnością produkcji zwierzęcej. Rozpraszanie tych substancji w środowisku odbywa się za pośrednictwem stosowanych nawozów naturalnych, a także w wyniku powstających odcieków z miejsc składowania odchodów czy też z nieszczelnych podłóg w budynkach inwentarskich. Czasem tego typu substancje docierają do gleby lub wód z surowymi ściekami po myciu pomieszczeń, gdzie przebywają zwierzęta, lub myciu urządzeń i sprzętu rolniczego, np. systemu udojowego. Na Second Joint FAO/OIE/WHO Expert Workshop on Non-Human Antimicrobial Usage and Antimicrobial opracowano listę substancji przeciwdrobnoustrojowych stosowanych w weterynarii. Lista ta została przyjęta w czasie Sesji Generalnej OIE w maju 2007 r. (World Organisation for Animal Health, 2007). Obejmuje ona substancje przeciwdrobnoustrojowe przeznaczone dla ptaków, pszczoł, bydła, kóz, wielbłądów, koni, królików, owiec, ryb i świń (Truszczyński i Pejsak 2013). W ekosystemach naturalnych tego typu substancje są elementem niepożądanym, nie tylko ze względu na ich niski poziom biodegradowalności, ale także ich słabą rozpuszczalność w wodzie. Na długo pozostają w środowisku, w którym się znalazły (Yu i Kung-Hui 2009; Styszko 2019). Słabym punktem jest gospodarka nawozami naturalnymi – zarówno ich wytwarzanie w pomieszczeniach, jak i przechowywanie oraz stosowanie na polach.

Antybiotyki są również zagrożeniem dla źródeł wód pitnych (Taylor i Reeder 2020; Bliss i in. 2023; Mulchandani i in. 2023). Substancje przeciwdrobnoustrojowe są dużym problemem w intensywnej produkcji zwierzęcej mającej charakter przemysłowy. Zagrożenie tymi substancjami dla środowiska wzrasta wraz ze wzrostem skali produkcji (Manyi-Loh i in. 2018; Tian i in. 2021). Wraz z powszechnym stosowaniem antybiotyków pojawiło się ryzyko utraty prowadzenia skutecznych antybiotykoterapii (Swann i in. 1969, Gyles 2011). W 1986 r. w Szwecji całkowicie zaprzestano stosowania ASW, a w Danii od 1999 r. Naciski środowisk lekarzy i naukowców wymusiły w 2006 r. na Unii Europejskiej rezygnację ze stosowania ASW w produkcji zwierzęcej. Mimo wprowadzonego zakazu wyniki kontroli NIK w województwie lubuskim w Polsce wskazują, że aż 70% hodowców zwierząt, objętych monitoringiem wody i pasz stosowało antybiotyki, a w przypadku

drobiu odsetek ten przekraczał 80% (indyków 88% i kurcząt 82%) (NIK 2017b). W ciągu zaledwie pięciu lat (2011–2015) sprzedaż antybiotyków weterynaryjnych w Polsce wzrosła z 475 ton do ponad 582 ton (ok. 23%), co przeczy zapewnieniom hodowców o niestosowaniu antybiotyków. Polska jest obecnie na 6 miejscu w Europie pod względem zużycia antybiotyków w produkcji zwierzęcej. Wielkość zużycia kształtuje się na poziomie 138,9 mg-PCU (ang. *population correction unit*) (European Medicines Agency, 2017). Zgodnie z ustaleniami kontroli NIK do przyczyn powszechnego stosowania antybiotyków w produkcji zwierzęcej należy zaliczyć nie tylko względy lecznicze, ale również niezgodne z prawem podawanie antybiotyków w celach pozaleczniczych.

Mimo iż badania w zakresie obecności farmaceutyków i ich wpływu na środowisko prowadzi się od ponad 10 lat, to ich zakres jest bardzo wąski, a okres zbyt krótki. Nie są aktualnie znane i możliwe do przewidzenia długoterminowe konsekwencje związane z kumulacją farmaceutyków w środowisku wodnym (odprowadzanie ścieków) i glebowym (wykorzystanie przyrodnicze osadów ściekowych) (Ashfaq i in. 2017; Martín i in. 2021; Khan i in. 2022).

Prócz antybiotyków w produkcji zwierzęcej poważnym problemem są hormony wykorzystywane w celu przyspieszenia wzrostu ich biomasy (Evans i in. 2022; Qaid i Abdoun 2022). Tutaj również istnieje silne uzależnienie stopnia zużycia tych środków od skali produkcji. W celu ochrony zdrowia konsumentów i utrzymania jakości środków spożywczych poprzez stworzenie ram dla stosowania hormonów podawanych zwierzętom, Unia Europejska zdecydowała się na wprowadzenie w dniu 29 kwietnia 1996 r. Dyrektywy 96/22/WE, dotyczącej zakazu stosowania w gospodarstwach hodowlanych niektórych związków o działaniu hormonalnym, tyreostatycznym i β -agonistycznym i uchylająca dyrektywę 81/602/EWG, 88/146/EWG oraz 88/299/EWG (Dz.U. L 125 z 23.5.1996). W ww. dyrektywie wprowadza się zakaz podawania określonych substancji zwierzętom gospodarskim w celu stymulowania ich wzrostu. Dyrektywa 96/22/WE była dwukrotnie modyfikowana na mocy Dyrektywy 2003/74/WE oraz Dyrektywy 2008/97/WE.

Nadzieją na zmiany oblicza polskiej wsi i rolnictwa jest przedstawiony w 2019 r. przez Komisję do Parlamentu Europejskiego, Radę Europejską, Radę Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitet Regionów, tzw. Europejski Zielony Ład. Wyznacza on ambitny plan działania, który obejmuje ważne aspekty, takie jak lepsze wykorzystanie zasobów dzięki przejściu na czystą gospodarkę o obiegu zamkniętym (*circular economy*) oraz przeciwdziałanie utracie bioróżnorodności biologicznej. Projekt obejmuje również zmniejszenie poziomu emitowanych zanieczyszczeń. W ramach Europejskiego Zielonego Ładu zaproponowano ważną dla rolników, ale także konsumentów, strategię „od pola do stołu”. W ramach tej strategii zaplanowano działania mające na celu m.in. zmniejszenie strat składników pokarmowych o co najmniej 50%, przy zapewnieniu, że nie doszło do pogorszenia żyzności gleby. Stosowanie nawozów mineralnych ma zostać ograniczone o co najmniej 20%. Do 2030 r. co najmniej 25% gruntów rolnych będzie musiało być przeznaczonych pod rolnictwo ekologiczne (European Commission 2020a i 2020b).

Strategia „Od pola do stołu” ma umożliwić przejście na zrównoważony system żywnościowy w krajach UE. Europejscy rolnicy otrzymali wsparcie w ramach WPR za pośrednictwem nowych źródeł finansowania i ekoprogramów w celu stosowania praktyk zrównoważonych. Ekoprogramy obejmują realizację takich działań jak rolnictwo precyzyjne, agroekologia (w tym rolnictwo ekologiczne), uprawa sprzyjająca pochłanianiu dwutlenku węgla przez glebę oraz system rolno-leśny (*agroforestry*). Od br. programowania WPR pojawiła się również nowa płatność bezpośrednia, tzw. ekoschematy. Są to działania dobrowolne i rolnik otrzymuje środki finansowe za realizację praktyk korzystnych dla klimatu i środowiska. Część proponowanych działań jest już realizowana przez rolników i są to np. wysiew międzyplonów ozimych, wsiewki śródplonowe, strefy buforowe na gruntach ornych wzdłuż wód powierzchniowych, opracowanie i przestrzeganie planu nawożenia, wapnowanie, produkcja integrowana, uproszczone systemy uprawy (Lampkin i in. 2021; Latacz-Lohmann i in. 2022; ARiMR 2023).

Podstawą optymalnie funkcjonującego rolnictwa jest jego stały i sprawny wieloaspektowy monitoring prowadzony przez odpowiednie służby. Oprócz monitoringu zewnętrznego znaczenie ma także samokontrola rolnika w zakresie spełnienia obowiązujących standardów środowiskowych. Obecnie jedynym narzędziem kontroli i monitoringu gospodarstw rolnych jest bilans składników pokarmowych, używany w kontekście rozpraszania zanieczyszczeń pochodzących ze źródeł obszarowych. Stosowane obecnie bilanse składników biogenych są oparte na ilościowym wyrażeniu składników pokarmowych, określanym jako saldo uzyskane na podstawie różnicy pomiędzy stroną przychodową a rozchodową. Stosowane są w wielu krajach na całym świecie (Watson i Atkinson 1999; Janzen i in. 2003; Pieri i in. 2011; Sainju 2017; Sainju i in. 2017; OECD 2023). Salda składników pokarmowych mogą być obliczane dla oceny stanu zagrożenia środowiska, w szczególności pod kątem wpływu rolnictwa na jakość wód powierzchniowych i podziemnych oraz jakości powietrza. Obliczenie bilansu makroelementów pozwala na ocenę potencjalnej wielkości strat składników z produkcji rolnej, ale tylko z wybiórczych aspektów. Bilanse są również wykorzystywane przy waloryzacji przestrzeni wiejskiej na potrzeby inwestycji środowiskowych (Łabętowicz i in. 2003). W wielu krajach na świecie, w tym w Polsce, bilanse wykorzystuje się do układania planów nawozowych. Powszechnie też wykorzystuje się specjalistyczne oprogramowanie do sporządzania bilansów oraz planów nawozowych, np. MacroBil – do sporządzania bilansu składników pokarmowych (N, P, K) na poziomie pola w gospodarstwie w Polsce. W Polsce opracowano również zintegrowany serwis informacyjno-predykcyjny dla gminy Puck jako system komputerowy do oceny wpływu gospodarstw rolnych i struktury użytkowania terenu na wody Zatoki Puckiej WaterPUCK (Dybowski i in. 2020). Jak twierdzą autorzy, narzędzie ma potencjał do stosowania w szerszym zakresie przestrzennym. Został on jednak przetestowany na gospodarstwach w wąskim zakresie przestrzennym, dlatego trudno wnioskować, jak będzie się sprawdzał w gospodarstwach innych regionów.

Na państwa Unii Europejskiej nałożono obowiązek kontroli i monitoringu obiegu azotu w gospodarstwach rolnych w zlewniach rzek, jezior oraz wód podziemnych, w których przekroczone zostały normy jakościowe dotyczące stężeń związków azotu. Wynika on z wprowadzenia w życie, w dniu 12 grudnia 1991 r. tzw. Dyrektywy Azotanowej (91/676/EWG) (Dyrektywa Rady 1991). Narzędziem kontroli i monitoringu gospodarstw rolnych w zakresie ograniczenia strat azotu z produkcji rolniczej ustanowiono bilans azotu, ale także fosforu i potasu. W Polsce wprowadzono bilans metodą w skali pola – MacroBil, na mocy Rozporządzenia Ministra Środowiska z 2002 r. (Rozporządzenie... 2002a). Obowiązuje on na terenie wyznaczonych w Polsce wód wrażliwych na azotany pochodzenia rolniczego oraz obszaru szczególnie narażonego na zanieczyszczenia związkami azotu (OSN). Bilans jest obowiązkowy dla gospodarstw wykonujących plan nawozowy i stanowi pierwszy etap tego planu. Dotyczy to gospodarstw o powierzchni ≥ 10 ha użytków rolnych lub utrzymujące zwierzęta gospodarskie w liczbie ≥ 10 DJP według stanu średniorocznego (Rozporządzenie... 2023). Do 2016 roku dotyczyło to gospodarstw zlokalizowanych na obszarach szczególnie narażonych na azotany pochodzenia rolniczego. Obecnie cały kraj jest objęty Programem działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu. Dodatkowo na potrzeby opracowywania planów nawozowych zaleca się sporządzanie bilansu fosforu i potasu wg podobnej metodologii. Polska jako kraj członkowski OECD od 1996 r. zobowiązana jest do wykonywania na potrzeby monitorowania produkcji rolnej corocznych bilansów azotu, a od roku 2002 również bilansu fosforu (Kopiński 2005). Równoległe od dłuższego czasu trwają prace nad przygotowaniem dyrektywy fosforano-potasowej (Chlebosz 2012). W Holandii obowiązują już przepisy zmierzające do redukcji fosforanów (Szymańska 2018; Troska 2020). Problem migracji składników, przede wszystkim azotu w kierunku wód powierzchniowych zauważono nie tylko na kontynencie europejskim, ale także amerykańskim, a dokładnie w Kanadzie, gdzie wyznaczono atlantyckie obszary wysokiego ryzyka zanieczyszczenia azotanami (Policy Instruments... 1997).

Mimo obowiązku monitoringu gospodarstw rolnych, wynikającego z umów międzynarodowych, w proponowanych systemach kontroli zwraca się uwagę tylko na jeden element – najczęściej obieg azotu, rzadziej fosforu, w agroekosystemach. Może to być jednak bardzo zwodnicze, dlatego że sytuacja ekonomiczna zmusza rolników do szukania bardzo racjonalnych metod gospodarowania. Środki produkcji, takie jak nawozy mineralne, kupowane są i stosowane obecnie w sposób przemyślany i minimalistyczny. Jednocześnie rolnicy oszczędzają na działaniach takich jak np. budowa czy remont miejsc przechowywania nawozów naturalnych, miejsc składowania i przygotowania kiszonek, budowie i remontach szamb na ścieki bytowe oraz innych działaniach ograniczających presję produkcji na środowisko. Problemy finansowe powodują również pewne uproszczenia w produkcji roślinnej i zwierzęcej, co nie pozostaje bez wpływu na jakość środowiska.

2. CEL PRACY I HIPOTEZY BADAWCZE

W celu monitorowania produkcji rolnej w Europie wykorzystuje się ponad 45 różnych bilansów składników, co utrudnia ich porównanie (Fotyła i in. 2000; Gourley i in. 2007; Kupiec 2015). Charakteryzują się one bardzo różnym podejściem metodycznym oraz wyrażone są w różnej skali. Stąd wynikają trudności z porównywaniem sald lub wykorzystywaniem ich w monitoringu i kontroli. Brak standaryzacji metody oraz oceny wagi poszczególnych elementów branych pod uwagę, zarówno po stronie przychodu, jak i rozchodu powoduje, że wyniki nie są porównywalne i w pełni miarodajne. Poza tym pogarszające się wskaźniki środowiskowe dotyczące jakości wód powierzchniowych i podziemnych, a także powietrza pokazują, że obecna kontrola i monitoring są niewystarczające i nieprecyzyjne. Pewne elementy gospodarki rolnej umykają kontroli opartej wyłącznie na obiegu wybranych makroskładników w gospodarstwach rolnych. Dlatego niezbędne jest wdrożenie kompleksowego systemu monitoringu bazującego na newralgicznych parametrach gospodarstwa, które będzie prostym narzędziem kontroli, pozwalającym na ocenę skali presji rolnictwa na środowisko, zarówno w mikroskali, jak i skali regionalnej.

Bazując na kilkudziesięcioletnim doświadczeniu własnym w badaniach nad wieloaspektowym wpływem gospodarki rolnej na środowisko i elementy przyrodnicze, postawiono w pracy kilka celów.

Celem głównym jest ocena możliwości zastosowania hybrydowego systemu monitorowania gospodarstw rolnych w kontekście ich wpływu na środowisko i jego elementy (głównie w kontekście jakości wód). Ograniczona liczba metod kontroli gospodarstw opartych obecnie praktycznie tylko na bilansach składników rodzi konieczność wprowadzenia kompleksowej metody oceny presji gospodarstw na otoczenie, bazującej na najbardziej newralgicznych elementach i praktykach w produkcji rolnej. Zobowiązania międzynarodowe w zakresie podnoszenia standardów jakości środowiska oraz problemy środowiskowe w Polsce, a także w wielu innych krajach świata, wymagają dopracowania obecnych systemów kontroli, ponieważ jakość środowiska jest niezadowolająca. Postępującą degradację ekosystemów wodnych obserwuje się od lat, co tylko potwierdza, że obecny monitoring nie do końca się sprawdza. Na to nałożyły się jeszcze niekorzystne zmiany klimatyczne, co wymusza szybkie działania w tym zakresie.

Obok celu głównego postawiono kilka celów szczegółowych, które dotyczyły przede wszystkim:

- oceny możliwości typowania klas presji gospodarstw na bazie przeprowadzonej waloryzacji metodą szybkiej identyfikacji (SSI)
- oceny spójności wewnętrznej i rzetelności pomiaru proponowanego systemu monitoringu
- oceny presji gospodarstw o różnej specjalizacji na środowisko z wykorzystaniem Systemu Szybkiej Identyfikacji (SSI)
- oceny trendów zmian, zachodzących w gospodarstwach indywidualnych w czasie.

Osiągnięcie celów ma dać odpowiedź na pytanie, czy zaproponowany system jest poprawnie skonstruowany, a także czy może być wykorzystany w gospodarstwach o różnej specjalizacji. Oczekiwane jest również wyjaśnienie, czy na podstawie proponowanej metodyki da się wyróżnić klasy presji gospodarstw na środowisko oraz czy proponowany system może zostać wykorzystany do analiz pozwalających na ocenę zmian następujących w określonym czasie. Chodzi o wywieraną presję, a także ocenę skuteczności działań służb państwowych w zakresie poprawy standardów środowiskowych w gospodarstwach rolnych. Uzyskane wyniki mogą posłużyć do stworzenia oprogramowania, które pozwoli służbom doradczym, a także samym rolnikom na szybką ocenę sytuacji i określi kierunki koniecznych zmian próśrodowiskowych w gospodarstwach.

Na bazie problemu badawczego postawiono dwie hipotezy badawcze:

1. Hipoteza zerowa (H0)

Opracowany System Szybkiej Sdentyfikacji (SSI) jest nieodpowiedni dla monitoringu gospodarstw rolnych w ocenie ich presji na środowisko oraz zmian zachodzących w czasie

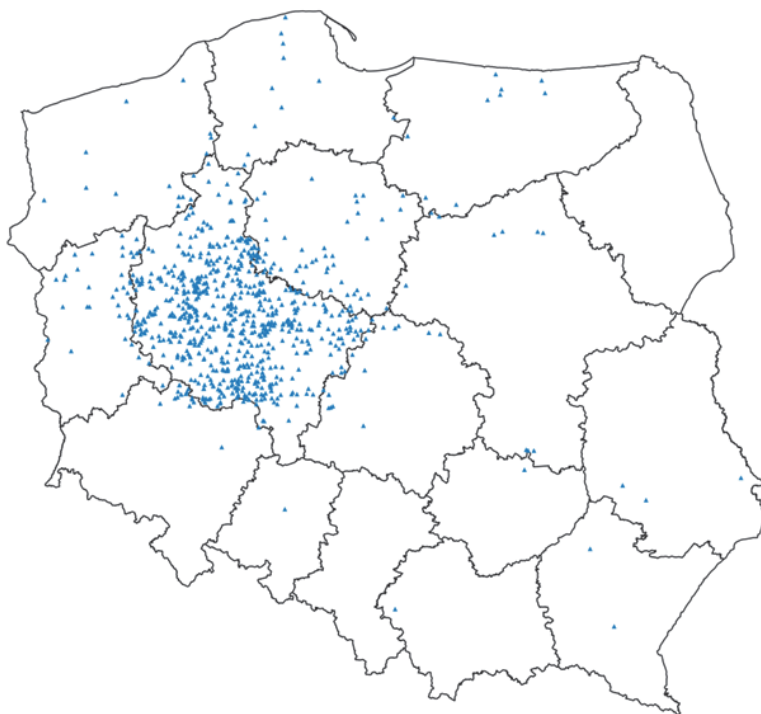
2. Hipoteza alternatywną (H1)

Opracowany System Szybkiej Identyfikacji (SSI) jest dobrym narzędziem monitoringu gospodarstw rolnych pod kątem wywieranej presji na środowisko, ale również może być wykorzystany do analiz trendów w czasie.

3. OBSZAR, MATERIAŁ BADAŃ I METODYKA

3.1. Materiał badawczy

Do badań wytypowano 1226 indywidualnych gospodarstw rolnych. Dyspersję przestrzenną inwentaryzowanych gospodarstw przedstawiono na rysunku 9. Gospodarstwa były zróżnicowane pod względem obszarowym, struktury użytkowania gruntów oraz specjalizacji, zarówno w produkcji roślinnej, jak i zwierzęcej (rys. 10–11).



Rys. 9. Lokalizacja analizowanych gospodarstw
Fig. 9. Location of the analyzed farms

Dane zebrano bezpośrednio w gospodarstwach rolnych z wykorzystaniem specjalnie zaprojektowanej autorskiej ankiety (Załącznik 1). Należy pamiętać, że podstawą każdego systemu monitoringu jest rzetelność pozyskanych danych, które po części zależą nie tylko od sformułowanych pytań, ale także wiedzy i doświadczenia osoby zbierającej dane. Dlatego ankiety stanowiące materiał badawczy były zbierane bezpośrednio w gospodarstwach rolnych przez autora niniejszej monografii, ale także w niewielkim udziale przez osoby z branży rolnej, kooperujące z autorem w różnych projektach. Część ankiet była wysyłana pocztą i konsultowana mailowo lub telefonicznie. Dane obejmowały lata 2001–2019 i dotyczyły jednego roku produkcyjnego dla każdego z gospodarstw. Ankietowane gospodarstwa zlokalizowane były w 717 miejscowościach, w 270 gminach i w 14 województwach (Załącznik 2). Spośród analizowanych 1226 gospodarstw 46,2% była umiejscowiona na 32 obszarach szczególnie narażonych na azotany pochodzenia rolniczego (OSN) wyznaczonych zgodnie z wytycznymi Dyrektywy Azotanowej (91/676/EWG) w latach 2004–2020 (Załącznik 3).

Ogólną charakterystykę wybranych gospodarstw obejmującą podstawowe elementy produkcyjne przedstawiono w tabeli 4. Średnia powierzchnia gospodarstw wyniosła 49,2 ha, a powierzchnia największego z nich dochodziła do 1500 ha. Największą grupę obszarową stanowiły gospodarstwa z przedziału 21–50 ha (rys. 10).

Produkcja zwierzęca była również dość mocno zróżnicowana. Gospodarstwa zostały dobrane tak, aby odzwierciedlić strukturę gospodarstw w Polsce oraz uwzględnić wszystkie najważniejsze grupy specjalizacyjne. Średnia liczba zwierząt, wyrażona w jednostkach umownych, przypadająca na gospodarstwo i wyliczona ze stanu średniorocznego wynosi 29,6 DJP. Obsada zwierząt dochodziła nawet do 10,2 DJP·ha⁻¹. Najwyższe obsady notowano w przypadku bydła, koni oraz drobiu. W gospodarstwach utrzymywano również dziki, świniodziki (krzyżówki świni domowej z dzikami) oraz daniela, określone na rysunku 11 jako „Pozostałe”.

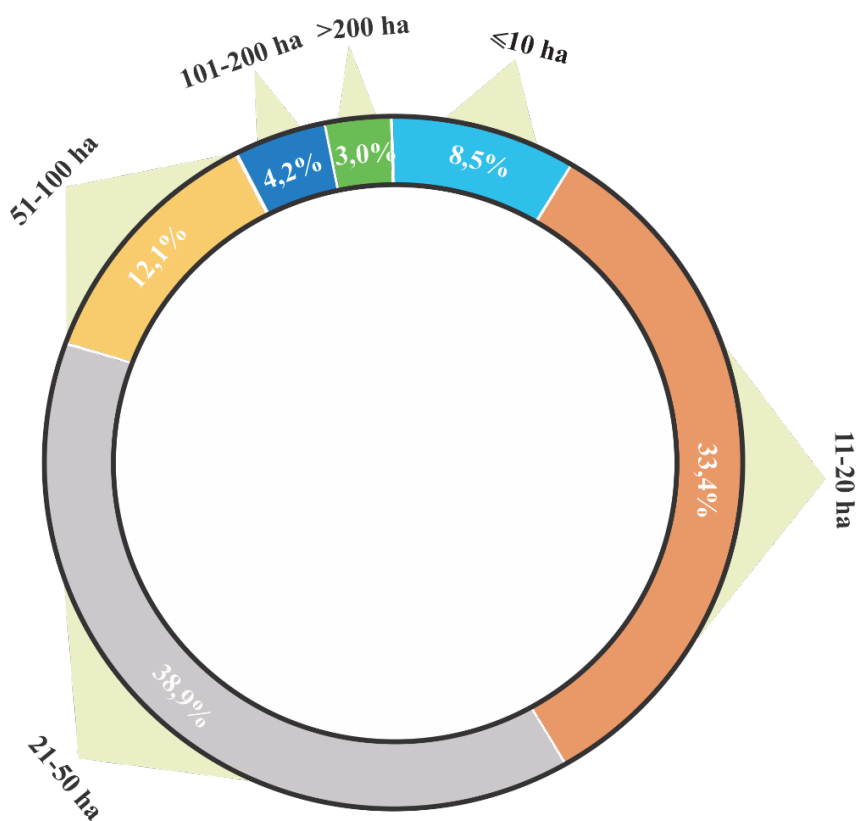
Tabela 4. Struktura gruntów oraz stan inwentarza w analizowanych gospodarstwach rolnych

Table 4. Land use structure and livestock in the analyzed farms

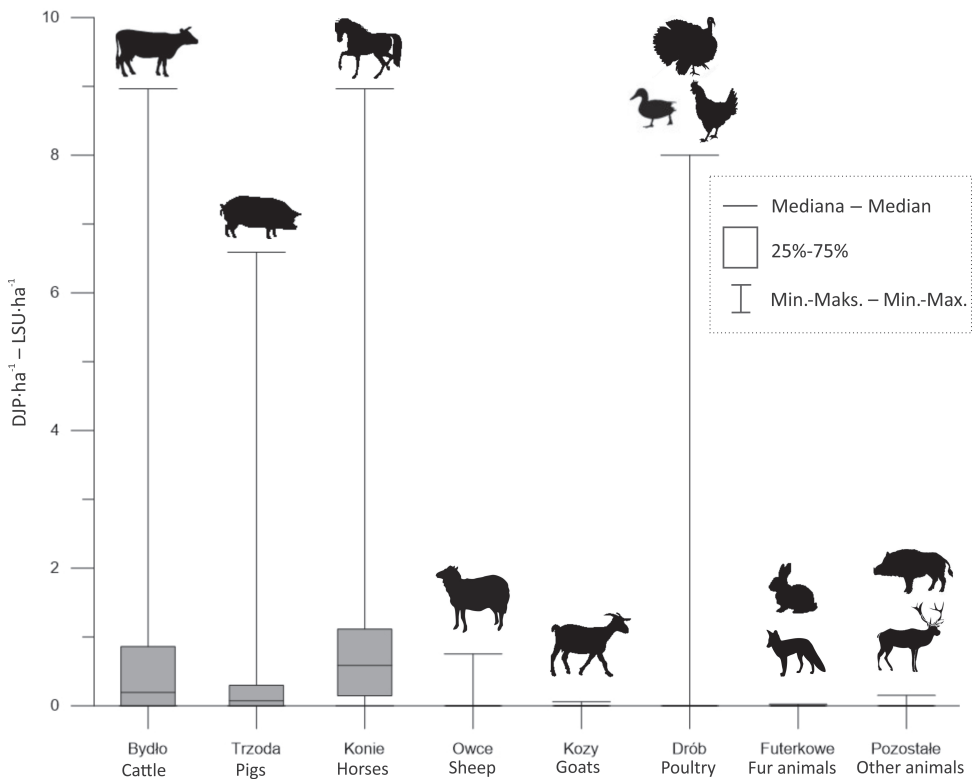
Wyszczególnienie List of features	Jednostka Unit	Zakres Range	Średnia Mean
Powierzchnia gospodarstw – Farm area	(ha)	1–1500	49,2
Grunty orne Arable land	(ha)	0–1100	40,9
	(%)	0–100	85,0
Trwałe użytki zielone Grasslands	(ha)	0–374	6,7
	(%)	0,3–100	13,9
Lasy Woods	(ha)	0–40	0,5
	(%)	0–50,3	1,4

Tabela 4. cd.
Table 4. cont.

Sady i jagodniki Orchards and plantations of fruit bushes	(ha)	0–15	0,2
	(%)	0–100	0,9
Pozostałe grunty Other land	(ha)	0–122	1,1
	(%)	0–100	1,7
Inwentarz sumarycznie Total livestock	(DJP) / (LSU)	0–1133,3	29,6
	(DJP·ha ⁻¹) (LSU·ha ⁻¹)	0–10,2	0,83



Rys. 10. Grupy obszarowe badanych gospodarstw rolnych
Fig. 10. Area groups of researched farms



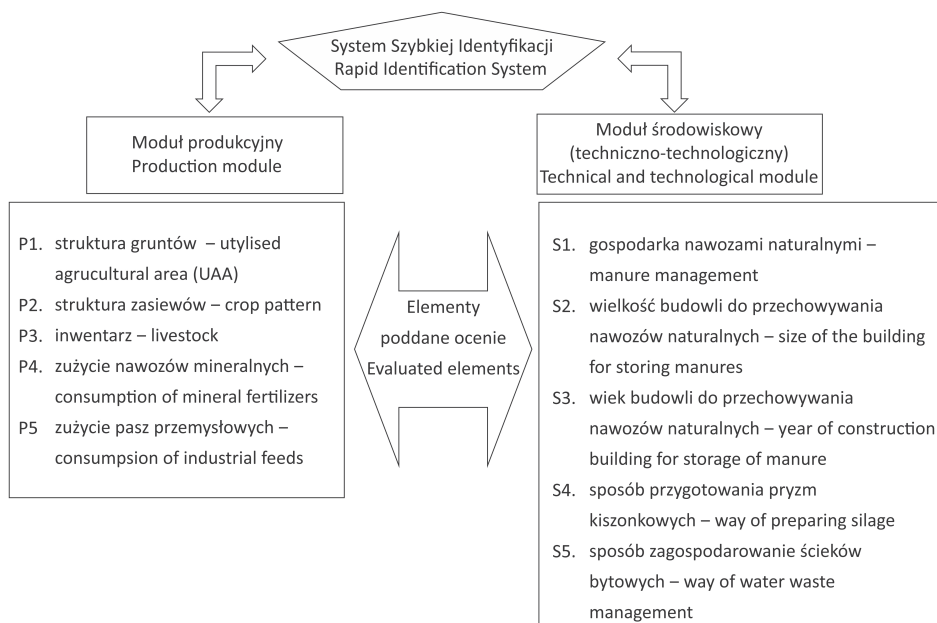
Rys. 11. Obsada inwentarza w analizowanych gospodarstwach rolnych
 Fig. 11. Livestock density in the analyzed farms

3.2. Założenia do budowy Systemu Szybkiej Identyfikacji (SSI) presji gospodarstw na środowisko

Potencjalne zagrożenia środowiska ze strony badanych gospodarstw, mogących wpływać negatywnie na stan środowiska glebowego, wodnego, atmosferycznego oraz pośrednio również na bioróżnorodność, oceniono na podstawie kompleksowej metody opierającej się na podstawowych elementach gospodarstwa, zilustrowanych na rysunku 12 oraz parametrach przedstawionych przy opisach modułów. Istotą Systemu Szybkiej Identyfikacji (SSI) są dwa moduły: produkcyjny i środowiskowy (techniczno-technologicznych, nazywanych dalej w skrócie tech-tech).

Wybrane i scharakteryzowane poniżej parametry skwantyfikowano z wykorzystaniem bonitacji punktowej, opracowanej tak, aby każdy rolnik mógł go wykonać samodzielnie we własnym gospodarstwie w stosunkowo nieskomplikowany sposób, a doradca rolny mógł go odpowiednio zinterpretować.

Założeniem Systemu Szybkiej Identyfikacji gospodarstw (SSI) jest możliwość typowania gospodarstw, które mogą stanowić potencjalne zagrożenie dla jakości środowiska, ale również wykluczenia z dalszego rozważania gospodarstw o zrównoważonej produkcji. System SSI, oprócz naukowego, powinien mieć również charakter użytkowy, co wiąże się z posiadaniem cech narzędzi stosowanych w monitoringu, a także sporządzania statystyk na poziomie lokalnym oraz regionalnym.



Rys. 12. Budowa Systemu Szybkiej Identyfikacji (SSI)
Fig. 12. Construction of the Rapid Identification System (RIS)

Wcześniejsze obserwacje i badania autora niniejszego opracowania pozwoliły na wytypowanie zespołu cech i praktyk rolniczych, które wywierają realną presję na środowisko (Kupiec i Zbierska 2007; Kupiec i Zbierska 2009; Kupiec i Zbierska 2010, Kupiec i in. 2015; Kupiec 2017a; Kupiec 2017b; Kupiec 2019). Na podstawie wieloletnich badań opracowano skalę bonitacyjną dla poszczególnych czynników. Badania w niniejszej pracy z wykorzystaniem SSI mają m.in. na celu ocenę zdolności systemu do analiz w skali czasowej i przestrzennej oraz sprawdzenie jego możliwości oceny gospodarstw o różnym profilu działalności, różnej intensywności i specjalizacji, zarówno w produkcji zwierzęcej, jak i roślinnej.

MODUŁ PRODUKCYJNY

Moduł ten obejmuje parametry związane bezpośrednio z procesem produkcyjnym, a więc z produkcją roślinną i zwierzęcą (tab. 5):

- a) struktura gruntów i zasiewów (P1, P2) – niewłaściwa może nasilać niekorzystne zjawiska związane m.in. z erozją, wymywaniem składników, spływami powierzchniowymi, spadkiem bioróżnorodności oraz degradacją substancji organicznej, dlatego oceniono wybrane użytki i grupy roślin w analizowanych gospodarstwach, na podstawie ich udziału w strukturze użytków rolnych bądź zasiewów (%)
- b) inwentarz (P3) – parametr ten obliczono na podstawie wytycznych zawartych w Rozporządzeniu z 2020 r. (Dz.U. 2020 poz. 243), bazując na obsadzie zwierząt w przeliczeniu na użytki rolne. Ze względów środowiskowych obsada zwierząt w gospodarstwach konwencjonalnych nie powinna przekraczać $1,5 \text{ DJP}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Kodeks... 2004)
- c) zużycie nawozów mineralnych (P4) – oceniono, wyliczając czysty składnik dla azotu (N) i fosforu (P) wg zawartości podawanej przez producentów w masie poszczególnych nawozów. Ilości składników przeliczono na 1 ha użytków rolnych ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)
- d) wykorzystanie pasz przemysłowych (P5) – zawierają one wysoką koncentrację składników odżywczych oraz mineralnych; parametr ten oceniono na podstawie zawartości w paszach azotu podawanego przez producentów. W gospodarstwach intensywnych zastosowano tzw. równoważnik azotowy (0,043). Wyliczono go na podstawie średniej zawartości azotu w paszach przemysłowych najczęściej rejestrowanych w gospodarstwach intensywnych (Kupiec 2008):

$$N_{pp} = \Sigma pp \times 0,043$$

gdzie:

N_{pp} – azot w paszach przemysłowych

Σpp – suma pasz przemysłowych.

W grupie gospodarstw konwencjonalnych o charakterze mieszanym (ekstensywne, intensywne) należy po obliczeniu zastosować współczynnik korekcyjny ($N_{pp} \times 0,914$). Równoważnik azotowy wykorzystano dla pasz, które zostały niezidentyfikowane ze względu na nieprawidłową nazwę podaną przez rolników w ankietach. Przypadki tego typu stanowiły niewielki odsetek ankiet. Sumę azotu w paszach przeliczono na powierzchnię użytków rolnych ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$).

Tabela 5. Bonitacja punktowa dla analizowanych parametrów modułu produkcyjnego
Table 5. Point scoring for the analyzed parameters of the production module

Punkcja – Punctuation	Oceniany parametr – Evaluated parameter														
	użytki zielone – grasslands	grunty orne – arable land	zbożowe (w tym kukurydza) cereal (including corn)	rośliny przemysłowe industrial plants	rośliny okopowe root crops	sady (z wyłączeniem sadów tradycyjnych) orchards (excluding traditional orchards)	warzywne vegetables	bobowate drobnosienne small-seed legumes	rośliny strączkowe large-seeded legumes	pastewne i nawozy zielone fodder crops and green manures	obsada inwentarza livestock density	pasze przemysłowe industrial feeds	azotowe nawozy mineralne mineral nitrogen fertilizers	fosforowe nawozy mineralne mineral phosphorus fertilizers	
	(%)	(%)					(%)	(%)	(%)	(DJP·ha ⁻¹ UR / UAA)	(kg N·ha ⁻¹ UR / UAA)	(kg P·ha ⁻¹ UR / UAA)			
0	91–100	brak lack					brak lack	>50	>55	brak lack	brak lack	brak lack			
1	81–90	≤10						41–50	46–55	≤0,5	≤10	≤5			
2	71–80	11–20						36–40	36–45	0,6–1,0	11–20	6–10			
3	61–70	21–30					≤10	31–35	26–35	1,1–1,5	21–30	11–15			
4	51–60	31–40					11–20	26–30	16–25	1,6–2,0	31–40	16–20			
5	41–50	41–50					21–30	21–25	<15	2,1–2,5	41–50	21–25			
6	31–40	51–60					31–40	16–20	brak lack	2,6–3,0	51–60	26–30			
7	21–30	61–70					41–50	11–15		3,1–3,5	61–70	31–35			
8	11–20	71–80					51–60	6–10		3,6–4,0	71–80	36–40			
9	≤10	81–90					61–70	≤5		>4,0	81–90	41–45			
10	brak lack	91–100					71–80	brak lack			91–100	45–50			
11							81–90				101–110	51–55			
12							91–100				111–120	56–60			
13											121–130	61–65			
14											131–140	66–70			
15											141–150	71–75			
16											>150	>75			
Maks. Max.	10	10	10	10	10	10	12	10	10	6	9	16	16	16	

MODUŁ ŚRODOWISKOWY (TECH-TECH)

Moduł ten oparto o praktyki związane ze sferą organizacyjną oraz zarządzaniem w gospodarstwie rolnym i obejmuje on aspekty techniczne związane z technologią wybranych działań (rys. 12; tab. 6–7):

- a) gospodarka nawozami naturalnymi (S1) – analizowano termin stosowania nawozów naturalnych w roku. Parametr oceniono na podstawie podawanych przez rolników miesięcy wywozu na pola. Osobno oceniano termin wywożenia obornika oraz płynnych nawozów naturalnych. Ocenie poddano również okres od wywiezienia do przyorania nawozów naturalnych rejestrowano w liczbie dni pomiędzy tymi dwoma zabiegami
- b) wielkość budowli do przechowywania nawozów naturalnych (S2) – oceniano braki budowli do przechowywania nawozów naturalnych, które bezpośrednio zależą od wielkości i rodzaju inwentarza w gospodarstwach. Braki obliczono wg wzoru:

$$B_b = Z - S$$

gdzie:

B_b – braki budowli

Z – zapotrzebowanie na: płytę (m^2) lub zbiornik (m^3)

S – stan obecny: płyta (m^2) lub zbiornik (m^3)

Zapotrzebowanie na budowle do przechowywania nawozów naturalnych obliczono na podstawie stanów średniorocznych inwentarza (Rozporządzenie z 2020 r., Dz.U. 2020 r. poz. 243). W analizach zastosowano 5% próg tolerancji ze względu na zmiany liczebności inwentarza w ciągu roku. Braki budowli wyrażone w m^2 lub m^3 przeliczono na wartości procentowe i nadano punktację wg przedziałów (tab. 6).

- c) wiek budowli do przechowywania nawozów naturalnych (S3) – oceniano na podstawie roku ich budowy – starsze budowle rejestrowane w gospodarstwach, charakteryzowały się dużym stopniem korozji oraz uszkodzeń fizycznych, często nie spełniając obecnych norm. Ponieważ w 2021 r. skończył się zasięg przyjętej skali opartej na dekadzie, dlatego w przypadku oceny kolejnych okresów, skala bonitacyjna przesuwana się o 10 lat do przodu (od <1961 do zakresu 2021–2030), w stosunku do wcześniej przyjętego systemu;
- d) sposób przygotowania pryzm kiszonkowych (S4) – za najbardziej bezpieczny uznano przygotowanie pryzmy na betonowej podsadzce ze zbiornikiem na odcieki (Kodeks... 2004) (tab. 7). Ryzyko środowiskowe pozostałych sposobów przygotowania pryzmy zależy od praktyk stosowanych przez rolników. Dla przykładu rękawy foliowe są najlepszym sposobem przygotowania kiszonki czy sianokiszonki, pod warunkiem odpowiedniego zabezpieczenia odcieków przy wykładaniu przygotowanej paszy. Jednak z bezpośrednich obserwacji wynika, że wielu rolników nie

Tabela 6. Bonitacja punktowa dla analizowanych parametrów modułu środowiskowego
Table 6. Point scoring for the analyzed parameters of the environmental module

Punktacja Punctuation	Oceniany parametr – Evaluated parameter						
	Termin stosowania obornika Solid manure application time	Termin stosowania płynnych nawozów naturalnych Application of liquid manure time	Braki płyty obornikowej Lack of buildings for storage of solid manures	Braki zbiornika na gnojówkę gnojowicę Lack of buildings for storage of liquid manures	Rok budowy płyty obornikowej Year of construction building for storage of solid manure	Rok budowy zbiornika na płynne nawozy naturalne Year of construction building for storage of liquid manure	Czas od wywozu do przyorania nawozów naturalnych Period from application to plough manures
	miesiące months		%		rok year		dni number of days
0	nie dotyczy – n/a		nie dotyczy – n/a		nie dotyczy – n/a		nie dotyczy – n/a
1	III		6–15		2011–2020		0
2	IV		16–25		2001–2010		1
3	V		26–35		1991–2000		2
4	VI		36–45		1981–1990		3
5	XII–IX		46–55		1971–1980		4
6	X–II		56–65		1961–1970		>4
7			66–75		1951–1960		
8			76–85		<1951		
9			86–95		brak budowli lack of buildings		
10			96–99				
11			brak budowli lack of buildings				
Maks. Max.	6	6	11	11	9	9	6

zagospodarowuje odcieków w bezpieczny dla środowiska sposób, dlatego w przypadku rękawów foliowych, potencjalne ryzyko nie jest równe zeru;

- e) sposób zagospodarowania ścieków bytowych (S5) – surowe ścieki bytowe stanowią duże zagrożenie zarówno fizyczno-chemiczne, biologiczne oraz sanitarne, a więc nie powinny być wykorzystywane rolniczo bez ich wcześniejszego biologicznego uzdatniania. Zagospodarowanie ścieków związane z posiadaniem szamba i ewentualnymi odciekami z powodu jego nieszczelności uznano za najmniej bezpieczne. Sposób odprowadzania ścieków związany z kanalizacją jest zależny od jakości takiej infrastruktury, jednak pozostaje to poza odpowiedzialnością rolnika. Dlatego w tym przypadku uznano to za sposób bezpieczny.

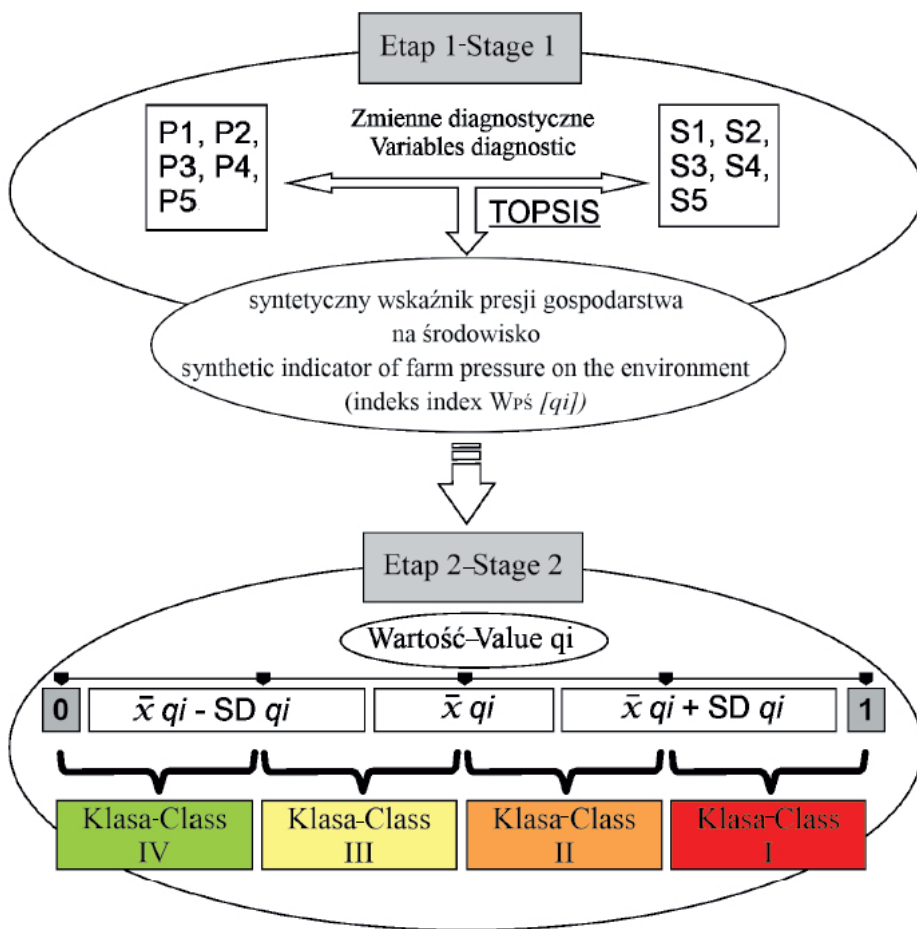
Tabela 7. Bonitacja punktowa za przygotowanie przymy kiszonkowej oraz gospodarke ściekami bytowymi
Table 7. Scoring points for the preparation of a silage heap and the management of domestic sewage

Oceniany parametr Evaluated parameter	Punktacja Punctuation
Sposób przygotowania przymy kiszonkowej Way of preparing silage	
Nie dotyczy – n/a	0
Betonowa podszadzka ze zbiornikiem na odcieki Concrete floor with drainage tank	0
W rękawach foliowych (w tym w tunelu silosowym) In foil sleeves (silospeed in that)	1
Betonowa podszadzka bez zbiornika na odcieki Concrete floor without drainage tank	2
Na ziemi odizolowanej folią On the ground isolated with foil	3
Na ziemi bez izolacji On the ground without isolation	4
Maksimum – Maximum	4
Sposób zagospodarowanie ścieków bytowych Way of water waste management	
Oczyszczalnia przydomowa Domestic wastewater treatment plants	0
Kanalizacja Sewerage system	0
Oczyszczalnia lub odbiór przez służby komunalne Waste water treatment plant or reception by municipal services	1
Rolnicze zagospodarowanie Agricultural using	3
Brak możliwości bezpiecznego zagospodarowania No possibility of safe development	3
Maksimum – Maximum	3

3.3. Metodyka wyodrębniania gospodarstw rolnych o zróżnicowanej presji na środowisko

Typologię klas presji czynników na środowisko oraz typowanie grup gospodarstw o określonej presji, wykonano w dwóch etapach:

Etap I. Na podstawie wybranych parametrów, charakteryzujących gospodarstwa rolne w zakresie ich potencjalnego negatywnego oddziaływania na ekosystemy towarzyszące (zmiennie diagnostyczne), skonstruowano *syntetyczny wskaźnik presji gospodarstwa na środowisko* (W_{ps}) (rys. 13). Zmiennie diagnostyczne stanowiły cząstkowe presje wynikają-



Rys. 13. Schemat tworzenia klas presji czynników na środowisko oraz typowania grup gospodarstw o określonej presji
Fig. 13. Scheme of creating classes of factors pressure on the environment and selecting groups of farms with a specific pressure

ce z przyjętych analizowanych parametrów gospodarstwa. Zostały one przedstawione na rysunku nr 12 i w tabelach nr 5–7. Każda ze zmiennych cząstkowych mogła przyjmować wartości na skali porządkowej.

Do konstrukcji wskaźnika syntetycznego zastosowano metodę wzorcową TOPSIS (*Technique for Order of Preference by Similarity to Ideal Solution*) (Wysocki 2010; Dmytrów 2018; Uzun i in. 2021) powszechnie stosowaną w naukach społeczno-ekonomicznych do konstrukcji cech syntetycznych (Wołoszyn i in. 2017, Głowicka-Wołoszyn i in. 2018). Ze względu na porządkowy charakter zmiennych diagnostycznych do wyznaczania odległości obiektów od wartości modelowych zastosowano uogólnioną miarę odległości GDM (*Generalised Distance Measure*) (Walesiak 1993, Jajuga i in. 2003, Walesiak 2016, Walesiak, Dudek 2019, Markowicz, Baran 2019).

Konstrukcja wskaźnika syntetycznego (W_{ps}) przebiegała w kilku krokach:

1. Po ustaleniu zbioru wskaźników cząstkowych określono kierunek ich preferencji w stosunku do rozpatrywanego kryterium ogólnego określając wszystkie wskaźniki cząstkowe jako stymulanty. Następnie dokonano normalizacji ich wartości za pomocą procedury unitaryzacji zerowanej (Kukuła 2000):

$$\text{stymulanty} \quad z_{ik} = \frac{x_{ik} - \min_i \{x_{ik}\}}{\max\{x_{ik}\} - \min_i \{x_{ik}\}},$$

$$\text{destymulanty} \quad z_{ik} = \frac{x_{ik} - \min_i \{x_{ik}\}}{\max\{x_{ik}\} - \min_i \{x_{ik}\}},$$

gdzie: x_{ik} – wartość obserwacji k -tej cechy prostej (wskaźnika cząstkowego) dla i -tego gospodarstwa rolnego $k = 1, 2, \dots, K$, $i = 1, 2, N$, ($K = \dots, N = \dots$).

2. Określono wzorzec (A^+) i antywzorzec (A^-), jako wartości minimalne i maksymalne cech w zbiorze wszystkich badanych gospodarstw rolnych:

$$A^+ = \left(\max_i (x_{i1}), \max_i (x_{i2}), \dots, \max_i (x_{ik}) \right)$$

$$A^- = \left(\min_i (x_{i1}), \min_i (x_{i2}), \dots, \min_i (x_{ik}) \right)$$

3. Obliczono dla każdej cechy odległości obiektów (gospodarstw rolnych) od wzorca (A^+) i antywzorca (A^-) (wartości modelowe), stosując *Generalised Distance Measure* (GDM):

$$d_{ij} = \frac{1}{2} - \frac{\sum_{k=1}^K a_{ijk} a_{jik} + \sum_{k=1}^K \sum_{l=1}^N a_{ilk} a_{jlk}}{2 \left[\sum_{k=1}^K \sum_{l=1}^N a_{ilk}^2 \cdot \sum_{k=1}^K \sum_{l=1}^N a_{jlk}^2 \right]^{1/2}}$$

gdzie:

$i - 1, \dots, N,$

$j - N+1, N+2,$

$k -$ liczba zmiennych,

$a_{ijk}, a_{jik}, a_{ilk}, a_{jlk} -$ wielkości, których obliczenie z wartości z_k zależy od skali pomiaru k -tej zmiennej

Dla różnych skal zastosowano dwa rodzaje podejścia dla obliczenia. Dla cech mierzonych na skali porządkowej, gdy k odpowiada metrycznej zmiennej ilościowej, stosujemy wzór:

$$a_{utk} = z_{uk} - z_{tk}$$

Z kolei dla skali niemetrycznej (porządkowej) formuła wygląda następująco:

$$a_{utk} = \begin{cases} 1 & z_{uk} > z_{tk} \\ 0 & z_{uk} = z_{tk} \\ -1 & z_{uk} < z_{tk} \end{cases}$$

gdzie: z_{uk} (z_{tk}) – znormalizowane obserwacje (u-ta, t-ta) dla k-cechy,

Obliczono wartości syntetycznego wskaźnika presji gospodarstwa na środowisko (W_{ps}):

$$q_i = \frac{d_i^-}{d_i^+ + d_i^-}$$

gdzie: $i = 1, \dots, N, 0, q_i$.

