

Received: 16.11.2022 / Accepted: 03.01.2023

ARTYKUŁ ORYGINALNY

Ocena potencjalnej toksyczności dla ekosystemu wody słodkiej w wyniku chemicznej ochrony kukurydzy w różnych systemach uprawy roli

Assessing the potential toxicity for freshwater ecosystem from chemical protection of maize in different soil tillage systems

Małgorzata Holka*, Jolanta Kowalska

Streszczenie

Celem pracy była ocena wpływu stosowania środków ochrony roślin na ekosystem wody słodkiej, w produkcji kukurydzy na ziarno w różnych systemach uprawy roli. Analizy wykonano na podstawie danych dotyczących chemicznej ochrony kukurydzy w uprawie płużnej, uproszczonej i siewie bezpośrednim. Dane pozyskano z 15 wybranych gospodarstw rolnych, położonych w województwie wielkopolskim. Badania przeprowadzono zgodnie z metodologią oceny cyklu życia. Za pomocą modelu PestLCI 2.08 określono emisje do środowiska pochodzące ze stosowania środków ochrony roślin. Obliczone wielkości emisji wykorzystano do oceny potencjalnej ekotoksyczności dla wody słodkiej z zastosowaniem modelu USEtox 2.02. Stwierdzono, że we wszystkich systemach uprawy największy strumień emisji substancji czynnych do środowiska stanowiła ilość substancji dostępnych do wymywania i spływu powierzchniowego, a następnie emisje do powietrza i wód gruntowych. Głównym źródłem emisji ze stosowanych środków ochrony roślin były herbicydy. W gospodarstwach z produkcją kukurydzy na ziarno w siewie bezpośrednim, w związku z większym wykorzystaniem herbicydów, obserwowano większe zagrożenie toksycznego działania na ekosystem wody słodkiej niż w gospodarstwach z uprawą płużną i uproszczonej.

Słowa kluczowe: kukurydza, uprawa roli, środki ochrony roślin, ekotoksyczność, woda

Abstract

The aim of the study was to assess the impact of the use of plant protection products on the freshwater ecosystem in the production of maize for grain in different soil tillage systems. The analyzes were performed on the basis of data on chemical protection of maize in conventional tillage, reduced tillage and direct sowing. The data were obtained from 15 selected farms located in the Wielkopolskie Voivodeship. The studies were conducted in accordance with the life cycle assessment methodology. Using the PestLCI 2.08 model, emissions to the environment from the use of plant protection products were determined. The calculated emissions were used to assess the freshwater ecotoxicity potential using the USEtox 2.02 model. It was found that in all soil tillage systems, the largest stream of emissions of active substances to the environment was the amount of substances available for leaching and surface runoff, followed by emissions to air and emissions to groundwater. Herbicides were the main source of emissions from plant protection products used. A greater threat of toxic effects on the freshwater ecosystem was observed on farms producing maize for grain in direct sowing due to the greater use of herbicides than on farms with conventional and reduced tillage.

Key words: maize, soil tillage, plant protection products, ecotoxicity, water

Instytut Ochrony Roślin – Państwowy Instytut Badawczy
ul. Władysława Węgorka 20, 60-318 Poznań
*corresponding author: m.holka@iorpib.poznan.pl

Wstęp / Introduction

Rolnictwo zajmuje obszar stanowiący około 38% powierzchni Ziemi i wykorzystuje około 70% zasobów wody słodkiej (Foley i wsp. 2011; FAO 2022). Ma ono duży potencjał produkcyjny, dzięki któremu zapewnia żywność dla ludzi, paszę dla zwierząt oraz dostarcza surowce dla przemysłu przetwórczego (Viana i wsp. 2021). Procesom intensywnej produkcji rolniczej towarzyszy jednak silny wpływ na środowisko (Kanińska 2016; Holka i wsp. 2017). Jedną z poważnych konsekwencji działalności rolniczej jest zagrożenie dla różnorodności biologicznej (Woodcock i wsp. 2016; Hallmann i wsp. 2017; Heldbjerg i wsp. 2018; Sánchez-Bayo i Wyckhuys 2019; Wepprich i wsp. 2019). Do utraty bioróżnorodności przyczynia się wykorzystanie różnych agrochemikaliów w rolnictwie (Schäffer i wsp. 2018). Pomimo, że od 2014 roku w Unii Europejskiej obowiązują zasady integrowanej ochrony roślin, metoda chemicznej ochrony roślin jest podstawowym elementem produkcji roślinnej (Piwowar 2021). Jest ona bardzo skuteczna w ochronie upraw przed stratami powodowanymi przez agrofagi, ale jednocześnie może mieć toksyczny wpływ na inne, neutralne lub pożyteczne organizmy występujące w agroekosystemach (Schäfer i wsp. 2011; Bernardes i wsp. 2015). Środki ochrony roślin zawierają różne substancje czynne, które w zależności od ich właściwości fizykochemicznych są mniej lub bardziej podatne na migrację do wód, gleby, powietrza oraz akumulację w tkankach organizmów żywych (Holka 2017). Obecność ich w środowisku, nawet w bardzo niskim stężeniu, może mieć toksyczny wpływ na organizmy żywe (Pathak i wsp. 2022).

Uprawa orkwa, określana też jako płuzna czy tradycyjna, jest najbardziej popularnym systemem uprawy roli w produkcji kukurydzy. Jednakże ze względu na to, że taka uprawa wymaga dużych nakładów energii i czasu, w praktyce rolniczej coraz większe znaczenie mają uproszczenia uprawowe (Smagacz 2016, 2020). Są one najczęściej stosowane w wielkoobszarowych gospodarstwach rolnych, wyposażonych w nowoczesny sprzęt maszynowy umożliwiający zmniejszenie głębokości i liczby zabiegów uprawowych, tj. uprawę uproszczoną lub siew bezpośredni (Książak i wsp. 2018; Krasowicz i Matyka 2020). Dane literaturowe wykazują, że rezygnacja z klasycznej orki może wiązać się z koniecznością większego zużycia środków ochrony roślin z powodu nasilenia presji agrofagów (Korbas i wsp. 2008; Smagacz 2018).

Zastosowanie metody oceny cyklu życia – LCA (ang. life cycle assessment) w badaniach środowiskowych skutków produkcji rolniczej pozwala na uzyskanie informacji, które mogą umożliwić zmniejszenie niekorzystnego wpływu rolnictwa na środowisko (Holka i wsp. 2022). W badaniach LCA rozważa się różne problemy środowiskowe spowodowane działalnością antropogeniczną, tzw. kategorie wpływu (Fan i wsp. 2022). Zalicza się do nich ekotoksycz-

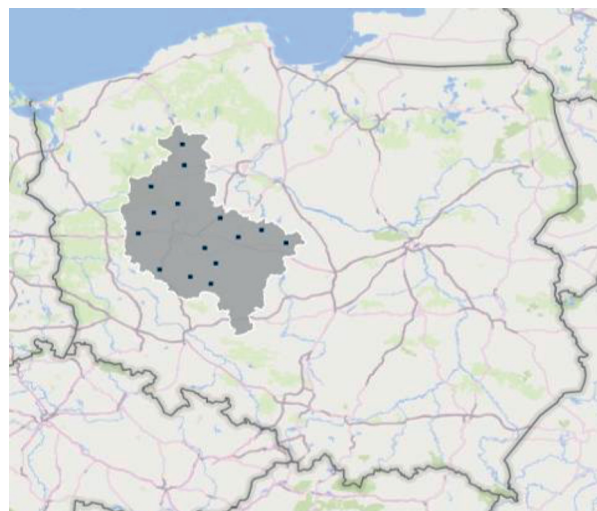
ność dla wody słodkiej, dotyczącą potencjalnego oddziaływania chemicznych substancji uwalnianych do środowiska na ekosystem wody słodkiej (Nordborg i wsp. 2017; Holka i Bieńkowski 2020).

Celem badań była ocena wpływu środków ochrony roślin stosowanych w produkcji kukurydzy na ziarno w systemie uprawy płuznej i uproszczonej oraz siewie bezpośrednim na ekosystem wody słodkiej.

Materiały i metody / Materials and methods

Badania przeprowadzono na podstawie danych z lat 2015–2017, pochodzących z 15 gospodarstw rolnych zlokalizowanych w województwie wielkopolskim (rys. 1). Za główne kryterium wyboru gospodarstw do badań przyjęto produkcję kukurydzy na ziarno w jednym z trzech systemów uprawy roli: uprawie płuznej, uproszczonej oraz siewie bezpośrednim. We współpracy z Wielkopolskim Ośrodkiem Doradztwa Rolniczego (WODR) w Poznaniu wybrano po 5 gospodarstw dla każdego analizowanego systemu uprawy roli, a następnie zebrano dane o chemicznej ochronie kukurydzy. Dane pozyskano metodą wywiadu bezpośredniego z wykorzystaniem kwestionariusza wywiadu przygotowanego w Instytucie Środowiska Rolniczego i Leśnego Polskiej Akademii Nauk w Poznaniu.

Całkowite zużycie substancji czynnych (s.cz.) w ochronie kukurydzy było najwyższe w siewie bezpośrednim (1,59 kg/ha), a niższe w uprawie uproszczonej i płuznej (wynosiło odpowiednio 0,70 kg/ha i 0,23 kg/ha) (tab. 1). Spośród rodzajów zastosowanych środków ochrony roślin w każdym z analizowanych systemów uprawy roli najwięk-



Rys. 1. Lokalizacja badanych gospodarstw w województwie wielkopolskim

Fig. 1. Location of studied farms in the Wielkopolskie Voivodeship

sze było wykorzystanie herbicydów. Ich średnie zużycie wyniosło 0,22 kg s.cz./ha w uprawie płużnej, 0,69 kg s.cz./ha w uprawie uproszczonej i 1,53 kg s.cz./ha w siewie bezpośrednim. Informacje o zastosowanych substancjach czynnych przedstawiono w tabeli 2.