Etap II

Na podstawie uzyskanych wartości syntetycznego wskaźnika presji gospodarstwa na środowisko (W_{ps}) dokonano klasyfikacji gospodarstw rolnych i typologii uzyskanych klas (rys. 13). Wyróżniono cztery klasy syntetycznego wskaźnika presji gospodarstwa na środowisko, stosując kryterium statystyczne oparte na średniej i odchyleniu standardowym wartości wskaźnika syntetycznego:

- I klasa – wysoka presja gospodarstwa ($q_i \geq \bar{q} + s_q$)
- II klasa – ocena średnia-wyższa ($\bar{q} \leq q_i < \bar{q} + s_q$)
- III klasa – ocena średnia-niższa ($\bar{q} - s_q \leq q_i < \bar{q}$)
- IV klasa – niska presja gospodarstwa ($q_i < \bar{q} - s_q$).

gdzie:

q_i – wartość syntetycznego wskaźnika wyznaczona dla obiektu i-tego gospodarstw

\bar{q} – średnia arytmetyczna z wartości wskaźników wyznaczonych dla wszystkich gospodarstw

s_q – odchylenie standardowe z tych wartości.

W ocenie gospodarstw zastosowano odwróconą skalę czterostopniową (I klasa to gospodarstwa o największej presji, a IV o najmniejszej), dlatego że celem oceny jest wytypowanie gospodarstw o największej presji. Zachowano jednak skalę barwną (kolor czerwony – sytuacja niekorzystna, zielony – sytuacja korzystna). Przyjęta skala jest rzeczą umowną i nie ma wpływu na ostateczne wyniki. Cztery klasy mają stanowić pewne uproszczenie w badaniach nad większą liczbą gospodarstw, np. na poziomie krajowym. Mimo obowiązujących norm dla niektórych badanych parametrów, brak jest standardów wyrażonych w systemie gradacyjnym. Nie można więc odnieść zaproponowanej skali do konkretnych wartości liczbowych, które mogłyby określać wartości graniczne poszczególnych klas, lub określać liczbę klas. Klasyfikacja presji w Polsce oparta jest najczęściej na bilansach składników, lub na wybranych charakterystykach gospodarstwa (zużycie nawozów, obsada inwentarza itp.).

3.4. Analiza spójności skal

Spójność wewnętrzną skal wykorzystywanych w obu modułach SSI poddano analizie dla oceny ich rzetelności i zdolności systemu do wykonywania spójnych pomiarów oraz oceny trafności i precyzji w interpretacji danych. W tym celu posłużono się metodą *Alfa Cronbacha* (Pogotowie Statystyczne 2022; Hryniewicz 2016). Miara ta określa spójność pozycji wchodzących w skład danej skali, czyli określa na ile pozycje wchodzące w skład danego czynnika/skali są do siebie podobne, czy badają te same zjawisko, ten sam konstrukt teoretyczny. Wartość wskaźnika Alfa Cronbacha może przyjmować wartość od 0 do 1 i im jest ona wyższa tym większa jest zgodność wewnętrzną testu, czyli test jest bardziej rzetelny. Przyjmuje się różne progi (punkty odcięcia) wskazujące na zadowalającą rzetelność (Tavakol i Dennick 2011; George i Mallery 2016).

Przeprowadzono również analizę składowych głównych dla oceny jednorodności skal systemu SSI. Aby określić spełnienie warunku zanalizowania składowych głównych, przeprowadzono test sferyczności Bartletta, jako test poprzedzający test jednorodności wielu średnich (Popiel 2019). Test sferyczności Bartletta testuje hipotezę, że macierz korelacji jest macierzą tożsamościową, co wskazywałoby, że zmienne są niepowiązane i dlatego nie nadają się do wykrywania struktur. Dla porównania korelacji cząstkowych z dwuzmiennymi współczynnikami korelacji policzono również współczynnik Kaisera-Mayera-Olkina (KMO). Współczynnik KMO może przyjmować wartości z zakresu 0–1, przy czym niskie wyniki świadczą o tym, że redukcja zmiennych będzie niewielka. Zakłada się, że wynik $KMO \geq 0,5$ daje zadowalającą redukcję zmiennych (Zasadność stosowania..., b.d.).

Wyżej wymienione analizy przeprowadzono za pomocą pakietu statystycznego PQStat wersja 1.8.2.144. Za istotne uznano prawdopodobieństwo testowe na poziomie $p < 0,05$ a za wysoce istotne przyjęto prawdopodobieństwo testowe na poziomie $p < 0,01$.

3.5. Analizy wielowymiarowe

Przed analizami wielowymiarowymi (analiz skupień, składowych głównych, diagnostyki i rzetelności) wykonano zabieg standaryzowania wszystkich skal modułu produkcyjnego i środowiskowego SSI na punktację od 0 do 10, dla ułatwienia porównania różnych skal ze sobą, ale także ze wskaźnikiem SSI. Pozwala to również tworzyć „profile” gospodarstw, na których widoczne są czynniki o wysokich i niskich wynikach. Taki system ułatwia również szybkie przejście na skalę procentową, łatwą do interpretacji, co ma duże znaczenie dla praktyki.

Ocenę jednorodności modułów oraz wydzielenia potencjalnych skupień na podstawie wyników dla obu modułów i syntetycznego wskaźnika SSI, przeprowadzono analizy z wykorzystaniem estymatora nieparametrycznego (jądrowego estymatora gęstości) z wykorzystaniem gęstości rozkładu zmiennych losowych (Jądrowy estymator gęstości b.d.). Dodatkowo wykonano dwuwymiarową analizę skupień metodą k-średnich i analizę związków pomiędzy skupieniami gospodarstw a ich specjalizacją (tzw. iloraz szans: OR – ang. *odds ratio*) (Iloraz szans b.d.; Naukowiec.org., b.d.). Analizy przeprowadzono z wykorzystaniem pakietu statystycznego PQStat wersja 1.8.2.148. Za istotne uznano prawdopodobieństwo testowe na poziomie $p < 0,05$, a za wysoce istotne przyjęto prawdopodobieństwo testowe na poziomie $p < 0,01$.

3.6. Analizy z wykorzystaniem uczenia maszynowego

Poszukiwanie podziału gospodarstw na klasy, ale bez wcześniejszego wzorca, wykonano z wykorzystaniem uczenia maszynowego (*machine learning*), inaczej nienadzorowanej klasteryzacji lub klasteryzacji bez nauczyciela (*unsupervised clusterization*) (Miśtak, 2023). W analizach wykorzystano sztuczną sieć neuronową – klasyfikator Kohonena, zwany samoorganizującą mapą (*Self-Organizing Map* – SOM) lub samoorganizującą mapą cech (*Self-Organizing Feature Map* – SOFM) (Sieci neuronowe b.d.; Silva i Marques 2015).

3.7. Analiza trendów zmian w czasie

Aby ocenić zmiany zachodzące w gospodarstwach rolnych na przestrzeni kilku okresów wdrażania Programów działań dla OSN, podzielono gospodarstwa na cztery okresy (2004–2007; 2008–2011; 2012–2015; 2016–2019), odpowiadające cyklom sprawozdawczym, wynikającym z implementacji w Polsce Dyrektywy Rady (91/676/EWG) z dnia 12 grudnia 1991 r. dotyczącej ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi

przez azotany pochodzenia rolniczego. Wyniki analiz mają dać odpowiedź, jak zmieniała się presja badanych gospodarstw w czasie w kontekście Wspólnej Polityki Rolnej. Pośrednio wykonane analizy dały obraz skuteczności działań służb państwowych w zakresie osiągnięcia wyznaczonych standardów środowiskowych, głównie ograniczenia presji na jakość wód powierzchniowych i podziemnych. W analizach uwzględniono zestandaryzowaną punktację przydzieloną parametrom ocenianym w systemie SSI. Przeanalizowano zdolność modułów do oceny trendów zmian presji w czasie – osobno produkcyjnego oraz tech-tech oraz wskaźnika SSI (punktacja przydzielona gospodarstwom jako suma punktów z modułu produkcyjnego i tech-tech). Uzyskane wyniki porównywano między okresami jednoczynnikową analizą wariancji z poprawką Welcha na niejednorodność wariancji (Welch 1951) oraz „*post hoc*” testem Tukeya i analizując trend liniowy Fishera (Lund 1983). Za istotne przyjęto prawdopodobieństwo testowe na poziomie $p < 0,05$, a za wysoce istotne przyjęto prawdopodobieństwo testowe na poziomie $p < 0,01$. Analizy statystyczne przeprowadzono za pomocą pakietu statystycznego PQStat (wersja 1.8.2.170).

4. WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA WYNIKÓW

4.1. Specjalizacja gospodarstw rolnych

Do badań wybrano zróżnicowane gospodarstwa: od ekstensywnych, często dwuzawodowych, do gospodarstw intensywnych (towarowych). W badaniach uwzględniano gospodarstwa indywidualne z wyłączeniem obiektów fermowych. Dla szczegółowych analiz wyróżniono 16 grup specjalizacyjnych, w których za kryterium przyjęto produkcję zwierzęcą (tab. 8).

Tabela 8. Grupy specjalizacyjne analizowanych gospodarstwa rolnych

Table 8. Specialization groups of the analyzed farms

Lp. No.	Typ specjalizacyjny gospodarstw Specialization type of farms	Udział gatunku w strukturze inwentarza Share of the species in the inventory structure	Uwagi (dotyczy udziału gatunku w strukturze inwentarza) Comments (concerns the share of the species in the livestock structure)
1	GR	brak – lack	-
2	G $\leq 0,15$ DJP·ha ⁻¹	sumarycznie gatunki poniżej bądź równe 0,15 DJP·ha ⁻¹ in total, species below or equal to 0.15 LSU·ha ⁻¹	-
3	GB	bydło przekracza 50% udziału cattle exceeds 50% share	żaden z kolejnych gatunków nie przekracza 30% udziału none of the following species exceeds 30% share
4	GT	trzoda przekracza 50% udziału pigs exceed 50% share	żaden z kolejnych gatunków nie przekracza 30% udziału none of the following species exceeds 30% share
5	GD	drób przekracza 50% udziału poultry exceeds 50% share	żaden z kolejnych gatunków nie przekracza 30% udziału none of the following species exceeds 30% share
6	GT/GB	kierunek mieszany z dominacją trzody (>50%) i udziałem bydła mixed direction with the dominance of pigs (>50%) and the share of cattle	bydło przekracza 30% udziału cattle exceeds 30% share

Tabela 8. cd.
Table 8. cont.

7	GB/GT	kierunek mieszany z dominacją bydła (>50%) i udziałem trzody mixed direction with the dominance of cattle (>50%) and the share of pigs	trzoda przekracza 30% udziału pigs exceed 30% share
8	GB/GK	kierunek mieszany z dominacją bydła (>50%) i udziałem koni mixed direction with the dominance of cattle (>50%) and the share of horses	konie przekraczają 30% udziału horses exceed 30% share
9	GT/GK	kierunek mieszany z dominacją trzody (>50%) i udziałem koni mixed direction with the dominance of pigs (>50%) and the share of horses	konie przekraczają 30% udziału horses exceed 30% share
10	GK/GT	kierunek mieszany z dominacją koni (>50%) i udziałem trzody mixed direction with the dominance of horses (>50%) and the share of pigs	trzoda przekracza 30% udziału pigs exceed 30% share
11	GO/GT	kierunek mieszany z udziałem owiec (>50%) i trzody mixed direction with sheep (>50%) and pigs	trzoda przekracza 30% udziału pigs exceed 30% share
12	GD/GT	kierunek mieszany z udziałem drobiu (>50%) i trzody mixed direction with poultry (>50%) and pigs	trzoda przekracza 30% udziału pigs exceed 30% share
13	GB/GT/GK	kierunek mieszany z udziałem bydła, trzody i koni mixed direction with cattle, pigs and horses	każdy gatunek minimum 30% udziału each species of minimum 30% share
14	GB/GK/GO	kierunek mieszany z udziałem bydła, koni i owiec mixed direction with cattle, horses and sheep	każdy gatunek minimum 30% udziału each species of minimum 30% share
15	GK	konie przekraczają 50% udziału horses exceed 50% share	żaden z kolejnych gatunków nie przekracza 30% udziału none of the following species exceeds 30% share
16	GK/GB	kierunek mieszany z dominacją koni (>50%) i udziałem bydła mixed direction with the dominance of horses (>50%) and the share of cattle	drugi kierunek przekracza 30% udziału the second direction exceeds 30% share

4.2. Wyniki typowania klas presji na środowisko w analizowanych modułach

TYPOWANIE NA PODSTAWIE MODUŁU PRODUKCYJNEGO

Badania na zmiennych diagnostycznych (cząstkowe presje wynikające z przyjętych analizowanych parametrów gospodarstwa) dla modułu produkcyjnego pozwoliły na konstrukcję mierników syntetycznych oraz wydzielenie czterech klas presji gospodarstw na środowisko (tab. 9). Klasa pierwsza (o największej presji) obejmowała grupę 16,1% gospodarstw. Podobny udział (16,4%) stanowiły gospodarstwa mieszczące się z klasie IV, o niskiej presji na środowisko. Do grupy III i II sklasyfikowano łącznie 828 gospodarstw. Identyczny podział zastosowano dla modułu środowiskowego (tab. 11).

Podział ze względu na specjalizację i strukturę gospodarstw w poszczególnych klasach wskazuje, że najczęściej problemów środowiskowych stwarzają gospodarstwa specjalizujące się w chowie i hodowli bydła (GB). To spośród tej grupy aż 60% zostało sklasyfikowanych jako te o najwyższej presji na środowisko. W klasie średniej-wyższej (II) gospodarstwa bydłce (GB) stanowiły 47% udziału. Ze względu na moduł produkcyjny w strukturze podmiotów o największej presji na środowisko zarejestrowano również gospodarstwa roślinne (GR) (18,9%) (tab. 10).

TYPOWANIE NA PODSTAWIE MODUŁU ŚRODOWISKOWEGO

W przypadku parametrów analizowanych w grupie czynników techniczno-technologicznych (tech-tech) największy problem stanowiły te, który były bezpośrednio związane z gospodarką nawozami naturalnymi. Braki w budowlach oraz wiek budowli do przechowywania odchodów stałych i płynnych były głównymi wskaźnikami determinującymi podział na grupy (tab. 11). Nieracjonalna gospodarka nawozami naturalnymi jest jedną z głównych przyczyn zanieczyszczenia wód powierzchniowych, podziemnych, a także przybrzeżnych. Głównym problemem są spływy powierzchniowe i podpowierzchniowe z pól uprawnych oraz miejsca przechowywania odchodów. Odcieki z niezabezpieczonych składowisk nawozów naturalnych oraz nieszczelne podłogi budynków inwentarskich są przyczyną migracji składników biogennych, ale także zawiesiny czy zanieczyszczeń mikrobiologicznych w kierunku wód gruntowych. W wodzie większości studni usytuowanych w pobliżu miejsc składowania obornika notuje się wysokie zawartości azotanów, dochodzące do $160 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$ (Czerwiński 1987; Pietrzak 1997). Aby ograniczyć negatywne skutki wpływu rolnictwa na stan środowiska, w tym eutrofizację wód, zakwaszenie gleby i spadek różnorodności biologicznej, przyjęto szereg wytycznych precyzujących podjęcie bezpośrednich działań minimalizujących bądź zapobiegających tym skutkom (Galloway i in. 2003). Jednym z takich działań jest sprawnie działający monitoring, który pozwala zidentyfikować potencjalne źródła zanieczyszczeń, określić ich skalę oraz wielkość presji. Na podstawie danych z monitoringu można z dużą precyzją planować działania prewen-

cyjne, doraźne i naprawcze na poziomie gospodarstwa rolnego, a także jednostki administracyjnej, zlewni lub regionu.

Opócz budowli do przechowywania nawozów naturalnych w dalszej kolejności wpływ na klasyfikację podmiotów rolnych miała pora wywiezienia obornika na pola. Presja ze strony tego parametru była charakterystyczna dla wszystkich wyznaczonych klas gospodarstw.

Analizując presję wywieraną na otoczenie przez poszczególne grupy specjalizacyjne gospodarstw rolnych, biorąc pod uwagę parametry techniczno-technologiczne, podobnie jak w przypadku parametrów modułu produkcyjnego, tak i w tym przypadku, we wszystkich czterech wydzielonych klasach gospodarstw największą presją cechowały się gospodarstwa z chowem lub hodowlą bydła (GB) (tab. 12). Średnio presja ta była o ok. 100% wyższa niż presja wywierana ze strony gospodarstw specjalizujących się w chowie lub hodowli trzody chlewnej. Względnie wysoką presją charakteryzowały się również gospodarstwa bez zwierząt (GR) oraz gospodarstwa z niską obsadą inwentarza ($G \leq 0,15 \text{ DJP}\cdot\text{ha}^{-1}$).

Tabela 9. Typologia klas presji czynników produkcyjnych na środowisko

Table 9. Pressure classes typology of production factors on the environment

Wyszczególnienie Parameter	Klasy presji czynników produkcyjnych na środowisko Classes of pressure of production factors on the environment				Ogółem (wszystkie gospodarstwa w próbie) Total (all farms in the sample)
	IV niska low	III średnia- niższa medium- lower	II średnia- wyższa medium- higher	I wysoka high	
Wartości miernika syntetycznego Synthetic measure values	(0,137;0,379)	(0,379; 0,497)	(0,497;0,616)	(0,616;0,790)	(0,137;0,790)
Liczba gospodarstw rolnych Number of farms	201	398	430	197	1226
Odsetek gospodarstw rolnych Percentage of farms	16,4	32,4	35,1	16,1	100,0
Wartości punktowe czynników produkcyjnych (mediana) – Point values of production factors (median)					
Użytki zielone – Grassland (TUZ)	6,4	7,8	8,9	9,4	8,2
Grunty orne – Arable land (GO)	7,0	8,6	9,6	9,9	8,9
Zboża (w tym kukurydza) Cereal (including corn) (ZP)	6,8	7,9	7,9	8,1	7,7
Rośliny przemysłowe Industrial plants (Prz)	0,4	0,7	0,8	0,9	0,7
Rośliny okopowe – Root crops (O)	0,5	0,9	1,3	1,4	1,1

Tabela 9. cd.
Table 9. cont.

Sady – Orchards (Sa)	0,2	0,0	0,0	0,0	0,1
Warzywne – Vegetables (Wa)	0,3	0,3	0,4	0,4	0,4
Bobowate drobnonasienne Small-seed legumes (BD)	9,4	9,7	9,8	9,9	9,7
Rośliny strączkowe Large-seeded legumes (S)	9,5	9,8	9,8	10,0	9,8
Pastewne i nawozy zielone Fodder crops and green manures (RP)	4,9	5,4	5,7	5,9	5,5
Azotowe nawozy mineralne Mineral nitrogen fertilizers (Nmin)	3,4	7,2	11,2	13,5	9,0
Fosforowe nawozy mineralne Mineral phosphorus fertilizers (Pmin)	0,9	2,1	3,6	4,7	2,8
Azot w paszach przemysłowych Nitrogen from industrial feeds (Npasz)	1,0	1,5	2,5	4,3	2,2
Obsada inwentarza Livestock density (Obsa)	1,6	1,9	1,8	2,7	2,0

Tabela 10. Struktura klas presji czynników produkcyjnych na środowisko według typów gospodarstw rolnych (%)
Table 10. Pressure classes structure of production factors on the environment by types of farms (%)

Wyszczególnienie Specialization	Klasy presji czynników produkcyjnych na środowisko Classes of pressure of production factors on the environment				Ogółem (wszystkie gospodarstwa w próbie) Total (all farms in the sample)
	IV niska low	III średnia- niższa medium- -lower	II średnia- wyższa medium- -higher	I wysoka high	
Struktura klas według typów gospodarstw rolnych – Class structure by types of farms (%)					
GB	26,9	30,5	47,0	60,2	40,1
GT	43,7	22,8	14,1	6,0	20,6
GR	0,0	14,7	14,8	18,9	13,1
$G \leq 0,15 \text{ DJP} \cdot \text{ha}^{-1}$	13,2	16,2	10,8	6,5	12,4
GB/GT	5,6	5,8	7,3	3,5	5,9

Tabela 10. cd.
Table 10. cont.

GT/GB	6,1	6,5	2,5	2,0	4,4
GD	3,0	1,6	0,0	2,0	1,4
GB/GT/GK	0,5	0,9	1,3	0,5	0,9
GB/GK	0,5	0,0	0,8	0,5	0,4
GK	0,0	0,7	0,5	0,0	0,4
GB/GK/GO	0,0	0,0	0,3	0,0	0,1
GD/GT	0,0	0,0	0,3	0,0	0,1
GK/GB	0,5	0,0	0,0	0,0	0,1
GK/GT	0,0	0,0	0,3	0,0	0,1
GO/GT	0,0	0,2	0,0	0,0	0,1
GT/GK	0,0	0,0	0,3	0,0	0,1
Ogółem – Total	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tabela 11. Typologia klas presji czynników techniczno-technologicznych na środowisko
Table 11. Pressure classes typology of technical and technological factors on the environment

Wyszczególnienie Parameter	Klasy presji czynników tech-tech Pressure classes of tech-tech factors				Ogółem (wszystkie gospodarstwa w próbie) Total (all farms in the sample)
	IV niska low	III średnia-niższa medium-lower	II średnia- -wyższa medium- -higher	I wysoka high	
Wartości miernika syntetycznego Synthetic measure values	(0,137;0,379)	(0,379; 0,497)	(0,497;0,616)	(0,616;0,790)	(0,137;0,790)
Liczba gospodarstw rolnych Number of farms	201	398	430	197	1226
Odsetek gospodarstw rolnych Percentage of farms	16,4	32,4	35,1	16,1	100,0

Tabela 11. cd.
Table 11. cont.

Wartości punktowe czynników tech-tech (mediana) – Point values of tech-tech factors (median)					
Termin stosowania obornika Solid manure application time (Obw)	1,2	3,5	4,2	5,3	3,7
Termin stosowania płynnych nawozów naturalnych Liquid manure application time (Gnw)	0,7	3,2	3,2	4,6	3,0
Okres od wywiezienia do przyorania nawozów natu- ralnych Period from application to plough manures (Opn)	0,6	1,8	2,1	2,8	1,9
Rok budowy płyty obornikowej Year of construction building for storage of solid manure (Rbp)	0,5	2,9	5,8	8,4	4,5
Rok budowy zbiornika na gnojówkę/gnojowicę Year of construction building for storage of liquid manure (Rbz)	0,6	2,8	5,0	6,0	3,8
Sposób przygotowania przemy kiszonkowej Way of preparing silage (Pryz)	0,1	1,2	1,9	2,3	1,5
Sposób zagospodarowania ścieków bytowych Way of water waste mana- gement (Zsb)	0,8	1,0	1,7	2,6	1,5
Braki płyt obornikowych Lack of buildings for storage of solid manures (BrPly)	0,0	2,0	6,4	10,3	4,7
Braki zbiornika na gnojówkę lub gnojowicę Lack of buildings for storage of liquid manures (BrZb)	0,2	2,2	5,8	7,5	4,1

Tabela 12. Struktura klas presji czynników techniczno-technologicznych na środowisko według typów gospodarstw rolnych (%)**Table 12.** Pressure classes structure of technical and technological factors on the environment by types of farms (%)

Wyszczególnienie Specialization	Klasy presji czynników tech-tech – Pressure classes of tech-tech factors				Ogółem (wszystkie gospodarstwa w próbie) Total (all farms in the sample)
	IV	III	II	I	
	niska low	średnia-niższa medium-lower	średnia-wyższa medium-higher	wysoka high	
	Struktura klas według typów gospodarstw rolnych Class structure by types of farms (%)				
GB	56,9	45,8	41,4	5,5	40,1
GT	13,3	23,9	23,2	13,7	20,6
GR	0,0	0,8	4,7	75,4	13,1
G ≤0,15 DJP·ha ⁻¹	14,9	12,4	15,5	3,3	12,4
GB/GT	4,3	7,4	7,1	1,1	5,9
GT/GB	5,3	5,0	4,7	1,1	4,4
GD	2,1	2,1	0,8	0,0	1,4
GB/GT/GK	2,1	0,8	0,8	0,0	0,9
GB/GK	0,0	0,6	0,5	0,0	0,4
GK	0,5	0,6	0,3	0,0	0,4
GB/GK/GO	0,0	0,0	0,3	0,0	0,1
GD/GT	0,5	0,0	0,0	0,0	0,1
GK/GB	0,0	0,0	0,3	0,0	0,1
GK/GT	0,0	0,2	0,0	0,0	0,1
GO/GT	0,0	0,0	0,3	0,0	0,1
GT/GK	0,0	0,2	0,0	0,0	0,1
Ogółem – Total	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

4.3. Wyniki syntetycznej oceny presji gospodarstw rolnych na środowisko

Celem analizy było wskazanie grup gospodarstw skrajnych (sytuacja bardzo dobra, sytuacja bardzo zła) oraz problematycznych pod względem jednego z modułów (np. klasy IV/I i I/IV – pierwsze oznaczenie definiuje klasę modułu produkcyjnego, a drugie – modułu środowiskowego). Analiza pozwoliła na wytypowanie gospodarstw, które w ogólnej klasyfikacji SSI mieszczą się w normie pod względem wyższej wartości któregoś z dwóch

modułów. W tym celu nałożono na siebie dwie skale (moduł produkcyjny i moduł środowiskowy). Wzorem innych skal wykorzystywanych w różnego typu monitoringu przyjęto, że o wyniku końcowym decyduje parametr najmniej korzystny.

Jak przedstawiono na rysunku 14, najkorzystniejsza sytuacja miała miejsce w klasie IV/IV (oznaczonej kolorem zielonym ■), w której presja na środowisko czynników analizowanych w module produkcyjnym i techniczno-technologicznym była niska. Najtrudniejsza sytuacja była w klasie I/I (oznaczonej kolorem czerwonym ■), o najwyższej presji zarówno czynników produkcyjnych, jak również techniczno-technologicznych. Obliczony syntetyczny wskaźnik presji na środowisko pozwolił również na wyróżnienie klas o najwyższej presji jednego z modułów (klasy IV/I ■ i I/IV ■), których presja wyrażona została skalą natężenia szarości. Jasnoszare odcienie skali oznaczają średnią presję (średnia-wyższa ■ i średnia-niższa ■), ale tylko w zakresie jednego modułu, bo w przypadku drugiego – niską.

Liczbę kombinacji klas modułu produkcyjnego i modułu środowiskowego oraz liczbę gospodarstw w poszczególnych klasach, przedstawiono w tabeli 13 i rysunku 14.

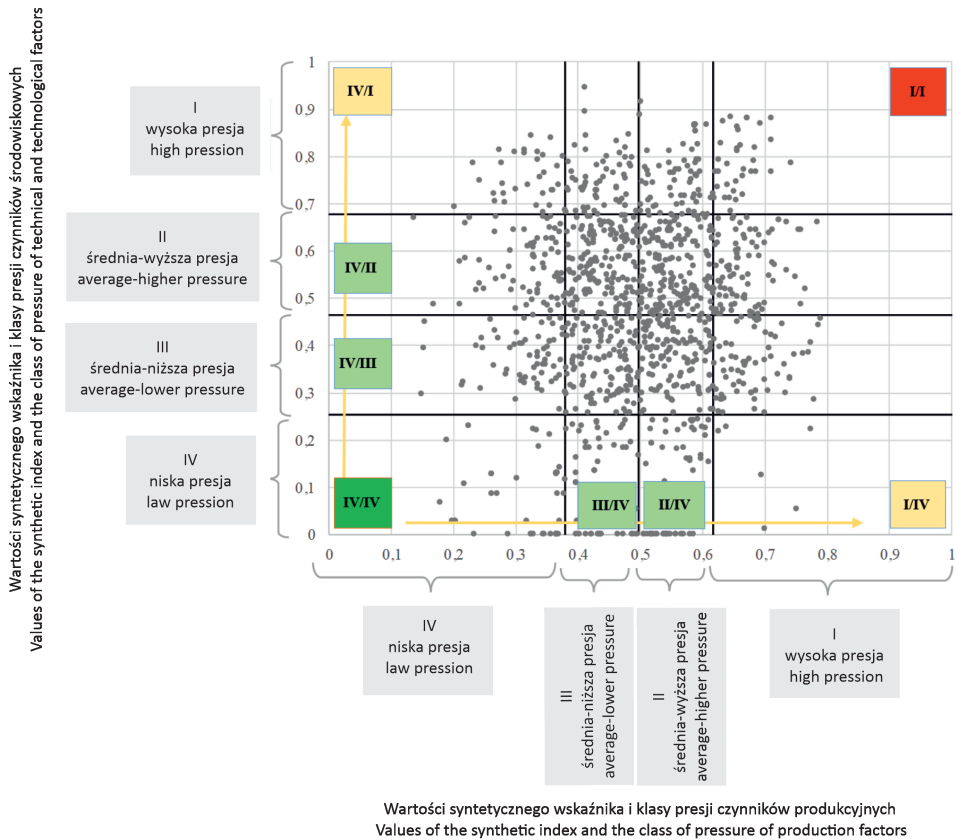
Na podstawie wykonanych analiz wyróżniono dwie skrajne klasy:

- a) I/I – grupa gospodarstw charakteryzujących się najwyższą presją, wymagających w pierwszej kolejności działań naprawczych w obrębie dwóch modułów (■)
- b) IV/IV – gospodarstwa o najniższej presji, niewymagające działań naprawczych (■).

Oprócz dwóch klas skrajnych wyróżniono 14 klas pośrednich. Klasy oznaczone kolorem ciemnoszarym oznaczają gospodarstwa, którym należałoby się przyjrzeć w dalszej kolejności, ponieważ jeden z modułów wskazuje na najwyższą presję. W takich gospodarstwach wymagane jest więc wdrożenie działań naprawczych w ramach jednego z modułów. Spośród badanych gospodarstw, oprócz grupy skrajnej (I/I), planów działań wymaga łącznie ok. 313 podmiotów. Analizując dwa moduły, do gospodarstw, które nie wywierają znacznej presji na środowisko i nie wymagają natychmiastowego podjęcia działań naprawczych, należy (oprócz mieszczących się w klasie IV/IV) 529 podmiotów rolnych. Drobnej korekty, obejmującej zmianę zarządzania gospodarstwem lub zmiany techniczne lub technologiczne w zakresie jednego bądź dwóch modułów, wymaga grupa 310 gospodarstw.

Analiza klas skrajnych, z jednoczesnym uwzględnieniem dwóch skal (najniższych i najwyższych), wykazała, iż grupę gospodarstw o najwyższej presji stanowiły w dużej mierze gospodarstwa z chowem i hodowlą bydła (GB). W ¼ były to gospodarstwa z trzodą (GT) i niemal tyle samo stanowiły gospodarstwa z niewielką ilością zwierząt ($G \leq 0,15 \text{ DJP} \cdot \text{ha}^{-1}$). Jak podaje GUS w Powszechnym Spisie Rolnym z 2020 roku, pogłowie bydła wzrosło w latach 2010–2020 o 10%. Podobne trendy obserwuje się np. w Niemczech (wzrost o 11%). Dla przykładu w Wielkiej Brytanii i w Nowej Zelandii w okresie 2010–2020 zanotowano niewielki spadek pogłowia bydła (o niecały 1%) (FAOSTAT 2022).

W grupie gospodarstw o najniższej presji (IV/IV) dominowały gospodarstwa bez inwentarza (GR) (ok. 87%) (tab. 14). Zestawienie przeciętnych wartości syntetycznego wskaźnika dla poszczególnych czynników modułu produkcyjnego i środowiskowego



Rys. 14. Przynależność gospodarstw rolnych do klas syntetycznej oceny presji czynników produkcyjnych i techniczno-technologicznych na środowisko

Fig. 14. Farm affiliation to classes of the synthetic pressure assessment of production and technical and technological factors on the environment

wskazują na zasadnicze różnice w klasach skrajnych (tab. 15). Gospodarstwa w najniższej klasie, biorąc pod uwagę czynniki w zakresie modułu produkcyjnego, charakteryzowały się niższym udziałem gruntów ornych. Jednak znaczące różnice dotyczyły zużycia mineralnych nawozów azotowych i fosforowych, pasz przemysłowych i obsady zwierząt. Niektórzy autorzy uważają, że ważnym celem jest osiągnięcie pewnego poziomu efektywności wykorzystania azotu i fosforu w produkcji rolniczej (Sapek 2000; Sapek i Sapek 2005). Produkcja zwierzęca w znacznie mniejszym stopniu wykorzystuje składniki, przyczyniając się do większej presji na środowisku (Karlsson i Rööös 2019; Svanbäck i in. 2019). W przypadku azotu, ze względu na ograniczone możliwości stuprocentowego wykorzy-

stania tego składnika, autorzy proponują 30-procentowe wykorzystanie dla gospodarstw ukierunkowanych na produkcję zwierzęcą i 70-procentowe w gospodarstwach specjalizujących się w produkcji roślinnej. Propozycja ta wskazuje na dużą dysproporcję efektywności wykorzystania azotu pomiędzy dwoma najważniejszymi działami w gospodarstwie. Zdaniem badaczy fosfor nie ulega przemianom w przyrodzie, lecz gromadzi się w ośrodku, do którego został wprowadzony. W związku z tym można przyjąć jako poziom referencyjny 100-procentową efektywność wykorzystania w gospodarstwach prowadzących działalność na glebach zasobnych i bardzo zasobnych oraz 90% efektywności na glebach słabo i średnio zasobnych w ten składnik.

Moduł środowiskowy różnicował gospodarstwa w największym stopniu. Przeciętne wartości bonitacji punktowej dla wszystkich parametrów tego modułu w klasie IV/IV stanowiły niewielki udział w porównaniu z gospodarstwami o najwyższej presji (I/I).

Tabela 13. Liczba gospodarstw rolnych oraz ich struktura procentowa w stosunku do syntetycznej oceny presji czynników produkcyjnych i techniczno-technologicznych na środowisko

Table 13. The number of farms and their percentage structure in relation to the synthetic pressure assessment of production and technical and technological factors on the environment

Ocena presji na środowisko czynników tech-tech Assessment of environmental pressure of tech-tech factors	Ocena presji na środowisko czynników produkcyjnych Evaluation of the pressure of production factors on the environment				Ogółem (wszystkie gospodarstwa w próbie) Total (all farms in the sample)
	I	II	III	IV	
Liczba gospodarstw – Number of farms					
I	36	63	58	31	188
II	88	165	152	71	476
III	67	128	123	61	379
IV	6	74	65	38	183
Ogółem – Total	197	430	398	201	1226
Odsetek ogólnej liczby gospodarstw – Percentage of the total number of farms (%)					
I	2,9	5,1	4,7	2,5	15,3
II	7,2	13,5	12,4	5,8	38,8
III	5,5	10,4	10,0	5,0	30,9
IV	0,5	6,0	5,3	3,1	14,9
Ogółem – Total	16,1	35,1	32,4	16,4	100

Tabela 14. Typy gospodarstw rolnych o najniższych i najwyższych syntetycznych ocenach presji czynników produkcyjnych i jednocześnie techniczno-technologicznych na środowisko**Table 14.** Types of farms with the lowest and highest synthetic pressure assessments of production factors and at the same time technical and technological factors on the environment

Typ gospodarstwa rolnego Farm type	Liczba gospodarstw rolnych Number of farms			Struktura klas gospodarstw rolnych Structure of farm classes (%)		
	o najwyższej syntetycznej ocenie presji czynników (klasa I/I) with the highest synthetic assess- ment of factor pressure (class I/I)	o najniższej syntetycznej ocenie presji czynników (klasa IV/IV) / with the low- est synthetic assessment of factor pressure (class IV/IV)	Ogółem (wszystkie gospodarstwa w próbie) Total (all farms in the sample)	o najwyższej syntetycznej ocenie presji czynników (klasa I/I) with the high- est synthetic assessment of factor pressure (class I/I)	o najniższej syntetycznej ocenie presji czynników (klasa IV/IV) with the low- est synthetic assessment of factor pressure (class IV/IV)	Ogółem (wszystkie gospodarstwa w próbie) Total (all farms in the sample)
GB	16	2	492	44,4	5,3	40,1
GT	9	1	252	25,0	2,6	20,6
GR	0	33	160	0,0	86,8	13,1
G ≤0,15 DJP·ha ⁻¹	8	1	152	22,2	2,6	12,4
GB/GT	1	0	72	2,8	0,0	5,9
GT/GB	1	1	54	2,8	2,6	4,4
GD	1	0	17	2,8	0,0	1,4
GB/GT/GK	0	0	11	0,0	0,0	0,9
GB/GK	0	0	5	0,0	0,0	0,4
GK	0	0	5	0,0	0,0	0,4
GB/GK/GO	0	0	1	0,0	0,0	0,1
GD/GT	0	0	1	0,0	0,0	0,1
GK/GB	0	0	1	0,0	0,0	0,1
GK/GT	0	0	1	0,0	0,0	0,1
GO/GT	0	0	1	0,0	0,0	0,1
GT/GK	0	0	1	0,0	0,0	0,1
Ogółem – Total	36	38	1226	100	100	100

Tabela 15. Przeciętne wartości bonitacji punktowej cech w klasach gospodarstw rolnych o najwyższej i najniższej syntetycznej ocenie presji czynników produkcyjnych i jednocześnie techniczno-technologicznych na środowisko

Table 15. Average score values of features in classes of farms with the highest and lowest synthetic pressure assessment of production factors and, at the same time, of technical and technological factors on the environment

Czynniki Factors	Klasa I/I o najwyższej ocenie czynników Class I/I with the highest rating of factors	Klasa IV/IV o najniższej ocenie czynników Class IV/IV with the lowest rating of factors	Ogółem (wszystkie gospodarstwa w próbie) Total (all farms in the sample)
Użytki zielone Grassland (TUZ)	9,3	8,2	8,2
Grunty orne Arable land (GO)	10,0	7,8	8,9
Zboża (w tym kukurydza) Cereal (including corn) (ZP)	7,9	6,3	7,7
Rośliny przemysłowe Industrial plants (Prz)	0,5	0,5	0,7
Rośliny okopowe Root crops (O)	1,9	0,2	1,1
Sady – Orchards (Sa)	0,0	1,0	0,1
Warzywne – Vegetables (Wa)	1,2	0,9	0,4
Bobowate drobnonasienne Small-seed legumes (BD)	10,0	9,5	9,7
Rośliny strączkowe Large-seeded legumes (S)	10,0	9,4	9,8
Pastewne i nawozy zielone Fodder crops and green manures (RP)	5,8	5,7	5,5
Azotowe nawozy mineralne Mineral nitrogen fertilizers (Nmin)	13,8	2,9	9,0
Fosforowe nawozy mineralne Mineral phosphorus fertilizers (Pmin)	4,3	0,5	2,8
Azot w paszach przemysłowych Nitrogen from industrial feeds (Npasz)	2,9	0,1	2,2
Obsada inwentarza Livestock density (Obsa)	2,3	0,2	2,0

Tabela 15. cd.
Table 15. cont.

Termin stosowania obornika Solid manure application time (Obw)	5,6	1,0	3,7
Termin stosowania płynnych nawozów naturalnych Liquid manure application time (Gnw)	5,2	0,4	3,0
Okres od wywiezienia do przyorania nawozów naturalnych Period from application to plowing manures (Opn)	3,5	0,6	1,9
Rok budowy płyty obornikowej Year of construction building for storage of solid manure (Rbp)	9,0	0,3	4,5
Rok budowy zbiornika na gnojówkę/gnojowicę Year of construction building for storage of liquid manure (Rbz)	6,5	0,4	3,8
Sposób przygotowania przymy kiszonkowej Way of preparing silage (Prz)	1,9	0,2	1,5
Sposób zagospodarowania ścieków bytowych Way of water waste management (Zsb)	2,4	0,6	1,5
Braki płyty obornikowej Lack of buildings for storage of solid manures (BrPly)	11,0	0,0	4,7
Braki zbiornika na gnojówkę/gnojowicę Lack of buildings for storage of liquid manures (BrZb)	7,4	0,3	4,1

Przeprowadzona analiza klas gospodarstw z najmniejszą presją jednego z modułów i co najmniej średnią-niższą presją drugiego modułu wskazują na brak w strukturze tych klas, uwzględniając oba moduły, gospodarstw o kierunku mieszanym z udziałem bydła, trzody i koni (GB/GT/GK), z dominacją koni (>50%) i udziałem bydła (GK/GB), kierunku mieszanym z dominacją koni (>50%) i udziałem trzody (GK/GT), kierunku mieszanym z udziałem owiec (>50%) i trzody (GO/GT), kierunku mieszanym z dominacją trzody (>50%) i udziałem koni (GT/GK) oraz specjalizujących się w chowie lub hodowli koni (GK). Gospodarstwa te w głównej mierze obejmują zwierzęta charakteryzujące się mniejszą intensywnością produkcji – owce, kozy, konie (Fiedorowicz 2007; Silva i in. 2022). Chętniej utrzymywane są one w gospodarstwach ekstensywnych bądź ekologicz-

nych, ale także gospodarujących na niektórych obszarach ONW (tereny górskie). Często mają one charakter wielokierunkowy. Czynniki te wpływają na mniejszą presję na środowisko. Analizując dane GUS Powszechnych Spisów Rolnych z 2010 i 2020 roku dotyczące pogłównia zwierząt takich jak owce, kozy czy konie, można dostrzec pewne niepokojące tendencje. W okresie 2010–2020 liczba koni utrzymywanych w polskich gospodarstwach spadła o 46,3%. W przypadku kóz sytuacja wyglądała jeszcze gorzej. Tutaj zanotowano spadek na poziomie 55,7%. Jedynie w przypadku owiec w omawianym dziesięcioleciu zanotowano wzrost pogłównia o 11,9% (Powszechny Spis Rolny 2022). Znaczenie chowu koni, kóz i owiec w ich korzystnym wpływie na bioróżnorodność oraz krajobraz jest ogólnie znana (Puzio i Wasilewska-Sakowska 2012; Skowronek 2016; Boiko i in. 2019).

Gospodarstwa rolne o najniższej syntetycznej ocenie presji czynników produkcyjnych i jednocześnie co najmniej średniej-niższej presji czynników techniczno-technologicznych na środowisko to przede wszystkim gospodarstwa bydłące (GB), których udział w klasie IV/I sięgnął ok. 87% (tab. 16). Dość liczna obecność gospodarstw z bydlęciem również w tej klasie świadczy o dużym zróżnicowaniu podmiotów rolnych tej specjalizacji pod względem analizowanych elementów. Duży udział w klasie IV/II miały gospodarstwa z niską obsadą zwierząt ($G \leq 0,15 \text{ DJP} \cdot \text{ha}^{-1}$) – ok. 68%.

Analizując gospodarstwa o najniższej syntetycznej ocenie presji czynników techniczno-technologicznych i jednocześnie co najmniej średniej-niższej presji czynników produkcyjnych, widać, że w klasie III/IV i II/IV najwyższy udział miały gospodarstwa bez inwentarza (GR), odpowiednio – 80 i 72% (tab. 17). Dane GUS z Powszechnego Spisu Rolnego 2020 wskazują, że udział takich gospodarstw w Polsce rośnie. W 2010 r. było ich 38,9%, natomiast w 2020 r. ich udział kształtował się na poziomie już 55,8% (Powszechny Spis Rolny 2022).

Tabela 16. Typy gospodarstw rolnych o najniższej syntetycznej ocenie presji czynników produkcyjnych i jednocześnie co najmniej średniej-niższej presji czynników techniczno-technologicznych na środowisko

Table 16. Types of farms with the lowest synthetic pressure assessment of production factors and at the same time at least medium-lower pressure of technical and technological factors on the environment

Specjalizacja Specialization	Liczba gospodarstw rolnych Number of farms			Ogółem (wszystkie gospodarstwa w próbie) Total (all farms in the sample)	Struktura klas gospodarstw rolnych Structure of farm classes (%)			Ogółem (wszystkie gospodarstwa w próbie) Total (all farms in the sample)
	Klasa Class IV/III	Klasa Class IV/II	Klasa Class IV/I		Klasa Class IV/III	Klasa Class IV/II	Klasa Class IV/I	
GB	44	6	27	492	72,1	8,5	87,1	40,1
GT	5	0	0	252	8,2	0,0	0,0	20,6
GR	2	0	0	160	3,3	0,0	0,0	13,1
$G \leq 0,15 \text{ DJP} \cdot \text{ha}^{-1}$	4	48	3	152	6,6	67,6	9,7	12,4
GB/GT	2	4	1	72	3,3	5,6	3,2	5,9
GT/GB	3	0	0	54	4,9	0,0	0,0	4,4
GD	0	4	0	17	0,0	5,6	0,0	1,4

Tabela 16. cd.
Table 16. cont.

GB/GT/GK	0	0	0	11	0,0	0,0	0,0	0,9
GB/GK	1	3	0	5	1,6	4,2	0,0	0,4
GK	0	0	0	5	0,0	0,0	0,0	0,4
GB/GK/GO	0	5	0	1	0,0	7,0	0,0	0,1
GD/GT	0	1	0	1	0,0	1,4	0,0	0,1
GK/GB	0	0	0	1	0,0	0,0	0,0	0,1
GK/GT	0	0	0	1	0,0	0,0	0,0	0,1
GO/GT	0	0	0	1	0,0	0,0	0,0	0,1
GT/GK	0	0	0	1	0,0	0,0	0,0	0,1
Ogółem Total	61	71	31	1226	100	100	100	100

Tabela 17. Typy gospodarstw rolnych o najniższej syntetycznej ocenie presji czynników techniczno-technologicznych i jednocześnie co najmniej średniej-niższej presji czynników produkcyjnych

Table 17. Types of farms with the lowest synthetic pressure assessment of technical and technological factors and at the same time at least medium-lower pressure of production factors

Specjalizacja Specialization	Liczba gospodarstw rolnych Number of farms			Ogółem (wszystkie gospodarstwa w próbie) Total (all farms in the sample)	Struktura klas gospodarstw rolnych Structure of farm classes (%)			Ogółem (wszystkie gospodarstwa w próbie) Total (all farms in the sample)
	Klasa Class III/IV	Klasa Class II/IV	Klasa Class I/IV		Klasa Class III/IV	Klasa Class II/IV	Klasa Class I/IV	
GB	4	3	1	492	6,2	4,1	16,7	40,1
GT	8	12	4	252	12,3	16,2	66,7	20,6
GR	52	53	0	160	80,0	71,6	0,0	13,1
G ≤0,15 DJP·ha ⁻¹	1	3	1	152	1,5	4,1	16,7	12,4
GB/GT	0	2	0	72	0,0	2,7	0,0	5,9
GT/GB	0	1	0	54	0,0	1,4	0,0	4,4
GD	0	0	0	17	0,0	0,0	0,0	1,4
GB/GT/GK	0	0	0	11	0,0	0,0	0,0	0,9
GB/GK	0	0	0	5	0,0	0,0	0,0	0,4
GK	0	0	0	5	0,0	0,0	0,0	0,4
GB/GK/GO	0	0	0	1	0,0	0,0	0,0	0,1
GD/GT	0	0	0	1	0,0	0,0	0,0	0,1
GK/GB	0	0	0	1	0,0	0,0	0,0	0,1
GK/GT	0	0	0	1	0,0	0,0	0,0	0,1
GO/GT	0	0	0	1	0,0	0,0	0,0	0,1
GT/GK	0	0	0	1	0,0	0,0	0,0	0,1
Ogółem Total	65	74	6	1226	100	100	100	100

4.4 Grupowanie i charakterystyka gospodarstw na podstawie klas modułu produkcyjnego i techniczno-technologicznego

Nadając klasy oddzielnie dla modułu produkcyjnego i środowiskowego (tech-tech), uzyskujemy szesnaście możliwych kombinacji grup gospodarstw. Szczegółową charakterystykę tych grup przedstawiono w tabelach 18–25.

Analizując wydzielone grupy gospodarstw i uwzględniając elementy modułu produkcyjnego, widać, że pomiędzy grupami są istotne różnice. Najmniej korzystna sytuacja występowała w gospodarstwach najmniejszych, nieprzekraczających 40 ha, i dotyczyła przede wszystkim elementów struktury gruntów, jak udział gruntów ornych czy trwałych użytków zielonych (tab. 18). We wszystkich grupach gospodarstw, w których stwierdzono I klasę modułu produkcyjnego, niekorzystnie przedstawiała się także struktura zasiewów. Obserwowano tutaj wysoki udział zbóż, roślin przemysłowych i okopowych, a bardzo mało roślin bobowatych czy nawozów zielonych. Odzwierciedla to sytuację w Polsce. Udział zbóż w 2020 r. w strukturze zasiewów w Polsce wyniósł 69% i zmalał do 2010 r. o 4,4%. Rośliny przemysłowe stanowiły 22,4% i tutaj widać tendencje wzrostową (przyrost o ok. 3% w stosunku do 2010 r.). Rośliny bobowate nadal stanowią niewielki udział w strukturze zasiewów (Powszechny Spis Rolny 2022). Wg danych EuroStat z 2016 r. udział roślin zbożowych w strukturze zasiewów jest wyższy i wynosi 87,2%. W tym rankingu Polska zajmuje czołowe miejsce w UE, tuż po Luksemburgu (87,5%) i znalazła się w grupie siedmiu państw, w których udział zbóż w zasiewach wynosi ponad 80% (EuroStat 2021).

Zdaniem niektórych autorów odpowiedni sposób użytkowania oraz struktury zasiewów może powodować wzrost produkcji w gospodarstwie, poprzez większą efektywność wykorzystania składników (Barszczewski 2005). Struktura zasiewów jest więc ważną kwestią w kontekście działań mających na celu ograniczenie presji produkcji rolnej na środowisko. Rosnący udział kukurydzy może spowodować zwiększenie zużycia obornika, a to z kolei powoduje zmniejszenie zakupu ilości nawozów mineralnych, co ogranicza rozpraszanie biogenów do środowiska (Sapek 1996; Warncke i Hoeft 1996; Sangoi 2002; Sakrabani i in. 2011; Bereś 2020). Barszczewski (2005) oraz Stagnari i in. (2017) twierdzą, że wzrost udziału roślin motylkowatych w strukturze zasiewów może wpłynąć na zmniejszenie zużycia nawozów mineralnych. W badanych gospodarstwach udział motylkowatych był niewielki.

Tabela 18. Charakterystyka poszczególnych grup gospodarstw na podstawie wyznaczonych klas, oddzielnie dla każdego modułu (stopień natężenia cech pozytywnych – w kierunku koloru zielonego i negatywnych – w kierunku koloru czerwonego)

Table 18. Characteristics of individual groups of farms based on the designated classes, separately for each module (degree of intensity of positive – towards green – and negative – towards red features)

Klasa modułu produkcyjnego Production module class	Klasa modułu środowiskowego Environment module class	Powierzchnia gospodarstwa Farm area PG (ha)	Udział użytków zielonych Share of grassland TUZ (% UR)	Udział gruntów ornych Share of arable land GO (% UAA)	Zboża (w tym kukurydza) Cereals (including maize) ZP	Rośliny przemysłowe Industrial crops Prz	Rośliny okopowe Root crops O	Sady Orchards Sa	Warzywa Vegetables Wa	Bobowate drobnosiennie Small-seed legumes BD	Rośliny strączkowe Large-seeded legumes S	Pastwne i nawozy zielone Fodder crops and green manures RP
I	I	37,8	3,7	96,1	67,4	3,8	13,1	0,0	0,8	0,9	0,0	4,3
I	II	32,4	4,5	95,2	70,6	8,0	10,7	0,0	0,1	0,0	0,1	2,5
I	III	30,9	3,3	96,1	72,5	7,9	9,5	0,0	0,4	0,1	0,6	2,0
I	IV	52,0	2,8	97,1	78,9	15,1	4,5	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0
II	I	54,2	9,5	90,1	71,6	4,5	8,7	0,0	0,4	1,6	0,7	5,9
II	II	67,9	8,5	91,3	73,0	5,4	8,7	0,0	0,2	0,5	0,6	3,9
II	III	45,1	8,0	91,9	71,1	5,1	10,9	0,1	0,9	0,7	0,5	4,4
II	IV	47,9	2,2	97,7	62,6	13,1	8,5	0,0	2,1	0,3	1,1	3,0
III	I	52,4	26,3	73,5	67,6	3,6	6,9	0,0	0,2	1,1	0,1	8,6
III	II	56,4	18,1	80,7	69,8	4,3	6,6	0,1	0,3	1,2	0,2	5,7
III	III	44,4	18,3	80,2	71,6	4,7	7,8	0,1	0,6	0,6	0,7	4,2
III	IV	80,4	6,6	92,5	73,4	12,5	4,6	0,3	0,6	0,0	1,0	2,7
IV	I	54,1	35,4	64,4	67,0	2,1	3,0	0,0	0,2	2,2	2,8	6,2
IV	II	58,1	31,9	65,9	61,2	3,3	5,2	0,1	0,2	1,5	0,3	12,8
IV	III	69,8	36,3	61,4	61,7	2,2	3,3	0,1	0,0	1,0	1,5	18,9
IV	IV	69,5	14,5	73,5	64,2	4,5	0,7	0,7	1,0	0,5	0,1	5,2

Tabela 19. Charakterystyka wybranych elementów w poszczególnych grupach gospodarstw na podstawie wyznaczonych klas, oddzielnie dla każdego modułu (stopień natężenia cech pozytywnych – w kierunku koloru zielonego i negatywnych – w kierunku koloru czerwonego)

Table 19. Characteristics of selected elements in individual groups of farms based on the designated classes, separately for each module (degree of intensity of positive – towards green – and negative – towards red features)

Klasa modułu produkcyjnego Production module class	Klasa modułu środowiskowego Environment module class	Azot w paszach przemysłowych Nitrogen in industrial feeds	Azot w nawozach mineralnych Nitrogen in mineral fertilizers	Fosfor w nawozach mineralnych Phosphorus in mineral fertilizers	Obsada inwentarza Livestock density
		Npsz	Nmin	Pmin	Obsa
		(kg·ha ⁻¹)			(DJP·ha ⁻¹) (LSU·ha ⁻¹)
I	I	28,8	165,7	19,1	0,9
I	II	66,1	145,1	22,5	1,2
I	III	62,2	148,2	21,7	1,2
I	IV	45,4	168,2	20,8	1,1
II	I	31,3	116,5	16,2	1,1
II	II	58,7	114,7	14,7	0,9
II	III	29,6	105,2	14,2	0,7
II	IV	11,3	141,2	19,8	0,2
III	I	11,3	79,9	9,3	1,1
III	II	12,7	69,5	8,6	0,9
III	III	17,6	69,2	9,7	0,9
III	IV	1,6	74,6	9,3	0,1
IV	I	4,8	44,0	4,0	0,9
IV	II	9,7	22,4	3,0	0,7
IV	III	5,6	39,7	5,3	0,8
IV	IV	0,6	26,9	2,0	0,1

Tabela 21. Terminy stosowania obornika w poszczególnych grupach gospodarstw na podstawie wyznaczonych klas, oddzielnie dla każdego modułu (stopień natężenia cech charakterystycznych w kierunku koloru ciemnozielonego)**Table 21.** Dates of solid manure application in individual groups of farms based on the designated classes, separately for each module (degree of intensity of characteristics towards dark green)

Klasa modułu produkcyjnego Production module class	Klasa modułu środowiskowego Environment module class	Miesiąc stosowania obornika Month of solid manure application (Obw) (%)											
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
I	I	0	0	2	7	0	2	0	11	5	61	7	5
I	II	1	1	12	15	2	2	5	17	15	23	8	0
I	III	0	0	19	15	1	1	1	17	15	22	7	1
I	IV	0	0	50	0	0	0	0	17	33	0	0	0
II	I	0	0	7	11	3	2	3	13	9	49	2	0
II	II	0	0	12	19	3	2	6	12	14	26	5	0
II	III	0	0	22	18	2	1	6	11	13	18	8	0
II	IV	0	0	32	17	0	0	0	11	21	15	4	0
III	I	4	4	11	10	0	0	4	11	7	43	6	1
III	II	0	1	13	17	4	2	4	16	14	18	9	1
III	III	0	1	21	17	3	1	4	14	19	13	7	0
III	IV	6	2	19	17	4	2	4	13	12	13	6	2
IV	I	0	0	4	21	4	0	2	4	8	44	8	4
IV	II	1	1	16	20	4	2	3	9	14	21	8	1
IV	III	0	0	18	21	3	1	1	11	20	19	5	0
IV	IV	0	0	27	19	4	0	0	12	23	8	8	0

Tabela 22. Terminy stosowania płynnych nawozów naturalnych w poszczególnych grupach gospodarstw na podstawie wyznaczonych klas, oddzielnie dla każdego modułu (stopień natężenia cech charakterystycznych w kierunku koloru ciemnozielonego)**Table 22.** Dates of liquid manure application in individual groups of farms based on the designated classes, separately for each module (degree of intensity of characteristics towards dark green)

Klasa modułu produkcyjnego Production module class	Klasa modułu środowiskowego Environment module class	Miesiąc stosowania gnojówki/gnojowicy Month of liquid manure application (Gnw) (%)											
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
I	I	2	2	4	13	2	4	0	12	2	48	8	4
I	II	1	0	11	19	5	4	6	17	13	14	10	1
I	III	0	1	22	16	1	1	4	15	11	21	9	0
I	IV	0	0	43	0	0	0	0	29	29	0	0	0

Tabela 22. cd.
Table 22. cont.

II	I	0	2	10	16	2	2	4	10	8	37	8	3
II	II	1	1	13	19	3	3	6	11	15	21	6	1
II	III	0	0	22	21	1	2	6	11	12	17	8	0
II	IV	0	0	36	14	0	5	0	12	14	19	0	0
III	I	3	2	11	8	0	2	0	3	15	48	3	5
III	II	0	1	12	19	4	3	7	12	12	20	11	1
III	III	0	0	20	17	4	4	5	10	15	16	9	0
III	IV	0	0	30	9	0	4	4	22	4	17	9	0
IV	I	2	4	5	11	4	5	4	9	7	41	4	5
IV	II	0	0	10	22	6	3	8	8	12	21	9	1
IV	III	0	0	19	19	5	3	5	10	16	16	6	1
IV	IV	0	0	25	25	6	0	0	13	25	6	0	0

Tabela 23. Charakterystyka postępowania z nawozami naturalnymi w poszczególnych grupach gospodarstw na podstawie wyznaczonych klas oddzielnie dla każdego modułu (stopień natężenia cech charakterystycznych w kierunku koloru ciemno zielonego)

Table 23. Characteristics of dealing with manures in individual groups of farms based on the designated classes, separately for each module (degree of intensity of characteristics towards dark green)

Klasa modułu produkcyjnego Production module class	Klasa modułu środowiskowego Environment module class	Liczba dni od wywiezienia do przyorania Number of days from application to plowing (Opn) (%)						
		0	1	2	3	4	5	>5
I	I	22	22	14	0	0	42	0
I	II	33	43	19	5	0	0	0
I	III	27	63	10	0	0	0	0
I	IV	50	50	0	0	0	0	0
II	I	28	28	28	2	0	13	0
II	II	30	49	13	5	0	3	1
II	III	19	64	9	5	0	3	0
II	IV	47	53	0	0	0	0	0
III	I	27	25	25	7	0	14	2
III	II	19	50	18	6	0	5	2
III	III	30	52	15	3	0	0	0
III	IV	30	65	5	0	0	0	0
IV	I	35	19	23	6	0	16	0
IV	II	11	69	9	5	0	0	6
IV	III	15	65	13	8	0	0	0
IV	IV	50	25	25	0	0	0	0

Tabela 24. Charakterystyka sposobu przygotowania przymy kiszonkowej oraz zagospodarowania ścieków bytowych w poszczególnych grupach gospodarstw na podstawie wyznaczonych klas, oddzielnie dla każdego modułu (stopień natężenia cech charakterystycznych w kierunku koloru ciemnoczerwonego)

Table 24. Characteristics of the method of preparation of the silage heap and the management of domestic sewage in individual groups of farms based on the designated classes, separately for each module (degree of intensity of characteristics towards dark red)

Klasa modułu produkcyjnego Production module class	Klasa modułu środowiskowego Environment module class	Sposób przygotowania przymy kiszonkowej Way of preparing silage (Przyz) (%)						Sposób zagospodarowania ścieków bytowych Way of water/waste management (Zsb) (%)					
		Bp	Bpz	Rf	Nzf	Nz	Rz	Oc	Ka	Osk	Bmz		
I	I	14	0	0	43	43	71	0	6	23	0		
I	II	17	0	4	38	40	56	2	14	27	0		
I	III	44	0	0	38	19	29	10	31	29	0		
I	IV	0	0	0	0	0	0	0	33	67	0		
II	I	5	0	7	22	66	72	1	1	25	0		
II	II	23	1	5	33	38	52	2	12	32	1		
II	III	22	5	15	30	28	25	6	21	48	0		
II	IV	0	0	25	50	25	26	2	34	38	0		
III	I	10	0	5	38	48	86	0	0	10	3		
III	II	22	2	9	25	42	38	5	20	37	0		
III	III	32	0	20	27	20	23	10	21	46	1		
III	IV	33	0	0	67	0	30	4	24	40	2		
IV	I	7	0	4	29	61	78	0	9	13	0		
IV	II	26	0	15	38	21	44	3	17	36	0		
IV	III	17	4	29	31	19	23	8	23	46	0		
IV	IV	0	25	25	25	25	18	0	32	50	0		

Tabela 25. Charakterystyka wskaźników dotyczących budowy do przechowywania nawozów naturalnych w poszczególnych grupach gospodarstw na podstawie wyznaczonych klas, oddzielnie dla każdego modułu (stopień natężenia cech negatywnych w kierunku koloru ciemnoczerwonego)

Table 25. Characteristics of indicators concerning buildings for storing manures in individual groups of farms based on the designated classes, separately for each module (degree of intensity of negative features towards dark red)

Klasa modułu produkcyjnego Production module class	Klasa modułu środowiskowego Environment module class	Braki płyt Lack of buildings for storage of solid manures (m ²)	Braki zbiornika Lack of buildings for storage of liquid manures (m ³)	Rok budowy płyty Year of construction building for storage of solid manure (Rbp)			Rok budowy zbiornika Year of construction building for storage of liquid manure (Rbz)		
		BrPly	BrZb	brak lack (%)	nie dotyczy not applicable (%)	rok ¹ year ¹	brak lack (%)	nie dotyczy not applicable (%)	średni rok (posiadające zbiornik) average year (having a building)
I	I	75	47	100,0	0,0	0	47,2	0,0	1987
I	II	59	38	51,1	0,0	2004	29,5	0,0	1996
I	III	19	28	6,0	1,5	2005	0,0	0,0	2000
I	IV	0	3	0,0	0,0	2006	0,0	0,0	2004
II	I	65	44	85,7	1,6	2002	41,3	1,6	1988
II	II	33	33	46,7	1,2	2003	31,5	1,2	1996
II	III	12	19	15,6	4,7	2003	10,9	4,7	2000
II	IV	0	1	0,0	66,2	2006	1,4	60,8	2001
III	I	103	77	86,2	3,4	1993	44,8	0,0	1989
III	II	72	62	54,6	0,7	2001	29,6	0,7	1994
III	III	41	36	13,8	4,9	2005	4,1	4,1	2001
III	IV	0	1	0,0	83,1	2006	0,0	78,5	2004
IV	I	115	78	87,1	0,0	2005	22,6	0,0	1991
IV	II	41	42	46,5	2,8	2000	42,3	1,4	1992
IV	III	35	30	8,2	6,6	2004	11,5	4,9	2001
IV	IV	0	1	0,0	78,9	2005	0,0	78,9	2002

¹ uśredniona wartość dla lat zdefiniowanych jako wiek budowli w konkretnej grupie gospodarstw.

¹ average value for years defined as the age of buildings in a specific group of farms.

Waloryzacja cech modułu produkcyjnego dotyczących struktury gruntów i zasiewów, pokazuje, iż wzrost powierzchni gospodarstw nie zawsze musi wpływać na wzrost zagrożenia. Największe gospodarstwa (o średniej pow. 80,4 ha) sklasyfikowane zostały do grupy III/IV, czyli o małym zagrożeniu dla środowiska. Największe powierzchniowo go-

spodarstwa wykazywały tendencje do korzystniejszej konstrukcji struktury gruntów, ale też rejestrowano tam w strukturze zasiewów niższy udział zbóż, roślin przemysłowych czy okopowych (tab. 18).

Poddając analizie pozostałe elementy modułu produkcyjnego (zużyty azot i fosfor z nawozów mineralnych oraz azot w paszach przemysłowych), można zauważyć, iż największy problem dotyczył wysokiego zużycia nawozów mineralnych (azotu i fosforu) we wszystkich grupach gospodarstw zaliczanych do klasy I modułu produkcyjnego. Było ono obserwowane bez względu na klasę modułu tech-tech. Poziom nawożenia dochodził do ok. 170 kg N na 1 ha UR, czyli tyle, ile wynosi ustalona w Polsce maksymalna dawka na hektar ze wszystkich źródeł. Warto też zwrócić uwagę, iż grupy I/I, I/II i I/III to gospodarstwa najmniejsze spośród badanych (tab. 18). W grupach I/II i I/III notowano również wysokie zużycie pasz przemysłowych (zużycie azotu w paszach w przeliczeniu na 1 ha UR osiągało poziom ok. 66 kg·ha⁻¹) (tab. 19). Sprzedaż pasz stosowanych w żywieniu zwierząt od 2005 roku znacznie wzrosła w Polsce. W porównaniu z rokiem 2017, uwzględniając podział na poszczególne specjalizacje, największy wzrost zanotowano dla sprzedaży pasz w chowie i hodowli bydła. Jest to wzrost na poziomie 124%. Dla trzody wzrost ten kształtował się na poziomie 100%, a dla drobiu 68%. Dla pozostałych zwierząt wzrost ten wyniósł 87% (Środki produkcji... 2018). Zużycie pasz przemysłowych jest związane intensyfikacją produkcji zwierzęcej, która postępowała od czasów powojennych do lat 80. XX w. Po tym okresie obsada zwierząt w przeliczeniu na 1 ha UR zaczęła spadać (tab. 26).

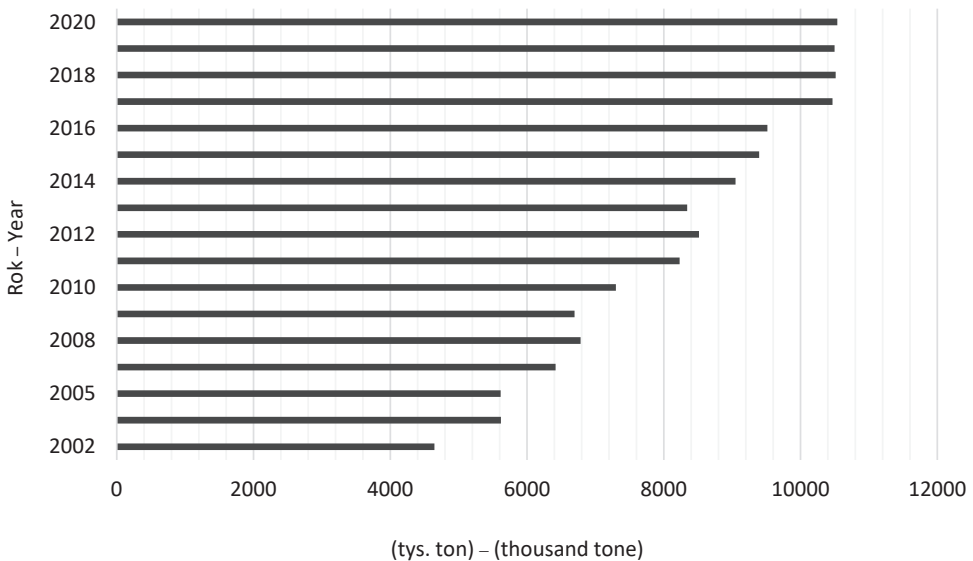
Tabela 26. Zmiany obsady zwierząt w stosunku do użytków rolnych w Polsce w latach 1946–2020

Table 26. Changes in livestock density in relation to agricultural land in Poland in 1946–2020 w sztukach fizycznych

Lata Year	Bydło Cattle	Trzoda chlewna Pigs	Owce Sheep	Konie Horses	Drób Poultry
	(szt.·ha ⁻¹ UR) (pcs.·ha ⁻¹ UAA)				
1946	0,19	0,13	0,04	0,09	0,93
1950	0,35	0,46	0,11	0,14	2,22
1960	0,43	0,62	0,18	0,14	3,52
1970	0,56	0,69	0,16	0,13	4,37
1980	0,67	1,13	0,22	0,09	4,48
1990	0,54	1,04	0,22	0,05	3,82
2000	0,34	0,96	0,02	0,03	2,99
2010	0,37	0,99	0,02	0,02	11,20
2020	0,34	0,61	0,02	0,02	12,25

Źródło: zestawienie własne na podstawie GUS RP (1948;1950); GUS PRL (1956); GUS (1949; 1967; 1970; 1983; 1986; 1991); Środki produkcji... (2012); Merta-Staszczak i in. (2017), Środki produkcji... (2020).

Source: own compilation based on GUS RP (1948;1950); GUS PRL (1956); GUS (1949; 1967; 1970; 1983; 1986; 1991); Środki produkcji... (2012); Merta-Staszczak i in. (2017), Środki produkcji... (2020).



Rys. 15. Zmiany zużycia pasz przemysłowych w Polsce w latach 2002–2020

Źródło: zestawienie własne na podstawie Środki produkcji... 2004; 2005; 2006; 2007; 2009; 2012; 2013; 2014; 2016; 2018; 2020.

Fig. 15. Changes in industrial feed consumption in Poland in 2002-2020

Source: own compilation based on Środki produkcji... 2004; 2005; 2006; 2007; 2009; 2012; 2013; 2014; 2016; 2018; 2020.

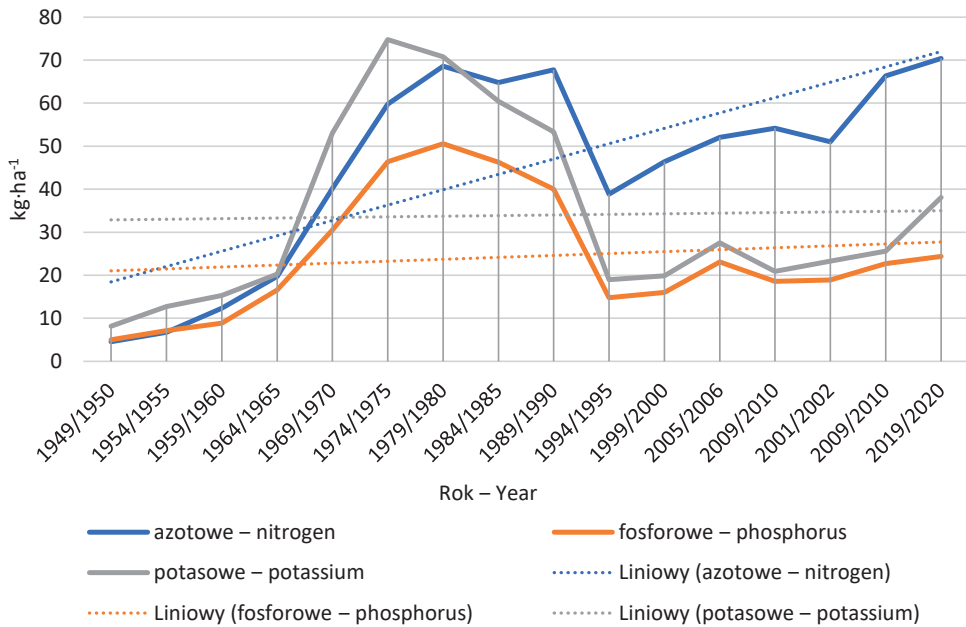
W przypadku pogłowia koni ten proces rozpoczął się już w latach 70., co miało swoje odzwierciedlenie w postępującej mechanizacji produkcji rolniczej i spadku znaczenia koni w gospodarstwach rolnych. Od początku obecnego stulecia obserwujemy intensywny rozwój stad drobiu, spowodowany głównie problemami nie tylko ekonomicznymi, ale także epidemicznymi, w innych specjalizacjach zwierzęcych. Mimo zmniejszającej się obsady zwierząt rośnie intensyfikacja produkcji. Obserwując zużycie pasz przemysłowych, można zauważyć, że w 2020 r. wzrosło ono o 226,8% w stosunku do roku 2002 (rys. 15). Podkreśla to rangę tego elementu, uwzględnionego w systemie SSI.

Duża intensyfikacja produkcji dotyczy też gospodarstw z grupy II/II, szczególnie jeśli chodzi o zużycie azotu paszowego oraz azotu i fosforu z nawozów mineralnych. W przypadku grupy II/IV zanotowano wysokie zużycie nawozów mineralnych zarówno azotowych, jak i fosforowych. Wyższe zużycie pasz wskazuje na większą intensywność produkcji zwierzęcej, a tym samym wytwarzanie większych ilości nawozów naturalnych. Łączne obciążenie gruntów azotem z nawozów organicznych i mineralnych w 2019 r. wyniosło w Polsce 124,7 kg N·ha⁻¹ UR (EuroStat 2022). Spośród krajów europejskich największe ilości azotu z nawozów trafiają na pola Holandii, bo aż 369,1 kg N·ha⁻¹ UR, najmniejsze z kolei na Łotwie i jest to 70,71 kg N·ha⁻¹ UR. Średnie zużycie azotu w państwach Unii

Europejskiej kształtuje się na poziomie 116,7 kg N·ha⁻¹ UR. Polska jest na drugim miejscu, jeśli chodzi o zużycie fosforu z nawozów mineralnych i organicznych. Poziom obciążenia użytków rolnych tymi nawozami wynosi 18,8 kg P·ha⁻¹. Najwięcej tego pierwiastka zużywa Holandia, bo aż 32,1 kg P·ha⁻¹ UR. Średnia dla UE wynosi 15,4 kg P·ha⁻¹ UR (EuroStat 2022).

Jednym z najbardziej uciążliwych dla ekosystemów pierwiastków jest azot. W intensywnej produkcji rolniczej emisje tego składnika do środowiska wzrastają. Większość ekosystemów naturalnych przystosowała się do egzystowania w siedlisku ubogim w składniki biogenne. Ich wzrost w środowisku powoduje niekorzystne zmiany w kierunku spadku bioróżnorodności, przebudowy gatunkowej i w konsekwencji degradacji siedliska. Zakres tolerancji różnych siedlisk wynosi od 5 kg N·ha⁻¹ do 35 kg N·ha⁻¹ rocznie. Najbardziej wrażliwe są ekosystemy wodne i zmienno wilgotne (5–10 kg N·ha⁻¹ rocznie) (Thyssen 1999). Przeciwdziałanie negatywnym efektom nadmiaru azotu w środowisku musi być związane nie tylko z ograniczaniem ładunku tego pierwiastka napływającego do zlewni z terenów rolniczych, ale również z możliwością przyspieszenia biodegradacji zanieczyszczeń oraz wiązania ich w tzw. pulę trudnodostępną (np. akumulacja w tkankach roślinnych). Konieczny jest jednak skuteczny monitoring, obejmujący elementy związane z gospodarką tym składnikiem, takie jak np. zużycie nawozów mineralnych, produkcja zwierzęca (obsada inwentarza, zużycie pasz, przechowywanie nawozów naturalnych i sposób wykonywania kiszonek). Polska zobowiązała się do ograniczenia emisji ładunków zanieczyszczeń (w tym azotu i fosforu) odpływających ze źródeł antropogenicznych do ekosystemów wodnych, co wynika z wymogów Ramowej Dyrektywy Wodnej (2000/60/WE), Dyrektywy Ściekowej (91/271/EEC), Dyrektywy Azotanowej (91/676/EWG) oraz the Helsinki Commission (HELCOM) Nutrient Reduction Scheme (Bałtycki Plan Działań, HELCOM 2021). Od 1996 r. Polska, jako kraj członkowski Organizacji Współpracy Gospodarczej i Rozwoju (*Organisation for Economic Cooperation and Development* – OECD), została również zobligowana do wykonywania corocznych bilansów azotu, a od 2002 r. również fosforu (Kopiński 2005). Z badań wielu autorów na całym świecie wynika, że intensywna produkcja zwierzęca w znacznym stopniu przyczynia się do powstawania nadwyżek związków azotu (Skinner i in. 1997; Gu et al. 2008; Cesoniene i in. 2019; Huttunen i in. 2021). Ta presja na przestrzeni lat znacznie się zwiększyła, a wraz ze wzrostem presji pojawiły się nowe zagrożenia (np. substancje farmakologiczne w wodach, osadach oraz glebie) czy nowe biowskaźniki siedlisk ekstremalnie zdegradowanych (np. *Haematococcus pluvialis*; Kupiec 2020).

Wraz ze zmniejszaniem się liczby gospodarstw oraz wzrostem ich powierzchni, co obserwuje się od lat 40. ubiegłego stulecia, wzrasta zużycie nawozów mineralnych. Jeszcze w sezonie 1949/1950 zużycie nawozów w przeliczeniu na 1 ha UR wynosiło 4,6 kg azotu, 5,0 kg fosforu i 8,1 kg potasu. W latach 70. i 80. zużycie nawozów sztucznych drastycznie wzrosło. Rolnicy zużywali w przeliczeniu na 1 ha UR do 68,6 kg azotu, 50,6 kg fosforu i 74,7 kg potasu. Na początku lat 90. w XX w. zanotowano spadek zużycia nawozów mine-



Rys. 16. Zużycie najważniejszych makroskładników z nawozów mineralnych w Polsce w latach 1949–2020 – trendy zmian
 Źródło: zestawienie na podstawie GUS 1949, 1967, 1970, 1983, 1986, 1991, 2005b, 2018b; GUS PRL 1956; GUS RP 1948, 1950.

Fig. 16. Consumption of the most important macronutrients from mineral fertilizers in Poland in 1949–2020 – trends of changes

Source: own compilation based on GUS 1949, 1967, 1970, 1983, 1986, 1991, 2005b, 2018b; GUS PRL 1956; GUS RP 1948, 1950.

ralnych, po czym od drugiej połowy lat 90. ponownie notuje się wzrost ich zużycia (GUS 1949; GUS 1970; 1983; 1986; 2005b; GUS RP 1950) (rys. 16).

Obsada inwentarza w grupach typologicznych gospodarstw wahała się od 0,1 DJP·ha⁻¹ (w grupie III/IV i IV/IV) do 1,2 DJP·ha⁻¹ (w grupach I/II i I/III). Najwyższa obsada dotyczyła grup typologicznych od I/II do II/I oraz III/I. Jak wynika z tabeli 19, najczęściej wysoka obsada była skorelowana z wysokim nawożeniem mineralnym oraz zużyciem pasz przemysłowych. Wskazuje to na wzrost intensyfikacji produkcji roślinnej, która w gospodarstwach mniejszych jest ściśle powiązana z produkcją pasz dla zwierząt.

Według danych Eurostatu obsada zwierząt jest dobrym wskaźnikiem presji na środowisko ze strony gospodarstw rolnych (Eurostat 2020). Produkcja zwierzęca słabo wykorzystuje składniki zawarte w paszach (Potkański 1997; Oleszek 2000; Pietrzak 2005). Z kolei badania innych autorów wskazują na duży udział tego działu produkcji w zanieczyszczeniu środowiska makroskładnikami (Szponar i in. 1996; Oenema i Velthof 2000; Zbierska i in. 2002; Smoroń i Twardy 2003; Huttunen i in. 2021).

W przypadku analizy gospodarstw widzimy, że w grupach typologicznych od I/I do II/I oraz III/I, III/II i IV/I nie notuje się udziału specjalizujących się tylko w produkcji roślinnej. W grupach II/IV, III/IV i IV/IV stanowią one dominującą grupę gospodarstw (od 72% do 87%). W większości grup dominują gospodarstwa z bydłem oprócz grup I/II, I/III i I/IV, w których produkcją wiodącą jest produkcja wieprzowiny (tab. 20). Gospodarstwa specjalizacyjnych grup niszowych (nr 8–16) nie wykazywały konkretnych trendów. Pojawiały się one w różnych grupach typologicznych, oprócz skrajnych.

Terminy stosowania stałych i płynnych nawozów naturalnych wskazywały na pewne tendencje. Obornik, gnojówkę czy gnojowicę wywożono najczęściej w marcu i kwietniu oraz sierpniu, wrześniu i październiku. W grupach typologicznych I/I, III/I, III/IV oraz IV/I zarejestrowano większy udział gospodarstw nawożących pola obornikiem, a w grupach I/I, II/I, III/I oraz IV/I płynnymi nawozami naturalnymi w niewłaściwych terminach (okres zimowy) (tab. 21–22).

Termin stosowania nawozów naturalnych oraz ich dawka są ważnym elementem systemu identyfikacji typującej gospodarstwa wywierające presję na środowisko. Wielu autorów zaleca stosowanie nawozów naturalnych, bezpośrednio pod rośliny bądź tuż przed zasiewami, ze względu na lepsze wykorzystanie azotu i mniejsze straty (Shakoor i in. 2022; Sutton i in. 2022). Już kilkadziesiąt lat temu Kutera (1977) proponował wykonywanie bilansu azotu w celu racjonalnego stosowania nawozów mineralnych i naturalnych. Część badanych rolników, jak wynikało z ankiet, nie przyorywała też nawozów bezpośrednio po rozwiezieniu ich na pola lub rozwoziła go na zamrożony grunt, co dodatkowo zwiększało straty składników. Obornik może być stosowany w okresie późnej jesieni, jednak tylko pod warunkiem jego natychmiastowego przyorania. Stosowanie obornika późnym latem i wczesną jesienią nasila straty azotu w formie gazowej (amoniak) i w formie przesieków do wód gruntowych (azotany).

Gospodarowanie nawozami obejmuje jeszcze jeden ważny element, z którym mogą być związane straty składników, czyli liczbę dni od wywiezienia nawozów na pola do ich przyorania. Spośród wydzielonych grup typologicznych najczęściej praktykowany był krótki okres od wywiezienia do przyorania (1 dzień). Znaczny odsetek rolników przyorywało nawozy naturalne tuż po ich wywiezieniu na pola. Odsetek ten wahał się od 11% do nawet 50%. Wysoki udział tego typu gospodarstw był charakterystyczny dla grup I/IV, II/IV i IV/IV, czyli o najwyższej klasie modułu środowiskowego. Niewłaściwe praktyki w tym zakresie zauważono w przypadku grupy I/I, w której aż 42% gospodarstw przykrywało glebę obornik lub płynne nawozy naturalne nawet po 5 dniach. Dość duży odsetek rolników odkładał też moment wymieszania nawozów naturalnych z glebą do 5 dni w grupach typologicznych II/I, III/I i IV/I (13–16%)(tab. 23). Były to grupy gospodarstw należących do średnich powierzchniowo (52,4–54,2 ha), z wyższą obsadą zwierząt (0,9–1,1 DJP·ha⁻¹), specjalizujące się głównie w chowie bydła (tab. 18).

Sposób przygotowania przymy kiszonkowej, z którą mogą wiązać się duże straty składników pokarmowych, a także kwasów organicznych, wskazuje na tradycyjne podejście rolników w kwestii przygotowania tego typu pasz. W większości gospodarstw, w których wykonywane były kiszonki, sporządzano je bezpośrednio na gruncie bądź na ziemi odizolowanej folią (tab. 24). Są to najmniej korzystne dla środowiska sposoby sporządzania przymy, ze względu na powstające odcieki, które w konsekwencji trafiają do gruntu. Niewielu rolników posiadało betonowe budowle ze zbiornikiem na odcieki. Największy udział takich gospodarstw zaobserwowano w grupie IV/IV (25%). Duży odsetek rolników, prócz grup I/IV, II/IV i IV/IV, sporządzał przymy kiszonkowe na betonowej podsadzce, jednak bez zbiornika na odcieki. Tego typu konstrukcje były budowane kilkadziesiąt lat temu jako silosy kiszonkowe. Często też są to budowle adoptowane po innych obiektach inżynierskich. Nie zabezpieczają one jednak gruntu przed odciekami, które spływając po utwardzonych powierzchniach, mogą wyciekać szczelinami, pęknięciami lub miejscach bez ścian. Rękawy foliowe są chętniej stosowane w wyższych grupach typologicznych – II/III, II/IV, III/III oraz IV/II, IV/III i IV/IV (15–29%). Jak wynika z przeprowadzonych analiz, w przypadku gospodarki zakiszanej masą nadal pozostaje wiele do poprawy.

Niewłaściwe praktyki rolnicze związane z kiseniem biomasy są często poza monitoringiem, a stanowią zagrożenie dla środowiska glebowego i wodnego (Szoszkiewicz i in. 2000). Niektórzy autorzy twierdzą, że soki mogą stanowić cenne źródło paszy dla zwierząt bądź nawóz ze względu na podobieństwo składu chemicznego (makroskładników) do gnojowicy. Muszą one być jednak odpowiednio uzdatnione biologicznie (Kaca 2005 za Soroką 1997). Ilnicki (2004) z kolei uważa, że nie można wykorzystywać soków kiszonkowych jako nawozu, ponieważ są bardzo agresywnym i uciążliwym ściekiem o wysokiej toksyczności, stanowiącym zagrożenie dla jakości wód. Problemem są tutaj związki biogenne, zawiesina, kwasy organiczne oraz ewentualnie zagrożenia mikrobiologiczne. W kiszonkach są obecne bakterie patogenne, takie jak *Clostridium botulinum*, *Listeria monocytogenes* czy *Mycobacterium bovis*. Po otwarciu przymy kiszonkowej niebezpieczne mogą być pleśnie magazynowe, np. *Aspergillus* ssp., *Penicillium roquefortii* oraz *Monascus ruber* i *Neotyphodium uncinatum*. Obecność grzybów w kiszonkach może oznaczać skażenia zakiszanej biomasy mykotoksynami niebezpiecznymi dla zdrowia zwierząt i ludzi. W kiszonkach mogą pojawiać się także inne toksyny roślinne, np. alkaloidy, fitoestrogeny czy kwas pruski.

Według niektórych autorów straty podczas zakiszania mogą osiągać nawet 40%. Pośród strat wymycie stanowi do 10% oraz nawet do 15% straty podczas magazynowania (Galler 2011). Jak wynika z Rozporządzenia Ministra Środowiska z 2002 r. (Rozporządzenie... 2002) w soku odpływającym z 25 ton zakiszanej masy znajduje się do 14 kg azotu. Zgodnie z zasadami dobrej praktyki rolniczej, a także Programu działań (Rozporządzenie... 2020), kiszonki powinny być pokryte folią kiszonkarską, co jest warunkiem uzyskania pasz bezpiecznych dla zwierząt i o wysokiej jakości pokarmowej i odżywczej. Poza tym ogranicza się ryzyko wprowadzania do gleb i wód odcieków z zakiszanej masy, a także infiltrację

zakiszanej masy przez wody opadowe oraz erozję zakiszanej przymy. Nie powinno się używać innych folii, ponieważ mają one odmienne właściwości technologiczne i bywają szkodliwe dla zakiszanej biomasy oraz środowiska (Rutkowska i in. 2002; Borreani i Tabacco 2005; Denoncourt i in. 2007). Z praktyki wynika jednak, że w dużej mierze do przygotowywania kiszonek używa się folii z czystego polietylenu (PE) o małej gęstości, ponieważ jest relatywnie tania i szeroko dostępna. Łatwo jednak podlega uszkodzeniom, w tym również przez dzikie ptactwo, co powoduje wzrost ryzyka środowiskowego. Kiszonki powinny być przechowywane w betonowych lub metalowych silosach, rękawach foliowych, na płytach lub na podkładzie z folii, sieczki, słomy lub innego materiału, pochłaniającego odcieki. Miejsce składowania kiszonek musi znajdować się pod przykryciem foliowym. Kiszonki powinny być przechowywane w odległości nie mniejszej niż 25 m od studni lub ujęć wód (jeżeli nie ustanowiono strefy ochronnej) oraz od linii brzegu wód powierzchniowych i pasa morskiego, na podstawie przepisów ustawy Prawo wodne z dnia 20 lipca 2017 r. Położenie budowli do przechowywania kiszonki w stosunku do innych budowli w gospodarstwie zostało sprecyzowane w Rozporządzeniu Ministra Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej z dnia 7 października 1997 w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budowle rolnicze i ich usytuowanie (Dz.U. 1997 nr 132 poz. 877). Według Dorszewskiego (2021) najmniej korzystnym sposobem konserwowania biomasy jest zakiszanie w przymach. Jak się okazuje, stratom środowiskowym sprzyja również kształt przymy. Niekorzystne jest tworzenie przym okrągłych, które mają niekorzystny stosunek objętości do powierzchni, co nasila straty składników pokarmowych. Tworzenie przym na nieutwardzonym podłożu jest niewskazane ze względu na trudność w zachowaniu prawidłowej higieny pasz oraz gospodarkę wodną. Jak twierdzi Dorszewski (2021), w wielu polskich gospodarstwach kiszonki są nadal produkowane w ten sposób. Beton wykorzystany do budowy ścian silosów kiszonkowych powinien zapewnić wodoszczelność, być mrozo- oraz kwasoodporny. Dno powinno umożliwiać spływ soków do studzienek odpływowych będących integralnymi elementami silosu. Podczas zakiszania świeżej zielonki (18–25% suchej masy), z 1 tony wycieknie około 0,2 m³ soku (Dorszewski 2021). Z kolei rękawy foliowe wymagają ciągłego monitoringu pod względem rozszczelnienia, gdyż mogą zostać uszkodzone podczas różnych prac w gospodarstwie lub są dziurawione przez ptaki (Muck i Kung 2007).

Jednym z problemów przy produkcji kiszonek jest emisja gazów szklarniowych (GHG). Udział produkcji zwierzęcej w emisji globalnej pochodzenia antropogenicznego wynosi ok. 14,5–18,0%. Do potencjalnych zagrożeń z działalności rolniczej zaliczyć można przede wszystkim metan (CH₄) i podtlenek azotu (tlenek diazotu, N₂O). Emisja metanu jest związana bezpośrednio z fermentacją jelitową zwierząt. Podtlenek azotu pochodzi z beztlenowego rozkładu odchodów, nityfikacji i denityfikacji azotu organicznego. Te dwa gazy stanowią 8–18% całkowitej emisji gazów cieplarnianych. Udział fermentacji jelitowej w całkowitej emisji gazów cieplarnianych z produkcji zwierzęcej wynosi 25%, a z odchodów 30,5%. Wielkość wytwarzanego przez inwentarz żywy metanu zależy

m.in. od gatunku zwierząt, grupy wiekowej, systemu chowu i ilości oraz rodzaju pobieranych pasz. W latach 1970–2007 emisja gazów szklarniowych pochodzących z chowu i hodowli inwentarza żywego zwiększyła się o 70%. Produkcja białka zwierzęcego wzrosła aż o 250%. Emisja metanu z fermentacji jelitowej od 1988 roku zmniejszyła się w Polsce o 44,7%. Ponad 94% udziału stanowi emisja u bydła, choć jej spadek u tych zwierząt wyniósł 41,4%. U innych zwierząt również zanotowano spadek: u owiec 93,8% i u świń 40,9%. W przypadku metanu z odchodów udział w całkowitej emisji w tym okresie spadł o 28,2%. Zanotowano jednak wzrost wytwarzanego CH_4 od krów mlecznych o 22,3%. Obecnie najwięcej tego gazu pochodzi z odchodów świń, bo aż 55,6%. W przypadku podtlenku azotu udział emisji z odchodów zwierzęcych zmniejszył się w latach 1988–2012 z 23,1% do 16,5%. Tendencja spadkowa w emisji gazów szklarniowych była związana ze znacznym spadkiem погоłowia zwierząt w tym okresie (Dorszewski 2021).

Sposób zagospodarowania ścieków bytowych w analizowanych gospodarstwach wskazuje na spore zaniedbania w tym aspekcie. Mimo dużego udziału niektórych grup gospodarstw podłączonych do kanalizacji (34%) lub tych, od których odbierane są ścieki bytowe przez służby komunalne (67%), znaczna część rolników wykorzystywała ścieki rolniczo (tab. 24). W niektórych grupach typologicznych było to nawet 86% rolników (grupa III/I). Oczyszczalnie przydomowe posiadało maksymalnie do 10% gospodarstw. Największy udział tego typu inwestycji zarejestrowano w grupie I/III i III/III. W grupie I/IV nie zanotowano ani jednego przypadku wywożenia ścieków na pola. W gospodarstwach tej grupy nie było też oczyszczalni przydomowych. Warto również zwrócić uwagę, że grupa ta, jako jedyna, nie przygotowywała kiszzonek dla zwierząt. W gospodarstwach tej grupy zdecydowanie dominował chów trzody chlewnej z niewielkim udziałem gospodarstw z bydłem (GB) i gospodarstw z niską obsadą zwierząt ($G \leq 0,15 \text{ DJP} \cdot \text{ha}^{-1}$), po 17%. Gospodarstwa te charakteryzowało najwyższe zużycie azotu z nawozów mineralnych, sięgające $168,2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (tab. 19).

To, czy w gospodarstwie znajdowały się budowle do przechowywania nawozów naturalnych (płyta na obornik i zbiornik na gnojowicę) i to, jakiej były wielkości, różniło się w poszczególnych grupach. Zdecydowanie parametr ten był w największym stopniu modyfikowany przez moduł środowiskowy. Największe braki płyty obornikowej rejestrowano w grupach typologicznych należących do klasy I według modułu środowiskowego I/I, II/I, III/I i IV/I, ale także w grupie III/II. Średnie braki płyt dochodziły do 115 m^2 . W tych samych grupach notowano największe braki zbiorników na gnojówkę bądź gnojowicę, dochodzące średnio do 78 m^3 (tab. 25).

Liczba gospodarstw nieposiadających płyt obornikowych była największa w grupach typologicznych z I klasą modułu środowiskowego (I/I, II/I, III/I i IV/I) i wahała się w tych grupach od 85,7% do 100%. W grupie typologicznej III/I zanotowano również najstarsze płyty obornikowe – średnio z 1993 r. Najkorzystniejsza sytuacja dotyczyła grup o najmniejszej presji ze strony modułu środowiskowego – I/IV, II/IV, III/IV i IV/IV, przy czym w trzech ostatnich przypadkach znaczny był udział gospodarstw (do 83,1%), które nie po-

siadały płyty (gospodarstwa bez zwierząt – GR). W pozostałe gospodarstwach tych grup znajdowały się najmłodsze budowle – średnio z 2005 i 2006 r. (tab. 25).

W przypadku zbiorników na płynne nawozy naturalne udział gospodarstw nieposiadających takich urządzeń również był duży i dochodził do 47,2%. Najwięcej gospodarstw, w których zarejestrowano brak zbiorników, przynależało do grup: I/I, II/I, III/I i IV/II. Trzy pierwsze grupy to te, w których zanotowano również duży odsetek gospodarstw nieposiadających płyt obornikowych. Średni wiek zbiorników był wyższy od wieku płyt obornikowych w analizowanych gospodarstwach rolnych (tab. 25).

W okresie badań ankietowych prowadzono również luźne obserwacje terenowe dotyczące praktyk rolniczych na terenie objętym badaniami. Spostrzeżenia zostały zarchiwizowane w postaci dokumentacji zdjęciowej. Podczas obserwacji terenowych zaobserwowano szereg niewłaściwych praktyk rolniczych, które mogą przyczyniać się do pogarszania jakości wód powierzchniowych oraz podziemnych (fot. 1 i 2) oraz zanieczyszczenia gleb. Głównym problemem była produkcja zwierzęca i gospodarka nawozami naturalnymi. Już Oenema (2007) zalecał inwentaryzację „gorących mikropunktów” związanych z dużymi wyciekami składników pokarmowych z obór, składowisk obornika oraz podwórz gospodarskich. Sugerował, że w Polsce gospodarka odchodami zwierzęcymi oraz podwórzami gospodarskimi jest zasadniczo słaba. Zalecał ilościową ocenę znaczenia tych źródeł zanieczyszczeń oraz opracowanie i wdrożenie działań na rzecz ograniczenia wycieków (Zalecenie nr 4). Oenema twierdził, że wiele systemów składowania obornika wykazuje nieszczelność i przyczynia się do wymywania azotu do wód podziemnych i powierzchniowych. Autor szacował, że straty na skutek wymywania ze składowisk obornika oraz podwórz gospodarskich w Polsce stanowią aż 40% całkowitej straty z wymywania. Przećiętne straty wymywania azotu w Polsce wahają się w przedziale 8–20 kg N·ha⁻¹ rocznie. Dane te przekładają się na 20 mg do 40 mg NO₃ na litr w wodach (Oenema 2007). Wtórne efekty zanieczyszczenia wód powierzchniowych zaobserwowane podczas badań przedstawiono na fotografii zbiorczej nr 3. Na zdjęciach widzimy nasilony proces eutrofizacji w małych akwenach usytuowanych na terenach wiejskich: 3A – rzeka Szpatnica, 3B – rzeka Masłówka, 3C i 3D – rzeka Żylicka Struga, 3E i 3F – zbiornik zaporowy bez nazwy w Stanisławowie k. Rawicza. Punkty te zlokalizowane są na terenie dwóch JCWP – Orla od Rdęcy do Baryczy (PLRW60001914699) oraz Masłówka (PLRW60001714689). Stan tych akwenów i ich degradacja wynika przede wszystkim z dopływu pierwiastków biogennych z produkcji rolnej.



Fot. 1. Niewłaściwe praktyki rolnicze stwierdzone na terenie woj. wielkopolskiego i kujawsko-pomorskiego (dokumentacja fotograficzna własna): A – przechowywanie obornika na płycie bez zbiornika na odcieki i ściany bocznych; B – przechowywanie obornika na polu bez izolacji, przez kilka lat w tym samym miejscu oraz powstające odcieki; C – przenikanie odcieku pod płótem z miejsca przechowywania obornika, które nie jest odpowiednio izolowane; D – płyta obornikowa zbudowana z nieuszczelnego materiału – widoczne przecieki na ścianach bocznych; E – wydeptane brzozy rzeki przez bydło pasące się na pastwiskach nie posiadających grodzienia od wód powierzchniowych, F – zwierzęta w wodzie na pastwiskach nieposiadających grodzień

Phot. 1. Improper agricultural practices identified in the Greater Poland and Kuyavian-Pomeranian provinces (own photographic documentation): A – storage of manure on a slab without a leachate tank and side walls; B – storage of manure in a field without isolation, for several years in the same place and leachate; C – leachate penetration under the fence from a manure storage area that is not properly isolated; D – manure plate made of leaky material – visible leaks on the side walls; E – trampled river banks by cattle grazing on pastures without fencing from surface waters, F – animals in water on pastures without fencing



Fot. 2. Niewłaściwe praktyki rolnicze stwierdzone na terenie woj. wielkopolskiego i kujawsko-pomorskiego (dokumentacja fotograficzna własna): A – składowanie przyzmy obornika w okolicach cieku wodnego; B i C – składowanie obornika na gruntach zalewanych lub o wysokim poziomie wody gruntowej; D – składowanie obornika w zagłębieniach terenu oraz przy rzece; E – przecieki przez mur, za którym składowana jest przyzma obornika; F – przyzma obornika składowana przez długi czas w jednym miejscu – w odciekach zdążyły rozwinąć się glony

Phot. 2. Improper agricultural practices identified in the Wielkopolska and Kujawsko-Pomorskie provinces (own photographic documentation): A – storage of a heap of manure near a watercourse; B and C – storage of manure on flooded land or land with a high level of groundwater; D – manure storage in depressions and by the river; E – leaks through the wall behind which the manure heap is stored; F – heap of manure stored for a long time in one place – algae managed to develop in the leachate



Fot. 3. Przykłady degradacji wód stwierdzone w akwenach na terenie zlewni rzeki Orla w województwie wielkopolskim (dokumentacja fotograficzna własna): A – ciek całkowicie pokryty rzęsą drobną (*Lemna minor*); B – ciek pokryty glonami strukturalnymi; C – ciek pod presją fermy zwierzęcej – zakwity glonów i sinic; D – ciek pod presją fermy zwierzęcej - zakwity glonów strukturalnych; E – niewielki zbiornik zaporowy na terenach rolniczych – zakwity glonów strukturalnych w okresie zimowym; F – niewielki zbiornik zaporowy na obszarach rolniczych – zakwit sinicowy w okresie letnim

Phot. 3. Examples of water degradation found in water bodies in the Orla River catchment area in the Wielkopolska province (own photographic documentation): A – watercourse completely covered with small *Lemna minor*; B – watercourse covered with structural algae; C – watercourse under the pressure of a big animal farm – algae and cyanobacterial blooms; D – watercourse under the pressure of a big animal farm - structural algae blooms; E – a small dam reservoir in agricultural areas – structural algae blooms in winter; F – a small dam reservoir in agricultural areas – cyanobacterial bloom in the summer

4.5. Wyniki analizy spójności wewnętrznej systemu

Spójność wewnętrzną Systemu Szybkiej Identyfikacji (SSI) analizowano metodą *Alfa Cronbacha* (Cronbach 1951; Carmines i Zeller 1980). Oszacowano rzetelność badanych skal, aby określić zdolność narzędzia do wykonywania spójnych pomiarów, a także w celu oceny trafności i precyzji w interpretacji danych. Obliczony wskaźnik *Alfa Cronbacha* kształtuje się na średnim poziomie, jednak kluczowe jest to, że usunięcie żadnej z analizowanych skal modułu produkcyjnego i środowiskowego nie poprawia wyniku znacząco, czyli każda z inwentaryzowanych skal ma podobne znaczenie dla SSI. Rzetelność dla modułu produkcyjnego jest niższa, natomiast dla modułu środowiskowego – wysoka (tab. 27–29). Wyniki wskazują, że wskaźnik SSI mierzy presję jednorodnie, mimo iż podział na moduły nie do końca odzwierciedla rozkład wyników (rys. 17). Do oceny jednorodności modułów wykonano analizę składowych głównych w celu sprawdzenia, czy skale mogą ułożyć się w jakiś inny logiczny układ niż proponowany w metodyce.

Tabela 27. Analiza rzetelności *Alfa Cronbacha* dla skal modułu produkcyjnego

Table 27. *Cronbach's alpha* reliability analysis of for the production module scales

Usunięta pozycja Deleted item	Średnia skali po usunięciu pozycji The average of the scale after item removal	Odchylenie standar- dowe skali po usu- nięciu pozycji The standard devia- tion of the scale after removing the item	Korelacja pozycji usuniętej i sumy pozostałych Correlation of item deleted and sum of remaining	<i>Alfa Cronbacha</i> skali po usunięciu pozycji <i>Cronbach's alpha</i> of the scale after item removal
Udział użytków zielonych Share of grassland (TUZ)	58,3444	7,5584	0,4085	0,2732
Udział gruntów ornych Share of arable land (GO)	57,6756	7,5172	0,4482	0,2616
Zboża w tym kukurydza Cereals (including maize) (ZP)	58,8240	8,1984	-0,0181	0,4253
Rośliny przemysłowe Industrial crops (Prz)	65,8485	8,3129	0,0342	0,3907
Rośliny okopowe Root crops (O)	65,4994	8,3416	0,0201	0,3933
Sady / Orchards (Sa)	66,4945	8,5528	-0,1738	0,4059
Warzywno Vegetables (Wa)	66,2558	8,4468	-0,0396	0,4012
Bobowate drobnonasienne Small-seed legumes (BD)	56,8403	8,2474	0,1407	0,3688

Tabela 27. cd.
Table 27. cont.

Rośliny strączkowe Large-seeded legumes (S)	56,7645	8,3011	0,1215	0,3736
Pastewne i nawozy zielone Fodder crops and green manures (RP)	57,3800	7,9156	0,1647	0,3550
Azotowe nawozy mineralne Mineral nitrogen fertilizers (Nmin)	60,9191	6,7434	0,2771	0,2928
Fosforowe nawozy mine- ralne Mineral phosphorus ferti- lizers (Pmin)	64,7726	7,7905	0,3084	0,3128
Azot w paszach przemy- słowych Nitrogen from industrial feeds (Npasz)	65,1611	8,0498	0,0985	0,3777
Obsada inwentarza Livestock density (Obsa)	64,3802	8,5320	-0,1409	0,4489
Liczba pozycji Number of positions				14
Średnia skali Mean scale				66,5508
Odchylenie standardowe skali Standard deviation of the scale				8,4721
Alfa Cronbacha skali Cronbach's alpha scale				0,3857
-95% CI dla Alfa Cronbacha skali -95% CI for Cronbach's alpha scale				0,334
+95% CI dla Alfa Cronbacha skali +95% CI for Cronbach's alpha scale				0,4348
Błąd standardowy pomiaru Standard error of measure- ment				6,6402
Średnia korelacji pomiędzy parami pozycji Average correlation between pairs of items				0,0315
Alfa Cronbacha standaryzo- wana Standardized Cronbach's alpha				0,3132

Tabela 28. Analiza rzetelności *Alfa Cronbacha* dla skal modułu środowiskowego**Table 28.** *Cronbach's alpha* reliability analysis for the scales of the environmental module

Usunięta pozycja Deleted item	Średnia skali po usunięciu pozycji The average of the scale after item removal	Odchylenie stan- dardowe skali po usunięciu pozycji The standard de- viation of the scale after removing the item	Korelacja pozycji usuniętej i sumy pozostałych Correlation of item deleted and sum of remaining	<i>Alfa Cronbacha</i> skali po usunięciu pozycji <i>Cronbach's alpha</i> of the scale after item removal
Termin stosowania obornika Solid manure application time (Obw)	27,1097	15,6005	0,4256	0,7523
Termin stosowania płynnych nawozów naturalnych Liquid manure application time (Gnw)	30,4740	16,7338	0,1497	0,7805
Okres od wywiezienia do przy- orania nawozów naturalnych Period from application to plowing manures (Opn)	30,0178	16,4205	0,2621	0,7711
Rok budowy płyty obornikowej Year of construction building for storage of solid manure (Rbp)	28,1925	13,8602	0,7689	0,6874
Rok budowy zbiornika na gnojówkę/gnojowicę Year of construction building for storage of liquid manure (Rbp)	28,9493	14,7906	0,6437	0,7174
Sposób przygotowania kiszonki Way of preparing silage (Pryz)	31,7133	16,7769	0,1465	0,7801
Sposób zagospodarowania ścieków bytowych Way of water waste manage- ment (Zsb)	30,6486	16,5064	0,2167	0,7756
Braki płyty obornikowej Lack of buildings for storage of solid manures (BrPly)	28,9332	13,5061	0,7054	0,7001
Braki zbiornika na gnojówkę/ gnojowicę Lack of buildings for storage of liquid manures (BrZb)	29,4656	14,4406	0,5815	0,7263
Liczba pozycji Number of positions				9
Średnia skali Mean scale				33,188

Tabela 28. cd.
Table 28. cont.

Odchylenie standardowe skali Standard deviation of the scale	17,1386
<i>Alfa Cronbacha</i> skali Cronbach's alpha scale	0,7701
-95% CI dla <i>Alfa Cronbacha</i> skali -95% CI for Cronbach's alpha scale	0,7503
+95% CI dla <i>Alfa Cronbacha</i> skali +95% CI for <i>Cronbach's alpha</i> scale	0,7889
Błąd standardowy pomiaru Standard error of measure- ment	8,2171
Średnia korelacji pomiędzy parami pozycji Average correlation between pairs of items	0,2354
<i>Alfa Cronbacha</i> standaryzowana Standardized Cronbach's alpha	0,7348

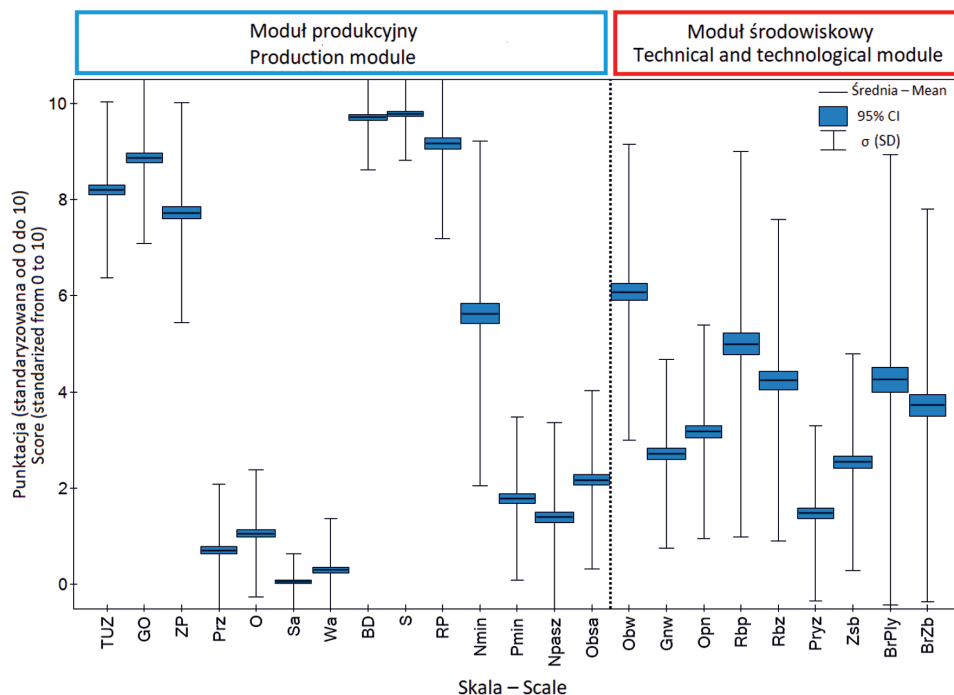
Tabela 29. Analiza rzetelności *Alfa Cronbacha* dla skali SSI
Table 29. *Cronbach's alpha* reliability analysis for the RIS scale

Usunięta pozycja Deleted item	Średnia skali po usunięciu pozycji The average of the scale after item removal	Odchylenie stan- dardowe skali po usunięciu pozycji The standard de- viation of the scale after removing the item	Korelacja pozycji usuniętej i sumy pozostałych Correlation of item deleted and sum of remaining	<i>Alfa Cronbacha</i> skali po usunięciu pozycji <i>Cronbach's alpha</i> of the scale after item removal
Udział użytków zielonych Share of grassland (TUZ)	91,5324	19,1795	0,0470	0,6621
Udział gruntów ornych Share of arable land (GO)	90,8636	19,0882	0,1015	0,6580
Zboża w tym kukurydza Cereals (including maize) (ZP)	92,0120	19,0357	0,0791	0,6617
Rośliny przemysłowe Industrial crops (Prz)	99,0365	19,4469	-0,1042	0,6686

Rośliny okopowe Root crops (O)	98,6874	19,2136	0,0706	0,6589
Sady Orchards (Sa)	99,6825	19,4252	-0,1424	0,6634
Warzywne Vegetables (Wa)	99,4438	19,3897	-0,0628	0,6642
Bobowate drobnonasienne Small-seed legumes (BD)	90,0283	19,2440	0,0701	0,6586
Rośliny strączkowe Large-seeded legumes (S)	89,9525	19,2432	0,0884	0,6578
Pastewne i nawozy zielone Fodder crops and green manures (RP)	90,5680	19,2145	0,0179	0,6652
Azotowe nawozy mineralne Mineral nitrogen fertilizers (Nmin)	94,1071	18,6155	0,1128	0,6672
Fosforowe nawozy mineralne Mineral phosphorus fertilizers (Pmin)	97,9606	19,0811	0,1156	0,6568
Azot w paszach przemysłowych Nitrogen from industrial feeds (Npsz)	98,3491	19,0060	0,1260	0,6565
Obsada inwentarza Livestock density (Obsa)	97,5682	18,9639	0,1625	0,6535
Termin stosowania obornika Solid manure application time (Obw)	93,6604	17,8416	0,4252	0,6223
Termin stosowania płynnych nawozów naturalnych Liquid manure application time (Gnw)	97,0248	18,9646	0,1473	0,6548
Okres od wywiezienia do przyorania nawozów natu- ralnych Period from application to plowing manures (Opn)	96,5686	18,7180	0,2304	0,6476
Rok budowy płyty oborn- ikowej Year of construction building for storage of solid manure (Rbp)	94,7433	16,4721	0,6587	0,5742

Tabela 29. cd.
Table 29. cont.

Rok budowy zbiornika na gnojówkę/gnojowicę Year of construction building for storage of liquid manure (Rbp)	95,5000	17,2740	0,5610	0,5999
Sposób przygotowania kiszonki Way of preparing silage (Pryz)	98,2640	19,1474	0,0654	0,6607
Sposób zagospodarowania ścieków bytowych Way of water waste management (Zsb)	97,1993	18,7329	0,2182	0,6487
Braki płyty obornikowej Lack of buildings for storage of solid manures (BrPly)	95,4840	16,1966	0,5939	0,5814
Braki zbiornika na gnojówkę/gnojowicę Lack of buildings for storage of liquid manures (BrZb)	96,0164	16,9932	0,4980	0,6048
Liczba pozycji – Number of positions				23
Średnia skali – Mean scale				99,7388
Odchylenie standardowe skali Standard deviation of the scale				19,352
Alfa Cronbacha skali Cronbach's alpha scale				0,6582
-95% CI dla Alfa Cronbacha skali -95% CI for Cronbach's alpha scale				0,6299
+95% CI dla Alfa Cronbacha skali +95% CI for Cronbach's alpha scale				0,6852
Błąd standardowy pomiaru Standard error of measurement				11,3141
Średnia korelacji pomiędzy parami pozycji Average correlation between pairs of items				0,0448
Alfa Cronbacha standaryzowana Standardized Cronbach's alpha				0,5188



Rys. 17. Wyniki wystandaryzowania poszczególnych skal SSI
 Fig. 17. The results of standardization of individual RIS scales

Aby określić spełnienie warunku przeprowadzenia analizy składowych głównych, wykonano test sferyczności Bartletta, jako poprzedzający test jednorodności wielu średnich (Snedecor i Cochran 1989; Czyżewski i Strońska-Ziemann 2016). W przeprowadzonej kalkulacji statystycznej stwierdzono wysoce istotny wynik testu Bartletta ($\chi^2 = 10873,2082$, $df = 253$, $p < 0,001$). Policzono również współczynnik Kaisera-Mayera-Olki na dla porównania korelacji cząstkowych z dwuzmiennowymi współczynnikami korelacji (Kaiser 1974; Kaiser i Rice 1974). Współczynnik wynosi $KMO = 0,5429$, co dało podstawę do przeprowadzenia analizy składowych głównych.

Z przeprowadzonej analizy kryterium wartości własnej przedstawionej w tabelach 30 i 31 wynika, że dziewięć pierwszych czynników ma wartość >1 , natomiast kryterium osypiska wskazuje na pięć czynników. Jednak pięć czynników wyjaśnia jedynie 49,6% obserwowanej zmienności, a dziewięć – tylko 69,3% obserwowanej zmienności. Na podstawie wyników uzyskanych na bazie analizy czynnikowej można stwierdzić, że nie można stworzyć podziału skal lepszego niż zaproponowany podział na dwa moduły.

Tabela 30. Wartości własne czynników**Table 30.** Calculated eigenvalues of factors

Numer Number	Wartość własna Eigenvalues	Procent wariancji Percentage of variance	Wartość skumulowana Cumulative value	Procent skumulowany Cumulative percentage
1	3,4906	15,1763	3,4906	15,1763
2	2,5694	11,1712	6,0599	26,3476
3	2,0975	9,1197	8,1575	35,4673
4	1,8494	8,0410	10,0069	43,5083
5	1,3973	6,0750	11,4042	49,5834
6	1,3666	5,9417	12,7708	55,5251
7	1,1114	4,8320	13,8821	60,3570
8	1,0546	4,5853	14,9367	64,9423
9	1,0137	4,4076	15,9505	69,3499
10	0,9445	4,1063	16,8949	73,4562
11	0,8820	3,8350	17,7770	77,2912
12	0,7965	3,4630	18,5735	80,7542
13	0,7536	3,2764	19,3270	84,0306
14	0,6817	2,9640	20,0088	86,9946
15	0,6452	2,8052	20,6539	89,7998
16	0,5840	2,5390	21,2379	92,3387
17	0,4888	2,1251	21,7267	94,4638
18	0,4220	1,8346	22,1486	96,2984
19	0,3310	1,4389	22,4796	97,7373
20	0,1974	0,8584	22,6770	98,5957
21	0,1703	0,7403	22,8473	99,3360
22	0,0900	0,3913	22,9373	99,7273
23	0,0627	0,2727	23,0000	100

Tabela 31. Charakterystyka ładunków czynnikowych**Table 31.** Characteristics of factor loadings

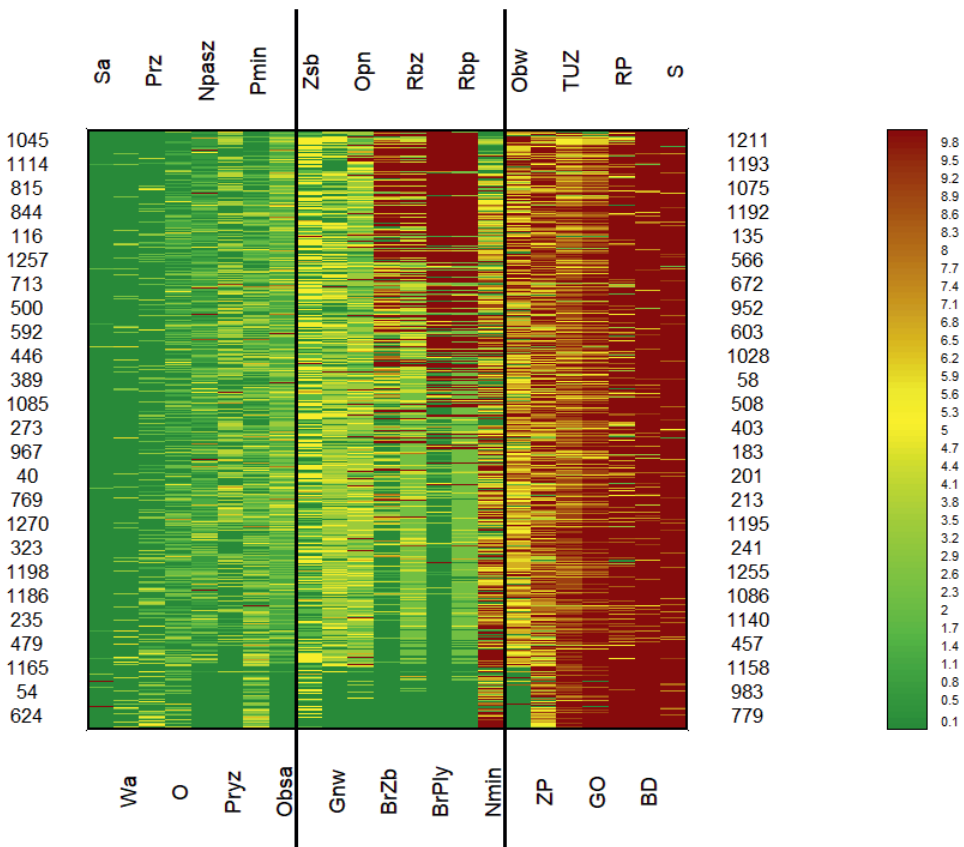
Zmienne Variables	Czynnik 1 Factor 1	Czynnik 2 Factor 2	Czynnik 3 Factor 3	Czynnik 4 Factor 4	Czynnik 5 Factor 5	Czynnik 6 Factor 6	Czynnik 7 Factor 7	Czynnik 8 Factor 8	Czynnik 9 Factor 9	Czynnik 10 Factor 10
TUZ	-0,32	-0,61	0,42	0,08	0,10	-0,38	0,02	-0,12	0,00	-0,12
GO	-0,25	-0,57	0,54	0,19	0,18	-0,33	0,00	0,18	-0,02	-0,11
ZP	0,16	-0,15	-0,11	0,82	0,10	0,28	0,22	0,07	-0,11	-0,04

Prz	-0,28	-0,29	0,15	-0,20	0,22	-0,05	-0,66	-0,21	-0,04	-0,03
O	0,02	-0,09	0,30	-0,30	-0,42	-0,31	0,04	0,35	0,35	0,27
Sa	-0,10	0,06	-0,27	-0,23	-0,27	-0,08	0,02	-0,74	0,09	-0,04
Wa	-0,12	-0,11	0,07	-0,43	-0,38	-0,11	0,50	0,01	-0,03	0,02
BD	-0,04	-0,27	0,01	0,36	-0,44	0,23	-0,06	-0,12	0,21	-0,18
S	0,05	-0,01	0,17	0,31	-0,19	0,20	-0,28	-0,08	0,63	0,13
RP	-0,14	-0,50	-0,12	0,42	-0,28	-0,02	0,12	-0,06	0,02	0,24
Nmin	-0,07	-0,19	0,58	-0,22	0,12	0,57	0,08	-0,08	-0,03	0,07
Pmin	-0,07	-0,11	0,54	-0,30	0,08	0,58	0,16	-0,10	-0,04	0,17
Npasz	0,18	0,15	0,27	0,15	0,43	-0,23	0,32	-0,36	0,28	-0,01
Obsa	0,42	0,47	0,21	0,07	0,32	-0,18	0,21	-0,05	0,28	-0,09
Obw	0,55	0,17	0,44	0,16	-0,23	-0,13	-0,09	-0,19	-0,19	0,04
Gnw	0,28	0,46	0,48	0,21	-0,21	-0,08	-0,04	-0,05	-0,21	0,03
Opn	0,38	0,17	0,23	0,19	-0,13	-0,21	-0,16	-0,14	-0,32	0,46
Rbp	0,81	-0,39	-0,07	-0,09	-0,03	0,03	-0,04	0,02	-0,07	-0,02
Rbz	0,71	-0,45	-0,16	-0,16	0,12	-0,01	-0,01	-0,04	0,04	0,09
Pryz	0,31	0,48	0,14	-0,06	0,01	0,06	-0,25	0,25	0,19	-0,05
Zsb	0,28	0,06	0,29	-0,06	-0,35	0,03	-0,03	0,02	-0,07	-0,68
BrPly	0,78	-0,38	-0,09	-0,13	-0,03	0,05	-0,04	0,03	-0,05	-0,07
BrZb	0,71	-0,35	-0,18	-0,17	0,16	0,01	0,03	0,00	0,17	0,01

Wykonana analiza składowych głównych nie pozwoliła wskazać lepszego podziału skal niż proponowany na dwa moduły, co świadczy to o poprawnym rozdziale parametrów. Dlatego przeprowadzono analizę oceny jednorodności – analizę gradacyjną (Lenkiewicz 2012). Pozwoliła ona na wydzielenie trzech skupień skal (rys. 18):

- a. skupienia skal o niskich wynikach (1) – tworzą ją: Sa, Wa, Prz, O, Npasz, **Pryz**, Pmin, Obsa – są to skale z modułu produkcyjnego oraz dodatkowo skala oceniająca sposób przygotowania przyzmy kiszonkowej (Pryz) z modułu środowiskowego,
- b. skupienie skal o wysokich wynikach (3) – tworzą ją: S, BD, RP, GO, TUZ, ZP, **Obw** – czyli skale z modułu produkcyjnego oraz dodatkowo pora wywiezienia obornika (**Obw**) z modułu środowiskowego,
- c. skupienie skal o średnich wynikach (2) – tworzą ją: **Nmin**, Gnw, Opn, Rbp, Rbz, Zsb, BrPly i BrZb, czyli skale modułu środowiskowego oraz dodatkowo ilość azotu w nawozach mineralnych (Nmin) z modułu produkcyjnego.

W analizach wykazano więc, że moduł produkcyjny dzieli się na dwie odrębne grupy o skrajnie różnych wynikach. Dodatkowo w tej analizie widać, że wszystkie gospodarstwa są jednorodne pod względem skupienia nr 1 i 3, natomiast skupienie nr 2 różnicuje gospodarstwa. To sugeruje, że można pogrupować gospodarstwa w analizach wielowymiarowych, czyli wyróżnić grupy gospodarstw o podobnych warunkach, a liczba skal, które mają domi-

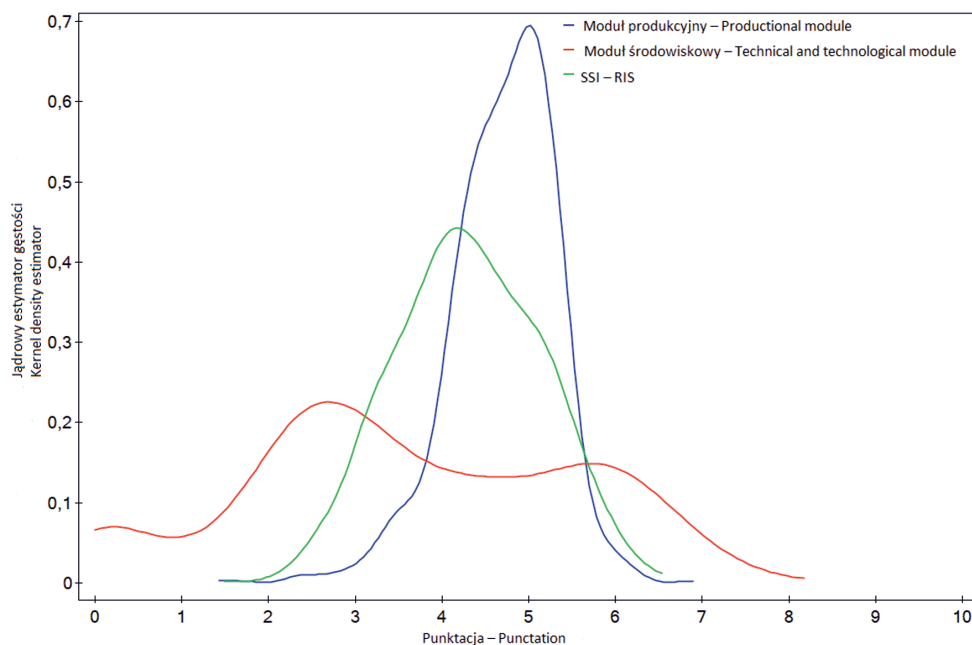


Rys. 18. Podział skal dwóch modułów na trzy skupienia
 Fig. 18. Division of the scales of two modules into three clusters

nujący wpływ na to grupowanie, jest ograniczona. Na podstawie wykonanej analizy statystycznej można stwierdzić, że to skale modułu środowiskowego mają największy wpływ na rozróżnienie gospodarstw, przy czym najważniejsze skale to Rbp, Rbz, BrPly i BrZb.

4.6. Wyniki analiz wielowymiarowych – gęstość rozkładu zmiennych losowych

Wszystkie analizowane skale modułu produkcyjnego oraz środowiskowego zostały wystandaryzowane na od 0 do 10, podobnie jak syntetyczny wskaźnik SSI. Na podstawie tych skal przeanalizowano moduły oraz wskaźnik SSI z wykorzystaniem estymatora niepara-



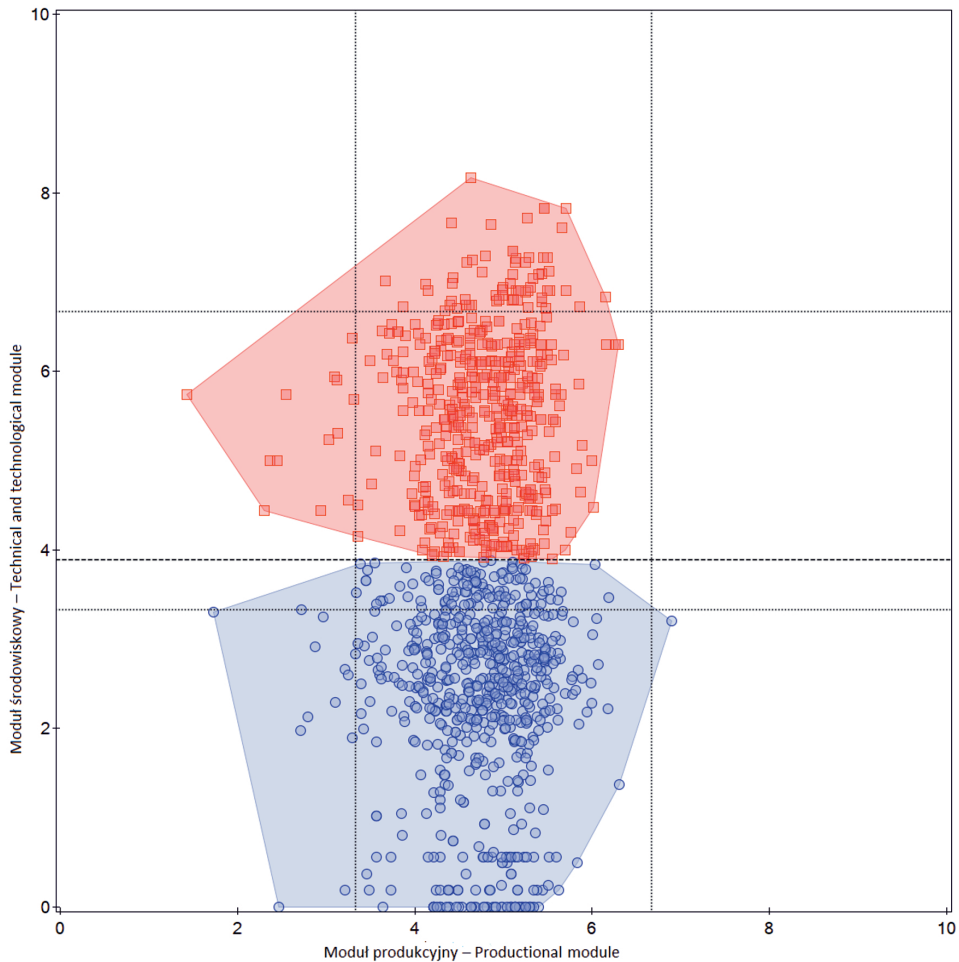
Rys. 19. Empiryczny rozkład wyników – jądro estymator gęstości (funkcja jądra Gaussa, rodzaj wygładzania SNR)
 Fig. 19. Empirical distribution of results – kernel density estimator (Gaussian kernel function, type of SNR smoothing)

metrycznego, przeznaczonego do wyznaczania gęstości rozkładu zmiennych losowych – jądro estymatora gęstości (Łukasik 2008; Baszczyńska 2016).

Jak widać na rysunku 19, wyniki dla modułu środowiskowego kształtują się w szerszym zakresie (od niskich do wysokich) niż dla modułu produkcyjnego, dla którego większość wyników jest w przeciętnym zakresie. Dodatkowo w przypadku modułu środowiskowego obserwuje się dwa szczyty gęstości, co sugeruje dwa skupienia, podczas gdy w module produkcyjnym szczyt jest tylko jeden. Większość obserwacji oscyluje więc wokół średniej.

Dla modułu produkcyjnego zaobserwowano średnią wartość kształtującą się na poziomie 4,75 z odchyleniem standardowym oscylującym na poziomie 0,60. Mediana rozkładu wyników to 4,82 z zakresem kwartylowym od 4,39 do 5,17 i całkowitym zakresem od 1,43 do 6,90. Dla modułu środowiskowego średnia kształtuje się na poziomie 3,69 z odchyleniem standardowym na poziomie 1,90. Mediana rozkładu to 3,47 z zakresem kwartylowym od 2,41 do 5,37 i całkowitym zakresem od 0 do 8,17. Dla wskaźnika SSI średnia wynosi 4,34 z odchyleniem standardowym na poziomie 0,84. Mediana rozkładu to 4,31 z zakresem kwartylowym od 3,75 do 4,97 i całkowitym zakresem od 1,50 do 6,54.

Dalsze badania objęły dwuwymiarową analizę skupień metodą k-średnich (Lloyd 1982). W wyniku grupowania wydzielono dwa skupienia (rys. 20). W przypadku pierw-



Rys. 20. Rozrzut wyników modułu produkcyjnego i środowiskowego oraz podział na skupienia (analiza skupień k-średnich)
Fig. 20. Dispersion of the results of the production and environmental modules and division into clusters (k-means cluster analysis)

szego skupienia (692 przypadki) średnia modułu produkcyjnego to 4,74 z odchyleniem standardowym wynoszącym 0,61. Z kolei średnia dla modułu środowiskowego to 2,28 z odchyleniem standardowym wynoszącym 1,1.

W przypadku drugiego skupienia (534 przypadki) średnia modułu produkcyjnego kształtuje się na poziomie 4,77 z odchyleniem standardowym wynoszącym 0,6. Średnia dla modułu środowiskowego oscyluje na poziomie 5,51 z odchyleniem standardowym wynoszącym 0,93.

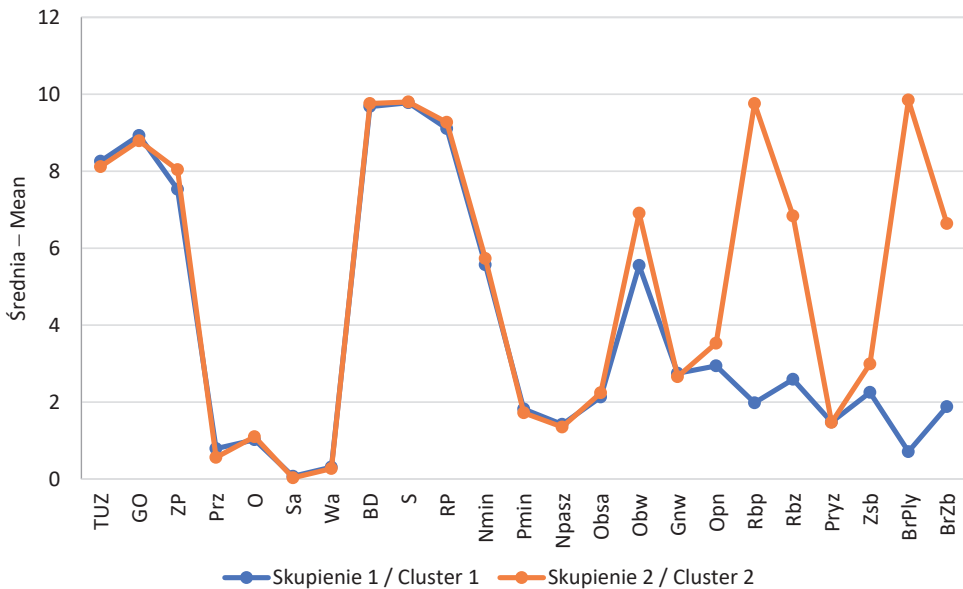
Wyniki modułu produkcyjnego nie różnią się istotnie ($F = 0,7066$, $p = 0,4007$) między skupieniem pierwszym i drugim. Z kolei wyniki modułu środowiskowego różnią się wysoce istotnie ($F = 2968,9$, $p < 0,0001$) między skupieniem pierwszym i drugim.

W badanej grupie wyniki modułu produkcyjnego nie różnicują gospodarstw, ale wyniki modułu środowiskowego dzielą tę grupę na dwa skupienia. Linia podziału przebiega na poziomie 3,89. W skupieniu pierwszym wyniki modułu środowiskowego wynoszą od 0 do 3,8844, czyli większość wyników jest w zakresie wyników niskich, a pewna część jest w przedziale średnim. W skupieniu drugim zakres ten oscyluje pomiędzy 3,9029 a 8,1717, czyli wyniki modułu środowiskowego są w większości w zakresie wyników średnich, a część jest wysoka.

Pośród analizowanej grupy 1226 gospodarstw nie stwierdzono żadnego przypadku gospodarstwa, w którym wyniki obu modułów (produkcyjnego i środowiskowego) są wysokie, czyli wskazywałyby na najwyższą presję. Załedwie w jednym przypadku wyniki modułu produkcyjnego są wysokie, podczas gdy środowiskowego są niskie. Nie stwierdzono również przypadku, by wyniki modułu produkcyjnego były niskie, podczas gdy środowiskowego są wysokie.

Nie odnotowano także istotnego związku liniowego między wynikami modułów produkcyjnego i środowiskowego ($r = 0,0310$, $p = 0,2785$), czyli oszacowany współczynnik korelacji liniowej jest bliski zeru. Z matematycznego punktu widzenia oznacza to, że wyniki modułu środowiskowego w żaden sposób nie są powiązane z wynikami modułu środowiskowego. Potwierdza to odrębność obu zaprojektowanych modułów jako miar mierzących różne parametry.

Przeprowadzona analiza skupień wykazała, że w przypadku skali środowiskowej istnieją dwie różne od siebie grupy gospodarstw (rys. 21). Empirycznie występujący podział pozwala na wyznaczenie prawdziwej granicy pomiędzy wynikami niskimi i wysokimi. W przypadku skali produkcyjnej brakuje rzeczywistych skupień, dlatego skalę tę możemy dzielić jedynie sztucznie albo na równe części skal, jak to zostało wykonane w tej pracy, by gospodarstwa nie wpływały na ten podział. Uzyskane dwa skupienia dla wszystkich skal przedstawione na wykresie liniowym wskazują, że moduł środowiskowy wyraźnie różnicuje gospodarstwa w odróżnieniu do modułu produkcyjnego, który tego nie robi. Różnice widać przede wszystkim w takich elementach, jak pora wywiezienia obornika na pola (Obw), liczba dni od wywiezienia nawozów naturalnych do ich przyorania (Opn) czy zagospodarowanie ścieków bytowych (Zsb), ale przede wszystkim w parametrach związanych z budowlami do przechowywania nawozów naturalnych – rok budowy płyty obornikowej (Rbp), rok budowy zbiornika na płynne nawozy naturalne (Rbz) oraz braki w budowlach do przechowywania stałych nawozów naturalnych (płyty obornikowe) (BrPly) i w budowlach do przechowywania płynnych nawozów naturalnych (zbiorniki) (BrZb) (rys. 21). Przeprowadzone analizy potwierdziły wyniki i wnioski uzyskane w analizie gradacyjnej.



Rys. 21. Wynik analizy skupień z wykorzystaniem wszystkich analizowanych skal
 Fig. 21. Cluster analysis result using all analyzed scales

Na podstawie wyników wykonanych analiz wielowymiarowych można postawić hipotezę, że moduł środowiskowy wyraźnie różnicuje gospodarstwa ze względu na specyfikę reformy WPR, która kładzie duży nacisk na działania prośrodowiskowe i ekologizację wsi. Polityka UE w zakresie rolnictwa była do tej pory nakierowana na gospodarstwa o pewnym poziomie intensywności produkcji. Intensywność wiązała się przede wszystkim z wielkością gospodarstw oraz produkcją zwierzęcą o określonej obsadzie. Wdrażane działania dotyczyły przede wszystkim rolników prowadzących swoją działalność na obszarach szczególnie narażonych na azotany pochodzenia rolniczego (OSN). Proces restrukturyzacji gospodarstw zapoczątkowano w 2003 r. reformą Wspólnej Polityki Rolnej, która zasadniczo zmieniła sposób wsparcia rolnictwa w Unii Europejskiej. Wprowadzono tzw. Płatność Jednolitą (SPS), która zastąpiła większość płatności bezpośrednich, specyficznych dla poszczególnych rodzajów produkcji rolnej. Płatności jednolite uzależniono od spełnienia przez rolników szeregu wymagań dotyczących:

- a. utrzymania gruntów wchodzących w skład gospodarstwa w Dobrej Kulturze Rolnej (DKR) zgodnie z zasadami Good Agricultural and Environmental Conditions (GAEC) (Regulation (EU) No 1306/2013) – załącznik III do rozporządzenia Rady nr 73/2009 (Dz.U. UE L 30/16)

- b. podstawowych wymogów z zakresu zarządzania (Statutory Management Requirements – SMR) – załącznik II do rozporządzenia Rady nr 1306/2013 (OJ L 347, 20.12.2013, p. 549–607).

Wymienione powyżej wymogi składają się na jeden mechanizm – zasadę wzajemnej zgodności (ang. *cross-compliance*). Spośród wielu zaleceń i wymogów znalazły się te, które dotyczą posiadania płyty obornikowej oraz zbiornika na gnojówkę lub gnojowicę w gospodarstwach zlokalizowanych w strefach OSN. Właściciele gospodarstw rolnych położonych na obszarach szczególnie narażonych musieli do końca 2008 r. wybudować płyty gnojowe oraz zbiorniki na gnojówkę i gnojowicę. Rolnicy, którzy byli beneficjentami Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2004–2006, otrzymali całkowity zwrot wydatków związanych z budową płyt i zbiorników. Skorzystało z tego około 70 tys. gospodarstw. Po tym okresie można było uzyskać zwrot tylko części kosztów, a obowiązek posiadania płyt i zbiorników dotyczył jeszcze około 100 tys. rolników. Instrument wsparcia PROW, jakim była „Modernizacja gospodarstw rolnych”, wzbudzał duże zainteresowanie, ponieważ łączył dotychczasowe trzy inne działania: „Inwestycje w gospodarstwach rolnych”, „Dostosowanie do standardów Unii Europejskiej” oraz „Infrastruktura gospodarstw rolnych”.

Częściowe dofinansowania (300–500 tys. zł) miały na celu wsparcie finansowe z ograniczonych środków jak największej grupy rolników. Beneficjenci uzyskali zwrot 40% do nawet 50% kosztów inwestycji, jeśli gospodarstwo znajdowało się na obszarze ONW (obszar o niekorzystnych warunkach gospodarowania). Kolejne 10% można było uzyskać, jeśli spełnione były warunki z działania „Ułatwienie startu młodym rolnikom” lub „Natura 2000”. Do 75% zwrotu inwestycji otrzymali rolnicy, którzy zbudowali płyty obornikowe w gospodarstwach położonych na obszarach szczególnie narażonych. Ci rolnicy musieli wybudować płyty obornikowe w krótkim czasie (do 2008 r.), stąd wyższa kwota zwrotu. Dodatkowo gospodarstwa z tych terenów były wspierane przez urzędy marszałkowskie w zakresie budowy płyt obornikowych, bowiem wiązało się to z ochroną środowiska (Komisja Rolnictwa i Rozwoju Wsi 2007).

Wszystkie stosowane w gospodarstwie nawozy naturalne oraz kizzonki powinny być przechowywane w specjalnie przygotowanych w tym celu miejscach. Przy przechowywaniu obornika bezpośrednio na gruncie dochodzi do strat rzędu 35% azotu, 20% fosforu i 50% potasu składnika zawartego w oborniku (art. 18 Ustawy o nawozach i nawożeniu z 26 lipca 2000 r., Dz.U.2000.89.991; Ustawa z dnia 10 lipca 2007 r. o nawozach i nawożeniu, Dz.U.2021.76 t.j.; MRiRW, MGMiŻŚ 2019). Zalecane są konstrukcje żelbetonowe wyposażone w zbiornik na odcieki o odpowiednich parametrach (Rudnik i Młynik 2013). Podaje się również inne rozwiązania, które można zastosować szczególnie w przypadku przechowywania obornika, np. wykorzystanie wzmocnionej folii pod odpowiednio przygotowanym podłożem (np. żwir z ziemią uprawną). Pietrzak i in. (2018) proponują tzw. podłoża denitryfikacyjne, które ograniczają odpływ azotu do wód gruntowych. Bednarek i in. (2017) oraz Kupiec i in. (2020) zalecają tzw. organiczne płyty obornikowe,

które redukują przede wszystkim odpływ azotanów, ale także fosforanów do wód gruntowych. Przy wsparciu działań z wykorzystaniem kompozycji mikroorganizmów osiąga się również efekt ograniczenia emisji amoniaku oraz kondycjonowania obornika. Dwa spośród badanych w niniejszym opracowaniu gospodarstwa (w miejscowości Łaszczyn, gmina Rawicz, woj. wielkopolskie) posiadały płyty organiczne wybudowane w ramach projektu finansowanego z Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Wielkopolskiego Regionalnego Programu Operacyjnego na lata 2014–2020 pt. „Rozwój i optymalizacja innowacyjnej metody redukcji istotnych zanieczyszczeń punktowych rozproszonych oraz obszarowych na terenach wiejskich” realizowanego w latach 2018–2020 (Nr: RPWP.01.02.00-30-0010/17-00).

Analizując wyniki niniejszych badań, można wywnioskować, że struktura gospodarstw wpłynęła na różnicowanie gospodarstw przez moduł środowiskowy. Ponieważ spektrum analizowanych gospodarstw było dość szerokie (od gospodarstw małych po wielkoobszarowe, różna specjalizacja w produkcji zwierzęcej oraz różna jej intensywność), jak i dyspersja przestrzenna powodowała, że część gospodarstw prowadziła swoją działalność w strefach ONW, czy OSN. Rolnicy z terenów specjalnych, ze względu na obowiązek posiadania infrastruktury środowiskowej (m.in. płyt obornikowych i zbiorników na płynne nawozy naturalne) oraz wymogi działań prośrodowiskowych, wynikające chociażby z wdrażanych Programów działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu, rozpoczęły dużo wcześniej proces modernizacji gospodarstw. Pewna grupa gospodarstw (gospodarstwa małe bądź z niewielką obsadą zwierząt) była poza kontrolą i działaniami. Tutaj proces modernizacji rozpoczął się później i przebiegał znacznie wolniej. Należy również zwrócić uwagę na gospodarstwa bez produkcji zwierzęcej. Część elementów z modułu środowiskowego nie była w nich oceniana ze względu na brak takiej potrzeby (np. posiadanie budowli do przechowywania nawozów naturalnych czy sposób wykonywania kiszzonek). Dlatego też w module tech-tech mogą ujawniać się znaczne różnice pomiędzy gospodarstwami rolnymi.

Na kolejnym etapie analiz statystycznych wydzielone dwa skupienia (gospodarstwa o wysokich i niskich wynikach modułu środowiskowego) zestawiono z grupami specjalizacyjnymi gospodarstw. Obliczono stosunek szans wystąpienia danego zdarzenia w jednej grupie gospodarstw o określonej specjalizacji w produkcji zwierzęcej do szansy jego wystąpienia w innej grupie specjalizacyjnej, tzw. iloraz szans (*OR* – ang. *odds ratio*) (Szumilas 2010). Wyniki analiz przedstawiono w tabeli 32.

Przeprowadzone analizy miały charakter nie tylko naukowy, ale też praktyczny. Wyniki jednoznacznie wskazują, że jeśli mamy do czynienia z gospodarstwami z niewielką liczbą zwierząt (specjalizacja „ $G \leq 0,15 \text{ DJP} \cdot \text{ha}^{-1}$ ”), to szansa na wysoki wynik modułu środowiskowego wzrasta ponaddwukrotnie. Jeśli specjalizacja gospodarstwa to bydło (GB), szansa na wysoki wynik modułu środowiskowego jest większa o 41%. Natomiast w przypadku specjalizacji GK (konie), GO (owce) i GT (trzoda), iloraz szans na wysoki

wynik modułu środowiskowego jest nieistotny. Z praktycznego punktu widzenia może to świadczyć o lepszym wyposażeniu oraz bardziej racjonalnych praktykach stosowanych w gospodarstwach specjalizujących się w chowie koni, owiec czy trzody w porównaniu z gospodarstwami utrzymującymi bydło.

Tabela 32. Związki między wydzielonymi skupieniami gospodarstw a ich specjalizacją

Table 32. Relationships between selected clusters of farms and their specialization

Specjalizacja Specialization	Skupienie – wynik modułu środowiskowego Cluster – the result of the technical and technological module				Iloraz szans OR Odds ratio OR	
	niski – low		wysoki – high			
	N	procent kolumny column percentage	N	procent kolumny column percentage		
G $\leq 0,15 \cdot \text{DJP} \cdot \text{ha}^{-1}$	nie	630	91,04	444	83,15	2,0597 ($p < 0,0001$)
	tak	62	8,96	90	16,85	
GB	nie	359	51,88	231	43,26	1,4141 ($p = 0,0028$)
	tak	333	48,12	303	56,74	
GK	nie	679	56,54	522	43,46	1,2007 ($p = 0,6512$)
	tak	13	52	12	48	
GO	nie	691	99,86	534	100	0,4312 ($p = 0,6067$)
	tak	1	0,14	0	0	
GT	nie	486	70,23	347	64,98	1,2714 ($p = 0,0510$)
	tak	206	29,77	187	35,02	
GD	nie	689	99,57	518	97	7,0940 ($p = 0,0019$)
	tak	3	0,43	16	3	
GR	nie	533	77,02	533	99,81	0,0063 ($p < 0,0001$)
	tak	159	22,98	1	0,19	

Gospodarstwa utrzymujące konie, owce czy też kozy najczęściej charakteryzują się mniejszą intensywnością chowu, a ich potencjalny wpływ na elementy środowiska zależy od systemu zarządzania, skali produkcji oraz regionu (European Commission 2006).

W przypadku jeśli gospodarstwo specjalizuje się w chowie drobiu (GD), to szansa na wysoki wynik modułu środowiskowego wzrasta ponad siedem razy. Wynika z tego, że chów drobiu jest bardzo obciążający dla środowiska, co potwierdza wielu autorów (Myszograj i Puchalska 2012; Maheshwari 2013; Andretta i in. 2021). Gospodarstwa bez zwierząt generują mniejsze zagrożenie dla środowiska niż gospodarstwa utrzymujące zwierzęta, nawet w niewielkiej liczbie. Jak wykazano w przeprowadzonych analizach, jeżeli specjalizacją gospodarstwa jest wyłącznie produkcja roślinna (GR), szansa na wysoki wynik modułu środowiskowego spada o 99,37%, czyli oscyluje blisko zera. W praktyce oznacza to, że utrzymanie zwierząt, a przede wszystkim gospodarka nawozami naturalnymi (terminy ich stosowania, przechowywanie, okres od wywiezienia do przyorania), generuje presję na środowisko (tab. 32).

4.7. Wyniki analiz z wykorzystaniem uczenia maszynowego

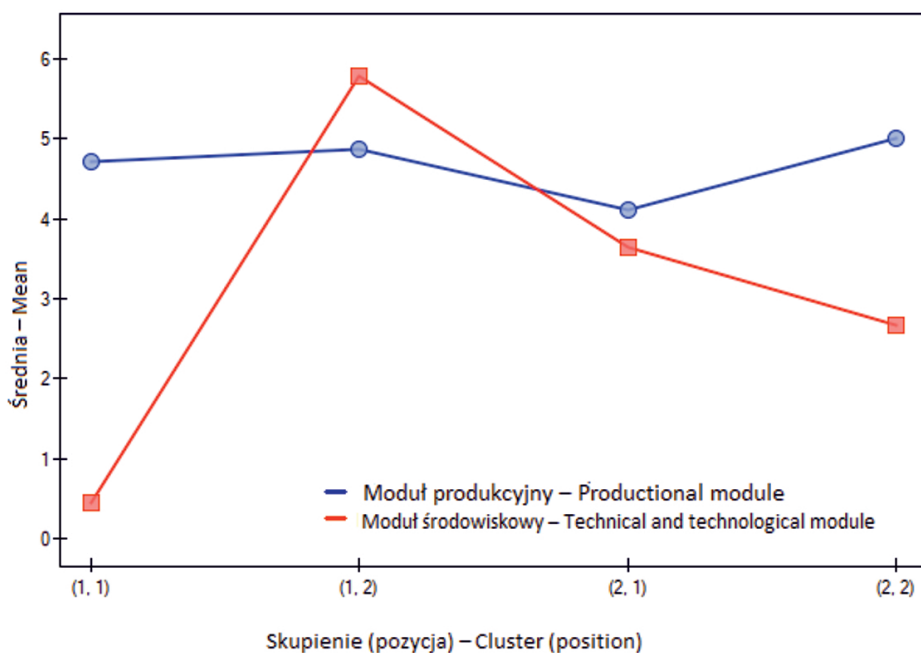
Celem wykonanych analiz z wykorzystaniem uczenia maszynowego było poszukiwanie podziału na klasy gospodarstw, ale bez wcześniejszego wzorca, czyli uczenie maszynowe „bez nauczyciela” (nienadzorowana klasteryzacja, klasteryzacja bez nauczyciela – ang. *unsupervised clusterization*) (Flach 2012). W pierwszym etapie jako dane wejściowe do systemu, wykorzystano wyniki z dwóch modułów (produkcyjnego i środowiskowego) (rys. 22–23). W drugim etapie uwzględniono wszystkie skale z dwóch modułów i sprawdzono, czy sztuczne sieci neuronowe wygenerują jakiś podział na klastry/skupienia (rys. 24 i 25). Dane wejściowe zostały przeanalizowane bez podania informacji o grupach gospodarstw wydzielonych we wcześniejszych analizach. Pozwoliło to uniknąć pokazania i zasugerowania sieci neuronowej podziałów na grupy gospodarstw, a jednocześnie zmusiło sieć do stworzenia własnej klasyfikacji i poszukania skupień. Wykorzystano do tego celu sztuczne sieci neuronowe znane jako klasyfikator Kohonena (Kohonen 1982a; 1982b). W wyniku przeprowadzonych analiz wyróżniono cztery skupienia, w których zróżnicowano dodatkowo moduł produkcyjny. Uzyskane na podstawie algorytmu wyniki zostały przedstawione graficznie (rys. 23).

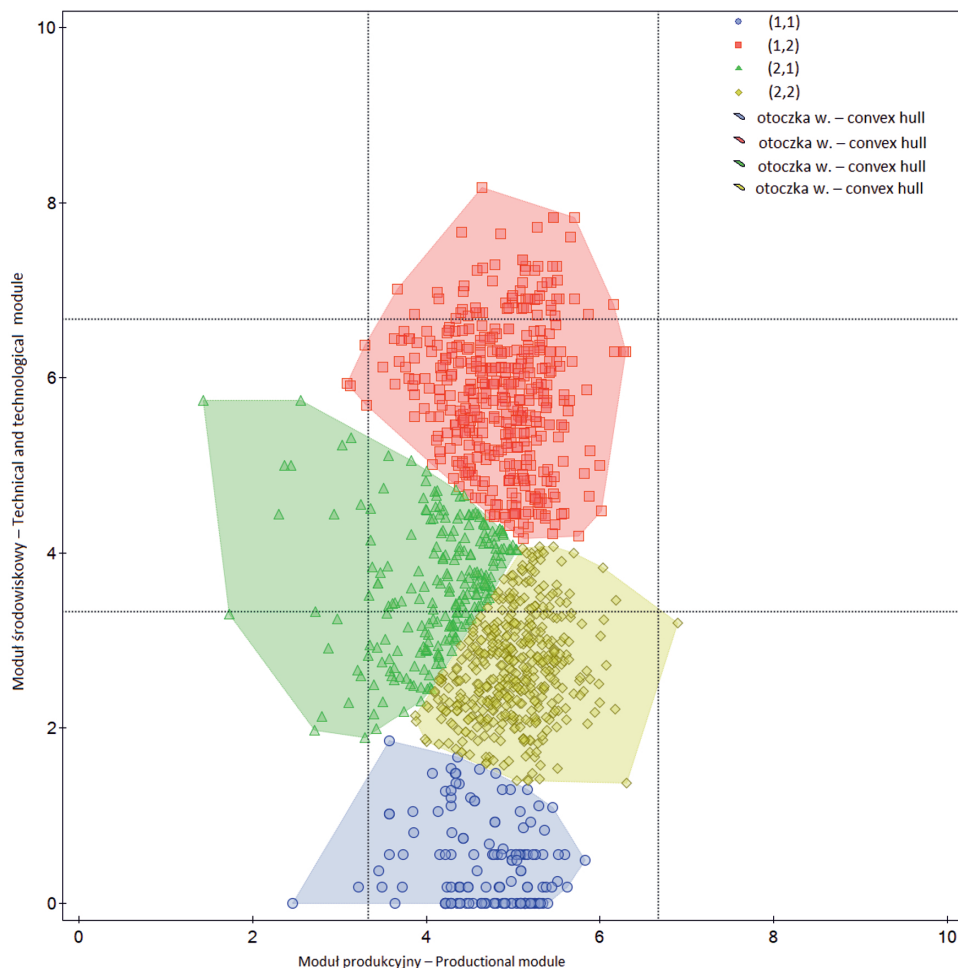
Między wyznaczonymi za pomocą sztucznej sieci neuronowej (SOFM 2-4) czterema skupieniami stwierdzono wysoce istotne różnice ($F(\text{Welch}) = 131,44$, $df = 3/460,99$, $p < 0,0001$) wyników modułu produkcyjnego. Najniższe wyniki ze średnią 4,11 stwierdzono w skupieniu o pozycji (2,1), a wysoce istotnie ($p < 0,01$) wyższe ze średnią 4,70 stwierdzono w skupieniu o pozycji (1,1) (tab. 33; rys. 22). W skupieniu o pozycji (1,2) średnia to 4,86 i jest ona wysoce istotnie ($p < 0,01$) wyższa niż w dwóch poprzednich skupieniach. Najwyższe wyniki ze średnią 5,00 stwierdzono w skupieniu o pozycji (2,2). Jest ona wysoce istotnie wyższa od wszystkich pozostałych.

Tabela 33. Skupienia wyznaczone za pomocą sztucznej sieci neuronowej (SOFM 2-4)**Table 33.** Clusters determined using an artificial neural network (SOFM 2-4)

Skupienie (pozycja) Cluster (position)	Liczba gospodarstw Number of farms	Moduł produkcyjny Production module		Moduł środowiskowy Technical and technological module	
		Średnia Mean	Odchylenie standardowe Standard deviation	Średnia Mean	Odchylenie standardowe Standard deviation
(1,1)	144	4,7034	0,5556	0,4449	0,4919
(2,1)	226	4,1126	0,5986	3,6363	0,7347
(1,2)	434	4,8623	0,5180	5,7837	0,8029
(2,2)	422	5,0023	0,4446	2,6658	0,5866

Między wyznaczonymi za pomocą sztucznej sieci neuronowej (SOFM 2-4) czterema skupieniami stwierdzono wysoce istotne różnice ($F(\text{Welch}) = 3122,75$, $df = 3/507,67$, $p < 0,0001$) wyników modułu środowiskowego. Najniższe wyniki ze średnią 0,44 stwierdzono w skupieniu o pozycji (2,2), a wysoce istotnie ($p < 0,01$) wyższe, ze średnią 2,67, stwierdzono w skupieniu o pozycji (1,1) (tab. 33; rys. 22). W skupieniu o pozycji (2,1)

**Rys. 22.** Średnie dla skupień wyznaczonych za pomocą sztucznej sieci neuronowej (SOFM 2-4)**Fig. 22.** Mean values for clusters determined by artificial neural network (SOFM 2-4)



Rys. 23. Skupienia wyznaczone za pomocą sztucznej sieci neuronowej (SOFM 2-4)

Fig. 23. Clusters determined using an artificial neural network (SOFM 2-4)

średnia to 3,64 i jest ona wysoce istotnie ($p < 0,01$) wyższa niż w dwóch poprzednich skupieniach. Najwyższe wyniki ze średnią 5,78 stwierdzono w skupieniu o pozycji (1,2). Jest ona wysoce istotnie wyższa od wszystkich pozostałych.

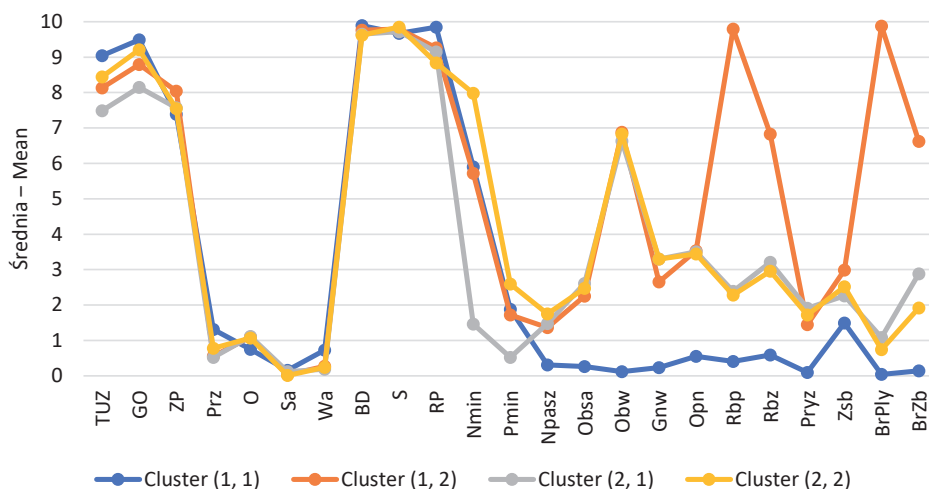
W powyższych analizach uwzględniono dwie skale, czyli moduł produkcyjny i środowiskowy. Analogicznie zanalizowano metodą sieci neuronowych, ale z wykorzystaniem na wyjściu 23 skal modalnych (tab. 34). W przypadku większości skal modułu produkcyjnego, skupienia są do siebie podobne (TUZ, GO, ZP, Prz, O, Sa, Wa, BD, S, RP). W przypadku niektórych jednak pojawiają się duże różnice (Nmin, Pmin, Npasz i Obsa) (rys. 24). Charakterystyczne jest skupienie (1,1), które ma najniższe wyniki Npasz i Obsa oraz

wszystkich czynników środowiskowych (Obw, Gnw, Opn, Rbp, Rbz, Pryz, Zsb, BrPly, BrZb). Grupa ta skupia gospodarstwa o niskich wynikach skal modułu środowiskowego. Druga charakterystyczna rzecz to skupienie (1,2) z wysokimi wynikami skal BrZb, BrPly, Rbp i Rbz. Są to te same skale, które już wcześniej w analizie gradacyjnej i skupieniach dawały mocne sygnały.

Tabela 34. Skupienia wyznaczone za pomocą sztucznej sieci neuronowej (SOFM 23-4)

Table 34. Clusters determined using an artificial neural network (SOFM 23-4)

Parametry Parameters	(1,1) (n = 134)		(1,2) (n = 473)		(2,1) (n = 235)		(2,2) (n = 384)	
	średnia mean	odchylenie standardowe standard deviation	średnia mean	odchylenie standardowe standard deviation	średnia mean	odchylenie standardowe standard deviation	średnia mean	odchylenie standardowe standard deviation
TUZ	9,04	1,47	8,13	1,82	7,49	2,29	8,44	1,43
GO	9,49	1,55	8,79	1,86	8,15	2,28	9,21	1,18
ZP	7,39	2,59	8,04	2,15	7,57	2,45	7,55	2,21
Prz	1,31	1,86	0,56	1,22	0,52	1,12	0,78	1,44
O	0,75	1,27	1,10	1,32	1,11	1,60	1,07	1,13
Sa	0,16	0,96	0,03	0,32	0,12	0,96	0,01	0,15
Wa	0,73	1,94	0,27	0,93	0,19	0,82	0,24	0,89
BD	9,89	0,91	9,76	1,14	9,65	1,11	9,62	1,09
S	9,67	1,23	9,79	1,02	9,72	1,10	9,85	0,64
RP	9,85	0,99	9,26	1,93	9,15	1,98	8,84	2,24
Nmin	5,90	3,84	5,72	3,37	1,46	1,94	7,98	1,89
Pmin	1,88	1,71	1,72	1,62	0,52	0,92	2,59	1,70
Npasz	0,31	1,23	1,36	2,01	1,48	1,98	1,75	1,98
Obsa	0,26	0,84	2,25	1,66	2,61	2,12	2,47	1,77
Obw	0,12	0,65	6,88	3,00	6,63	1,79	6,83	1,76
Gnw	0,23	0,83	2,65	2,25	3,30	1,44	3,30	1,38
Opn	0,55	1,34	3,53	2,56	3,50	1,51	3,44	1,75
Rbp	0,41	0,95	9,79	1,19	2,39	1,17	2,28	1,12
Rbz	0,59	1,32	6,83	3,22	3,21	2,38	2,96	1,93
Pryz	0,10	0,56	1,45	1,79	1,91	1,90	1,72	1,87
Zsb	1,49	2,01	2,99	2,29	2,26	2,14	2,52	2,24
BrPly	0,04	0,33	9,88	0,88	1,08	1,97	0,74	1,74
BrZb	0,14	0,79	6,62	3,95	2,88	3,36	1,92	2,89

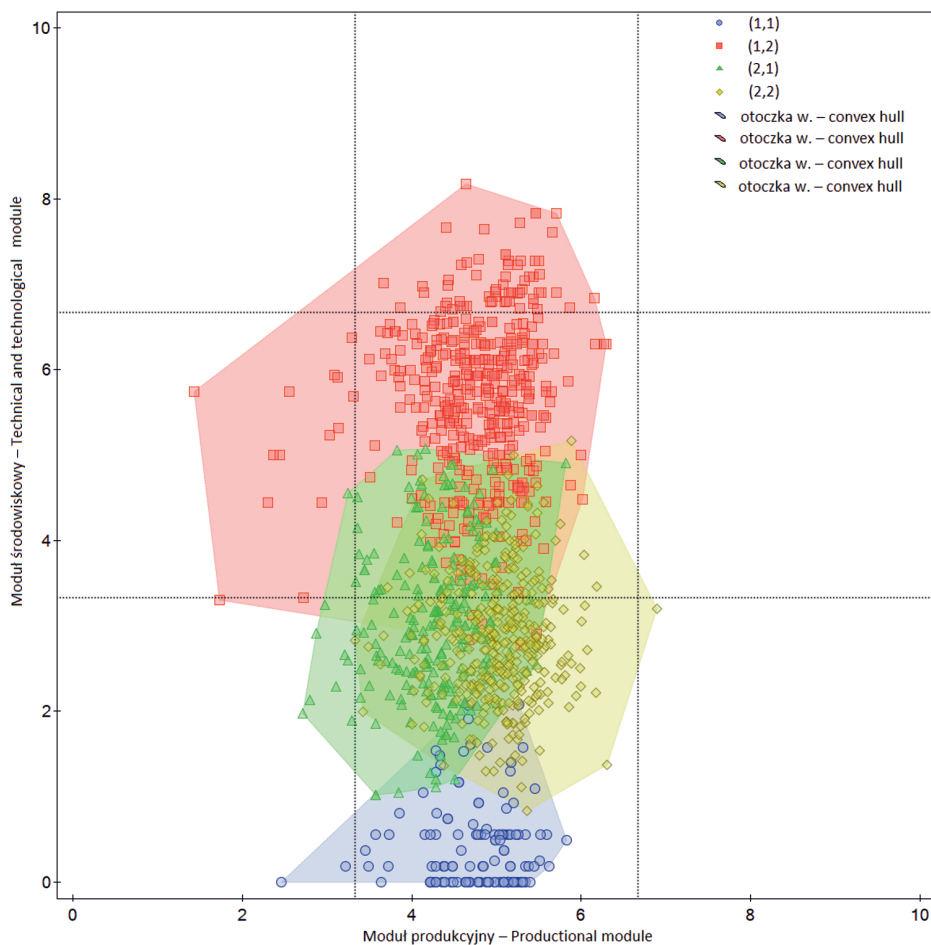


Rys. 24. Średnie skal modalnych dla skupień wyznaczonych za pomocą sztucznej sieci neuronowej (SOFM 23-4)
 Fig 24. Mean values of modal scales for clusters determined by artificial neural network (SOFM 23-4)

Uzyskany podział na cztery skupienia dwiema metodami, biorąc pod uwagę dwie skale (dwa moduły) oraz 23 skale modalne (analizowane cechy w modułach), poddano analizie porównawczej. W pierwszym etapie porównano wyniki dwóch modułów z podziałem na skupienia policzonym na podstawie 23 skal (rys. 25).

Na rysunku 25 można zaobserwować nakładanie się skupień na siebie. W kolejnym etapie sprawdzono, jak się ma podział sieciami SOFM 2-4 i SOFM 23-4 względem siebie. Zdecydowana większość przypadków (94,78%) ze skupienia (1,1) sieci SOFM 2-4 należy jednocześnie do skupienia (1,1) sieci SOFM 23-4 (tab. 35). Natomiast 11 przypadków ze skupienia (1,1) sieci SOFM 2-4 należy do skupienia (2,1), z kolei 6 przypadków do skupienia (2,2) sieci SOFM 23-4. Spośród przypadków zakwalifikowanych do skupienia (1,1) sieci SOFM 23-4, 7 przypadków należy do skupienia (2,2) w sieci SOFM 2-4. W przypadku pozostałych skupień rozbieżności w podziale na skupienia między sieciami SOFM 2-4 i SOFM 23-4 są wyższe.

Z analiz wynika, że oba podejścia, czyli korzystanie z syntetycznych wyników dwóch modułów albo korzystanie ze wszystkich skal modalnych SSI, dają inne rezultaty. Oznacza to że system SSI daje duże możliwości do dzielenia gospodarstw na klasy (skupienia). Skupienia (1,1) i (1,2), gdy zestawimy podział według SOFM 2-4 i SOFM 23-4, nigdy nie zawierają wspólnych elementów. Są to najlepiej odseparowane skupienia, które można



Rys. 25. Skupienia wyznaczone za pomocą sztucznej sieci neuronowej (SOFM 23-4) – wyniki dla obu modułów: produkcyjnego i środowiskowego

Fig. 25. Clusters determined using an artificial neural network (SOFM 23-4) – results for both modules: production and environmental

nazwać grupami gospodarstw „wywierających najmniejszą presję” i “najbardziej obciążającymi”.

W trzecim etapie analiz zestawiono oba podziały ze specjalizacjami gospodarstw (tab. 36). Uzyskane wyniki w zestawieniu SOFM 2-4 i specjalizacji wskazują, że jeśli specjalizacją gospodarstwa jest produkcja roślinna z niewielką obsadą zwierząt ($G \leq 0,15 \text{ DJP} \cdot \text{ha}^{-1}$), to szansa na przynależność do grupy gospodarstw wywierających największą presję wzrasta blisko 59-krotnie (w stosunku do grupy gospodarstw najmniej uciążliwych). Żadne

Tabela 35. Skupienia wyznaczone sztucznymi sieciami neuronowymi SOFM 2-4 i SOFM 23-4**Table 35.** Clusters determined by SOFM 2-4 and SOFM 23-4 artificial neuron networks

SOFM 2-4	SOFM 23-4				Razem Total
	(1,1)	(1,2)	(2,1)	(2,2)	
Liczebności – Numerical amount					
(1,1)	127	0	11	6	144
(1,2)	0	408	11	15	434
(2,1)	0	52	121	53	226
(2,2)	7	13	92	310	422
Razem – Total	134	473	235	384	1226
Procent wiersza – Row percentage					
(1,1)	88,19	0	7,64	4,17	---
(1,2)	0	94,01	2,53	3,46	---
(2,1)	0	23,01	53,54	23,45	---
(2,2)	1,66	3,08	21,80	73,46	---
Razem – Total	---	---	---	---	---
Procent kolumny – Column percentage					
(1,1)	94,78	0	4,68	1,56	---
(1,2)	0	86,26	4,68	3,91	---
(2,1)	0	10,99	51,49	13,80	---
(2,2)	5,22	2,75	39,15	80,73	---
Razem – Total	---	---	---	---	---

z gospodarstw z grupy „ $G \leq 0,15 \text{ DJP} \cdot \text{ha}^{-1}$ ” nie zostało zakwalifikowane do najmniej uciążliwych. Część tej grupy (ok. 11%) to gospodarstwa małe, ekstensywne. Są one najczęściej poza kontrolą służb monitorujących. Monitoringiem objęte są w głównej mierze gospodarstwa o powierzchni ≥ 10 ha lub utrzymujących zwierzęta gospodarskie w liczbie ≥ 10 DJP (wg stanu średniorocznego) (art. 102 ust. 1 Ustawy Prawo wodne z dnia 20 lipca 2017 r.). Mają one obowiązek posiadania i przestrzegania planu nawożenia azotem lub maksymalnych dawek azotu. Gospodarstwa te zaliczane są do typu I. Drugą grupę stanowią gospodarstwa o powierzchni ≥ 100 ha lub ≥ 50 ha upraw intensywnych bądź posiadających ≥ 60 DJP inwentarza żywego (typ II). Tego typu gospodarstwa muszą dysponować planem nawożenia azotem. Do typu III zaliczamy gospodarstwa posiadające ≥ 400 000 stanowisk dla drobiu lub posiadające ≥ 2000 stanowisk dla świń o wadze ponad 30 kg lub posiadające stanowiska dla macior w liczbie ≥ 750 . Gospodarstwa typu III mają obowiązek posiadania planu nawożenia azotem oraz pozostałymi makroskładnikami. Plan

ten w gospodarstwach intensywnych wielkotowarowych powinien być oparty na analizie gleby i pozytywnej opinii Stacji Chemiczno-Rolniczą. Jego kopia wraz z opinią powinna być przekazana wójtowi oraz inspektorowi ochrony środowiska. Obowiązek kontroli i monitoringu tego typu gospodarstw wynika z Programu działań, mającego na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu. Obowiązki wynikające z Programu działań stanowią załącznik do Ustawy Prawo wodne. Dodatkowo gospodarstwa duże zobowiązane są do prowadzenia ewidencji zabiegów agrotechnicznych związanych z nawożeniem azotem, zawierającej informacje o:

- dacie stosowania nawozu
- rodzaju uprawy i powierzchni uprawy, na której został zastosowany nawóz
- rodzaju zastosowanego nawozu
- zastosowanej dawce nawozu
- terminie przyorania nawozu naturalnego, w przypadku zastosowania tego nawozu na terenie o dużym nachyleniu.

Ewidencję zabiegów prowadzi się w postaci papierowej, w formie zapisów własnych, arkuszy, dzienników lub książki nawozowej albo w postaci elektronicznej, co wynika również z norm *cross compliance* (ARMiR, 2022). W przypadku analizowanej grupy, dwa ostatnie typy (II i III) można wykluczyć ze względu na produkcję zwierzęcą, która jest w nich intensywna.

Gospodarstwa małe chroni też tzw. „system dla małych gospodarstw”. Podmiotami uczestniczącymi w tym systemie są wyłącznie rolnicy, których włączono do tego systemu w 2015 r. Rolnicy uczestniczący w systemie dla małych gospodarstw zwolnieni są z:

- obowiązku realizacji praktyk zazielenienia bez utraty prawa do uzyskania płatności za zazielenienie
- kontroli w ramach zasady wzajemnej zgodności
- ewentualnych kar administracyjnych z tytułu tzw. niezgłoszenia wszystkich działek rolnych w gospodarstwie.

Rolnicy uczestniczący w systemie dla małych gospodarstw nie muszą również deklorować działek rolnych niezgłoszonych do płatności, chyba że deklaracja taka jest niezbędna do celów innych schematów pomocowych. Ponad trzy czwarte gospodarstw rolnych w Unii Europejskiej to gospodarstwa poniżej 10 hektarów, a znaczna ich część nie przekracza pięciu hektarów.

Oenema (2007) twierdzi, że gospodarstwa małe w Polsce prowadzą rolnicy produkujący tylko na potrzeby własne. Zajmują się oni gospodarowaniem w niepełnym wymiarze i/lub hobbystycznie. Ci rolnicy są zazwyczaj nie najlepiej wykształceni i dosyć słabo zarządzają swoimi gospodarstwami. Z kolei gospodarstwa z przedziału 5–30 ha prowadzą rolnicy, którzy czują presję, by produkować więcej i obniżyć koszty drogą modernizacji gospodarstw, specjalizacji oraz intensyfikacji produkcji i móc konkurować na globalizującym się rynku. Część z tych rolników jest dobrze wykształcona, ale znaczny odsetek

rolników w tej grupie nie posiada dobrego wykształcenia i dosyć słabo zarządza swoimi gospodarstwami. Trzeci wierzchołek, jak twierdzi Oenema (2007), stanowią gospodarstwa wielkości >100 ha, a często ponad 1000 ha. Zdaniem autora te gospodarstwa mają najlepsze możliwości konkurowania na globalizującym się rynku, z uwagi na duże powierzchnie, a także dlatego, że większość tych gospodarstw leży na stosunkowo dobrych glebach. Rolnicy z tych gospodarstw są dobrze wykształceni. W grupie „ $G \leq 0,15 \text{ DJP} \cdot \text{ha}^{-1}$ ” przeważały gospodarstwa z zakresu 11–50 ha (64%). Średnie powierzchnie w poszczególnych grupach specjalizacyjnych przedstawiono na rysunku 26, natomiast udział grup specjalizacyjnych w grupach obszarowych zaprezentowano na rysunku 27. Gospodarstwa „ $G \leq 0,15 \text{ DJP} \cdot \text{ha}^{-1}$ ” były więc gospodarstwami rozwojowymi, zdecydowanie bardziej wyspecjalizowanymi, co widać chociażby po produkcji roślinnej. W tej grupie gospodarstw w strukturze zasiewów dominowały zboża (73,5%) i było ich więcej niż w gospodarstwach GB (64,2%) czy też z GD (68,7%). Większy udział zbóż notowano w gospodarstwach z trzodą (78,2%), co jest związane z profilem gospodarstwa i produkcją pasz dla tego gatunku zwierząt. W grupie gospodarstw z bardzo niską obsadą zwierząt uprawiano też najwięcej roślin przemysłowych i okopowych. Różnice dotyczyły także poziomu nawożenia mineralnego, zarówno azotem, jak i fosforem. Gospodarstwa „ $G \leq 0,15 \text{ DJP} \cdot \text{ha}^{-1}$ ” zużywały najwięcej nawozów mineralnych ($107,3 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$; $14,0 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$). Dla porównania w gospodarstwach z bydlęciem nawożenie było na poziomie $89,4 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ i $12 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$. W gospodarstwach z drobiem zużywano $64,7 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ i $6,9 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$. Gospodarstwa specjalizujące się w chowie czy hodowli trzody stosowały w przeliczeniu na 1 ha UR $95,2 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ i $12,6 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Znaczne zagrożenie ze strony gospodarstw z bardzo niską obsadą zwierząt ($G \leq 0,15 \text{ DJP} \cdot \text{ha}^{-1}$) może wynikać również z pewnych zaniedbań z powodu modernizacji gospodarstw i dostosowania do standardów środowiskowych. Ze względu na marginalną produkcję zwierzęcą gospodarstwa te zwracały mniejszą uwagę na infrastrukturę techniczną, związaną chociażby z przechowywaniem nawozów naturalnych. W tej grupie gospodarstw notowano najstarsze budowle do przechowywania odchodów, sięgające nawet lat 40. ubiegłego stulecia. Aż 58% gospodarstw tej grupy nie miało płyty obornikowej, a średni wiek płyty to ponad dwadzieścia lat. Braki zbiornika na płynne nawozy naturalne rejestrowano w 41% gospodarstw, a średnio taka budowla powstała w 1995 roku. Duży problem stanowiło również zagospodarowanie ścieków bytowych. Spośród analizowanej grupy gospodarstw aż 48% wykorzystywało rolniczo (Rz).

W przeprowadzonych analizach (SOFM 2-4) wykazano, że jeśli specjalizacją gospodarstwa jest bydło (GB), to szansa na przynależność do grupy gospodarstw najbardziej obciążających wzrasta blisko 57-krotnie (w stosunku do grupy gospodarstw najmniej uciążliwych) (tab. 36). Z kolei jeśli gospodarstwo specjalizuje się w chowie lub hodowli trzody chlewnej (GT), to szansa na przynależność do grupy gospodarstw najbardziej obciążających środowisko wzrasta blisko 8,6-krotnie. Jeśli specjalizacją gospodarstwa to GK, szansa na przynależność do grupy gospodarstw najbardziej obciążających wzrasta blisko 5,8-krotnie.

W przypadku gospodarstw bez zwierząt (GR), szansa na przynależność do grupy gospodarstw najbardziej obciążających spada do zera (w stosunku do grupy gospodarstw najmniej uciążliwych). Żadne gospodarstwo bez zwierząt (GR) nie należało do grupy o największym wpływie obciążającym (tab. 36).

Tabela 36. Związki między wydzielonymi skupieniami gospodarstw a ich specjalizacją (liczebność 0 została zamieniona na 0,5)
Table 36. Relationships between selected clusters of farms and their specialization (number 0 was changed to 0.5)

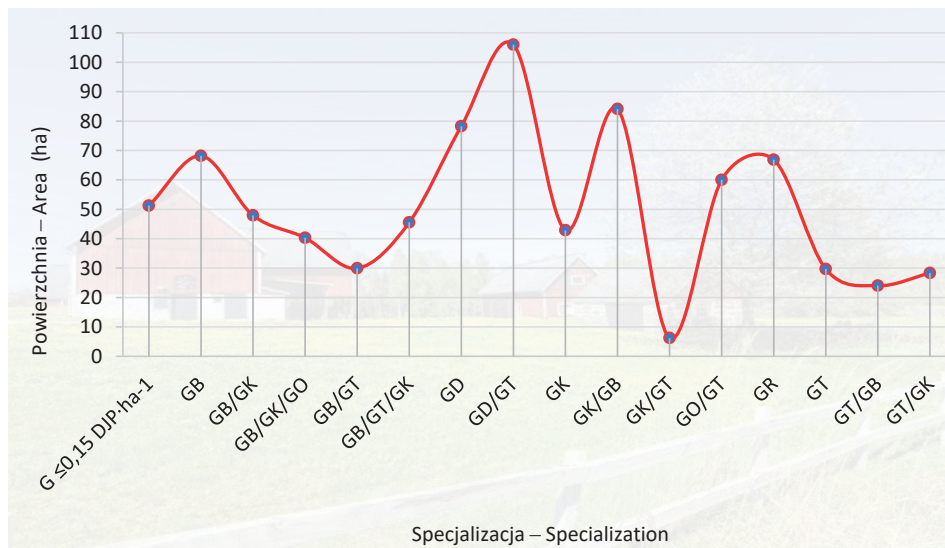
Specjalizacja Specialization	Skupienie SOFM 2-4 Cluster SOFM 2-4								
	(1,1) najmniej obciążające the least pressure		(1,2) najbardziej obciążające the highest pressure		(2,1)		(2,2)		
	N	%	N	%	N	%	N	%	
G ≤0,15 DJP·ha ⁻¹	nie	144	100	361	83,18	208	92,04	361	85,55
	tak	0	0	73	16,82	18	7,96	61	14,45
	iloraz szans OR odds ratio OR			58,76 (p = 0,0042)		25,64 (p = 0,0240)		49,17 (p = 0,0062)	
GB	nie	141	97,92	196	45,16	48	21,24	205	48,58
	tak	3	2,08	238	54,84	178	78,76	217	51,42
	Iloraz szans OR Odds ratio OR			57,07 (p < 0,0001)		174,29 (p < 0,0001)		49,75 (p < 0,0001)	
GK	nie	144	100	426	98,16	220	97,35	411	97,39
	tak	0	0	8	1,84	6	2,65	11	2,61
	Iloraz szans OR Odds ratio OR			5,76 (p = 0,0099)		8,52 (p = 0,1454)		8,07 (p = 0,1491)	
GO	nie	144	100	434	100	226	100	421	99,76
	tak	0	0	0	0	0	0	1	0,24
	Iloraz szans OR Odds ratio OR			---		---		---	
GT	nie	135	93,75	276	63,59	178	78,76	244	57,82
	tak	9	6,25	158	36,41	48	21,24	178	42,18
	Iloraz szans OR Odds ratio OR			8,59 (p < 0,0001)		4,04 (p = 0,0002)		10,94 (p < 0,0001)	
GD	nie	144	100	420	96,77	224	99,12	419	99,29
	tak	0	0	14	3,23	2	0,88	3	0,71

Tabela 36. cd.
Table 36. cont.

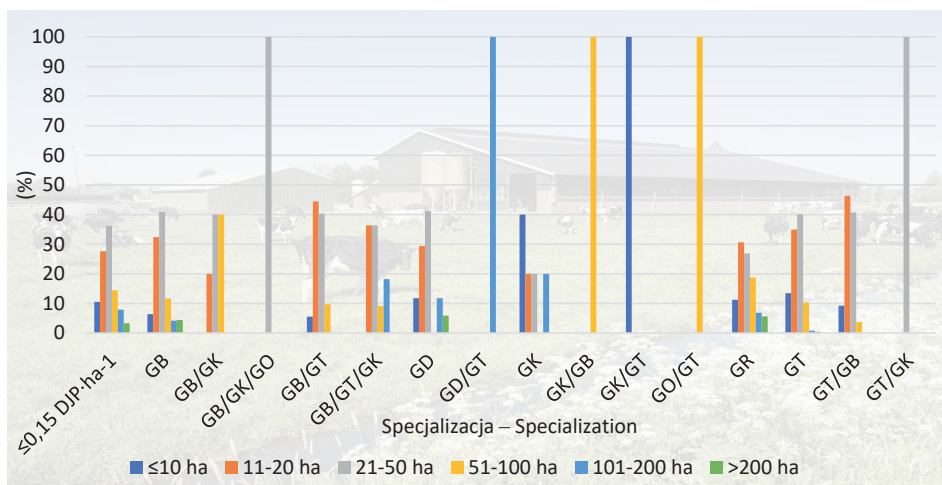
Iloraz szans OR Odds ratio OR				9,96 ($p = 0,1108$)		3,22 ($p = 0,4516$)		2,41 ($p = 0,5613$)	
GR	nie	12	8,33	434	100	223	98,67	397	94,08
	tak	132	91,67	0	0	3	1,33	25	5,92
Iloraz szans OR Odds ratio OR				0,0001 ($p < 0,0001$)		0,0012 ($p < 0,0001$)		0,0057 ($p < 0,0001$)	

Uwzględniając podział wg SOFM 23-4, jeśli w specjalizacji gospodarstwa jest „ $G \leq 0,15 \text{ DJP} \cdot \text{ha}^{-1}$ ”, to szansa na przynależność do grupy gospodarstw najbardziej obciążających wzrasta blisko 63-krotnie (w stosunku do grupy gospodarstw najmniej uciążliwych). Żadne z gospodarstw „ $G \leq 0,15 \text{ DJP} \cdot \text{ha}^{-1}$ ” nie zakwalifikowano do grupy najmniej uciążliwych (tab. 37).

Jeśli specjalizacją gospodarstwa jest chów lub hodowla bydła (GB), to szansa na przynależność do grupy gospodarstw najbardziej obciążających wzrasta blisko 21-krotnie (w stosunku do grupy gospodarstw najmniej uciążliwych). W przypadku gospodarstw ukierunkowanych na chów lub hodowlę trzody (GT), szansa na przynależność do grupy



Rys. 26. Średnia powierzchnia gospodarstw w grupach specjalizacyjnych
Fig. 26. Average area of farms in specialization groups



Rys. 27. Przynależność grup specjalizacyjnych do grup obszarowych gospodarstw
 Fig. 27. Belonging of specialization groups to area groups of farms

gospodarstw najbardziej obciążających wzrastała blisko 5,5-krotnie, natomiast jeżeli specjalizacją gospodarstwa jest tylko produkcja roślinna (GR), to szansa na przynależność do grupy gospodarstw najbardziej obciążających spada do zera. Tylko jedno gospodarstwo GR (0,21%) należało do grupy o największym wpływie obciążającym.

Tabela 37. Związki między wydzielonymi skupieniami gospodarstw a ich specjalizacją (liczebność 0 została zamieniona na 0,5)
 Table 37. Relationships between selected clusters of farms and their specialization (number 0 was changed to 0.5)

Specjalizacja Specialization	Skupienie SOFM 23-4 Cluster SOFM 23-4								
	(1,1) najmniej obciążające the least pressure		(1,2) najbardziej obciążające the highest pressure		(2,1)		(2,2)		
	N	%	N	%	N	%	N	%	
G ≤0,15 DJP·ha ⁻¹	Nie	134	100	383	80,97	222	94,47	335	87,24
	Tak	0	0	90	19,03	13	5,53	49	12,76
Iloraz szans OR Odds ratio OR				63,48 (p = 0,0035)		16,32 (p = 0,0532)		39,69 (p = 0,0098)	
GB	Nie	127	94,78	221	46,72	80	34,04	162	42,19
	Tak	7	5,22	252	53,28	155	65,96	222	57,81

Tabela 37. cd.
Table 37. cont.

Iloraz szans OR Odds ratio OR				20,69 ($p < 0,0001$)		35,15 ($p < 0,0001$)		24,86 ($p < 0,0001$)	
GK	Nie	134	100	464	98,1	230	97,87	373	97,14
	Tak	0	0	9	1,9	5	2,13	11	2,86
Iloraz szans OR Odds ratio OR				5,50 ($p = 0,2410$)		6,42 ($p = 0,2094$)		8,28 ($p = 0,1443$)	
GO	Nie	134	100	473	100	234	99,57	384	100
	Tak	0	0	0	0	1	0,43	0	0
Iloraz szans OR Odds ratio OR				---		---		---	
GT	Nie	122	91,04	308	65,12	157	66,81	246	64,06
	Tak	12	8,96	165	34,88	78	33,19	138	35,94
Iloraz szans OR Odds ratio OR				5,45 ($p < 0,0001$)		5,05 ($p < 0,0001$)		5,70 ($p < 0,0001$)	
GD	Nie	134	100	458	96,83	233	99,15	382	99,48
	Tak	0	0	15	3,17	2	0,85	2	0,52
Iloraz szans OR Odds ratio OR				9,09 ($p = 0,1253$)		2,88 ($p = 0,4958$)		1,76 ($p = 0,0368$)	
GR	Nie	17	12,69	472	99,79	220	93,62	357	92,97
	Tak	117	87,31	1	0,21	15	6,38	27	7,03
Iloraz szans OR Odds ratio OR				0,0003 ($p < 0,0001$)		0,0099 ($p < 0,0001$)		0,011 ($p < 0,0001$)	

4.8. Analiza grup typologicznych gospodarstw na podstawie skupień wyznaczonych za pomocą sztucznej sieci neuronowej

Wydzielone grupy typologiczne gospodarstw różnią się od siebie wielkością powierzchni. Największe obszarowo były gospodarstwa z grupy (2,1) oraz (1,1) (tab. 38). Do najmniejszych należały gospodarstwa z grup (2,2) i (1,2). Korzystne proporcje trwałych użytków zielonych do gruntów ornych wystąpiły w grupie (2,1). Tutaj też rejestrowano w strukturze

zasiewów najmniejszy udział zbóż i roślin przemysłowych, a najwyższy bobowatych i pastewnych z nawozami zielonymi. W grupie typologicznej (1,1) zarejestrowano najwyższy udział gruntów ornych. Rolnicy należący do tej grupy częściej uprawiali rośliny przemysłowe oraz warzywa. Grupa (2,2) charakteryzowała się dużym udziałem roślin zbożowych i okopowych oraz najmniejszym udziałem pastewnych i nawozów zielonych w strukturze zasiewów (tab. 38). Wzrost roślin zbożowych może być związany ze wzrostem udziału trzody chlewnej w strukturze inwentarza.

Znaczne różnice w intensywności produkcji w wytypowanych grupach, zaobserwowano na podstawie takich wskaźników jak azot paszowy, azot i fosfor z nawozów mineralnych oraz obsada zwierząt. Wysokie zużycie pasz przemysłowych zanotowano w gospodarstwach z grupy (2,1). Tutaj notowana była najwyższa obsada zwierząt (tab. 39). Widać istotne powiązanie natężenia zwierząt ze zużyciem pasz przemysłowych we wszystkich wytypowanych grupach gospodarstw. Najniższą obsadę zwierząt i jednocześnie najniższe zużycie pasz przemysłowych w przeliczeniu na azot zanotowano w grupie (1,1). Grupy (1,2) i (2,2) to grupy podobne pod względem obsady zwierząt i zużycia pasz przemysłowych, ale także nawożenia mineralnego. Analizując powyższe wskaźniki, można zauważyć brak powiązania nawożenia mineralnego z produkcją zwierzęcą. W grupach, w których notowano intensywną produkcję zwierzęcą, nawożenie azotem i fosforem mineralnym było najniższe. Najwyższe nawożenie mineralne zarejestrowano w gospodarstwach z grupy (2,2) (tab. 39).

W przypadku terminów nawożenia obornikiem można zauważyć, że grupa (1,1) chętniej wybierała okres późnoletni (VIII, IX) niż jesienny (tab. 40). W tej grupie największy odsetek gospodarstw stosowało ten typ nawozu w okresach niedozwolonych (pomiędzy XII a II – 10%). W pozostałych analizowanych grupach najczęściej rolnicy stosowali obornik w III i IV oraz VIII–X miesiącu. Jeśli chodzi o płynne nawozy naturalne, widać, iż grupa (1,1) również wyróżnia się na tle pozostałych (tab. 40). Najchętniej wybieranym okresem stosowania tych nawozów jest III i VIII miesiąc. Z kolei w grupie (1,2) zanotowano największy odsetek rolników, stosujących te nawozy w okresach niedozwolonych (pomiędzy XII a II – 5%).

Przypatrując się wynikom analiz dotyczących preferowanych okresów pomiędzy wywiezieniem nawozów naturalnych na pola a ich przyoraniem, można zauważyć, iż rolnicy wszystkich grup najchętniej wybierali na zabieg wymieszania nawozów z glebą następnego dnia po nawożeniu. Najczęściej udział ten wynosił od 50% wwyż, z wyjątkiem grupy (1,2), gdzie udział takich rolników wyniósł 37,5% (tab. 41). W tej grupie największy odsetek rolników stosował opóźnione przyoranie. Rolników stosujących wymieszanie odchodów zwierzęcych z glebą w okresie późniejszym niż jeden dzień było aż 32,1%. Grupa (1,1) i (1,2), to grupy, w których duża część gospodarstw przykrywała nawozy naturalne natychmiast po nawożeniu, przy czym w grupie (1,1) nie zarejestrowano gospodarstw stosujących terminy przyorania dalsze niż ponad dwa dni. W grupach (2,1) i (2,2) udział rolników przyorujących odchody zwierzęce zaraz po nawożeniu była zbliżona. Podobnie

jeśli chodzi o odsetek gospodarstw, które decydowały się na przyoranie nawozów naturalnych w terminie dalszym niż jeden dzień – udział takich rolników był zbliżony.

Sposób przygotowania kiszonek był elementem dość znacząco różnicującym wytypowane grupy gospodarstw. Najbardziej na tle pozostałych grup prezentowała się grupa (1,1). Nie zanotowano tutaj przygotowania przymy kiszonkowej bezpośrednio na ziemi, bez izolacji (tab. 41). Nie zarejestrowano również przygotowania kiszonek w rękawach foliowych i na betonowej podsadźce. Niemal 67% rolników tej grupy decydowało się na wykonanie przymy na ziemi odizolowanej folią. W grupie tej zanotowano również największy odsetek gospodarstw stosujących najbardziej poprawny sposób przygotowania przymy, czyli na betonowej podsadźce ze zbiornikiem na odcieki. Grupy (2,1) i (2,2) to gospodarstwa, które głównie wykonywały przymy na ziemi odizolowanej folią i bezpośrednio na ziemi, choć odsetek takich gospodarstw był znacznie mniejszy niż w gospodarstwach grupy (1,2), która dominowała pod tym względem. To co wyróżniało gospodarstwa grup (2,1) i (2,2), to duży udział gospodarstw wykonujących przymę kiszonkową na betonowej podsadźce oraz w rękawach foliowych (tab. 41).

Wykorzystywane w gospodarstwie pasze mają znaczny wpływ na emisję różnych gazów do środowiska. Ich rodzaj i ilość powodują wzrost zagrożenia środowiska ze strony gospodarki rolnej. Stąd też analiza pasz stała się jednym z elementów konstrukcji SSL. Pasze takie jak zielonki z traw, kiszonki z traw czy siano są mniej metanogenne niż zawierające kiszonkę z kukurydzy. Jak wynika z badań, dieta wysokoskrobiowa składająca się z siana i ziarna pszenicy oraz kiszonka z koniczyny czerwonej wykazują większy potencjał metanogeny niż zielonka lub kiszonka z traw. Zielonki z traw zawierają białko mniej ulegające degradacji żwaczowej niż białko kiszonek. Kiszonki wspierają fermentację żwaczową prowadzoną przez mikroflorę bytującą w tym przedżołądku. Sprzyja to powstawaniu dużych ilości kwasu octowego, który m.in. wiąże wolne jony wodoru (H^+) niezbędne do syntezy metanu w żwaczu. Niekorzystny wpływ na środowisko ma też zwiększanie koncentracji białka w dawkach pokarmowych w celu zmniejszenia emisji metanu (CH_4). Takie postępowanie prowadzi do zwiększenia wydalania azotu wraz z kałem, co obciąża środowisko (Dorszewski i in. 2015). Nie bez znaczenia jest więc analiza tego elementu w ogólnym systemie presji, którą rolnictwo wywiera na otoczenie.

Wskaźniki dotyczące budowli do przechowywania nawozów naturalnych również mocno różnicowały analizowane grupy gospodarstw. Grupa (1,1) nie miała praktycznie problemu z płytami i zbiornikami, ale głównie dlatego, że ponad 80% gospodarstw nie obowiązywał przymus ich posiadania ze względu na charakter gospodarstw – gospodarstwa bez produkcji zwierzęcej (GR). Pozostałe kilkanaście procent gospodarstw tej grupy posiadało wystarczające budowle, dostosowane do przyjętych norm (tab. 42). Wiek płyt obornikowych i zbiorników na gnojówkę czy gnojowicę w tych gospodarstwach był zbliżony do wieku budowli w gospodarstwach z grupy (2,2). Największe braki płyt obornikowych w przeliczeniu na metr kwadratowy zanotowano w grupie (1,2), natomiast największe braki zbiorników na płynne nawozy naturalne w przeliczeniu na metr sześcienny

zanotowano w grupie (2,1) (tab. 42). Największy odsetek gospodarstw, w których zarejestrowano braki tych dwóch budowli, występował w grupie (1,2).

Brak jednorodności badanych parametrów w wydzielonych grupach gospodarstw świadczą o tym, że skuteczny monitoring rolniczy powinien opierać się na kompleksowym podejściu i ujęciu jak największej liczby elementów produkcyjnych i pozaprodukcyjnych, które generują presję na otoczenie. Presja ta może wynikać z przemieszczania makro- i mikroskładników do środowiska wodnego lub glebowego (N, P, K, Cu, Zn, Mn), a także wiązać się z emisją gazów cieplarnianych (np. metan, podtlenek azotu), gazów odorowych, czy innych gazów, takich jak amoniak, metan, dwutlenek węgla czy tlenki azotu będących zagrożeniem dla funkcjonowania ekosystemów (Lynch i in. 2021; Han i in. 2023; Li i in. 2023). Opracowany system SSI opiera się na kluczowych parametrach związanych z emisją różnych zanieczyszczeń. Posiadana infrastruktura do przechowywania nawozów naturalnych oraz właściwa gospodarka tymi nawozami może ograniczać zarówno wymycie składników do środowiska glebowego czy wodnego, ale jak i emisję gazów do atmosfery, np. amoniaku. Racjonalna gospodarka nawozami mineralnymi czy paszami przemysłowymi może również przynieść korzyści środowiskowe w postaci mniejszych nadwyżek składników w produkcji rolniczej i mniejszych strat. Kompleksowe podejście jakie zastosowano w opracowanym systemie monitoringu pozwala więc bardzo precyzyjnie określić presję, ale także selektywnie wskazać konkretny problem w gospodarstwie.

Intensywna produkcja zwierzęca związana jest również z emisją pyłów, bioaerozoli oraz zanieczyszczeń mikrobiologicznych (Yan i in. 2021). Są to np. patogenne grzyby pleśniowe, bakterie, promieniowce, które towarzyszą intensywnej produkcji zwierzęcej prowadzonej w systemie zamkniętym. Innym zagrożeniem są antybiotyki wykorzystywane w intensywnej produkcji zwierzęcej, częściej jako stymulatory wzrostu, a nie substancja lecznicza. Mogą one przedostawać się do gleby i wód z obornikiem spływami powierzchniowymi czy podpowierzchniowymi oraz erozją. W oborniku wywołują reakcje niepożądane, wpływając negatywnie na mikrobiologię i przebieg procesów rozkładu i dojrzewania obornika. W wodzie i glebie mogą również negatywnie wpływać na bioróżnorodność związaną z występowaniem mikroorganizmów i modyfikować kondycję tych ekosystemów. Z żyznością gleby, sposobem użytkowania, stosowania nawozów i pestycydów wiąże się różnorodność gatunkowa roślin. Badania naukowe wykazały, że na łąkach, na których sporadycznie stosuje się nawóz naturalny, występują średnio 29,2 gatunki roślin, natomiast na tarasach, stromych nasypach i suchych obszarach trawiastych, na których nie stosuje się nawozu naturalnego, średnio występują 43 gatunki roślin (Magurran 2004; Komisja Europejska 2018).

Specjalizacja gospodarstw w poszczególnych grupach była niejednorodna. Grupa (1,1) specjalizowała się niemal wyłącznie w produkcji roślinnej. Niewielki udział miały gospodarstwa z trzodą (GT) i z bydłem (GB). Pozostałe analizowane grupy były bardziej urozmaicone, jeśli chodzi o typ produkcji zwierzęcej (tab. 43). Grupa gospodarstw (2,1) to gospodarstwa specjalizujące się głównie w chowie lub hodowli bydła (GB). W pozostałych dwóch grupach (1,2 i 2,2) również przeważały gospodarstwa z bydłem (GB), choć nie była

to dominacja. Duży udział w tych grupach miały także gospodarstwa z trzodą chlewną (GT) i gospodarstwa z małą ilością zwierząt ($G \leq 0,15 \text{ DJP} \cdot \text{ha}^{-1}$). Najbardziej zróżnicowaną specjalizacyjnie grupą była grupa (2,2).

Tabela 38. Charakterystyka elementów struktury gruntów i zasiewów w poszczególnych grupach gospodarstw (stopień natężenia cech pozytywnych – w kierunku koloru zielonego i negatywnych – w kierunku koloru czerwonego)

Table 38. Characteristics of elements of the land and crops structure in individual groups of farms (degree of intensity of positive –towards green and negative – towards red features)

Grupa gospodarstw Group of farms	Powierzchnia gospodarstwa Farm area	Udział użytków zielonych Share of grassland	Udział gruntów ornych Share of arable land	Zboża (w tym kukurydza) Cereals (including maize)	Rośliny przemysłowe Industrial crops	Rośliny okopowe Root crops	Sady Orchards	Warzywa Vegetables	Bobowate drobnosienne Small-seed legumes	Rośliny strączkowe Large-seeded legumes	Pastwne i nawozy zielone Fodder crops and green manures
	PG	TUZ	GO	ZP	Prz	O	Sa	Wa	BD	S	RP
	(ha)	(% UR)	(% UAA)	(%)							
(1,1)	71,9	6,0	91,5	66,3	11,4	5,5	0,2	1,5	0,3	0,8	3,9
(1,2)	43,4	13,3	86,1	72,0	5,2	7,7	0,0	0,3	0,7	0,4	4,5
(2,1)	83,5	26,7	70,9	62,4	2,6	6,5	0,1	0,1	1,7	0,5	13,1
(2,2)	41,4	10,3	89,3	71,3	6,3	9,1	0,1	0,6	0,4	0,7	3,2

Tabela 39. Zużycie azotu z nawozów mineralnych i pasz przemysłowych oraz obsada zwierząt w poszczególnych grupach gospodarstw (stopień natężenia cech pozytywnych – w kierunku koloru zielonego i negatywnych – w kierunku koloru czerwonego)

Table 39. Nitrogen consumption from mineral fertilizers and industrial feeds and livestock density in individual groups of farms (degree of intensity of positive features – towards green and negative – towards red)

Grupa gospodarstw Group of farms	Azot w paszach przemysłowych Nitrogen in industrial feeds	Azot w nawozach mineralnych Nitrogen in mineral fertilizers	Fosfor w nawozach mineralnych Phosphorus in mineral fertilizers	Obsada inwentarza Livestock density
	Npsz	Nmin	Pmin	Obsa
	(kg·ha ⁻¹)			(DJP·ha ⁻¹) (LSU·ha ⁻¹)
(1,1)	2,3	95,1	12,7	0,1
(1,2)	36,5	100,5	12,7	0,9
(2,1)	82,1	53,0	7,5	1,7
(2,2)	35,4	107,8	15,0	0,9

Tabela 40. Terminy stosowania stałych i płynnych nawozów naturalnych w poszczególnych grupach gospodarstw (stopień natężenia cech charakterystycznych – w kierunku koloru ciemnozielonego)**Table 40.** Dates of application of solid and liquid manures in particular groups of farms (degree of intensity of characteristics – towards dark green)

Grupa gospodarstw Group of farms	Miesiąc stosowania obornika – Month of application of manure (Obw) (%)											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
(1,1)	6,0	2,0	14,0	20,0	2,0	2,0	4,0	16,0	16,0	8,0	8,0	2,0
(1,2)	0,7	1,1	11,5	17,2	2,3	1,8	3,0	11,5	12,0	33,0	5,0	0,9
(2,1)	0,0	0,2	16,5	18,1	4,0	1,1	4,0	12,3	15,8	18,8	8,7	0,5
(2,2)	0,1	0,4	19,0	16,2	2,5	1,6	4,6	14,3	16,0	17,8	7,2	0,3
Grupa gospodarstw Group of farms	Miesiąc stosowania gnojówki/gnojowicy – Month of liquid manure application (Gnw) (%)											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
(1,1)	0,0	0,0	29,2	12,5	0,0	8,3	0,0	20,8	12,5	12,5	4,2	0,0
(1,2)	1,1	1,4	11,1	18,7	2,3	2,8	3,9	10,4	9,2	30,0	6,7	2,5
(2,1)	0,0	0,4	14,3	18,5	4,2	3,6	6,3	9,9	14,9	18,9	8,6	0,6
(2,2)	0,3	0,3	19,2	17,1	2,9	2,7	5,5	12,3	13,7	17,8	8,0	0,1

Tabela 41. Postępowanie z nawozami naturalnymi oraz sposób przygotowania przymy kiszonkowej w poszczególnych grupach gospodarstw (stopień natężenia cech charakterystycznych – w kierunku koloru ciemnozielonego)**Table 41.** Dealing with manures and the method of preparing the silage heap in individual groups of farms (degree of intensity of characteristics – towards dark green)

Grupa gospodarstw Group of farms	Liczba dni od wywiezienia do przyorania Number of days from application to plowing (Opn) (%)							Sposób przygotowania przymy kiszonkowej Way of preparing silage (Pryz) (%)				
								Na betonowej podsadce On a concrete floor	Na betonowej podsadce ze zbiornikiem na odcieki On concrete floor with drainage tank	W rękawach foliowych (w tym baloty) In foil sleeves (silospeed in that)	Na ziemi i odizolowanej folią On the ground isolated with foil	Na ziemi bez izolacji On the ground without isolation
	0	1	2	3	4	5	>5	Bp	Bpz	Rf	Nzf	Nz
(1,1)	30,0	50,0	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	33,3	0,0	66,7	0,0
(1,2)	30,5	37,5	15,0	5,3	0,0	10,0	1,8	14,2	0,4	6,2	33,8	45,3
(2,1)	23,2	55,7	14,9	3,6	0,0	1,5	1,0	24,0	1,1	14,8	27,9	32,2
(2,2)	21,5	57,6	15,2	3,8	0,0	1,9	0,0	23,4	2,3	12,6	31,8	29,9

Tabela 42. Wskaźniki dotyczące budowli do przechowywania nawozów naturalnych w poszczególnych grupach gospodarstw (stopień natężenia cech negatywnych w kierunku koloru ciemnoczerwonego)**Table 42.** Indicators concerning buildings for storing manures in particular groups of farms degree of intensity of negative features (towards dark red)

Grupa gospodarstw Group of farms	Braki płyt Lack of buildings for storage of solid manures (m ²)	Braki zbiornika Lack of buildings for storage of liquid manures (m ³)	Rok budowy płyty Year of construction building for storage of solid manure (Rbp)			Rok budowy zbiornika Year of construction building for storage of liquid manure (Rbz)		
	BrPly	BrZb	Brak Lack (%)	Nie dotyczy Not appli- cable (%)	Rok ¹ Year ¹	Brak Lack (%)	Nie dotyczy Not appli- cable (%)	Rok ¹ Year ¹
(1,1)	0,0	0,2	0,0	86,8	2004	0,0	83,3	1999
(1,2)	73,7	48,7	91,5	1,2	2002	51,6	0,5	1990
(2,1)	52,6	54,2	19,5	2,2	2002	11,1	1,3	1996
(2,2)	16,0	23,9	2,6	5,5	2004	1,7	4,7	2000

¹ uśredniona wartość dla lat zdefiniowanych jako wiek budowli w konkretnej grupie gospodarstw.¹ average value for years defined as the age of buildings in a specific group of farms.**Tabela 43.** Wskaźniki dotyczące specjalizacji zwierzęcej w poszczególnych grupach gospodarstw (stopień natężenia cechy w kierunku koloru ciemno czerwonego)**Table 43.** Indicators concerning livestock specialization in particular groups of farms (degree of intensity of the feature towards dark red)

Grupa gospodarstw Group of farms	Specjalizacja gospodarstw – udział w grupach Specialization of farms – participation in groups (%)															
	1 GR	2 G ≤ 0,15 DJP·ha ⁻¹	3 GB	4 GT	5 GD	6 GT/GB	7 GB/GT	8 GB/GK	9 GT/GK	10 GK/GT	11 GO/GT	12 GD/GT	13 GB/GT/GK	14 GB/GK/GO	15 GK	16 GK/GB
(1,1)	91,7	0,0	2,1	6,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
(1,2)	0,0	16,8	43,1	24,2	3,0	4,8	6,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,2	0,9	0,0	0,7	0,0
(2,1)	1,3	8,0	67,7	10,6	0,9	4,4	4,4	0,9	0,4	0,0	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0
(2,2)	5,9	14,5	35,3	27,0	0,5	5,5	8,5	0,7	0,0	0,0	0,2	0,0	0,9	0,2	0,5	0,2

4.9. Ocena przydatności Systemu Szybkiej Identyfikacji do analiz trendów zmian w długich okresach czasowych

Celem badania było wykazanie przydatności narzędzia (SSI) do analiz trendu zmian w czasie w gospodarstwach rolnych oraz wskazanie dynamiki i kierunku tych zmian. Wyniki dla modułów produkcyjnego i środowiskowego oraz syntetycznego wskaźnika SSI, obliczonych w analizowanej grupie gospodarstw, poddano analizie w czasie. Czasookres podzielono na cztery odrębne sezony (2004–2007; 2008–2011; 2012–2015; 2016–2019), pokrywające się z cyklami realizacji postanowień Dyrektywy Rady (91/676/EWG) z dnia 12 grudnia 1991 r. *dotyczącej ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego*, a tym samym okresami implementacji programów działań i sprawozdawczości z efektów ich wdrażania. Do analiz wzięto pod uwagę 1201 gospodarstw z okresu 2004–2019. Były to gospodarstwa, które zankietowano i poddano ocenie na podstawie bonitacji punktowej wg założeń Systemu Szybkiej Identyfikacji (SSI) i wykorzystano w innych analizach w niniejszej pracy. Skorzystano ze zestandaryzowanych skal, zarówno dla modułu produkcyjnego, jak i tech-tech oraz wskaźnika sumarycznego SSI. W analizach przyjęto sumę punktów dla pojedynczych modułów oraz końcową wartość SSI. Gospodarstwa z okresu przedakcesyjnego, z lat 2001–2003 w liczbie 25, pominięto ze względu na brak w tym okresie odpowiednich standardów oraz wymogów obowiązujących w UE.

Pośród ogółu inwentaryzowanych gospodarstw, 46,2% zlokalizowane były na obszarach OSN, a więc pewne zmiany strukturalne następowały tutaj zgodnie z wymogami w Programach działań, mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu. Pozostałe gospodarstwa działały pod presją coraz bardziej restrykcyjnych przepisów środowiskowych oraz zaleceń w zakresie dobrych praktyk rolnych. Rolnicy korzystali również z różnych funduszy na modernizację gospodarstw rolnych i dostosowanie do standardów Unii Europejskiej.

Przeprowadzone analizy pozwoliły na stwierdzenie wysoce istotnego ($p < 0,01$) trendu, czyli spadku wartości wyników, w kolejnych okresach, w przypadku sumarycznej punktacji w gospodarstwach dla modułu produkcyjnego (średnia arytmetyczna) (tab. 44; rys. 28). Podobnie wysoce istotny ($p < 0,01$) trend spadkowy w kolejnych okresach zanotowano dla wyników modułu środowiskowego oraz syntetycznego wskaźnika SSI (tab. 45–46; rys. 29–30). Potwierdzają to wyniki jednoczynnikowej analizy wariancji (ANOVA) z poprawką Welcha na niejednorodność wariancji, wyniki POST-HOC uzyskane na bazie testu Tukeya oraz analizy trendu liniowego Fishera.

Analizując wartości średnie dla modułu produkcyjnego oraz tech-tech w poszczególnych okresach, zauważalny jest spadek wartości porównując okres I i IV (tab. 44–45;

rys. 28–29). W przypadku modułu produkcyjnego był to spadek o ok. 6,10 pkt. Większe różnice pomiędzy skrajnymi okresami dotyczą modułu środowiskowego i kształtowały się na poziomie 9,77 pkt. Wskazuje to na większe zmiany w gospodarstwach, które dotyczą parametrów uwzględnianych w tym module. Istotne różnice pomiędzy I a IV okresem dotyczą wartości minimalnych oraz maksymalnych (tab. 44–45). Tutaj również zaobserwowano spadki punktacji, które związane są ze zmniejszającą się presją wywieraną przez analizowane gospodarstwa. Minimalna wartość punktacji w przypadku modułu produkcyjnego zmniejszyła się aż o 16 punktów (tab. 44). W module środowiskowym zaobserwowano istotny spadek liczby punktów dla wartości maksymalnych. Kształtował on się na poziomie 13 pkt. Pozytywne zmiany zachodzą więc w obrębie obu modułów.

Sumaryczny wskaźnik SSI, na który składają się standaryzowane skale obu modułów, również wykazuje trend spadkowy, jeśli chodzi o obliczone wskaźniki określające liczbę punktów w badanych okresach (rys. 30). Porównując skrajne okresy (I i IV), w przypadku wartości średnich widzimy istotne różnice w liczbie punktów, która wyniosła 13,86 (tab. 46). Istotność potwierdzono testem POST-HOC Tukeya. Różnica dla wartości minimalnych kształtowała się na poziomie 17 pkt. i widoczny jest trend spadkowy w badanym okresie. W przypadku wartości maksymalnych, mimo wzrostu presji gospodarstw, co wynikało ze wzrostu punktacji w II okresie (w stosunku do okresu początkowego – I), finalnie zaobserwowano spadek liczby punktów (w stosunku do okresu IV) o 6. Można więc stwierdzić, iż obecnie gospodarstwa wywierają mniejszą presję na środowisko, w stosunku do okresu 2004–2008, czyli zaraz po wstąpieniu Polski do UE.

Rezultaty powyższych badań świadczą o korzystnych zmianach w analizowanych indywidualnych gospodarstwach rolnych, zachodzących w czasie. Wynikają one z jednej strony z programów służących modernizacji gospodarstw, a z drugiej z coraz większej świadomości ekologicznej rolników. Wyniki wskazują jednocześnie, że system SSI nadaje się do analiz zmian w czasie, uwzględniają w badaniach zarówno pojedyncze moduły, jak i wartość sumaryczną SSI. Na podstawie uzyskanych wyników można wnioskować, że system SSI sprawdza się w analizach czasowych i wskazuje na pewne trendy w indywidualnych gospodarstwach rolnych. W każdym kolejnym czteroletnim cyklu, od 2004 roku, w badanych gospodarstwach sytuacja poprawiała się. Świadczy to o postępującej modernizacji gospodarstw, a także wskazuje na korzystne zmiany praktyk stosowanych w gospodarstwach rolnych. Potwierdza to, że działania podejmowane przez służby monitoringowe i doradcze w zakresie dostosowania gospodarstw do standardów unijnych, w tym środowiskowych, przynoszą oczekiwane efekty. Jednak stan wód w Polsce, jak pokazują wyniki monitoringu państwowego, nie zmienia się, a w niektórych miejscach pogarsza. Wskazuje to na istnienie innego czynnika, który generuje zanieczyszczenia na obszarach wiejskich. Mogą to być nielegalne zrzuty ścieków z przedsiębiorstw przemysłu rolno-spożywczego, nieuregulowana gospodarka wodno-ściekowa, ale także przemysłowo-

wy chów zwierząt. Wielkoskalowe fermy, ze względu na odbiegający od standardowego gospodarstwa charakter, nie były uwzględniane w niniejszych analizach.

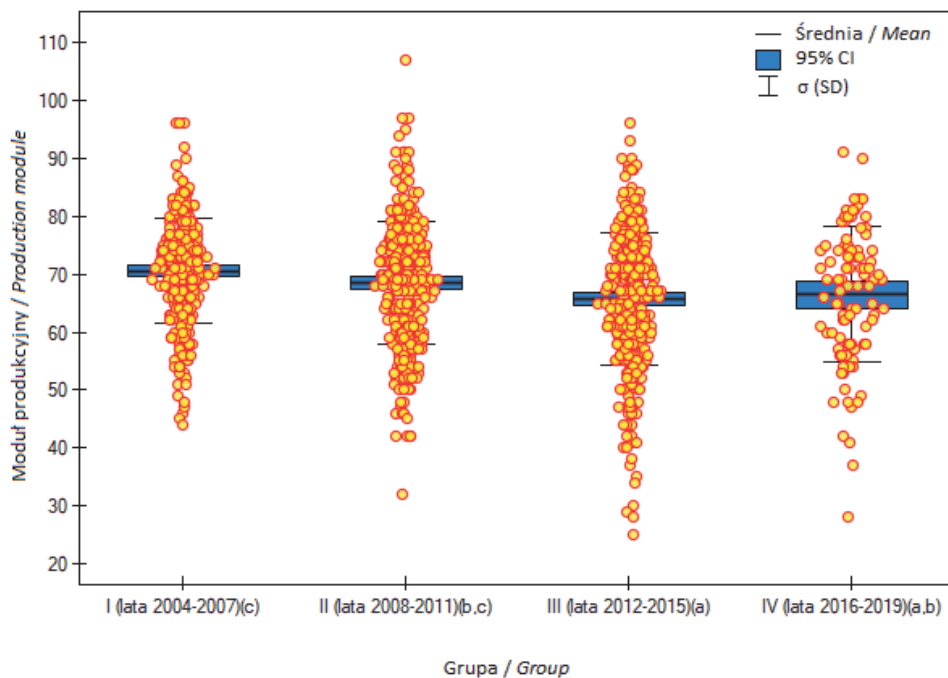
Monitoring gospodarstw rolnych w kontekście środowiskowym jest jednym z ważniejszych aspektów rozwoju obszarów wiejskich. Ocena gospodarstw pod względem oceny presji na środowisko w czasie i przestrzeni daje możliwość przeciwdziałaniu negatywnym skutkom produkcji rolnej na różne elementy ekosystemu. Pozwala również na wskazanie tych gospodarstw bądź grup, które wymagają modernizacji i dostosowania do obowiązujących standardów. Weryfikacja sytuacji pozwala na bardzo precyzyjne lokowanie funduszy na rozwój obszarów wiejskich i rolnictwa. Tworzenie bufora dla negatywnego oddziaływania przede wszystkim rolnictwa konwencjonalnego o charakterze przemysłowym powinno stać się priorytetem w dobie zmian klimatycznych i postępującej degradacji środowiska.

Tabela 44. Porównanie obliczonych wskaźników statystycznych między analizowanymi okresami dla modułu produkcyjnego
Table 44. Comparison of the calculated statistical indicators between the analyzed periods for the production module

Wyszczególnienie Value	Okres Period			
	I (2004–2007)	II (2008–2011)	III (2012–2015)	IV (2016–2019)
Średnia arytmetyczna Arithmetic average	70,5863	68,5861	65,6534	66,4900
Odchylenie standardowe Standard deviation	9,0928	10,5618	11,4589	11,7417
Błąd standardowy średniej The standard error of the mean	0,4961	0,5355	0,5722	1,1742
Minimum Minimum	44	32	25	28
Dolny kwartył Lower quartile	65	61	58	58
Mediana Median	71	69	66	69
Górny kwartył Upper quartile	77	76	74	74
Maksimum Maximum	96	107	96	91
ANOVA	F	15,0246		
F dla różnych wariancji – F" (Welch) ANOVA	Df	3 / 395,3871		
F for different variances - F" (Welch)	p	<0,0001		

Tabela 44. cd.
Table 44. cont.

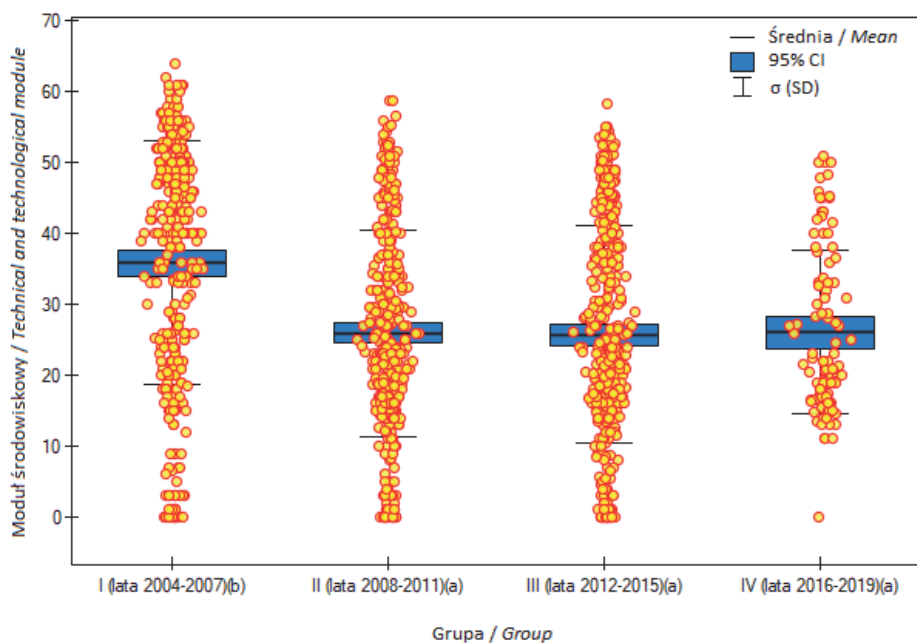
	I		0,0552	<0,0001	0,004
POST-HOC (Tukey HSD)	II	0,0552		0,0006	0,291
	III	<0,0001	0,0006		0,8946
	IV	0,004	0,291	0,8946	
Jednorodne grupy Homogeneous groups		c	bc	a	ab
Trend liniowy (Fisher LSD)	F		16,9422		
Linear trend (Fisher LSD)	p		<0,0001		



Rys. 28. Trendy zmian w analizowanych okresach w zakresie skali moduł produkcyjny
Fig. 28. Trends of changes in the analyzed periods in terms of the production module scale

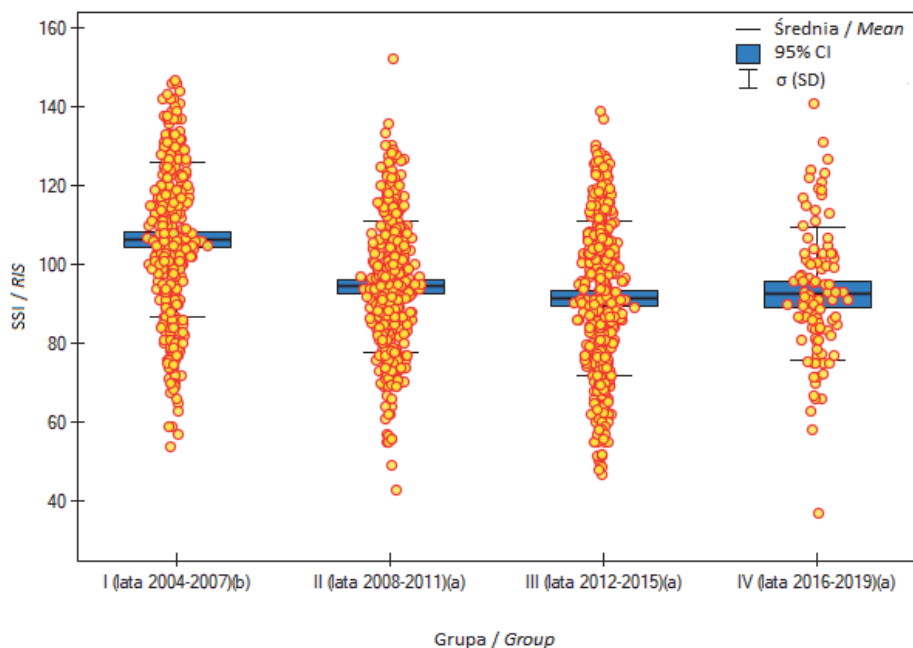
Tabela 45. Porównanie obliczonych wskaźników statystycznych między analizowanymi okresami dla modułu środowiskowego
Table 45. Comparison of the calculated statistical indicators between the analyzed periods for the environmental module

Wyszczególnienie Value	Okres Period			
	I (2004–2007)	II (2008–2011)	III (2012–2015)	IV (2016–2019)
Średnia arytmetyczna Arithmetic average	35,8643	25,956	25,7584	26,0984
Odchylenie standardowe Standard deviation	17,2143	14,6275	15,3985	11,5816
Błąd standardowy średniej The standard error of the mean	0,9391	0,7416	0,769	1,1582
Minimum Minimum	0	0	0	0
Dolny kwartył Lower quartile	22	16	15,5	17
Mediana Median	40	23	23	22
Górny kwartył Upper quartile	50	36,1667	39	33,2083
Maksimum Maximum	64	58,75	58,4	51
ANOVA	F		29,5467	
F dla różnych wariancji - F" (Welch)	Df		3 / 428,4859	
ANOVA	p		<0,0001	
	I		<0,0001	<0,0001
	II	<0,0001		0,9998
	III	<0,0001	0,998	0,9974
	IV	<0,0001	0,9998	0,9974
Jednorodne grupy Homogeneous groups	b	a	a	a
Trend liniowy (Fisher LSD)	F		30,0425	
Linear trend (Fisher LSD)	p		<0,0001	



Rys. 29. Trendy zmian w analizowanych okresach w zakresie skali moduł środowiskowy

Fig. 29. Trends of changes in the analyzed periods in terms of the environmental module scale



Rys. 30. Trendy zmian w analizowanych okresach w zakresie skali SSI (obejmuje dwa moduły)

Fig. 30. Trends of changes in the analyzed periods in terms of the RIS scale (includes two modules)

Tabela 46. Porównanie obliczonych wskaźników statystycznych między analizowanymi okresami dla SSI
Table 46. Comparison of calculated statistical indicators between analyzed periods for RIS

Wyszczególnienie Value	Okres Period			
	I (2004–2007)	II (2008–2011)	III (2012–2015)	IV (2016–2019)
Średnia arytmetyczna Arithmetic average	106,4506	94,5422	91,4118	92,5884
Odchylenie standardowe Standard deviation	19,6528	16,7753	19,5877	16,9256
Błąd standardowy średniej The standard error of the mean	1,0721	0,8505	0,9782	1,6926
Minimum Minimum	54	43	47	37
Dolny kwartyl Lower quartile	93	83,2222	76	83,0313
Mediana Median	107	95	91	91
Górny kwartyl Upper quartile	120	105,5	106	101,3958
Maksimum Maximum	147	152,3333	139	141
ANOVA	F		41,0952	
F dla różnych wariancji – F" (Welch)	Df		3 / 407,9538	
ANOVA	p		<0,0001	
	I		<0,0001	<0,0001
	II	<0,0001		0,7836
	III	<0,0001	0,0832	
	IV	<0,0001	0,7836	0,9418
Jednorodne grupy Homogeneous groups	b	a	a	a
Trend liniowy (Fisher LSD)	F		47,7003	
Linear trend (Fisher LSD)	p		<0,0001	

Na stan rolnictwa w Polsce duży wpływ wywiera polityka Unii Europejskiej. Priorytety ustanawiane w Brukseli znajdują swoje odzwierciedlenie zarówno w płynności finansowej gospodarstw, ich infrastrukturze, jak i praktykach środowiskowych stosowanych przez rolników. Na podstawie wyżej opisanych analiz przeprowadzonych w dłuższej perspektywie czasu widać, że kondycja polskich gospodarstw poprawia się od momentu wejścia Polski do Unii Europejskiej. W Planie Strategicznym Wspólnej Polityki Rolnej na lata

2023–2027, przewiduje się kilka działań/intervencji dla utrzymania wysokich standardów środowiskowych. Jednym z nich jest osiągnięcie poziomów referencyjnych wybranych wskaźników biogennych, w stosunku do danych z okresu 2012–2014 (Europejski Trybunał Obrachunkowy 2019; Swinnen 2020; Nielsen i in. 2021; Cotillon 2021). Składniki biogenne, takie jak azot czy fosfor, są ważnym elementem systemu SSI – zarówno bezpośrednio, jaki i pośrednio. Działania zaplanowane w Planie Strategicznym na lata 2023–2027 obejmują:

- obniżenie wielkości stosowanych dawek azotu w nawozach mineralnych w roku 2030 o ok. $10,1 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ UR w dobrej kulturze rolnej (dkr), tj. 12,8% do poziomu $68,6 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ UR w dkr
- zmniejszenie zużycia fosforu w nawozach mineralnych o $3,2 \text{ kg P}_2\text{O}_5\cdot\text{ha}^{-1}$ UR w dkr (o 12,6%) do poziomu $22,2 \text{ kg P}_2\text{O}_5\cdot\text{ha}^{-1}$ UR w dkr w roku 2030
- wzrost zużycia azotu brutto w nawozach naturalnych do roku 2030 o 14,3%, a w przeliczeniu na ha UR w dkr – z 36 do $43,2 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$
- zwiększone zużycie fosforu w nawozach naturalnych o 16,1%, czyli do poziomu $19,3$ z $15,7 \text{ kg P}_2\text{O}_5\cdot\text{ha}^{-1}$ UR w dkr
- saldo bilansu azotu brutto zmniejszy się o $0,7 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ UR w dkr (o 1,5%) i będzie się kształtować na poziomie $47,1 \text{ kg N}$, a wskaźnik efektywności wykorzystania azotu wyniesie ok. 63,7%, po spadku o 0,1 p.p. wobec lat 2012–2014
- saldo bilansu fosforu do roku 2030 może znajdować się poniżej poziomu notowanego w ostatnich latach, tj. $2,5 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$ UR w dkr i będzie nieco niższe o $0,1 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$ UR w dkr, tj. 1,5%, a efektywność wykorzystania będzie wynosić ok. 87%.

Propozycje interwencji na poziomie krajowym w ramach Planu Strategicznego Wspólnej Polityki Rolnej realizujące cel ograniczenia strat składników pokarmowych i zmniejszenie zużycia nawozów obejmują również wiele innych działań, m.in. w ramach tzw. Ekoschematów. W nowej perspektywie Wspólnej Polityki Rolnej UE na lata 2023–2027 nastąpiło więc kilka ważnych zmian w zakresie zarządzania i gospodarowania azotem i fosforem, jak również modernizacji gospodarstw w zakresie infrastruktury środowiskowej. Nowa WPR nakłania rolników do stosowania bardziej zrównoważonych praktyk w zakresie nawożenia. W ramach tego celu rolnicy są zobligowani do przestrzegania limitów stosowania azotu oraz fosforu na polach, co ma przyczynić się do zmniejszenia emisji gazów cieplarnianych oraz poprawy jakości gleby i wody. Ponadto Wspólna Polityka Rolna zachęca do stosowania technologii, które pomogą zmniejszyć straty azotu i fosforu w trakcie produkcji rolniczej. WPR wspiera również modernizację gospodarstw rolnych w zakresie infrastruktury środowiskowej, takiej jak np. systemy nawadniania, oczyszczanie ścieków czy systemy zbierania i przetwarzania odpadów. Celem jest poprawa efektywności wykorzystania zasobów naturalnych, zmniejszenie emisji gazów cieplarnianych oraz ograniczenie negatywnego wpływu produkcji rolniczej na środowisko. Co więcej, nowa Wspólna Polityka Rolna zachęca do rozwijania rolnictwa ekologicznego poprzez zapewnienie wsparcia finansowego dla rolników, którzy przestawią swoje gospo-

darstwa na bardziej zrównoważone i ekologiczne modele produkcji. Ma to zmniejszyć negatywny wpływ produkcji rolniczej na środowisko oraz poprawić jakości i dostępności zdrowej żywności. Wszystkie te działania mają się przełożyć bezpośrednio na poprawę jakości życia na obszarach wiejskich i rozwój lokalnych gospodarek oraz przyczynić się do zrównoważonego rozwoju sektora rolnego w UE, zachowując jednocześnie zasadę konkurencyjności i wzrostu gospodarczego.

Duża część z wyżej wymienionych elementów jest ujęta w systemie SSI, a więc proponowany system będzie można wykorzystać w ocenie skuteczności realizacji działań w nowej perspektywie WPR. Opracowany System Szybkiej Identyfikacji obejmuje kwestie związane ze składnikami nawozów oraz pasz, w związku z czym jest on komplementarny wobec założeń nowej polityki rolnej. Jak wynika z przeprowadzonych badań, monitoring obejmujący podstawowe wskaźniki w produkcji rolnej pozwala skutecznie wytypować gospodarstwa mogące stanowić potencjalne zagrożenie ze strony tych dwóch środków produkcji, a także wskazywać na pewne tendencje w czasie. Stosowana obecnie kontrola gospodarstw opiera się wyłącznie na obiegu składników pokarmowych, takich jak azot czy fosfor. Są to składniki wykorzystywane w rolnictwie w dużych ilościach, zarówno w produkcji roślinnej, jak i zwierzęcej. Dostarczanie szerokiego wachlarza proponowanych na rynku nawozów wprowadza do agrosystemu duże ilości składników, modyfikując przy tym środowisko glebowe (wpływ na zasolenie czy też pH gleby). Z kolei intensyfikująca się produkcja zwierzęca i stosowanie systemów zamkniętych chowu powodują większe zużycie pasz przemysłowych i dodatków paszowych zawierających dużą koncentrację nie tylko składników, ale także w wielu przypadkach stymulatorów wzrostu i substancji leczniczych. Zwiększone zużycie zarówno nawozów, jak i pasz, powoduje większe straty składników do środowiska. Azot i fosfor zmieniają ekosystemy naturalne, wpływając negatywnie m.in. na bioróżnorodność, kondycję ekosystemów, skrócenie łańcuchów troficznych, produkcję pierwotną oraz wywołując takie zjawiska, jak eutrofizacja czy zakwaszenie siedliska. Bilanse składników wykonywane w ramach monitoringu rolniczego pozwalają tylko na określenie potencjalnych nadwyżek składników stanowiących zagrożenie dla jakości agrosystemów (Kupiec 2015). Należy pamiętać jednak, że w bilansie składników, jako narzędzie kontroli i monitoringu, nie bierze się pod uwagę wszystkich zagrożeń wynikających z produkcji rolnej. Pominięte zostają tutaj takie elementy takie jak gospodarka nawozami naturalnymi (prócz samego dostarczenia nawozu, jako źródła składników pokarmowych), proces przygotowania i przechowywania przyzmy kiszonkowych oraz postępowania ze ściekami bytowymi.

4.10. Możliwości aplikacyjne systemu

Proponowany system monitoringu rolniczego SSI powstał na bazie kilkudziesięciu lat doświadczeń autora monografii oraz jego współpracy z wieloma instytucjami działającymi w zakresie utrzymania standardów środowiskowych w produkcji rolnej oraz zrównoważonego rozwoju obszarów wiejskich. Opracowany system uwzględnia parametry gospodarstwa obejmujące praktyki rolnicze, infrastrukturę oraz wykorzystanie środków produkcji. Parametry te skwantyfikowano z wykorzystaniem prostej skali bonitacyjnej, która wraz z rosnącą liczbą punktów wskazuje na rosnącą presję gospodarstwa na środowisko. Jest ona prosta w zastosowaniu i nie wymaga zaawansowanej wiedzy, co daje przewagę nad stosowanymi obecnie w monitoringu bilansami składników.

Dotychczasowe badania dotyczące kontroli zanieczyszczeń ze źródeł rolniczych, także w kontekście biznesowym czy usług ekosystemowych, opierały się głównie na metodach bilansowych, a więc liczba systemów monitorowania produkcji rolnej w kontekście rozpraszania składników jest ograniczona do zaledwie jednego (Bicking i in. 2018; Akert i in. 2020; Einarsson i in. 2020; Gebresamuel i in. 2021; Gray i in. 2023). Inne typy monitoringu rolniczego uwzględniają jeden konkretny parametr i można do nich zaliczyć:

- monitoring satelitarny, mierzący np. stan roślinności, zmiany w użytkowaniu ziemi
- zagrożenia wywołane erozją gleby czy rozkład temperatury powierzchniowej
- czujniki i technologie IoT służące do monitorowania wilgotności gleby, temperatury, wilgotności powietrza, jakości powietrza, stężenia substancji odżywczych w glebie
- systemy informacji geograficznej (GIS), które mogą pomóc w dokładnym mapowaniu użytkowania ziemi, identyfikowaniu obszarów wrażliwych ekologicznie, monitorowaniu zmian w krajobrazie rolnym
- bazy danych i analiza „Big Data” pozwalające na identyfikację trendów, wzorców i zależności, które pomagają w ocenie wpływu działań rolniczych na środowisko)
- systemy certyfikacji i audytu, które mają na celu monitorowanie praktyk rolniczych pod kątem zgodności ze standardami zrównoważonego rozwoju.

Są to jednak selektywne systemy, których z przyczyn logistycznych nie można zastosować w analizach wielu praktyk rolniczych czy stanu gospodarstwa i wybranych jego elementów. Proponowany System Szybkiej Identyfikacji (SSI) traktuje gospodarstwo kompleksowo. Wyniki monitorowania gospodarstw rolnych uzyskane na podstawie SSI pozwalają na lepsze zrozumienie wpływu produkcji rolniczej na środowisko oraz identyfikację obszarów wymagających ulepszeń. Dzięki temu można podejmować świadome decyzje w celu minimalizacji negatywnego wpływu na środowisko przy jednoczesnym zwiększaniu efektywności i zrównoważenia w rolnictwie.

Metody bilansowe są jedynym narzędziem wykorzystywanym w monitoringu środowiska i kontroli gospodarstw rolnych w kontekście wywieranej presji na środowisko. Wydaje się ono jednak problematyczne z kilku względów. Bilanse składników biogenych sto-

sowane dotychczas w Polsce i na świecie różnią się podejściem metodycznym oraz liczbą uwzględnianych elementów po stronie przychodu i rozchodu. Oenema (1999) wyróżnia trzy rodzaje bilansów, które są modyfikowane przez różnych badaczy: „u wrót gospodarstwa”, „na powierzchni pola” i „systemowy”. Kupiec (2015) wyróżnia cztery typy bilansów i kilkadziesiąt różnych metod bilansowych stosowanych na całym świecie. Uwzględniają one specyfikę gospodarstw, system produkcji oraz uwarunkowania klimatyczno-glebowe regionu. Nie wszystkie jednak są wykorzystywane na potrzeby monitoringu. Niektóre mają zastosowanie w układaniu planów nawozowych bądź stanowią element zarządzania składnikami w gospodarstwie. Brak standaryzacji metody uniemożliwia porównanie wyników. Salda bilansu składników (NPK) dla gospodarstw rolnych w Polsce obliczone różnymi metodami mogą wykazywać duże różnice dochodzące nawet do 92% (Fotyma i in. 2000; Kupiec 2008). Dokładność obliczeń w kontroli i monitoringu jest niezwykle ważna, ponieważ wynik powinien dostarczyć miarodajnych danych potrzebnych do podjęcia działań chroniących środowisko i poprawiających efektywność gospodarowania. Nieprawidłowe wyznaczenie elementów składowych bilansu może doprowadzić do niewłaściwych wniosków. Problemem stanowi również złożoność obliczeń. W Polsce uprawia się ponad 170 gatunków roślin. Dodatkowo zróżnicowanie produkcji zwierzęcej, stosowanie kilkuset nawozów czy kilku tysięcy różnych pasz utrudniają rolnikom oraz służbom doradczym odnalezienie współczynników określających zawartość danego składnika w produktach rolniczych. Jest to niezbędne do obliczenia salda składników pokarmowych na podstawie metod bilansowych. Opracowany system SSI nie wymaga poszukiwań zaawansowanych informacji, wystarczy tabela z bonitacją punktową do oceny gospodarstwa.

W krajach Europejskiej Wspólnoty Gospodarczej działania zmierzające do kontroli obiegu składników biogenych podejmowano dużo wcześniej na mocy obowiązującej już od kilkunastu lat Dyrektywy Azotanowej (91/676/EWG) oraz innych zobowiązań międzynarodowych. Opracowano więc system monitorowania oraz zarządzania składnikami oparty na bilansach (Slak i in. 1998; Oenema 2003; Schröder i in. 2003). Nadal jednak w Polsce i na świecie brakuje skutecznego narzędzia pozwalającego na szybką i precyzyjną identyfikację gospodarstw, ze wskazaniem na te najbardziej uciążliwe i zagrażające środowisku.

System Szybkiej Identyfikacji gospodarstw (SSI) może być wykorzystywany przede wszystkim do oceny stopnia zagrożenia jakości wód powierzchniowych i podziemnych ze strony gospodarstw rolnych, który będzie skutecznym narzędziem wspomagającym działania administracyjne, organizacyjne i naprawcze wynikające z zapisów Dyrektywy Azotanowej, zaleceń Komisji Helsińskiej, założeń Agendy 21 (głównie jej części zwanej Bałtyk 21) oraz wytycznych OECD (Organization for Economic Cooperation and Development). Stworzony system zawiera elementy, które rolnik może w znacznym stopniu kontrolować, a każdy doradca szybko i łatwo weryfikować i interpretować. System Szybkiej Identyfikacji pozwoli na wyeliminowanie z rejestru tych gospodarstw, które nie stanowią

potencjalnego zagrożenia dla środowiska wynikającego z nadmiernego rozproszenia składników biogenych w kierunku wód oraz powietrza i gleby. Może to ułatwić podejmowanie skuteczniejszych działań i skupienie się na gospodarstwach nadmiernie ingerujących w środowisko. Oczywiście nie wyklucza to stosowania bilansów składników w monitoringu. Wybrane gospodarstwa można poddać kontroli, stosując tzw. metodę przesiewową (*screening method*). W pierwszym etapie odrzuca się gospodarstwa wywierające małą presję na środowisko, a szczegółowym badaniom, np. bilansowym, można poddać te, które stanowią potencjalne zagrożenie dla środowiska. Dlatego wstępna weryfikacja powinna polegać na szybkiej identyfikacji gospodarstw na podstawie newralgicznych parametrów produkcji i dać odpowiedź na pytanie, które z gospodarstw powinny być poddane szczegółowej kontroli. Pozwoliłoby to na ograniczenie liczby gospodarstw do najbardziej uciążliwych, skoncentrowanie działań kontrolnych i środków zaradczych, a także zaoszczędzenie środków finansowych oraz działań na różnych szczeblach administracyjnych.

Zaletą opracowanego systemu jest możliwość usprawnienia samokontroli gospodarowania składnikami przez rolnika oraz praktycznego wykorzystania danych przez doradców w celu monitorowania produkcji rolnej w aspekcie ochrony środowiska. Wyniki umożliwiają również łatwiejszy sposób waloryzacji przestrzeni wiejskiej w aspekcie ochrony środowiska, który może stanowić element oceny działań w zakresie wdrażania programów rolnośrodowiskowych i ekologizacji obszarów wiejskich.

Opracowany system SSI można wykorzystać do tworzenia map z tzw. *hot points* czy obszarami problemowymi, w których należałoby zintensyfikować programy naprawcze, związane z ograniczeniem presji rolnictwa na środowisko procesami rekultywacyjnymi, np. przy planowaniu barier biogeochemicznych, wprowadzania zadrzewień w krajobrazie rolniczym czy też stref ekotonowych (Ryszkowski i in. 1990; Izydorczyk i in. 2018). Skuteczność tych działań zależeć będzie od dokładnego rozeznania sytuacji w zakresie produkcji rolniczej i stanu środowiska. Wyniki uzyskane w niniejszej pracy mogą stanowić istotne wsparcie dla praktycznych działań zmierzających do ograniczenia zanieczyszczeń obszarowych oraz zwiększenia skuteczności ochrony gleb i wód przed degradacją. Pozwalają one zweryfikować i ocenić dotychczasowe metody kontroli i monitoringu, również w dłuższej perspektywie czasu, wynikające przede wszystkim z wdrażania Dyrektywy Azotanowej na obszarach narażonych na azotany oraz innych umów i postanowień międzynarodowych. System może być wykorzystany zarówno w skali lokalnej, jak i do porównań ponadregionalnych.

Analizowany w pracy system jest ukierunkowany głównie na parametry związane z rozpraszaniem składników pokarmowych w środowisku. Bezpośrednio więc dotyczy to presji wywieranej na różne elementy środowiska, w tym wody powierzchniowe i podziemne, z tytułu rozpraszania składników nawozowych. Jednak niektóre praktyki rolnicze stwarzają również ryzyko emisji gazów, np. amoniaku do atmosfery (np. niewłaściwa gospodarka nawozami naturalnymi). Nieprawidłowe przygotowanie kiszonki zwiększa ryzyko zanieczyszczenia gleb np. kwasami organicznymi. Nieracjonalna struktura zasiewów

stwarza zagrożenie związane z nasileniem procesów erozyjnych, wymywaniem składników pokarmowych, degradacją biologiczną gleby oraz negatywnym wpływem na poziom substancji organicznej w glebie. Zbyt wysoka obsada zwierząt może wpływać z kolei na nasilenie problemów środowiskowych związanych z większym wykorzystaniem pasz, zwiększoną ilością wytwarzanych nawozów naturalnych, emisją gazów odorowych i cieplarnianych, degradacją pastwisk, zwiększonym zapotrzebowaniem na wodę oraz zanieczyszczeniami mikrobiologicznymi. Składniki pokarmowe pojawiające się w środowisku w nadmiarze wpływają z kolei na bioróżnorodność i degradację ekosystemów, powodując ich uproszczenia. System Szybkiej Identyfikacji nie był testowany pod względem presji wybieranej z tytułu emisji do środowiska niektórych substancji, takich jak pozostałości środków ochrony roślin czy substancji ropopochodnych, które również stanowią problem na obszarach wiejskich (Rad i in. 2022; Pawluśkiewicz i in. 2020). System nie mierzy również poziomu substancji organicznej w glebie czy też substancji farmakologicznych w środowisku. Należy pamiętać, że pewne praktyki i zabiegi stosowane w gospodarstwach są ze sobą bardzo często powiązane. Struktura zasiewów i rośliny uprawianych w gospodarstwie wpływają na reprodukcję bądź degradację substancji organicznej w glebie, natomiast rodzaj i intensywność produkcji zwierzęcej wiążą się ze wzrostem zużycia środków farmakologicznych, a to z kolei może przełożyć się na większe ryzyko ich emisji do środowiska, zarówno wodnego, jak i glebowego. Uprawy roślinne oraz produkcja zwierzęca to elementy uwzględniane w ocenie przeprowadzanej na podstawie Systemu Szybkiej Identyfikacji.

Opracowany system nie może wykorzystać w monitoringu wielkoskalowej produkcji zwierzęcej, tzw. przemysłowych ferm zwierzęcych. Cechy tego typu produkcji, czyli bardzo często brak ziemi uprawnej, duża specjalizacja (uproszczenia w strukturze stada i systemie chowu), uzależnienie od źródeł zewnętrznych (zakup pasz, ściółki, materiału hodowlanego, brak możliwości wykorzystania odchodów zwierzęcych, a więc ich sprzedaż poza tego typu przedsiębiorstwo), powodują, że wiele parametrów nie znajduje zastosowania w ocenie. System Szybkiej Identyfikacji można zastosować w gospodarstwach tradycyjnych, opartych na modelowym schemacie produkcji, zarówno o charakterze konwencjonalnym, jak i proekologicznym (rolnictwo integrowane) czy ekologicznym (te powinny być referencyjne).

System SSI nie był również testowany w gospodarstwach nastawionych na chów owadów, mięczaków lądowych (np. ślimaków), mięczaków słodkowodnych (np. krewetek słodkowodnych) czy rybactwa śródlądowego. Ze względu na nowe trendy i nowe kierunki w rolnictwie system wymagałby pewnego przetestowania i dopasowania do tego typu nowych specjalizacji. W chwili obecnej tego typu gospodarstwa w stanowią jednak w Polsce i na świecie niewielki udział. Opracowany System Szybkiej Identyfikacji nie był testowany również w gospodarstwach typowo ogrodniczych. Część analizowanych gospodarstw posiadała niewielki udział produkcji ogrodniczej – sady, warzywa, ale przeważała w nich produkcja rolnicza. Nie badano gospodarstw nastawionych na produkcję pod osłonami czy specjalizujących się w produkcji roślin ozdobnych.

Skuteczny system monitoringu rolniczego powinien być nie tylko miarodajny, ale także dostarczać informacji o stanie rolnictwa w danym regionie. Ważne, by sprawdzał się zarówno w przypadku monitorowania pojedynczego gospodarstwa, jak i analiz ukierunkowanych na większą liczbę podmiotów. Podstawą prostego i szybkiego monitoringu powinien być ułatwiony dostęp do danych dotyczących stosowanych praktyk rolnych oraz zrozumienie wpływu działań rolniczych na środowisko. W przypadku Systemu Szybkiej Identyfikacji zbieranie danych jest proste, ponieważ dotyczy podstawowych informacji o gospodarstwie, które często rolnicy przygotowują na potrzeby wniosków o dopłaty lub uczestnictwa w różnych programach finansowanych z budżetu UE. W przyszłości zbieranie danych można usprawnić poprzez stworzenie arkuszy internetowych oraz budowę zintegrowanej bazy danych.

Szybkie i uproszczone monitorowanie pozwala na wczesne wykrywanie problemów i anomalii w produkcji rolniczej. Dzięki łatwemu pozyskaniu danych można wcześniej podjąć odpowiednie działania kontrolne, minimalizując ryzyko wystąpienia problemu i konieczność użycia większych środków zaradczych w przyszłości. Skuteczne monitorowanie produkcji rolniczej pozwala na lepsze zarządzanie zasobami, takimi jak gleba, woda czy środki produkcji – nawozy lub pasze. Monitorowanie produkcji rolniczej powinno promować stosowanie zrównoważonych praktyk rolniczych. Analiza danych pozwala identyfikować obszary, na których istnieje potencjał do wprowadzenia bardziej zrównoważonych metod uprawy lub optymalizacji stosowanych praktyk. Proponowany System Szybkiej Identyfikacji (SSI) promuje zrównoważone praktyki i można go wykorzystać do prognozowania i ustanawiania działań naprawczych, w kontekście m.in. rozpraszania składników nawozowych w środowisku. Jednocześnie uproszczone monitorowanie produkcji rolniczej pomoże dostarczyć wiarygodnych danych, które mogą wspierać proces podejmowania decyzji politycznych i regulacyjnych. Dzięki bardziej kompleksowym i dokładnym danym można tworzyć strategie ochrony środowiska uwzględniające rzeczywiste wyzwania i potrzeby rolnictwa. Jak wcześniej wspomniano, bilans składników pokarmowych to w tej chwili jedyne narzędzie monitoringu gospodarstw rolnych w kontekście zanieczyszczenia wód, powietrza czy całego agroekosystemu. Jest on jednak ukierunkowany tylko na jeden typ zanieczyszczeń. Opracowany system SSI charakteryzuje się kompleksowym podejściem, a więc uwzględnia znacznie większą liczbę parametrów niż bilanse. Stąd, mimo uproszczeń w samym procesie waloryzacji, jest narzędziem skuteczniejszym i bardziej precyzyjnym w ocenie presji.

Wprowadzenie uproszczonego monitorowania produkcji rolniczej i gospodarstw rolnych może przyczynić się do zrównoważonego rozwoju rolnictwa, minimalizacji wpływu na środowisko i ochrony zasobów naturalnych, co jest korzystne zarówno dla producentów rolnych, jak i dla społeczeństwa jako całości. Należy pamiętać, że każda metoda ma swoje wady, a produkcja rolna należy do specyficznych branży, które do tej pory było trudno kontrolować i nadal ten proces nie jest łatwy.

W niniejszych badaniach analizowano 1226 gospodarstw rolnych z 14 województw oraz 270 gmin (Załącznik 2). Podstawą badań były dane i informacje zebrane bezpośrednio w gospodarstwach rolnych na wytypowanych obszarach. Dane dotyczyły aktualnych kierunków oraz poziomu produkcji roślinnej i zwierzęcej w ujęciu czasowym i przestrzennym. Analizy przestrzenne nie były przedmiotem badań, a więc lokalizacja gospodarstw nie miała znaczenia w przeprowadzonych analizach. Poszukiwano zróżnicowanej populacji gospodarstw odzwierciedlającej strukturę rolną w Polsce. Reprezentatywność wybranej grupy gospodarstw była priorytetem, dzięki czemu system może sprawdzić się w różnych regionach Polski oraz Unii Europejskiej, w której obowiązują pewne spójne standardy środowiskowe. Szeroki wybór gospodarstw umożliwił wytypowania 16 grup specjalizacyjnych. Badania wielu autorów wskazują, że specjalizacja (kierunek produkcji) ma duży wpływ na środowisko przyrodnicze. Dlatego tak istotne jest odpowiednie wydzielenie grup specjalizacyjnych i analizowanie ich osobno. Harasim (2018) wyróżnia następujące grupy specjalizacyjne i ocenia ich wpływ na środowisko:

- gospodarstwa roślinne – nastawione na uprawy polowe stwarzają niebezpieczeństwo obniżenia żyzności i biologicznej aktywności gleb
- gospodarstwa o mieszanym roślinno-zwierzęcym kierunku produkcji – stwarzają małe zagrożenie dla środowiska przyrodniczego i żyzności gleb
- gospodarstwa trzodowe – cechują się na ogół dużą obsadą zwierząt i wysokimi dodatnimi saldami składników nawozowych (NPK), co stwarza niebezpieczeństwo zanieczyszczenia wód gruntowych i powierzchniowych tymi składnikami
- gospodarstwa bydłce specjalizujące się w produkcji mleka, przy obsadzie około $1,0 \text{ DJP} \cdot \text{ha}^{-1}$ – nie stwarzają zagrożenia dla środowiska
- gospodarstwa ogrodnicze (sadownicze, warzywnicze) – osiągają dodatnie i zarazem zbyt wysokie salda składników mineralnych.

Autor twierdzi, że gospodarstwa roślinne z uprawami polowymi i wielokierunkowe wywierają znacznie mniejszą presję na środowisko w porównaniu ze specjalizującymi się w produkcji zwierzęcej.

Podział na specjalizacje dał możliwość wykonania szczegółowych analiz. Specjalizacja oraz intensywność produkcji zależą od pewnych uwarunkowań, m.in. geograficznych, kulturowych, klimatyczno-glebowych, społecznych czy ekonomicznych. Podczas analizy gospodarstw z podziałem na specjalizacje uwzględnia się również pośrednio pewne uwarunkowania zewnętrzne, niezależne od rolnika. W samym systemie SSI nie są one oceniane jako odrębny parametr. Stanowią one jednak pewne odzwierciedlenie w profilu gospodarstwa i wydajności produkcji. Pod pojęciem specjalizacji rozumie się wyraźne ukierunkowanie gospodarstwa rolnego na jedną gałąź lub działalność, a jej poziom określa się za pomocą struktury produkcji końcowej brutto lub towarowej brutto. Według klasyfikacji Wojtaszka (1965), opartej na strukturze produkcji końcowej brutto lub towarowej brutto, wyróżnia się gospodarstwa jedno-, dwu- i trójkierunkowe oraz wielostronne

(mieszane). O specjalizacji produkcji pisano również w latach 70. (Grabowski 1978). Klepacki (1997) i Stępień (2007) w polskich warunkach wyróżnili gospodarstwa:

- jednokierunkowe – jedna gałąź daje ponad 40% wartości produkcji końcowej, a pozostałe po mniej niż 30%
- dwukierunkowe – z dwóch gałęzi otrzymuje się po co najmniej 30% produkcji końcowej, a pozostałe dają mniej niż 30%
- wielostronne z wyróżniającą się gałęzią główną – gałąź główna daje 30–40% wartości produkcji końcowej, a inne po mniej niż 30%
- wielostronne – żadna gałąź nie daje więcej niż 30% produkcji końcowej.

W niniejszych badaniach zastosowano bardziej szczegółowy niż podane powyżej podział na specjalizacje. Odrębny podział na specjalizacje zastosowano w ramach europejskiego systemu zbierania danych rachunkowych z gospodarstw rolnych FADN. W polu obserwacji FADN od 1965 r. znajdują się gospodarstwa towarowe (Pawłowska-Tyszko i in., 2021). Wspólnotowa Typologia Gospodarstw Rolnych (WTGR) wykorzystuje parametr ekonomiczny, którym jest Standardowa Produkcja (ang. *Standard Output* – SO). Standardowa Produkcja (SO) to uśredniona z 5 lat wartość produkcji określonej działalności rolniczej (roślinnej lub zwierzęcej) uzyskana z 1 ha lub od 1 zwierzęcia w ciągu 1 roku, w przeciętnych dla danego regionu warunkach produkcyjnych. W zależności od pożądanego stopnia dokładności typy rolnicze gospodarstw zorganizowane są następująco:

- 8 typów ogólnych i grupa gospodarstw niesklasyfikowanych
- 21 typów podstawowych i grupa gospodarstw niesklasyfikowanych
- 61 typów szczegółowych i grupa gospodarstw niesklasyfikowanych.

Zastosowany podział na potrzeby FADN jest bardzo szczegółowy i różnicuje produkcję zarówno roślinną, jak i zwierzęcą na podstawowe elementy. Tak wnikliwy podział ma uzasadnienie w przypadku rozważań ekonomicznych. W badaniach środowiskowych może stwarzać już pewne problemy logistyczne. Rozbijanie produkcji roślinnej na osobne specjalizacje, uwzględniające przeważającą w gospodarstwie uprawę, dałoby ich bardzo dużą liczbę. Takie rozdrobnienie specjalizacyjne sprawiałoby pewne trudności w analizach i interpretacji wyników. Zastosowany w pracy podział na grupy specjalizacyjne wydaje się logiczny, co pokazują wyniki badań uzyskanych w pracy – wskazują one na duże różnice w poszczególnych grupach, jeśli chodzi o wywieraną presję, a także inne badane parametry gospodarstw.

5. WNIOSKI

Dane ankietowe zebrane do badań w niniejszych monografiach bezpośrednio w gospodarstwach rolnych dały możliwości obserwacji gospodarstw w miejscu ich funkcjonowania, a także introspekcji praktyk rolniczych stosowanych przez rolników. Obserwowane problemy środowiskowe były podstawą do skonstruowania hybrydowego systemu monitoringu. W pracy potwierdzono hipotezę alternatywną (H1). Na podstawie przeprowadzonych w niniejszej pracy badań oraz uzyskanych wyników sformułowano następujące wnioski:

1. Możliwości zastosowania proponowanego systemu monitoringu w rolnictwie, przetestowano, podejmując próbę klasyfikacji gospodarstw rolnych i typologii uzyskanych klas. Stosując kryterium statystyczne oparte na średniej i odchyleniu standardowym wartości syntetycznego wskaźnika presji gospodarstwa na środowisko (metodą TOPSIS), wyróżniono cztery klasy presji na środowisko: klasa I to gospodarstwa o najwyższej presji, a klasa IV to gospodarstwa o presji najniższej. Przeprowadzone badania wskazują na możliwość wytypowania skrajnych grup gospodarstw z wykorzystaniem jednocześnie obu modułów (IV/IV – sytuacja bardzo dobra, I/I – sytuacja bardzo zła; pierwsze oznaczenie definiuje klasę modułu produkcyjnego, a drugie – modułu środowiskowego) oraz 14 klas pośrednich. W wyniku analiz z wykorzystaniem sztucznej sieci neuronowych (*machine learning*), uzyskano również podział na cztery skupienia. Wynikiem porównawczym dwóch modułów z podziałem na skupienia policzonym na podstawie 23 skal było nakładanie się skupień na siebie. Jednak podział między sieciami SOFM 2-4 i SOFM 23-4 (*Self-Organizing Feature Map*) pokazuje, że oba podejścia, czyli korzystanie z syntetycznych wyników dwóch modułów oraz korzystanie ze wszystkich skal modalnych SSI, dają różne rezultaty. Uzyskane dwa skupienia (1,1 i 1,2) przy zestawieniu podziału według SOFM 2-4 i SOFM 23-4 nigdy nie zawierają wspólnych elementów. Są to więc najlepiej odseparowane skupienia, które można nazwać grupami gospodarstw „wywierających najmniejszą presję” i „najbardziej obciążającymi środowisko”. Przeprowadzone analizy wykazały więc zasadność podziału oraz zdolność systemu do wydzielenia grup na te, które powinny zostać poddane modernizacji oraz takie, które są gospodarstwami referencyjnymi.

2. Szczegółowej analizie metodą TOPSIS poddano oddzielnie każdy z dwóch modułów systemu SSI (klasy od I do IV) oraz klasy łączone (od I/I do IV/IV). Oceniono ich potencjał do typowania klas presji i wskazania grup specjalizacyjnych w obrębie modułów wywierających zróżnicowaną presję. Analizując moduł produkcyjny, do klasy I, o największym negatywnym oddziaływaniu, zakwalifikowano 16,1% gospodarstw. Szczegółowa inwentaryzacja grup specjalizacyjnych wykazała, że najwięcej problemów środowiskowych, ze względu na ten moduł, stwarzają gospodarstwa specjalizujące się w chowie i hodowli bydła (GB). W I klasie aż 60% gospodarstw reprezentowało tę właśnie specjalizację. W grupie II było ich 47%. Również w grupie czynników tech-tech największą presję wywierały gospodarstwa specjalizujące się w chowie lub hodowli bydła (GB). Średnio presja ta była o ok. 100% wyższa niż presja wywierana ze strony gospodarstw specjalizujących się w chowie lub hodowli trzody chlewnej. Względnie wysoką presją charakteryzowały się również gospodarstwa bez zwierząt (GR) oraz gospodarstwa z niską obsadą inwentarza ($G \leq 0,15 \text{ DJP} \cdot \text{ha}^{-1}$). Analizując moduły razem, do grupy I/I, czyli o najwyższej presji, zaliczono 313 gospodarstw. Wymagają one działań naprawczych w zakresie modernizacji, zmiany stosowanych praktyk czy sposobu zarządzania. Wyniki pokazały, iż grupę gospodarstw o najwyższej presji stanowiły w dużej mierze gospodarstwa z chowem lub hodowlą bydła (GB). W $\frac{1}{4}$ były to gospodarstwa z trzodą (GT) i niemal tyle samo stanowiły gospodarstwa z niewielką ilością zwierząt ($G \leq 0,15 \text{ DJP} \cdot \text{ha}^{-1}$). Selektywna analiza modułów wskazuje, że można je rozpatrywać oddzielnie, wskazując na problemy w obrębie jednego z modułów.
3. Zaproponowany system, jak wykazały analizy statystyczne, jest poprawnie skonstruowany. Wyniki przeprowadzonych badań wskazują, iż usunięcie żadnej z analizowanych skal modułu produkcyjnego i środowiskowego nie poprawia wyniku znacząco, czyli każda z inwentaryzowanych skal ma podobne znaczenie dla SSI. Rzetelność dla modułu produkcyjnego jest niższa, natomiast dla modułu środowiskowego jest wysoka. Na podstawie wyników można więc wnioskować, że wskaźnik SSI mierzy presję jednorodnie. Zdolność systemu do wykonywania spójnych pomiarów oraz oceny trafności i precyzji w interpretacji danych kształtuje się więc na zadowalającym poziomie. Przeprowadzona analiza składowych głównych dla oceny jednorodności skal systemu, poprzedzona testem sferyczności Bartletta, oraz obliczeniem współczynników Kaisera-Mayera-Olkina wykazała, że nie można stworzyć podziału skal lepszego niż zaproponowany na dwa moduły. Pokazuje to jednoznacznie, że moduły zostały ujęte w odpowiednie ramy i mierzą zupełnie inne parametry. Nie mają elementów wspólnych, które mogłyby nakładać się na siebie, powodując zakłócenia w wynikach i obniżając ich rzetelność.
4. Przeprowadzona analiza gradacyjna określająca pewną rangę analizowanych skal systemu SSI pozwoliła na wydzielenie trzech skupień skal (o niskich, średnich i wysokich wynikach). Analizy wykazały, że moduł produkcyjny dzieli się na dwie odrębne grupy o skrajnie różnych wynikach. Liczba skal, które mają dominujący wpływ na to grupo-

- wanie, jest ograniczona. Wyniki uzyskane przy użyciu sieci neuronowych (klasyfikator Kohonena, *unsupervised clusterization*), pokazują, że w przypadku większości skal produkcyjnych skupienia są do siebie podobne (TUZ, GO, ZP, Prz, O, Sa, Wa, BD, S, RP). W przypadku niektórych jednak pojawiają się duże różnice (Nmin, Pmin, Npasz i Obsa). Na podstawie wykonanej analizy statystycznej można stwierdzić, że to skale modułu środowiskowego mają największy wpływ na rozróżnienie gospodarstw, przy czym najważniejsze skale to Rbp, Rbz, BrPly i BrZb. Ze względu na szeroki gradient przyjętych do analiz gospodarstw, kwestie budowy pomieszczeń do przechowywania nawozów naturalnych dotyczyły ich w ograniczonym zakresie lub nie dotyczyły wcale. Były to przede wszystkim gospodarstwa bez zwierząt (GR) oraz gospodarstwa z niewielką obsadą zwierząt ($G \leq 0,15 \text{ DJP} \cdot \text{ha}^{-1}$). Wśród grupy gospodarstw odbiegających od pozostałych analizowanych grup w zakresie modułu tech-tech, mogły być gospodarstwa stosujące w chowie zwierząt tzw. głęboką ściółkę. Te gospodarstwa nie wymagają posiadania budowli do przechowywania odchodów. Tak więc elementy wymienione powyżej mogły różnicować badane gospodarstwa.
5. W efekcie analiz z wykorzystaniem jądrowego estymatora gęstości można zauważyć, że wyniki dla modułu środowiskowego (tech-tech) kształtują się w szerszym zakresie niż dla modułu produkcyjnego, dla którego większość wyników jest w przeciętnym zakresie. Dodatkowo dla modułu środowiskowego obserwuje się dwa szczyty gęstości, co sugeruje dwa skupienia, podczas gdy w module produkcyjnym szczyt jest tylko jeden. Wykonana analiza skupień metodą k-średnich ujawniła dwa skupienia (pierwsze skupienie 692 gospodarstwa; drugie skupienie 534 gospodarstwa). Wyniki modułu produkcyjnego nie różnią się istotnie między skupieniem pierwszym i drugim. Z kolei wyniki modułu środowiskowego różnią się wysoce istotnie między skupieniem pierwszym i drugim. To potwierdza teorię, że wyniki modułu produkcyjnego nie różnicują znacznie gospodarstw, ale wyniki modułu środowiskowego dzielą tę grupę na dwa skupienia. Nie stwierdzono także istotnego związku liniowego między wynikami modułów produkcyjnego i środowiskowego (oszacowany współczynnik korelacji liniowej jest bliski zeru). Rezultaty badań są potwierdzeniem wcześniejszych spostrzeżeń, że moduł produkcyjny stanowi odrębną miarę w porównaniu do modułu środowiskowego - moduły mierzą różne parametry.
 6. Ocena Systemu Szybkiej Identyfikacji (SSI) do precyzyjnego wskazania gospodarstw o określonym profilu działalności, które wywierają presję na środowisko, przeprowadzona na podstawie analizy związków pomiędzy skupieniami gospodarstw o wysokich i niskich wynikach modułu środowiskowego a ich specjalizacją, oprócz naukowego, dała pewien praktyczny aspekt. Wyniki jednoznacznie wskazują, że jeśli mamy do czynienia z gospodarstwami z niewielką ilością zwierząt (specjalizacja „ $G \leq 0,15 \text{ DJP} \cdot \text{ha}^{-1}$ ”), to szansa na wysoki wynik modułu środowiskowego wzrasta ponad dwukrotnie. W przypadku rezultatów uzyskanych na podstawie sieci SOFM 2-4 można zauważyć podobne tendencje. Jeśli specjalizacją gospodarstwa jest bydło (GB), szan-

sa na wysoki wynik modułu środowiskowego wzrasta o 41%. Natomiast w przypadku specjalizacji GK (konie), GO (owce) i GT (trzoda), iloraz szans na wysoki wynik modułu środowiskowego jest nieistotny. Z kolei, jeśli gospodarstwo specjalizuje się w chowie drobiu (GD), szansa na wysoki wynik modułu środowiskowego wzrasta ponad 7 razy. Gospodarstwa bez zwierząt generują najmniejsze zagrożenie dla środowiska. Daje nam to obraz zagrożenia ze strony poszczególnych specjalizacji zwierzęcych, w kontekście stosowanych praktyk oraz posiadanej infrastruktury w obrębie modułu tech-tech.

7. Zestawienia podziałów z wykorzystaniem sieci neuronowej SOFM 2-4 ze specjalizacjami gospodarstw wskazują na pewne trendy, które potwierdzają wyniki uzyskane w niniejszej pracy na podstawie innych modeli. W przypadku rezultatów sieci SOFM 2-4 można zauważyć, że duże niedociągnięcia w zakresie standardów środowiskowych występują w gospodarstwach z niską obsadą zwierząt ($G \leq 0,15 \text{ DJP} \cdot \text{ha}^{-1}$). Szansa na przynależność do grupy gospodarstw wywierających największą presję wzrasta blisko 59-krotnie, jeśli jest to gospodarstwo o niskiej obsadzie zwierząt. Duże zagrożenie stwarzały również gospodarstwa z bydłem (GB). Szansa na przynależność do grupy gospodarstw najbardziej obciążających w tej specjalizacji wzrastała blisko 57-krotnie. Mniejszą presję wywierały gospodarstwa specjalizujące się w chowie lub hodowli trzody chlewnej (GT) (presja wzrastała 8,6-krotnie) i gospodarstwa z końmi (GK) (5,8-krotny wzrost presji). Najmniej obciążającymi dla środowiska gospodarstwami były gospodarstwa bez zwierząt (GR), co potwierdzają też analizy metoda TOPSIS – w klasie III/IV i II/IV najwyższy udział miały gospodarstwa bez inwentarza (GR), odpowiednio 80% i 72%.
8. Podział z wykorzystaniem sieci SOFM 23-4 porównany ze specjalizacjami gospodarstw, potwierdza na duże zagrożenie ze strony gospodarstw z niską obsadą zwierząt ($G \leq 0,15 \text{ DJP} \cdot \text{ha}^{-1}$). Szansa na przynależność tego typu specjalizacji do grupy gospodarstw najbardziej obciążających wzrasta blisko 63-krotnie (w stosunku do grupy gospodarstw najmniej uciążliwych). Nie zanotowano żadnego gospodarstwa o tej specjalizacji, które przynależało do grupy najmniej uciążliwych. Gospodarstwa, które specjalizowały się w chowie lub hodowli bydła (GB), również generowały dużą presję, zdecydowanie większą niż pozostałe grupy analizowanych przedsiębiorstw rolnych. Szansa na przynależność do grupy gospodarstw najbardziej obciążających wzrastała blisko 21-krotnie, jeśli specjalizacją produkcji zwierzęcej jest bydło. Z kolei gospodarstwa z trzodą (GT) wywierają mniejszą presję niż wymienione powyżej i szansa na przynależność do grupy gospodarstw najbardziej obciążających w tym przypadku wzrasta ok. 5,5-krotnie. Gospodarstwa bez zwierząt (GR) generują najmniejsze zagrożenie dla środowiska (szansa na przynależność do grupy gospodarstw najbardziej obciążających spada do zera).
9. Wyniki przeprowadzonych analiz w czteroletnich okresach odpowiadających okresom wdrażania tzw. Programów działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia

wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych wskazują, że opracowany System Szybkiej Identyfikacji (SSI) jest dobrym narzędziem do analiz trendów zmian w czasie. Wyniki analiz wskazują na korzystne zmiany zarówno w obrębie parametrów modułu produkcyjnego, jak i tech-tech. Potwierdza to zmniejszającą się presję na środowisko ze strony badanych gospodarstw, ale także potwierdza skuteczność podejmowanych działań w aspekcie modernizacji rolnictwa w Polsce i dostosowania go do standardów środowiskowych wyznaczonych przez UE.

Literatura

- Akert, F.S., Dorn, K., Frey, H., Hofstetter, P., Berard, J., Kreuzer, M., Reidy, B. (2020). Farm-gate nutrient balances of grassland-based milk production systems with full- or part-time grazing and fresh herbage indoor feeding at variable concentrate levels. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 117, 383–400. <https://doi.org/10.1007/s10705-020-10072-y>
- Andretta, I., Hickmann, F.M.W., Remus, A., Franceschi, C.H., Mariani, A.B., ..., Pomar C. (2021). Environmental Impacts of Pig and Poultry Production: Insights From a Systematic Review. *Front. Vet. Sci.*, 8, 750733. <https://doi.org/10.3389/fvets.2021.750733>
- ARiMR (2022). Normy i wymogi wzajemnej zgodności, <https://www.gov.pl/web/arimr/normy-i-wymogi-wzajemnej-zgodnosci>.
- ARiMR (2023). Ekoschematy – nowe płatności w ramach płatności bezpośrednich w latach 2023–2027. <https://www.gov.pl/web/arimr/ekoschematy---nowe-platnosci-w-ramach-platnosci-bezposrednich-w-latach-2023-2027>
- Ashfaq, M., Khan, K.N., Ur Rehman, M.S., Mustafa, G., Nazar, M.F., ..., Yu, Ch-P. (2017). Ecological risk assessment of pharmaceuticals in the receiving environment of pharmaceutical wastewater in Pakistan. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 136, 31–39. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.10.029>
- Baranowski, B., Topolski, J. (red.). (1964). *Zarys historii gospodarstwa wiejskiego w Polsce*. T. II. Warszawa: PWRiL.
- Barszczewski, J. (2004). Wykorzystanie bilansów fosforu w doskonaleniu procesu produkcji w gospodarstwie. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*. IMUZ, Falenty, 4, 2a (11), 503–510.
- Barszczewski, J. (2005). Rola struktury zasiewów oraz nawożenia obornikiem w kształtowaniu niektórych parametrów bilansu azotu i fosforu w dużym gospodarstwie mlecznym. W: B. (red.), Sapek *Rolnictwo polskie i ochrona jakości wody – monografie*. Zesz. Eduk. IMUZ, Falenty, 10: 39–48.
- Bashir, I., Lone, F.A., Bhat, R.A., Mir, S.A., Dar, Z.A., Dar, S.A. (2020). Concerns and Threats of Contamination on Aquatic Ecosystems. In: Hakeem, K., Bhat, R., Qadri, H. (eds), *Bioremediation and Biotechnology*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-35691-0_1
- Baszczyńska, A. (2016). Parametr wygładzania w estymacji jądrowej funkcji gęstości dla zmiennych losowych w badaniach ekonomicznych. Łódź: Wyd. Uniwersytetu Łódzkiego.
- Bednarek, A., Mankiewicz-Boczek, J., Gągała, I., Serwecińska, L., Szklarek, S., ..., Zalewski, M. (2017). Biotechnology hybrid tools for water protection against nutrients pollution. *Book of Abstracts of the ISEHCNC – International Symposium Ecohydrology for the Circular economy and Nature-based solutions towards mitigationadaptation to Climate change*. Łódź, 26–28 września 2017.
- Bereś, P. K., Gaj, R., Grzebisz, W., Kaniuczak, Z., Mrówczyński, M., ..., Wachowiak, H. (2020). *Metodyka integrowanej produkcji kukurydzy*. Warszawa: GIORiN.
- Bicking, S., Burkhard, B., Kruse, M., Müller, F. (2018) Mapping of nutrient regulating ecosystem service supply and demand on different scales in Schleswig-Holstein, Germany. *One Ecosyst.*, 3: e22509. <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e22509>

- Bińczyk, E. (2018). *Epoka człowieka. Retoryka i marazm antropocenu*. Warszawa: Wyd. Nauk. PWN.
- Bliss, S.S., King, M.H., Bermejo, M.I., Nguyen, A., Amato, H.K., Graham, J.P. (2023). Weaning U.S. food-animals off antimicrobials: What can we learn from state- and city-level policies? *PLoS ONE* 18(3), e0282315. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0282315>
- Boiko, S., Bielinis, E., Sierota, Z., Zawadzka, A., Słupska, A., Nasiadko, M. Borkowski, J. (2019). Polish Pony Changes Lower Layer Biodiversity in Old Growth Scots Pine Stands. *Forests*, 10, 417. <https://doi.org/10.3390/f10050417>
- Borreani G., Tabacco E. (2005). The effects of new plastic film on the microbial and fermentation quality of Italian ryegrass bale silages. *Proc. of the XIVth Intern. Silage Conf. Silage production and utilization*. Wageningen Academic Publishers: Belfast, Northern Ireland.
- Carmines, E.G., Zeller, R.A. (1980). *Reliability and Validity Assessment*. Sage: Thousand Oaks, CA. <https://doi.org/10.4135/9781412985642>
- Cesoniene, L, Dapkienė, M, Sileikiene, D. (2019). The impact of livestock farming activity on the quality of surface water. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, 26(32), 32678–32686. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3694-3>
- Cheng, C., Zhang, F., Shi, J., Kung, H.T. (2022). What is the relationship between land use and surface water quality? A review and prospects from remote sensing perspective. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 29, 56887–56907. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21348-x>
- Chlebosz, M. (2012). *Polskie rolnictwo walczy o konkurencyjność w Europie*. <https://www.farmer.pl/fakty/prawie-27-mln-podroznych-na-polskich-lotniskach-regionalnych-w-2022-r,127903.html> (data dostępu: 03.01.2023).
- Choiński, A. (2006). *Katalog jezior Polski*. Poznań: Wyd. Nauk. UAM
- Choiński, A. (2007). *Limnologia fizyczna Polski*. Poznań: Wyd. Nauk. UAM.
- Ciupa, T., Suligowski, R. (2016). Hydrological conditions of the Pietraszki water reservoir designed for the River Sufraganiec (Kielce). *Limnol., Rev.*, 15(4), 3916, 145–154. <https://doi.org/10.2478/limre-2015-0015>
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., ..., Sutton, P., van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Cotillon, A., Derrouch, D., Dobremez, L., Fievez, C., Ruiz, L. (2021). Eco-schemes in the new CAP: a missed opportunity to promote agroecology? *J. Rural. Stud.*, 82–92. [10.1016/j.jrurstud.2021.02.003](https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2021.02.003)
- Cronbach, L.J. (1951). Coefficient alpha and the internal structure of tests. *Psychometrika*, 16(3), 297–334. <https://doi.org/10.1007/BF02310555>
- Czerwiński, Z. (1987). *Źródła i stopień zanieczyszczenia wód podstołecznych rejonów rolniczych Warszawy*. Warszawa: Wyd. SGGW.
- Czyżewski, A., Strońska-Ziemann, J. (2016). *Obszary wiejskie w podregionie pilskim przed i po akcesji Polski do UE*. Bydgoszcz: Wyd. Kujawsko-Pomorskiej Szkoły Wyższej w Bydgoszczy.
- Decyzja 94/156/WE w sprawie przystąpienia Wspólnoty do Konwencji o ochronie środowiska morskigo obszaru Morza Bałtyckiego (Konwencja Helsińska z 1974 r.).
- Decyzja 94/157/WE w sprawie zawarcia, w imieniu Wspólnoty, Konwencji o ochronie środowiska morskigo obszaru Morza Bałtyckiego (Konwencji z Helsinek, zmieniona w 1992 r.).
- Denoncourt, P., Caillet, S., Lacroix, M. (2007). Bacteriological and chemical changes occurring in bunker-stored silage covered with biodegradable coating. *J. of Appl. Microbiol.*, 103, 261–270. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2006.03237.x>
- Devlin, M., Brodie, J. (2023). Nutrients and Eutrophication. In: A. Reichelt-Brushett (eds), *Marine Pollution – Monitoring, Management and Mitigation*. Springer Textbooks in Earth Sciences, Geography and Environment (p. 75–100). Cham: Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-031-10127-4_4

- Dmytrów, K. (2018). Comparison of Several Linear Ordering Methods for Selection of Locations in Order-picking by Means of the Simulation Methods. *Fol. Oecon. Acta Univ. Lodz.*, 5(338). <https://doi.org/10.18778/0208-6018.338.05>
- Dobrzycka-Kraheil, A., Bogalecka, M. (2022). The Baltic Sea under Anthropopressure – The Sea of Paradoxes. *Water*, 14, 3772. <https://doi.org/10.3390/w14223772>
- Dorszewski, P. (2021). Produkcja i skarmianie kiszzonek. Podstawy kiszzenia. Kiszzonki z traw, roślin bobowatych i GPS. Minikowo: Kujawsko-Pomorski Ośrodek Doradztwa Rolniczego w Minikowie.
- Dorszewski, P., Grabowicz, M., Kaszkowiak, J., Borowski, S. (2015). Bezpieczeństwo klimatu a emisja gazów cieplarnianych przez inwentarz żywy. *Logistyka*, 5: 765–773.
- Dybowski, D., Dzierzbicka-Głowacka, L.A., Pietrzak, S., Juszowska, D., Puzkarczuk, T. (2020). Estimation of nitrogen leaching load from agricultural fields in the Puck Commune with an interactive calculator. *PeerJ*, 8, e8899 <https://doi.org/10.7717/peerj.8899>
- Dyrektywa (2003/74/WE) Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 22 września 2003 r. zmieniająca dyrektywę Rady 96/22/WE dotyczącą zakazu stosowania w gospodarstwach hodowlanych niektórych związków o działaniu hormonalnym, tyreostatycznym i β -agonistycznym (Dz.U. L 262, 14/10/2003 P. 0017-0021).
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (2008/97/WE) z dnia 19 listopada 2008 r. zmieniająca dyrektywę Rady (96/22/WE) dotyczącą zakazu stosowania w gospodarstwach hodowlanych niektórych związków o działaniu hormonalnym, tyreostatycznym i β -agonistycznym (Tekst mający znaczenie dla EOG). (Dz.U.U.E.L.2008.318.9).
- Dyrektywa Rady (91/676/EWG) z dn. 12 grudnia 1991 roku dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego. *Official Journal L 375*, 31/12/1991 P. <http://www.mos.gov.pl>. (16.09.2004).
- Dyrektywa Rady (91/271/EWG) z dnia 21 maja 1991 r. dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych (Dz. U. L 135 z 30.5.1991), 40–52.
- Dyrektywy Rady (96/22/WE) z dnia 29 kwietnia 1996 r. dotycząca zakazu stosowania w gospodarstwach hodowlanych niektórych związków o działaniu hormonalnym, tyreostatycznym i β -agonistycznym i uchylająca dyrektywy 81/602/EWG, 88/146/ EWG oraz 88/299/EWG (Dz.U. L 125 z 23.5.1996, str. 3).
- EEA (2020). State of nature in the EU. Results from reporting under the nature directives 2013-2018. EEA Report No 10/2020. ISSN 1725-9177: Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Einarsson, R., Pitulia, D., Cederberg, C. (2020). Subnational nutrient budgets to monitor environmental risks in EU agriculture: calculating phosphorus budgets for 243 EU28 regions using public data. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 117, 199–213. <https://doi.org/10.1007/s10705-020-10064-y>
- Ellenberg, H. (1990). Okologische veränderungen in bizonosen durch stickstoffeintrag. In: *Ammoniak in der umwelt*. Landwirtschaftsverlag GmbH. Munster, 44, 1–24.
- European Commission (2020a). Farm to Fork Strategy. For a fair, healthy and environmentally-friendly food system. European Union.
- European Commission (2020b). Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. A Farm to Fork Strategy for a fair, healthy and environmentally-friendly food system. 20.05.2020. COM/2020/381 final. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52020DC0381>
- European Commission (2021). List of potential agricultural practices that eco-schemes could support. https://agriculture.ec.europa.eu/system/files/2021-01/factsheet-agri-practices-under-ecoscheme_en_0.pdf.
- European Commission. Directorate-General for Agriculture and Rural Development. (2006). Study on environmental consequences of Sheep and Goat farming and of the Sheep and Goat pre-

- mium system. Final report. Contract n°30-CE-0042768/00-19. European Forum of Nature Conservation and pastoralism. https://agriculture.ec.europa.eu/system/files/2020-02/ext-study-sheep2007-full_text_2006_en_0.pdf.
- European Medicines Agency (2017). Sales of veterinary antimicrobial agents in 30 European countries in 2015. Seventh ESVAC report.
- Europejski Trybunał Obrachunkowy (2019). The Common Agricultural Policy Beyond 2020: A Technical Perspective. Luxembourg: Publications Office of the European Union. https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR19_08/SR_AGRICULTURE_EN.pdf.
- Eurostat (2020). Agri-environmental indicator – livestock patterns. <https://ec.europa.eu/eurostat/statistics> (data dostępu: 11.01.2022).
- EuroStat. (2021). Main crops by NUTS 2 regions. https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/ef_lus_main/default/table?lang=en (data dostępu: 26.08.2022)
- EuroStat. (2022). Gross nutrient balance. https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/aei_pr_gnb/default/table?lang=en (data dostępu: 26.08.2022).
- Evans, C.H., Briggs, E.F., Burnett, R.H., Contreras-Correa, Z.E., Duvic, M.A., ..., Reid D. (2022). Harnessing the value of reproductive hormones in cattle production with considerations to animal welfare and human health. *Anim. Sci. J.*, 100, 7, skac177, <https://doi.org/10.1093/jas/skac177>
- FAO (2007). The state of the world's. Animal genetic Resources for food and agriculture – in brief. Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture. Rome: FAO. <https://www.fao.org/3/a1250e/a1250e.pdf>. (data dostępu 22.08.2022).
- FAO (2009). Status and trends of animal genetic resources – 2008. Intergovernmental Technical Working Group on Animal Genetic Resources for Food and Agriculture, 12 Fifth Session, Rome, 28–30 January 2009 CGREFA/WG – AnGR – 5/09/Inf. 7 (available at <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/meeting/016/ak220e.pdf>) (data dostępu 22.08.2022).
- FAOSTAT (2022). Crops and livestock products. Rome: FAO. <https://www.fao.org/faostat/en/#data/QCL> (data dostępu: 25.08.2022).
- Fiedorowicz, G. (2007). Standardy w chowie koni w aspekcie ochrony środowiska. *Pr. Inż. Roln.*, 4, 139–143.
- Flach, P. (2012). *Machine Learning. The Art and Science of Algorithms that Make Sense of Data*. Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511973000>
- Fotyma, M., Igras, J., Kopiński, J., Głowacki, M. (2000). Bilans azotu, fosforu i potasu w rolnictwie polskim. *Pamiętnik Puławski*, 120, 91–100.
- Fotyma, M., Kuś, J. (2000). Zrównoważony rozwój gospodarstwa rolnego. *Pamiętnik Puławski*, 120, 101–116.
- Galler, J. (2011). Silagebereitung von A bis Z. Grundlagen – Siliersysteme – Kenngrößen. *Landwirtschaftskammer Salzburg. Focus on Forage.*, 3, 13, 1–5.
- Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S.P., Howarth, R.W., ..., Cosby, B.J. (2003). The Nitrogen Cascade. *BioScience*, 53(4), 341–356.
- Gebresamuel, G., Opazo-Salazar, D., Corral-Núñez, G., Beek, C., Elias, E., Okolo, C.C. (2021). Nutrient Balance of Farming Systems in Tigray, Northern Ethiopia. *J. Soil. Sci. Plant. Nutr.*, 21, 315–328. <https://doi.org/10.1007/s42729-020-00362-3>
- Gourley, C.J.P., Powell, J.M., Dougherty, W.J., Weaver D.M. (2007). Nutrient budgeting as an approach to improving nutrient management on Australia dairy farms. *Aust. J. Exp. Agric.*, 47, 1064–1074. <https://doi.org/10.1071/EA07017>
- Grabowski, S. (1978). Zagadnienia teoretyczno-metodologiczne specjalizacji w rolnictwie. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 212, 9–26.
- Gray, B.C., Hicks, D., Reader, M., Wilson, P. (2023). Nitrogen balance is a predictor of farm business performance in the English Farm Business Survey. *Front. Sustain. Food Syst.*, 7, 1106196. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2023.1106196>

- Gu, P., Shen, R.F., Chen, Y.D. (2008). Diffusion pollution from livestock and poultry rearing in the Yangtze Delta, China. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, 15(3), 273–277. <https://doi.org/10.1065/espr2007.07.438>
- GUS PRL (Główny Urząd Statystyczny Polskiej Rzeczypospolitej Ludowej). (1956). *Rocznik Statystyczny 1955*. Warszawa: Główny Urząd Statystyczny.
- GUS RP (Główny Urząd Statystyczny Rzeczypospolitej Polskiej) (1948). *Rocznik Statystyczny 1947*. Bydgoszcz: Zakł. Graficzne Państwowych Zakładów Wydawnictw Szkolnych.
- GUS RP (Główny Urząd Statystyczny Rzeczypospolitej Polskiej) (1950). *Rocznik Statystyczny 1949*. Bydgoszcz: Zakł. Graficzne Państwowych Zakładów Wydawnictw Szkolnych.
- GUS (1949). *Rocznik Statystyczny 1948*. Bydgoszcz: Zakł. Graficzne Państwowych Zakładów Wydawnictw Szkolnych.
- GUS (1967). *Rocznik statystyczny*. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.
- GUS (1970). *Rocznik statystyczny*. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.
- GUS (1983). *Rocznik statystyczny*. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.
- GUS (1986). *Rocznik statystyczny*. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.
- GUS (1991). *Rocznik statystyczny*. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.
- GUS (2005a). *Ochrona środowiska 2021. Analizy statystyczne*. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.
- GUS (2005b). *Rocznik statystyczny rolnictwa i obszarów wiejskich*. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.
- GUS (2006). *Ochrona środowiska 2021. Analizy statystyczne*. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.
- GUS (2007). *Ochrona środowiska 2021. Analizy statystyczne*. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.
- GUS (2008). *Ochrona środowiska 2008. Analizy statystyczne*. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.
- GUS (2009). *Ochrona środowiska 2021. Analizy statystyczne*. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.
- GUS (2010). *Ochrona środowiska 2021. Analizy statystyczne*. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.
- GUS (2011). *Ochrona środowiska 2021. Analizy statystyczne*. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.
- GUS (2012). *Ochrona środowiska 2021. Analizy statystyczne*. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.
- GUS (2013). *Ochrona środowiska 2021. Analizy statystyczne*. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.
- GUS (2014). *Ochrona środowiska 2021. Analizy statystyczne*. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.
- GUS (2015). *Ochrona środowiska 2021. Analizy statystyczne*. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.
- GUS (2016). *Ochrona środowiska 2021. Analizy statystyczne*. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.
- GUS (2017). *Ochrona środowiska 2021. Analizy statystyczne*. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.
- GUS (2018a). *Ochrona środowiska 2021. Analizy statystyczne*. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.
- GUS (2018b). *Polska 1918–2018. Historia Polski w liczbach. Tom 5*. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.

- GUS (2019). Ochrona środowiska 2019. Główny Urząd Statystyczny, Departament Badań Przestrzennych i Środowiska. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych. https://stat.gov.pl/files/gfx/portalinformacyjny/pl/defaultaktualnosci/5484/1/20/1/ochrona_srodowiska_2019.pdf.
- GUS (2019). Ochrona środowiska 2021. Analizy statystyczne. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.
- GUS (2020). Ochrona środowiska 2020. Główny Urząd Statystyczny, Departament Badań Przestrzennych i Środowiska. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych. https://stat.gov.pl/files/gfx/portalinformacyjny/pl/defaultaktualnosci/5484/1/21/1/ochrona_srodowiska_2020.pdf.
- GUS (2020). Ochrona środowiska 2021. Analizy statystyczne. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.
- GUS (2021). Ochrona środowiska 2021. Analizy statystyczne. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.
- Gutkowski, B., Hupka, J., Pączkowski, P. (1982). Jezioro Klasztorne w Kartuzach – jezioro czy zbiornik ścieków? *Gospodarka Wodna*, 10 (411).
- Gyles, C. (2011). The growing problem of antimicrobial resistance. *Can. Vet. J.*, 52(8), 817–820.
- Han, S. Gao, B., Zhao, C., Cui, S. (2023). Can Knowledge-Based Practices Achieve High Yields with Lower Input and GHG Emissions in the Chinese Orchard System? *Ecosyst. Health Sustain.*, 90032. <https://doi.org/10.34133/ehs.0032>
- Harasim, A. (2018). Środowiskowe aspekty specjalizacji gospodarstw rolnych. *Rocz. Nauk. Stow. Ekon. Rol. Agrobiz. Roczniki Naukowe*, ser. XX(2), 65–71. <https://doi.org/10.5604/01.3001.0011.8117>
- HELCOM (2021). Baltic Sea Action update 2021. Baltic Marine Environment Protection Commission. <https://helcom.fi/media/publications/Baltic-Sea-Action-Plan-2021-update.pdf>.
- Hryniewicz, K. (2016) Wyciskanie sensu z Alfya Cronbacha – analiza rzetelności. *Metodolog.pl*, <https://nauka.metodolog.pl/wyciskanie-sensu-z-alfy-cronbacha-analiza-rzetelnosci/>.
- Huttunen, I., Hyytiäinen, K., Huttunen, M., Sihvonen, M., Veijalainen, N., Korppoo, M., Heiskanen, A-S. (2021). Agricultural nutrient loading under alternative climate, societal and manure recycling scenarios. *Sci. Total Environ.*, 783, 146871. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146871>
- Iloraz szans, PQStat – Baza Wiedzy.
- Ilnicki, P. (2004). *Polskie rolnictwo a ochrona środowiska*. Poznań: Wyd. AR.
- IOŚ (2010). Stan czystości rzek na podstawie wyników badań wykonanych w ramach państwowego monitoringu środowiska w latach 2007–2009. Warszawa: Biblioteka Monitoringu Środowiska. https://www.gios.gov.pl/images/dokumenty/pms/monitoring_wod/stan_czystosci_rzek_2007_2009.pdf.
- IOŚ (2019). Ocena stanu rzek, jezior, wód w przejściowych i przybrzeżnych w latach 2016–2018 – synteza. Warszawa: Biblioteka Monitoringu Środowiska. https://www.gios.gov.pl/images/dokumenty/pms/monitoring_wod/Synteza-ocena stanu_wod_powierzchniowych_2016-2018.pdf (dostęp 18.02.2022 r.)
- IPBES (2019). Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (Version 1). Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.6417333>
- Izyczorczyk, K., Michalska-Hejduk, D., Jarosiewicz, P., Bydałek, F., Frątczak, W. (2018). Extensive grasslands as an effective measure for nitrate and phosphate reduction from highly polluted subsurface flow – Case studies from Central Poland. *Agric. Water Manag.*, 203, 240–250. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.03.021>
- Jajuga, K., Walesiak, M., Bak, A. (2003). On the General Distance Measure. In: M. Schwaiger, O. Opitz (eds.) *Exploratory Data Analysis in Empirical Research. Studies in Classification, Data Analysis, and Knowledge Organization* (p. 1–6). Berlin/Heidelberg: Springer.

- Janzen, H.H., Beauchemin, K.A., Bruinsma, Y., Campbell, C.A., Desjardins, R.L., Ellert B.H., Smith, E.C. (2003). The fate of nitrogen in agroecosystems: an illustration using Canadian estimates. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 67, 85–102. <https://doi.org/10.1023/A:1025195826663>
- Jądrowy estymator gęstości (b.d.). PQStat - Baza Wiedzy, <http://manuals.pqstat.pl/przestrzenpl:gestoscpl:kdepl>.
- Kaca, E. (2005). Wkład Instytutu Melioracji i Użytków Zielonych w działania ograniczające zanieczyszczenia środowiskowe ze źródeł rolniczych. W: B. Sapek (red.), *Rolnictwo polskie i ochrona jakości wody – monografie* (s. 13–26). Zesz. Eduk., Falenty: 10.
- Kaim-Mirowski, S., Banaszewska, D. (2022). Preliminary Analysis of the Production Performance of Edible Snails *Helix Aspersa Aspersa* Fed A Diet Supplemented With Calcium Pidolate. *Folia Pomer. Univ. Technol. Stetin., Agric., Aliment., Pisc., Zootech.* 365(64)4, 23–30. <https://oa.zut.edu.pl/handle/20.500.12539/1592>
- Kaiser, H.F. (1974). An index of factorial simplicity. *Psychometrika*, 39, 31–36.
- Kaiser, H.F., Rice, J. (1974). Little Jiffy, Mark IV. *Educational and Psychological Measurement*, 34(1), 111–117. <https://doi.org/10.1177/001316447403400115>
- Kang, J., Yin, Z., Pei, F., Ye, Z., Song, G., ..., Ge, J. (2022). Aerobic composting of chicken manure with penicillin G: Community classification and quorum sensing mediating its contribution to humification. *Bioresour. Technol.*, 352, 127097. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127097>.
- Karlsson, J.O., Rös, E. (2019). Resource-efficient use of land and animals—Environmental impacts of food systems based on organic cropping and avoided food-feed competition. *Land Use Policy*, 85, 63–72. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.03.035>
- Kasperczyk, D. (2020). Zmiany jakości wód powierzchniowych zlewni jeziora Jeziorak w latach 2005–2017. *Acta Sci. Pol. Form. Circumiectus.*, 19(2), 3–14.
- Khan, S., Naushad, M., Govarthanan, M., Iqbal, J., Alfadul, S.M. (2022). Emerging contaminants of high concern for the environment: Current trends and future research. *Environ. Res.*, 207, 112609. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112609>.
- Kirchhelle, C. (2018). Pharming animals: a global history of antibiotics in food production (1935–2017). *Palgrave Commun.*, 4, 96. <https://doi.org/10.1057/s41599-018-0152-2>
- Kiryłuk, A. (2017). Retardacja przekształcania zasobów krajobrazu rolniczego i różnorodności biologicznej na przykładzie województwa podlaskiego. *Inżynieria Ekologiczna. Ecol. Eng.*, 18(3), 159–167. <https://doi.org/10.12912/23920629/70886>
- Kiryłuk, A., Kostecka, J. (2023). Sustainable development in rural areas in the perspective of a decade of ecosystem restoration. *Econ. Environ.*, 83(4), 117–148. <https://doi.org/10.34659/eis.2022.83.4.535>
- Klepacki, B. (1997). *Wybrane pojęcia z zakresu organizacji gospodarstw, produkcji i pracy w rolnictwie*. Warszawa: Wyd. SGGW.
- Kock, N. (2020). *WarpPLS User Manual: Version 7.0*. ScriptWarp Systems. Copyright by Ned Kock. 141.
- Kohonen, T. (1982a). Analysis of a simple self-organizing process. *Biol. Cybernetics*, 44, 135–140. <https://doi.org/10.1007/BF00317973>
- Kohonen, T. (1982b). Self-organizing formation of topologically correct feature maps. *Biol. Cybernetics*, 43, 59–69. <https://doi.org/10.1007/BF00337288>
- Komisja Europejska (2018). *Zarządzanie użytkami rolnymi na obszarach Natura 2000. Raport techniczny*. Luksemburg: Urząd Publikacji Unii Europejskiej. <https://doi.org/10.2779/010937>
- Komisja Europejska (2022). *Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie odbudowy zasobów przyrodniczych*. Bruksela, 22.6.2022, COM(2022) 304 final, 2022/0195(COD). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/HTML/?uri=CELEX:52>.
- Komisja Rolnictwa i Rozwoju Wsi (2007). *Biuletyn nr: 1854/V*. <http://orka.sejm.gov.pl/Biuletyn.nsf/wgskrn5/RRW-116>

- Konwencja o bioróżnorodności biologicznej z dn. 5 czerwca 1992. Dz.U. 2002 Nr 184, poz. 1532. <http://www.nid.pl/upload/iblock/ed8/ed8f84604e78aecc827b0a0d162a7870.pdf>.
- Kopiński, J. (2005). Regionalne zróżnicowanie bilansu azotu, fosforu i potasu w rolnictwie polskim w latach 1999–2003. *Nawozy i Nawożenie*, 2(23), 84–93.
- Kostrowicka, I., Landau, Z., Tomaszewski, J. (1984). *Historia gospodarcza Polski XIX i XX wieku*. Warszawa: Wyd. Książka i Wiedza.
- Krajowa strategia ochrony i zrównoważonego użytkowania różnorodności biologicznej wraz z programem działań na lata 2007–2013, zatwierdzona uchwałą nr 270/2007 Rady Ministrów z dnia 26 października 2007 r. (2007). <http://biodiv.gdos.gov.pl/wdrazanie-konwencji/national-strategy-conservation-and-sustainable-use-biodiversity-polish/krajowa-strategia-ochrony-i-zrownowazonego-uzytkowania-roznorodnosci>
- Kruczkowska, B., Jonczak, J., Słowińska, S., Bartczak, A., Kramkowski, M., ..., Słowiński, M. (2021). Stages of soil development in the coastal zone of a disappearing lake—a case study from central Poland. *J. Soils Sediments*, 21, 1420–1436. <https://doi.org/10.1007/s11368-021-02880-8>
- Kubiak-Wójcicka, K., Kornijów, R. (2015). Degradacja jezior w Polsce wskutek antropopresji. *Limnol. Rev.*, 15(3-4), 137–144.
- Kuczyńska, A., Jarnuszewski, G., Nowakowska, M., Wexler, S.K., Wiśniowski, Z., ..., Woźnicka, M. (2021). Identifying causes of poor water quality in a Polish agricultural catchment for designing effective and targeted mitigation measures. *Sci. Total Environ.*, 765, 144125. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144125>
- Kupiec J. (2008). Ocena bilansu składników biogennych (NPK) jako podstawy monitoringu produkcji rolnej w aspekcie ochrony środowiska. Poznań: Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu.
- Kupiec, J.M. (2015). Przegląd metod bilansowania makroskładników NPK w produkcji rolnej. *Inż. Ochr. Środ.*, 18(3), 323–342.
- Kupiec, J.M. (2017a). Ocena potencjalnego zagrożenia dla środowiska ze strony wybranych gospodarstw rolnych z wykorzystaniem systemu szybkiej identyfikacji. W: D. Łuczycza (red.), *Rolnictwo XXI w. – problemy i wyzwania* (s. 396–410). Wrocław: Idea Knowledge Future.
- Kupiec, J.M. (2017b). Testing the rapid identification system as an innovative tool for environmental assessment of farms. W: D. Kovacevic (red.), *Book of Proceedings. VIII International Scientific Agriculture Symposium “AGROSYM 2017”* (s. 1808–1815). Jahorina: Agrosym.
- Kupiec, J.M. (2019). Identification of potential hazardous farms in nitrate vulnerable water catchments based on the rapid identification system. *Pol. J. Environ. Stud.*, 28(3), 1–8. <https://doi.org/10.15244/pjoes/80821>
- Kupiec, J.M. (2020). Ekspertyza dotycząca potencjalnego negatywnego oddziaływania na tereny przyległe planowanych chlewni macior, obręb Wyrębin, miejscowość Dębowiec, gmina Koźmin Wielkopolski, powiat krotoszyński, województwo wielkopolskie. Praca została wykonana na zlecenie Mieszkańców wsi Wyrębin i Dębowiec. 136.
- Kupiec, J.M., Bednarek, A., Szklarek, S. (2020). Rozwój i optymalizacja innowacyjnej metody redukcji istotnych zanieczyszczeń punktowych rozproszonych oraz obszarowych na terenach wiejskich. Raport końcowy. Projekt nr: RPWP.01.02.00-30-0010/17-00. 160.
- Kupiec, J.M., Oliskiewicz-Krzywicka, A., Stachowski, P. (2015). Ocena wybranych elementów gospodarki wodno-ściekowej i obciążenia użytków rolnych makroelementami ze ścieków bytowych w wybranych gospodarstwach Wielkopolski. *Rocz. Ochr. Środ.*, 17, 1017–1033.
- Kupiec, J., Zbierska, J. (2007). Gospodarowanie nawozami w wybranych gospodarstwach Wielkopolski w świetle wymogów Dyrektywy azotanowej oraz dobrej praktyki rolniczej. *Zesz. Prob. Post. Nauk Roln.*, 519: 153–165.
- Kupiec, J., Zbierska, J. (2009). Praktyki rolnicze stosowane w produkcji zwierzęcej jako element zagrożenia jakości wód powierzchniowych. *Nauka Przyr. Technol.*, 3, 3, #91.

- Kupiec, J., Zbierska, J. (2010). Nadwyżki fosforu w wybranych gospodarstwach rolnych zlokalizowanych na obszarach szczególnie narażonych na zanieczyszczenia azotanami. *Woda Środ. Obsz. Wiej. ITP, Falenty*, 10, 1(29), 59–71.
- Kutera, J. (1977). Rolnicze wykorzystanie gnojowicy. *Mat. Instrukc. nr 23, IMUZ, Falenty*, 135.
- Lampkin, N., Stolze, M., Meredith, S., de Porras, M., Haller, L., Mészáros, D. (2021). Using eco-schemes in the new CAP: a guide for managing authorities. IFOAM EU, FIBL and IEEP, Brussels. https://www.organicseurope.bio/content/uploads/2020/06/ifoam-eco-schemes-web_compressed-1.pdf?dd.
- Large Scale Agriculture (b.d.) <https://www.largescaleagriculture.com/home/>
- Latacz-Lohmann, U., Termansen, M., Nguyen, C. (2022). The new eco-schemes: Navigating a narrow fairway. *EuroChoices*, 21(2), 4–10. <https://doi.org/10.1111/1746-692X.12343>
- Lenkiewicz, S. (2012). Gradacyjna analiza danych – idea i zastosowania. *Zesz. Nauk. Wydz. Inform. Techniki Zarządzania Wyższej Szkoły Informatyki Stosowanej i Zarządzania „Współczesne Problemy Zarządzania”*, 1/2012, 63–98.
- Li, D., He, H., Zhou, G., He, Q., Yang, S. (2023). Rice Yield and Greenhouse Gas Emissions Due to Biochar and Straw Application under Optimal Reduced N Fertilizers in a Double Season Rice Cropping System. *Agronomy*, 13(4):1023. <https://doi.org/10.3390/agronomy13041023>.
- Linderhof, V., de Lange, T., Reinhard, S. (2021). The Dilemmas of Water Quality and Food Security Interactions in Low- and Middle-Income Countries. *Front. Water* 3, 736760. <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.736760>
- Lloyd, S.P. (1982). Least squares quantization in PCM. *IEEE Transactions on Information Theory*, 28(2), 129–137.
- Loman, J., Lardner, B. (2006). Does pond quality limit frogs *Rana arvalis* and *Rana temporaria* in agricultural landscapes? A field experiment. *J. Appl. Ecol.*, 43(4), 690–700.
- Lund, R.E., Lund, J.R. (1983). Algorithm as 190, Probabilities and Upper Quantiles for the Studentized Range. *J. Roy. Stat. Soc. Series C (Appl. Stat.)*, 34(1), 104. <https://doi.org/10.2307/2347898>
- Lynch, J., Cain, M., Frame, D., Pierrehumbert R. (2021). Agriculture's Contribution to Climate Change and Role in Mitigation Is Distinct From Predominantly Fossil CO₂-Emitting Sectors. *Front. Sustain. Food Syst.*, 4, 518039. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.518039>
- Łabętowicz, J., Radecki, A., Wasilewski, Z. (2003). Waloryzacja obszarów wiejskich na potrzeby inwestycji środowiskowych. *Woda – Środowisko – Obszary wiejskie. Rozprawy naukowe i monografie*. Wyd. IMUZ Falenty, 10, 73.
- Łukasik, S. (2008). Identyfikacja rozkładu w systemach rzeczywistych za pomocą estymatorów jawdrowych. *Czasopismo Techniczne. Elektrotechnika*, 105, 3–13.
- Magurran, A.E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Oxford: Blackwell Publishing.
- Maheshwari, S. (2013). Environmental Impacts of Poultry Production. *Poult. Fish. Wildl. Sci.*, 1, 1. <http://dx.doi.org/10.4172/pfw.1000101>
- Manyi-Loh, C., Mamphweli, S., Meyer, E., Okoh, A. (2018). Antibiotic Use in Agriculture and Its Consequential Resistance in Environmental Sources: Potential Public Health Implications. *Molecules*, 23(4), 795. <https://doi.org/10.3390/molecules23040795>
- Markowicz, I., Baran, P. (2019). Intra-community trade asymmetries-based clustering and linear ordering of combined nomenclature chapters using Generalized Distance Measure (GDM). *Econometrics*, 23(3), 50–58. <https://doi.org/10.15611/eada.2019.3.05>
- Martín, J., Mejías, C., Santos, J.L., Aparicio, I., Alonso, E. (2021). Pharmaceuticals and Their Main Metabolites in Treated Sewage Sludge and Sludge-Amended Soil: Availability and Sorption Behaviour. *Molecules*, 26, 5910. <https://doi.org/10.3390/molecules26195910>.
- Masoud, M., El Osta, M., Alqarawy, A., Elsayed, S., Gad, M. (2022). Evaluation of groundwater quality for agricultural under different conditions using water quality indices, partial least squares

- regression models, and GIS approaches. *Appl. Water Sci.*, 12, 24. <https://doi.org/10.1007/s13201-022-01770-9>
- Merta-Staszczak, A., Zwyrzykowska, A., Kupczyński, R. (2017). Agrochemikalia w polskim rolnictwie w latach 1945–2010. *Przem. Chem.*, 96/2, 290–294. <https://sigma-not.pl/publikacja-103984-2017-2.html>
- Michalczyk, Z. (2004). Rola obszarów wiejskich w tworzeniu i wykorzystaniu zasobów wodnych w Polsce. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 4, 2a(11), 13–24.
- Miśtak, S. (2022). Podział modeli uczenia maszynowego wraz z przykładami zastosowania. Warszawa: Serwis Rzeczypospolitej Polskiej. <https://www.gov.pl/web/popcwsparcie/podzial-modeli-uczenia-maszynowego-wraz-z-przykladami-zastosowania>.
- MRiRW, MG MiŻŚ (Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi, Ministerstwo Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej). (2019). Zbiór zaleceń dobrej praktyki rolniczej mający na celu ochronę wód przed zanieczyszczeniem azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych. Warszawa: IUNG-PIB Puławy.
- Muck, R.E., Kung, L. (2007). Silage production. W: R.F. Barnes, C.J. Nelson, K.J. Moore, M. Collins (red.), *Forages: The Science of Grassland Agriculture*. Vol. II. 6th edition (s. 617–633). Ames, IA: Blackwell Publishing.
- Mulchandani, R., Wang, Y., Gilbert, M., Van Boeckel, T.P. (2023). Global trends in antimicrobial use in food-producing animals: 2020 to 2030. *PLOS Glob. Public Health*, 3(2): e0001305. <https://doi.org/10.1371/journal.pgph.0001305>
- Mysiak, M. (1994). Zmiany jakości wód rzecznych w Polsce w dwudziestopięcioletni 1964–1990. *Ochr. Środ.*, 1(52), 9–10.
- Myszograj, S., Puchalska, E. (2012). Odpady z chowu i uboju drobiu – zagrożenie dla środowiska czy surowiec do produkcji energii. *Med. Środ.*, 15(3), 106–115.
- Naukowiec.org (b.d). Iloraz szans (odds ratio) – opis. https://www.naukowiec.org/wiedza/statystyka/iloraz-szans-odds-ratio--szansa_456.html
- NIK (2017a). Informacja o wynikach kontroli. Działania Inspekcji Ochrony Środowiska na rzecz poprawy jakości wód w rzekach. Departament Środowiska. KSI.410.007.00.2016, Nr ewid. 141/2017/P/16/047/KSI. 96. <https://www.nik.gov.pl/plik/id,15708,vp,18193.pdf>
- NIK (2017b). Wykorzystywanie antybiotyków w produkcji zwierzęcej w województwie lubuskim. <https://www.nik.gov.pl/plik/id,16219,vp,18743.pdf>
- Niyonsaba, H.H., Höhler, J., Kooistra, J., Van der Fels-Klerx, H.J., Meuwissen, M.P.M. (2021). Profitability of insect farms. *J. Insects Food Feed*, 7(5), 923–934. <https://doi.org/10.3920/JIFF2020.0087>
- O'Rourke, E., Kramm, N., Chisholm, N. (2012). The influence of farming styles on the management of the Iveragh uplands, southwest Ireland. *Land Use Policy*, 29, 805, <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.12.008>
- OECD (2023). Nutrient balance (indicator). <https://doi.org/10.1787/22c0adb-en>
- Oenema, O. (1999). Nitrogen cycling and losses in agricultural systems; identification of sustainability indicators. W: A. Sapek (red.), *Nitrogen cycle and balance in Polish agriculture Poland agriculture and water quality protection* (s. 25–43). Falenty: IMUZ Publisher.
- Oenema, O. (2007). Ocena wyznaczonych w Polsce stref wrażliwych na zanieczyszczenia związkami azotu. Kontrakt 2006/441164/MAR/B1 Wdrażanie Dyrektywy Azotanowej (91/676/EWG). Wageningen: Alterra Nauki Przyrodnicze, Uniwersytet i Ośrodek Badawczy.
- Oenema, O., Kros, H., Vries, W. (2003). Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *Eur. J. Agron.*, 20, 3–16. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(03\)00067-4](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(03)00067-4)

- Oenema, O., Velthof, G.L. (2000). Developing nutrient management strategies at national and regional levels in Netherlands. W: A. Sapek (red.), Scientific basis to mitigate the nutrient dispersion into the environment. Mat. konf. 13–14.12.1999 (s. 36–55). Falenty: IMUZ.
- Oleszek, W. (2000). Poprawa jakości produktów żywnościowych poprzez wzbogacenie ich w metabolity wtórne pochodzące z uprawy gatunków dziko rosnących i roślin zielarskich. Pamiętnik Puławski, 120, 331–340.
- Opeltová, P., Kasal, P., Krátký, F., Hajšlová, J. (2021). Analysis of Selected Water Quality Indicators from Runoff during Potato Cultivation after Natural Precipitation. *Agriculture*, 11(12), 1220. <https://doi.org/10.3390/agriculture11121220>
- Pawluśkiewicz, B., Gnatowski, T., Janicka, M. (2020). The Influence of Soil Contamination with Diesel Oil on Germination Dynamics and Seedling Development of Selected Species of the Fabaceae Family. *J. Ecol. Eng.*, 21(1), 210–218. <https://doi.org/10.12911/22998993/112905>
- Pawłowska-Tyszko, J., Osuch, D., Płonka, R. (2021). Wyniki Standardowe 2020 uzyskane przez gospodarstwa rolne uczestniczące w Polskim FADN Część I. Wyniki Standardowe. Warszawa: Dział Wydawnictw IERiGŻ-PIB.
- Pieri, L., Ventura, F., Vignudelli, M., Rossi, P. (2011). Nitrogen balance in a hilly semi-agricultural watershed in northern Italy. *Ital. J. Agron.*, 6, 67–75. <https://doi.org/10.4081/ija.2011.e12>
- Pietrzak, S. (1997). Postępowanie z nawozami organicznymi pochodzenia zwierzęcego w aspekcie ochrony jakości wody. *Zeszyty Edukacyjne. Rolnictwo Polskie i Ochrona Jakości Wody*, 02, 31–44.
- Pietrzak, S. (2005). Optymalizacja wykorzystania azotu i fosforu w gospodarstwach prowadzących chów bydła mlecznego na Podlasiu. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. Rozprawy Naukowe i Monografie*, 13.
- Pietrzak, S., Urbaniak, M., Majewska, Z. (2018). Budowa i wstępna ocena składowiska obornika z podłożem denitryfikacyjnym. *Zagadnienia Doradztwa Rolniczego*, 4, 58–72.
- Pogotowie Statystyczne (2022). Analiza rzetelności Alfa Cronbacha – teoria, wyjaśnienia, przykłady raportowania. <https://pogotowiestatystyczne.pl/analiza-rzetelnosci-alfa-cronbacha/>
- Policy Instruments for Environmental Protection in Agriculture. Analytical Review of the Literature (1997). Eastern Canada Soil and Water Conservation Centre, Grand Falls, NB. <http://www.cuslm.ca>
- Popiel, R. (2019). Test Bartletta w praktyce. PST Consulting, <https://pstconsulting.pl/po-godzinach/pst-consulting-test-bartletta-w-praktyce/>.
- Potkański, A. (1997). Możliwości ograniczenia emisji azotu i fosforu w produkcji zwierzęcej i ich rozproszenia do środowiska przyrodniczego. *Zeszyty Edukacyjne. Rolnictwo Polskie i Ochrona Jakości Wody*, 67–74.
- Powszechny Spis Rolny 2020. (2022). Charakterystyka gospodarstw rolnych w 2020 r. Warszawa: Główny Urząd Statystyczny, Departament Rolnictwa, Departament Rynku Pracy. 160.
- Puzio, N., Wasilewska-Sakowska, K. (2012). Znaczenie koni w ochronie przyrody oraz ich wpływ na bioróżnorodność. Conference: IX Międzynarodowe Seminarium Studenckich Kół Naukowych nt. „Środowisko – Zwierzę – Produkt”. Lublin: Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu.
- Qaid, M.M., Abdoun, K.A. (2022). Safety and concerns of hormonal application in farm animal production: a review. *J. Appl. Anim. Res.*, 50, 1, 426–439. <https://doi.org/10.1080/09712119.2022.2089149>
- Ramowa Dyrektywa Wodna 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. *Dziennik Urzędowy L 327, 22/12/2000 P. 0001 – 0073*.
- Rad, S.M., Ray, A.K., Barghi, S. (2022). Water Pollution and Agriculture Pesticide. *Clean Technol.*, 4, 1088–1102. <https://doi.org/10.3390/cleantechnol4040066>
- RDOŚ w Olsztynie (2021). Dekada restytucji ekosystemów. <https://www.gov.pl/web/rdos-olsztyn/dekada-restytucji-ekosystemow>.

- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 23 grudnia 2002a r. w sprawie szczegółowych wymagań, jakim powinny odpowiadać programy działań mających na celu ograniczenie odpływu azotu ze źródeł rolniczych. (Dz. U. nr 4, poz. 44 z dnia 15 stycznia 2003 r.).
- Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2015/2283 z dnia 25 listopada 2015 r. w sprawie nowej żywności, zmieniające rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1169/2011 oraz uchylające rozporządzenie (WE) nr 258/97 Parlamentu Europejskiego i Rady oraz rozporządzenie Komisji (WE) nr 1852/2001 (Tekst mający znaczenie dla EOG). OJ L 327, 11.12.2015, p. 1–22. <http://data.europa.eu/eli/reg/2015/2283/oj>.
- Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1306/2013 z dnia 17 grudnia 2013 w sprawie finansowania wspólnej polityki rolnej, zarządzania nią i monitorowania jej oraz uchylające rozporządzenia Rady (EWG) nr 352/78, (WE) nr 165/94, (WE) nr 2799/98, (WE) nr 814/2000, (WE) nr 1290/2005 i (WE) nr 485/2008. OJ L 347, 20.12.2013, p. 549–607. <http://data.europa.eu/eli/reg/2013/1306/oj>.
- Rozporządzenie Rady (WE) Nr 73/2009 z dnia 19 stycznia 2009 r. ustanawiające wspólne zasady dla systemów wsparcia bezpośredniego dla rolników w ramach wspólnej polityki rolnej i ustanawiające określone systemy wsparcia dla rolników, zmieniające rozporządzenia (WE) nr 1290/2005, (WE) nr 247/2006, (WE) nr 378/2007 oraz uchylające rozporządzenie (WE) nr 1782/2003 (Dz.U. UE L 30/16).
- Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 12 lutego 2020 r. w sprawie przyjęcia Programu działań mającego na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu (Dz.U. 2020 poz. 243).
- Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 31 stycznia 2023 r. w sprawie „Programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu” (Dz. U. 2023 r. poz. 244).
- Rozporządzenie wykonawcze Komisji (UE) 2017/2470 z dnia 20 grudnia 2017 r. ustanawiające unijny wykaz nowej żywności zgodnie z rozporządzeniem Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2015/2283 w sprawie nowej żywności (Tekst mający znaczenie dla EOG). OJ L 351, 30.12.2017, p. 72–201. http://data.europa.eu/eli/reg_impl/2017/2470/oj.
- Rudnik, K., Młynik, J. (2013). Katalog rozwiązań technicznych i technologicznych zagrodowej infrastruktury technicznej w zakresie chowu bydła mlecznego. Obory, silosy, płyty obornikowe, zbiorniki na płynne odchody zwierzęce. Falenty–Warszawa: Wyd. Instytut Technologiczno-Przyrodniczy.
- Rutkowska, M., Krasowska, K., Heimowska, A., Steinka, I. (2002). Wpływ modyfikacji poli(ε-kaprolaktanu) na jego biodegradację w warunkach naturalnych. *Polimery*, 47(4), 262–268.
- Ryszkowski, L. (1990). Ecological guidelines for management of rural areas in Poland. W: W. Grodziński, E.B. Cowling., A.I. Breymeyer (red.), *Ecological risks – perspectives from Poland and the United States.* Washington: Polish Academy of Sciences, Nat. Acad. Press.
- Sainju, U. M. (2017). Determination of nitrogen balance in agroecosystems. *MethodsX*, 4: 199–208. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2017.06.001>.
- Sainju, U.M., Lenssen, A.W., Allen, B.L., Stevens, W.B., Jabro, J.D. (2017). Soil residual nitrogen under various crop rotations and cultural practices. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 180(2), 187–198. <https://doi.org/10.1002/jpln.201600496>
- Sakrabani, T., Reynolds, J., Khan, M.I.L., Abu Bakar, S., Hossain, M.R. (2011). The impact of farmyard manure and inorganic fertilizers on yields, nutrient uptake, and soil properties in maize-based cropping systems. *Soil Use Manag.*, 27, 2, 198–208.
- Sangoi, P.H. (2002). Managing nitrogen for corn production: a review. *Agronomy J.*, 94, 5, 913–919.
- Sapek, A. (1996). Udział rolnictwa w zanieczyszczeniu wody składnikami nawozowymi. *Zesz. Eduk. Rolnictwo Polskie i Ochrona Jakości Wody*, 1(96), 9–33.

- Sapek, A., Sapek, B. (2005). Strategia gospodarowania azotem i fosforem w rolnictwie w aspekcie ochrony wód Morza Bałtyckiego. *Zesz. Eduk. Rolnictwo Polskie i Ochrona Jakości Wody*, 10, 27–38.
- Sapek, S. (2000). Scientific basis to mitigate the nutrient dispersion into the environment in Poland. W: A. Sapek (red.), *Scientific basis to mitigate the nutrient dispersion into the environment*. Mat. konf. 13–14.12.1999 (s. 14–24). Falenty: IMUZ.
- Schröder, J.J., Aarts, H.F.M., Berge, H.F.M., Keulen, H., Neeteson, J.J. (2003). An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. *Eur. J. Agron.*, 20(1–2), 33–44. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(03\)00070-4](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(03)00070-4)
- Shakoor, A., Bosch-Serra, À.D., Alberdi, J.R.O., Herrero, C. (2022). Seven years of pig slurry fertilization: impacts on soil chemical properties and the element content of winter barley plants. *Environ. Sci. Pollut. Res Int.*, 29(49), 74655–74668. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21030-2>
- Sieci neuronowe – Klasyfikator Kohonena (b.d.). http://galaxy.agh.edu.pl/~vlsi/AI/koho_t/
- Silva, B., Marques, N.C. (2015). The ubiquitous self-organizing map for non-stationary data streams. *J. of Big Data*, 2, 27. <https://doi.org/10.1186/s40537-015-0033-0>.
- Silva, S.R., Sacarrão Birrento, L., Almeida, M., Ribeiro, D.M., Guedes, C., ..., Almeida, A.M. (2022). Extensive Sheep and Goat Production: The Role of Novel Technologies towards Sustainability and Animal Welfare. *Animals*, 12, 885. <https://doi.org/10.3390/ani12070885>
- Singh, P., Raj, A., Yadav, B. (2022). Impacts of Agriculture-Based Contaminants on Groundwater Quality. W: B. Yadav, M.P. Mohanty, A. Pandey, V.P. Singh, R.D. Singh (red.), *Sustainability of Water Resources*. *Water Sci. Technol.*, 116. Cham: Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-031-13467-8>
- Skinner, J., Lewis, K., Bardon, K., Tucker, P., Catt, J., Chambers, B. (1997). An overview of the environmental impact of agriculture in the UK. *J. Environ. Manag.*, 50, 111–128. <https://doi.org/10.1006/jema.1996.0103>
- Skorupski, J., Kowalewska-Łuczak, I., Kulig, H., Roggenbuck, A. (2012). Wielkotowarowa produkcja zwierzęca w Polsce, a ochrona środowiska przyrodniczego Morza Bałtyckiego. Szczecin: Wyd. Federacja Zielonych GAJA.
- Skowronek, B. (2016). Owce i kozy — cenne dla środowiska i człowieka. *Rolnicze ABC*, 11(314), 9 listopada 2016 r. <https://m.wm.pl/2016/11/2016-11-09-rolnicze-abc-w-go-i-de-i-mm-tyg-1-1-346507.pdf>.
- Slak, M.F., Commagnac, L., Lucas, S. (1998). Feasibility of national nitrogen balances. *Environ. Pollut.* 102(1), 1, 235–240. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)80038-9](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)80038-9)
- Smoroń, S., Twardy, S. (2003). Zmiany obciążenia zlewni Górnego Dunajca składnikami nawozowymi dwudziestolecia 1976–1996. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 176–178.
- Snedecor, G.W., Cochran, W.G. (1989). *Statistical Methods*, Eighth Edition. Iowa State: University Press.
- Stagnari, F., Maggio, A., Galieni, A., Pisante, M. (2017). Multiple benefits of legumes for agriculture sustainability: an overview. *Chem. Biol. Technol. Agric.* 4, 2. <https://doi.org/10.1186/s40538-016-0085-1>
- Stępień, S. (2007). Znaczenie specjalizacji w kształtowaniu dochodów rolniczych. W: A. Czyżewski (red.), *Uniwersalia polityki rolnej w gospodarce rynkowej. Ujęcie makro i mikroekonomiczne*. Poznań: Wyd. Akademii Ekonomicznej w Poznaniu.
- Studnicka-Mariańczyk, K. (2015). Tendencje kapitalistyczne w rolnictwie polskim XIX wieku. *Гілея: науковий вісник: Збірник наукових праць*, 100, 26–34.
- Styszko, K. (2019). Obecność pozostałości farmaceutyków w środowisku wodnym. W: M. Gromiec, L. Pawłowski (red.), *Zanieczyszczenia wód w Polsce – stan, przyczyny, skutki* (s. 97–107). Lublin: Wyd. PAN.
- Sulewski, P., Golaś, M. (2019). Environmental Awareness of Farmers and Farms' Characteristics. *Problems of Agricultural Economics*, 361(4), 55–81. <https://doi.org/10.30858/zer/115186>

- Sutkowska, B., Rozbicki, J., Gozdowski, D. (2013). Farming Systems in High Nature Value (HNV) Farmland: a Case Study of Wigry National Park, Poland. *Pol. J. Environ. Stud.*, 22(2), 521–531.
- Sutton, M.A., Howard, C.M., Mason, K.E., Brownlie, W.J., Cordovil, C.M.d.S. (red.) (2022). Nitrogen Opportunities for Agriculture, Food & Environment. UNECE Guidance Document on Integrated Sustainable Nitrogen Management. Edinburgh, UK: UK Centre for Ecology & Hydrology.
- Svanbäck, A., McCrackin, M.L., Swaney, D.P., Linefur, H., Gustafsson, B.G., Howarth, R.W., Humborg, C. (2019). Reducing agricultural nutrient surpluses in a large catchment – Links to livestock density. *Sci. Total Environ.*, 648. 1549-1559. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.194>.
- Swann, M.M., Baxter, K.L., Field, H.I., Howie, J.W., Lucas, I.A.M., ..., White, E.G. (1969). Report of the Joint Committee on the use of Antibiotics in Animal Husbandry and Veterinary Medicine. London: HMSO.
- Swinnen, J. (2020). The CAP Beyond 2020: Some critical reflections on the reform process and the future of EU agriculture. *Int. J. Sociol. Agric. Food*, 27(3), 246–255. https://www.academia.edu/40558328/The_CAP_Beyond_2020_Some_critical_reflections_on_the_reform_process_and_the_future_of_EU_agriculture.
- Szoszkiewicz, J., Zbierska, J., Szoszkiewicz, K., Purta, J., Woźniak, A., Róg, K., Sterczewski, E. (2000). Możliwości upowszechniania rolnictwa integrowanego na przykładzie badań w wybranych gospodarstwach Opolszczyzny. *Pamiętnik Puławski*, 120, 429–437.
- Szponar, L., Traczyk, I., Pawlik-Dobrowolski, J. (1996). Bilans azotu, fosforu i potasu w rolnictwie polskim. *Instytut Żywności i Żywienia*, 80, 5–59.
- Szumilas, M. (2010). Explaining Odds Ratios. *J. Can. Acad. Child Adolesc. Psychiatry*. 19(3), 227–229.
- Szymańska M. (2018). Jak Holandia radzi sobie z fosforanami? *Tygodnik Poradnik Rolniczy*. https://www.tygodnik-rolniczy.pl/articles/aktualnosci/_jak-holandia-radzi-sobie-z-fosforanami/
- Środki produkcji w rolnictwie w 2002 roku (2003). <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/rolnictwo-lesnictwo/rolnictwo/srodki-produkcji-w-rolnictwie.html>
- Środki produkcji w rolnictwie w 2004 roku (2005). Wydział Statystyki Gospodarstw Rolnych. Warszawa. <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/rolnictwo-lesnictwo/rolnictwo/srodki-produkcji-w-rolnictwie-w-2004-r-,6,2.html>
- Środki produkcji w rolnictwie w 2005 roku (2006). <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/rolnictwo-lesnictwo/rolnictwo/srodki-produkcji-w-rolnictwie.html>
- Środki produkcji w rolnictwie w 2006 roku (2007). <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/rolnictwo-lesnictwo/rolnictwo/srodki-produkcji-w-rolnictwie.html>
- Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 2008/2009 (2009). Warszawa: GUS Departament Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej. <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/rolnictwo-lesnictwo/rolnictwo/srodki-produkcji-w-rolnictwie.html>
- Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 2011/2012. (2012). Warszawa: GUS Departament Rolnictwa. <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/rolnictwo-lesnictwo/rolnictwo/srodki-produkcji-w-rolnictwie.html>
- Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 2012/2013. (2013). Warszawa: GUS Departament Rolnictwa. <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/rolnictwo-lesnictwo/rolnictwo/srodki-produkcji-w-rolnictwie.html>
- Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 2013/2014 (2014). Warszawa: GUS Departament Rolnictwa. <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/rolnictwo-lesnictwo/rolnictwo/srodki-produkcji-w-rolnictwie.html>
- Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 2015/2016 (2016). Warszawa: GUS Departament Rolnictwa. <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/rolnictwo-lesnictwo/rolnictwo/srodki-produkcji-w-rolnictwie.html>

- Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 2017/2018 (2018). Warszawa: GUS Departament Rolnictwa., <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/rolnictwo-lesnictwo/rolnictwo/srodki-produkcji-w-rolnictwie.html>
- Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 2018/2019 (2020). Warszawa: GUS Wydział Analiz i Opracowań Rolniczych. <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/rolnictwo-lesnictwo/rolnictwo/srodki-produkcji-w-rolnictwie.html>
- Taylor, P., Reeder, R. (2020). Antibiotic use on crops in low and middle-income countries based on recommendations made by agricultural advisors. *CABI Agric Biosci* 1, 1. <https://doi.org/10.1186/s43170-020-00001-y>
- Thysen N. (red.). (1999). Nutrients in European ecosystems. *Environmental assessment report*, 4, 156.
- Tian, M., He, X., Feng, Y., Wang, W., Chen, H., ..., van Eerde A. (2021). Pollution by Antibiotics and Antimicrobial Resistance in LiveStock and Poultry Manure in China, and Countermeasures. *Antibiotics (Basel)*, 10(5), 539. <https://doi.org/10.3390/antibiotics10050539>
- Troska, A. (2020). Czy rolnictwo czekają nowe ograniczenia prawne? *Farmer*, <https://www.farmer.pl/produkcja-zwierzecz/bydlo-i-mleko/czy-rolnictwo-czekaja-nowe-ograniczenia-prawne,92777.html>
- Truszczyński, M., Pejsak, Z. (2013). Antybiotyki zalecane w leczeniu chorób bakteryjnych zwierząt oraz zjawisko antybiotykooporności. *Życie Weterynaryjne*, 88(2), 101–104.
- Ustawa z dnia 26 lipca 2000 r. o nawozach i nawożeniu (Dz.U. 2000.89.991).
- Ustawa z dnia 11 kwietnia 2003 r. o kształtowaniu ustroju rolnego (Dz.U. 2003 nr 64, poz. 592)
- Ustawa z dnia 10 lipca 2007 r. o nawozach i nawożeniu (Dz.U. 2021.76 t.j.).
- Ustawy Prawo wodne z dnia 20 lipca 2017 r. (Dz. U. z 2018 r. poz. 2268, z późn. zm.).
- Uzun, B., Taiwo, M., Syidanova, A., Uzun Ozsahin, D. (2021). The Technique For Order of Preference by Similarity to Ideal Solution (TOPSIS). W: Uzun Ozsahin, D., Gökçekuş, H., Uzun, B., LaMoreaux, J. (red.), *Application of Multi-Criteria Decision Analysis in Environmental and Civil Engineering. Professional Practice in Earth Sciences* (s. 25–30). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-64765-0_4
- Walesiak, M. (1993). *Multivariate Statistical Analysis in Marketing Research*. Research Papers no. 654. Wrocław: Wrocław University of Economic.
- Walesiak, M. (2016). Uogólniona miara odległości GDM w statystycznej analizie wielowymiarowej z wykorzystaniem programu. Wrocław: Wyd. UE we Wrocławiu.
- Walesiak, M., Dudek, A. (2019). Package clusterSim: Searching for Optimal Clustering Procedure for a Data Set., R package version 0.47-4. <https://CRAN.R-project.org/package=clusterSim>
- Warncke, D.D., Hoef, R.G. (1996). Manure and fertilizer effects on corn production and soil nitrogen. *J. Prod. Agric.*, 9, 4, 486–490.
- Watson, C.A., Atkinson, D. (1999). Using nitrogen budgets to indicate nitrogen-use efficiency and losses from whole farm systems: a comparison of three methodological approaches. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 53, 259–267.
- WEF (World Economic Forum). (2020a). *Nature Risk Rising: Why the Crisis Engulfing Nature Matters for Business and the Economy*. https://www3.weforum.org/docs/WEF_New_Nature_Economy_Report_2020.pdf (dostęp: 10.09.2022).
- WEF (World Economic Forum). (2020b). *The Global Risks Report 2020*. https://www3.weforum.org/docs/WEF_Global_Risk_Report_2020.pdf (dostęp: 10.09.2022).
- Welch, B.L. (1951). On the comparison of several mean values: an alternative approach. *Biometrika*, 38, 330–336.
- Wojtaszek, Z. (1965). Kryteria i mierniki klasyfikacji gospodarstw indywidualnych według kierunków i stopni wielostronności produkcji. *Roczniki Nauk Rolniczych. Seria G*, 78(1), 69–98.

- Wołoszyn, A., Głowicka-Wołoszyn, R., Kozera, A. (2017). Application of Generalized Distance Measure to the construction of a synthetic index of subjective sense of financial security of farmers' households. *Metody Ilościowe w Badaniach Ekonomicznych*, 18, 501–509.
- World Organisation for Animal Health (OIE). (2007). Resolution No. XXVIII: list of antimicrobials of veterinary importance. W: Final Report: OIE 75th General Session, 20–25 May, Paris, France, 2007, 148. Pobrane z: www.oie.int/fileadmin/Home/eng/About_us/docs/pdf/A_RF_2007_webpub.pdf
- Yan, C., Wang, R., Zhao, X. (2021). Emission characteristics of bioaerosol and quantitative microbiological risk assessment for equipping individuals with various personal protective equipment in a WWTP. *Chemosphere*, 265, 129117, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129117>.
- Yu, Ch-P, Kung-Hui, C. (2009). Occurrence of pharmaceuticals and personal care products along the west prong Little Pigeon River in east Tennessee, US. *Chemosphere*, 75(10), 1281–1286.
- Zadura, A. (2009). Transformacja ustrojowa rolnictwa w krajach Europy środkowo-wschodniej. *Rocz. Nauk Roln., Seria G*, 96(4), 248–255.
- Zasadność stosowania analizy składowych głównych (b.d.). PQStat - Baza Wiedzy, <http://manuals.pqstat.pl/statpqpl:redpl:pcapl:zasadnpl>
- Zbierska, J., Murat-Błażejewska, S., Szoszkiewicz, K., Ławniczak, A. (2002). Bilans biogenów w agrosystemach Wielkopolski w aspekcie ochrony jakości wód na przykładzie zlewni Samicy Stęszewskiej. Poznań: Wyd. AR.
- Zegar, J.S. (2023). Transformation of Family Farming in the Second Decade of the 21st Century. *Problems of Agricultural Economics*, 374(1), 1–19. <https://doi.org/10.30858/zer-161785>
- Żuk-Gołaszewska, K., Gałęcki, R., Obremski, K., Smetana, S., Figiel, S., Gołaszewski, J. (2022). Edible Insect Farming in the Context of the EU Regulations and Marketing—An Overview. *Insects*, 13, 446. <https://doi.org/10.3390/insects13050446>

11. MASA SPRZEDANYCH BĄDŹ ODDANYCH PRODUKTÓW ROŚLINNYCH,
ZWIERZĘCYCH i in.

Nazwa produktu	Masa [w tonach]
Pszenvica ozima	
Pszenvica jara	
Żyto	
Jęczmień ozimy	
Owies	
Buraki cukrowe	
Ziemianki	
Rzepak (nasiona)	
Groch	
Warzywa (podać jakie)	
Owoce (podać jakie)	
Inne plony (podać jakie)	
Obornik	
Gnojówka	
Siano	
Słoma	
Inne produkty (podać jakie)	
Mleko (w litrach)	
Jaja (liczba sztuk)	
Wetna (w kg)	

Sprzedane zwierzęta	Liczba sztuk	Średnia waga jednego zwierzęcia
Konie		
Krowy		
Opasy		
Jałówki		
Cięięta		
Maciory		
Tuczники		
Prosięta		
Owce		
Jagnięta		
Drób		
Inne (podać jakie)		

12. INWENTARZ ŻYWY W GOSPODARSTWIE (średnio w roku)

Gatunek i grupa wiekowa zwierząt	Liczba sztuk w ciągu roku	Gatunek i grupa wiekowa zwierząt	Liczba sztuk w ciągu roku
Konie		Owce	
Ogiery		Tryki pow. 1,5 roku	
Klaczki, wałachy		Owce pow. 1,5 roku	
Żrebaki pow. 2 lat		Jagnięta pow. 3,5 mies.	
Żrebięta pow. 1 roku		Jarłaki tryczki	
Żrebięta 0,5 -1 r.		Jarłaki maciorki	
Żrebięta do 0,5 roku			
Bydło		Trzoda	
Opasy, buhaje, wolce		Knury	
Krowy		Maciory	
Jałówki cielne		Tuczniki	
Jałówki 1-2 lat		Warchlak	
Jałówki 0,5-1 r.		Prosięta	
Byczki od 0,5-1 r.			
Cielęta do 0,5 roku		Futerkowe (określić gatunek)	
Drób (określić gatunek)			
Inne (określić gatunek)			

13. RODZAJ OBORY / CHLEWNI (zaznacz właściwe)

płytka głęboka rusztowa

14. CZY GOSPODARSTWO POSIADA:

płytę gnojową bez zbiornika na odcieki - pow. (m²)

płytę gnojową ze zbiornikiem na odcieki - pow. (m²)

rok budowy płyty*

zbiornik na gnojówkę – poj. (m³)

rok budowy zbiornika*

(*rok może być podany w przybliżeniu)

15. OKRES PRZECHOWYWANIA OBORNIKA W OBORZE GŁĘBOKIEJ

2 miesiące 4 miesiące 6 miesięcy inny

16. OKRES SKŁADOWANIA OBORNIKA NA PRYZMIE

2 miesiące 4 miesiące 6 miesięcy inny

17. OKRES TRZYMANIA GNOJÓWKI LUB GNOJOWICY W ZBIORNIKU

2 miesiące 4 miesiące 6 miesięcy inny

18. OKRES OD WYWIEZIENIA OBORNIKA, GNOJÓWKI LUB GNOJOWICY NA POLE DO PRZYKRYCIA GLEBĄ (zaznacz właściwe)

0 dni 1 dzień 2 dni 3 dni inny

19. PORĄ WYWIEZIENIA OBORNIKA NA POLE (zaznacz właściwe)

miesiąc: I II III IV V VI VII VIII IX X XI XII

20. PORĄ WYWIEZIENIA GNOJÓWKI LUB GNOJOWICY NA POLE (zaznacz właściwe)

miesiąc: I II III IV V VI VII VIII IX X XI XII

21. STRATY - upadki zwierząt, zniszczenie plonu itp.

Jeśli występują, to podaj jakie i określ ilościowo (w tonach lub sztukach):

.....
.....

22. SPOSÓB WYKONANIA PRYZMY KISZONKOWEJ (zaznacz właściwe)

na ziemi na ziemi odizolowanej folią w rękawach foliowych
 na betonowej posadzce na betonowej posadzce ze zbiornikiem na odcieki

23. CZY GOSPODARSTWO POSIADA SZAMBO: TAK NIE

rok budowy (może być w przybliżeniu)

częstotliwość opróżniania szamba w roku

24. ZAGOSPODAROWANIE ŚCIEKÓW BYTOWYCH (zaznacz właściwe)

kanalizacja wiejska oczyszczalnia oczyszczalnia przydomowa
 odbierane przez służby komunalne rolnicze wykorzystanie (rozlew na polu)
 brak możliwości jakiegokolwiek bezpiecznego zagospodarowania

ROCZNE ZUŻYCIE WODY (Tylko na potrzeby rolnika i jego rodziny! Wykluczyć zużycie na opryski i pojenie zwierząt oraz inne potrzeby gospodarskie!): m³

Załącznik 2. Wykaz gmin, powiatów i województw w których zlokalizowane były analizowane gospodarstwa rolne

L.p.	Gmina	Powiat	L.p.	Gmina	Powiat
woj. dolnośląskie			37	Dobiegiew	strzelecko-drezdenecki
1	Góra	górowski	38	Drezdenko	strzelecko-drezdenecki
2	Wąsosz	górowski	39	Kargowa	zielonogórski
3	Cieszków	milicki	40	Kłodawa	gorzowski
4	Góra	górowski	41	Kolsko	nowosolski
5	Grębocice	polkowicki	42	Krzyszycze	sulęciński
6	Wąsosz	górowski	43	Lubiszyn	gorzowski
woj. kujawsko-pomorskie			44	Lubniewice	sulęciński
7	Łysomice	toruński	45	Łągów	świebodziński
8	Boniewo	włocławski	46	Międzyrzecz	międzyrzecki
9	Bukowiec	świecki	47	Niegosławice	żagański
10	Dąbrowa Biskupia	inowrocławski	48	Przytoczna	międzyrzecki
11	Gąsawa	żniński	49	Pszczew	międzyrzecki
12	Gniewkowo	inowrocławski	50	Skwierzyna	międzyrzecki
13	Inowrocław	inowrocławski	51	Sława	wschowski
14	Izbica Kujawska	włocławski	52	Słońsk	sulęciński
15	Janikowo	inowrocławski	53	Stare Kurowo	strzelecko-drezdenecki
16	Janowiec Wielkopolski	żniński	54	Szczaniec	świebodziński
17	Jeziora Wielkie	mogileński	55	Torzym	sulęciński
18	Kruszwica	inowrocławski	56	Wschowa / Szlichtyn- gowa	wschowski
19	Lubień Kujawski	włocławski	57	Zbąszynek	świebodziński
20	Lubraniec	włocławski	58	Zwierzyn	strzelecko-drezdenecki
21	Łasin	grudziądzki	woj. lubelskie		
22	Mogilno	mogileński	59	Hrubieszów	hrubieszowski
23	Mrocza	nakielski	60	Zakrzówek	kraśnicki
24	Piotrków Kujawski	radziejowski	woj. łódzkie		
25	Pluźnica	wąbrzeski	61	Błaszki	sieradzki
26	Radziejów	radziejowski	62	Chańsko	łowicki
27	Rogowo	rypiński	63	Dąbrowice	kutnowski
28	Strzelno	mogileński	64	Grabów	łęczycki
29	Szubin	nakielski	65	Krośniewice	kutnowski
30	Wąbrzeźno	wąbrzeski	66	Poddębice	poddębicki
31	Więcbork	sępoleński	67	Ujazd	piotrkowski
32	Zbiczno	brodnicki	68	Uniejów	poddębicki

33	Złotniki Kujawskie	inowrocławski	69	Warta	sieradzki
woj. lubuskie			70	Widawa	łaski
34	Babimost	zielonogórski	71	Wróblew	sieradzki
35	Bobrowice	krośnieński	woj. mazowieckie		
36	Bogdaniec	gorzowski	72	Czernice Borowe	przasnyski

c.d. Załącznika nr 2

L.p.	Gmina	Powiat	L.p.	Gmina	Powiat
73	Młodzieszyn	sochaczewski	107	Dopiewo	poznański
74	Sypniewo	makowski	108	Drawsko	czarnkowsko-trzcianecki
75	Wierzbica	radomski	109	Duszynki	szamotulski
woj. małopolskie			110	Gizałki	pleszewski
76	Chrzanów	chrzanowski	111	Gniezno	gnieźnieński
woj. opolskie			112	Golina	koniński
77	Dąbrowa	opolskie	113	Gołańcz	wągrowiecki
woj. pomorskie			114	Gołuchów	pleszewski
78	Cewice	łęborski	115	Gostyń	gostyński
79	Człuchów	człuchowski	116	Granowo	grodzki
80	Debrzno	człuchowski	117	Grodziec	koniński
81	Dziemiany	kościerski	118	Grodzisk Wlkp.	grodzki
82	Dzierżgoń	sztumski	119	Luboń	poznański
83	Grunowo	chojnicki	120	Grzegorzew	kolski
woj. podkarpackie			121	Jarocin	jarociński
84	Gawłuszowice	mielecki	122	Jaraczewo	jarociński
woj. wielkopolskie			123	Jastrowie	złotowski
85	Miłosław	wrzesiński	124	Jutrosin	rawicki
86	Babiak	kolski	125	Kaczory	pilski
87	Białośliwie	pilski	126	Kamieniec	grodzki
88	Bojanowo	rawicki	127	Kawęczyn	turecki
89	Borek Wielkopolski	gostyński	128	Kaźmierz	szamotulski
90	Brodnica	śremski	129	Kiszkowo	gnieźnieński
91	Brudzew	turecki	130	Kleszczewo	poznański
92	Budzyń	chodzieski	131	KłECKO	gnieźnieński
93	Buk	poznański	132	Kobylin	krotoszyński
94	Chocz	pleszewski	133	Kołaczkowo	wrzesiński
95	Chodów	kolski	134	Koło	kolski

96	Chodzież	chodzieski	135	Komorniki	poznański
97	Chrzypsko Wielkie	międzychodzki	136	Konin	koniński
98	Czarnków	czarnkowsko-trzcianecki	137	Kostrzyn	poznański
99	Czempin	kościański	138	Kościan	kościański
100	Czerniejewo	gnieźnieński	139	Kościelec	kolski
101	Czerwonak	poznański	140	Kotlin	jarociński
102	Damasławek	wągrowiecki	141	Koźmin Wlkp.	krotoszyński
103	Dobra	turecki	142	Kórnik	poznański
104	Dobrzyca	pleszewski	143	Krajenka	złotowski
105	Dolsk	śremski	144	Kramsk	koniński
106	Dominowo	średzki	145	Krobia	gostyński

c.d. Załącznika nr 2

L.p.	Gmina	Powiat	L.p.	Gmina	Powiat
146	Krotoszyn	krotoszyński	185	Ostrów Wlkp.	ostrowski
147	Krzemieniewo	Leszno	186	Ostrzeszów	ostrzeszowski
148	Krzykosy	średzki	187	Pakosław	rawicki
149	Krzymów	koniński	188	Pępowo	gostyński
150	Krzywiń	kościański	189	Piaski	gostyński
151	Krzyż Wlkp.		190	Pleszew	pleszewski
152	Książ Wlkp.	śremski	191	Pniewy	szamotulski
153	Kutno	kutnowski	192	Pobiedziska	poznański
154	Kwilcz	międzychodzki	193	Pogorzela	gostyński
155	Lądek	śłupecki	194	Połajewo	czarnkowsko-trzcianecki
156	Lipka	złotowski	195	Poniec	gostyński
157	Lipno	leszczyński	196	Powidz	śłupecki
158	Lubas	czarnkowsko-trzcianecki	197	Poznań	poznański
159	Lwówek	nowotomyski	198	Przemęt	wolsztyński
160	Łęzeczki	międzychodzki	199	Przygodzice	ostrowski
161	Łobżenica	piłski	200	Pyzdry	wrzesiński
162	Łubowo	gnieźnieński	201	Rakoniewice	grodziski
163	Margonin	chodzieski	202	Raszków	ostrowski
164	Miedzichowo	nowotomyski	203	Rawicz	rawicki
165	Międzychód	międzychodzki	204	Rogoźno	obornicki
166	Miejska Górka	rawicki	205	Rokietnica	poznański
167	Mieleszyn	gnieźnieński	206	Rozdrażew	krotoszyński
168	Mieścisko	wągrowiecki	207	Rychwał	koniński

169	Miłosław	wrześniński	208	Ryczywół	obornicki
170	Mosina	poznański	209	Rydzyzna	leszczyński
171	Murowana Goślina	poznański	210	Rzgów	koniński
172	Nekla	wrześniński	211	Sompolno	koniński
173	Niechanowo	gnieźnieński	212	Siedlec	wolsztyński
174	Nowe Miasto n. Wartą	średzki	213	Odolanów	ostrowski
175	Nowe Skalmierzyce	ostrowski	214	Sieraków	międzychodzki
176	Nowy Tomyśl	nowotomyski	215	Sierszewice	ostrowski
177	Oborniki	oborniki	216	Skoki	wągrowiecki
178	Obrzycko	szamotulski	217	Słupca	słupecki
179	Olszówka	koniński	218	Sośnie	ostrowski
180	Opalenica	nowotomyski	219	Stare Miasto	koniński
181	Opatówek	kaliski	220	Stawiszyn	kaliski
182	Orchowo	słupecki	221	Stęszew	poznański
183	Ostroróg	szamotulski	222	Strzałkowo	słupecki
184	Ostrowite	słupecki	223	Suchy Las	poznański

c.d. Załącznika nr 2.

L.p.	Gmina	Powiat	L.p.	Gmina	Powiat
224	Sulmierzyce	krotoszyński	249	Września	wrześniński
225	Swarzędz	poznański	250	Zagórów	słupecki
226	Szamocin	chodzieski	251	Zaniemyśl	średzki
227	Szamotuły	szamotulski	252	Zbąszyń	nowotomyski
228	Szczytniki	kaliski	253	Zduny	krotoszyński
229	Szydłowo	piłski	254	Złotów	złotowski
230	Ślesin	koniński	255	Żerków	jarociński
231	Śmigiel	kościański	woj. warmińsko-mazurskie		
232	Śrem	śremski	256	Barciany	kętrzyński
233	Środa Wlkp.	średzki	257	Bartoszyce	bartoszycki
234	Tarnowo Podgórne	poznański	258	Kiwity	lidzbarski
235	Trzcianka	czarnkowsko-trzcianecki	259	Srokowo	kętrzyński
236	Trzemeszno	gnieźnieński	260	Zalewo	iławski
237	Tuliszków	turecki	woj. zachodniopomorskie		
238	Ujście	piłski	261	Gryfino	gryfiński
239	Wapno	wągrowiecki	262	Kołobrzeg	kołobrzeski
240	Wągrowiec	wągrowiecki	263	Miroslawiec	walecki
241	Wielichowo	grodziski	264	Nowogard	goleniowski

242	Wierzbinek	koniński	265	Ostrowice	drawski
243	Wilczyn	koniński	266	Recz	choszczeński
244	Witkowo	gnieźniński	267	Sianów	koszaliński
245	Władysławów	turecki	268	Stargard Szczeciński	stargardzki
246	Włoszakowice	leszczyński	269	Szczecinek	szczecinecki
247	Wolsztyn	wolsztyński	270	Wałcz	wałecki
248	Wronki	szamotulski			

Załącznik 3. Wykaz OSN, na których zlokalizowana była część gospodarstw rolnych

Nr	Obszar szczególnie narażony
1	w zlewni Dopływu Narwi od Orzu do Pełtu
2	w zlewni Dopływu z Murzynna
3	w zlewniach rzek Giszka i Ciemna
4	w zlewni rzeki Bacha
5	w zlewni rzeki Struga Łysomicka
6	w zlewniach rzeki Bacha, Dopływu spod Wielbądza i Dopływu z Brzeźna
7	w zlewniach rzek Osa, Gardęga, Radzyńska Struga i Lutryna
8	w zlewniach rzek Tążyna i Kanał Parczański
9	w zlewni rzeki Olszynka
10	w zlewni Dopływu Bzury poniżej Rawki
11	w zlewni Jeziora Kinkamajskiego
12	w zlewniach rzek Rawa i Sajna
13	w zlewniach jezior Świąte i Nogat
14	w zlewniach rzek Kotomierzycy i Struga Graniczna
15	w zlewniach rzek Tążyna, Kanał Parczański i Dopływu z Marszałkowa
16	w zlewniach rzek Pogona i Dąbrówka
17	w zlewniach rzek Samica Sześzewska i Mogilnica
18	w zlewniach rzek Samica Sześzewska i Mogilnica Wschodnia
19	w zlewni Giszki, Lipówki, Ołoboku i Trzemnej (Ciemnej)
20	w zlewni jezior Biskupińskiego i Gąsawskiego
21	w zlewni Kanału Mosińskiego i Kanału Książ
22	w zlewni rzeki Kopel
23	w zlewni rzeki Lutynia
24	w zlewniach rzek Mogielnica i Kanał Grabski
25	w zlewniach rzek Olszynka, Racocki Rów i Żydowski Rów

26	w zlewniach rzek Czarna Woda i Kuroch
27	w zlewni rzeki Orla
28	w zlewni rzeki Struga Bawół
29	w zlewni rzeki Rów Polski
30	w zlewni rzeki Bzury
31	w zlewni rzeki Mała Ina
32	w zlewni rzeki Płonia

Podziękowania

Praca jest syntezą moich wieloletnich badań prowadzonych w Katedrze Ekologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu. Rozprawa nie powstałaby dzięki wsparciu moich przełożonych, przyjaciół i kolegów, których nie sposób wymienić imiennie. Chciałbym im wszystkim bardzo serdecznie podziękować za różnorodną pomoc, uwagi i sugestie podczas całego procesu analitycznego i twórczego.

Pierwsze kroki zawodowe na etacie dydaktyczno-naukowym stawiałem pod opieką prof. dr hab. Janiny Zbierskiej, która wskazała mi przestrzeń do badań i po dziś dzień została moim naukowym mentorem. Była również nieocenionym promotorem mojej pracy doktorskiej, a dzięki późniejszym wspólnym projektom, dyskusjom, radom i uwagom miała istotny wpływ na rozwój mojej kariery naukowej, za co jestem szczególnie wdzięczny.

Wielkie podziękowania należą się również śp. prof. dr. hab. Józefowi Szoszkiewiczowi, dzięki któremu mogłem rozpocząć pracę akademicką, który zaprosił mnie do kadry naukowej Katedry i wspierał swoją wiedzą i doświadczeniem przez wiele lat.

Podziękowania składam także JM Rektorowi UP w Poznaniu prof. dr. hab. Krzysztofowi Szoszkiewiczowi za wieloletnią owocną współpracę w licznych projektach, za wsparcie nie tylko naukowe, ale także dydaktyczne, za wskazanie kierunków i możliwości, które znacznie poszerzyły moje horyzonty.

Serdeczne podziękowania składam również na ręce mgr Barbary Andrzejewskiej za długie godziny spędzone w laboratorium nad próbami wody, osadów i roślin, z których wyniki co prawda nie zostały wykorzystane bezpośrednio w tej pracy, ale dały podstawy do stworzenia systemu monitorowania gospodarstw rolnych oraz odpowiedniego wnioskowania.

ISBN 978-83-67112-59-8

ISBN 978-83-67112-59-8



9 788367 112598

ISSN 1896-1894