Ocenę wpływu chemicznej ochrony kukurydzy na ekosystem wody słodkiej przeprowadzono z wykorzystaniem metody oceny cyklu życia – LCA (ang. life cycle assessment). Metoda ta składa się z czterech faz: 1) określenia celu i zakresu badań; 2) analizy zbioru wejść i wyjść (LCI,

Tabela 1. Średnie zużycie substancji czynnych w ochronie kukurydzy w różnych systemach uprawy roli w badanych gospodarstwach w latach 2015–2017 (zakres min.–maks. w nawiasach)

Table 1. Average consumption of active substances for the protection of maize in different tillage systems in the studied farms in the years 2015–2017 (min.–max range in parentheses)

Wyszczególnienie Specification	System uprawy roli – Soil tillage system		
	uprawa płużna conventional tillage	uprawa uproszczona reduced tillage	siew bezpośredni direct sowing
Herbicydy – Herbicides [kg/ha]	0,22 (0,064–0,58)	0,69 (0,053–1,88)	1,53 (0,075–3,59)
Fungicydy – Fungicides [kg/ha]	0,00 (0,00–0,00)	0,00 (0,00–0,00)	0,051 (0,00–0,28)
Insektycydy – Insecticides [kg/ha]	0,011 (0,000–0,055)	0,012 (0,000–0,066)	0,011 (0,000–0,090)
Ogółem – Total [kg/ha]	0,23 (0,064–0,58)	0,70 (0,053–1,88)	1,59 (0,075–3,60)

Tabela 2. Substancje czynne zastosowane (+) lub niewykorzystane (–) w ochronie kukurydzy w różnych systemach uprawy roli w badanych gospodarstwach

Table 2. Active substances used (+) or not used (–) in the protection of maize in different soil tillage systems in the studied farms

Nazwa substancji czynnej Active substance name	System uprawy roli – Soil tillage system		
	uprawa płużna conventional tillage	uprawa uproszczona reduced tillage	siew bezpośredni direct sowing
Herbicydy – Herbicides			
Bromoksynil* – Bromoxynil*	+	–	+
Dikamba – Dicamba	–	+	–
Foramsulfuron – Foramsulfuron	+	+	–
Glifosat – Glyphosate	–	+	+
Jodosulfuron metylosodowy – Iodosulfuron-methyl-sodium	+	+	–
Izoksafutol – Isoxaflutole	+	+	–
Mezotrion – Mesotrione	–	+	+
Metolachlor-S – S-metolachlor	–	+	+
Nikosulfuron – Nicosulfuron	+	+	+
Rimsulfuron – Rimsulfuron	–	+	+
Terbutylazyna – Terbutylazine	+	+	+
Tienkarbazon metylu – Thiencarbazone-methyl	+	+	–
Tritosulfuron – Tritosulfuron	–	+	–
Fungicydy – Fungicides			
Epoksykonazol* – Epoxiconazole*	–	–	+
Pyraklostrobina – Pyraclostrobin	–	–	+
Insektycydy – Insecticides			
Acetamipryd – Acetamiprid	–	–	+
Delametryna – Delatmethrin	+	+	+
Lambda-cyhalotryna – Lambda-cyhalothrin	–	–	+
Tiachlopyryd* – Thiacloprid*	+	+	+

*obecnie wycofana z obrotu i stosowania w środkach ochrony roślin w Unii Europejskiej – currently not approved for sale and use of plant protection products in the European Union

ang. life cycle inventory); 3) oceny wpływu cyklu życia (LCIA, ang. life cycle impact assessment), obejmującej trzy etapy, tj. a) wybór kategorii wpływu, wskaźników kategorii wpływu i modeli charakteryzowania, b) klasyfikacja, c) charakteryzowanie; a także 4) interpretacji (PKN 2009a, b; Fan i wsp. 2022).

W pierwszej fazie LCA zgodnie z celem badań wyznaczono granice analizowanego systemu chemicznej ochrony kukurydzy. Ustalono, że będą one obejmować etap stosowania środków ochrony roślin na polu (rys. 2). Za jednostkę funkcjonalną przyjęto 1 ha.

Faza LCI polegała na zebraniu danych wejściowych i wyjściowych dla badanego systemu. Danymi wejściowymi były ilości poszczególnych substancji czynnych zastosowanych w chemicznej ochronie kukurydzy. Natomiast dane wyjściowe stanowiły emisje substancji czynnych do środowiska. Do oszacowania emisji wykorzystano model PestLCI 2.08, który uwzględnia takie czynniki w chemicznej ochronie roślin, jak: gatunek rośliny uprawnej; fazę rozwojową rośliny, w której wykonano zabieg chemicznej ochrony; zastosowane substancje czynne oraz ich właściwości fizykochemiczne; technikę wykonanego zabiegu ochrony; system uprawy; warunki klimatyczne i glebowe pola (Birkved i Hauschild 2006; Dijkman i wsp. 2012). Zgodnie ze strukturą fazy LCIA, w pierwszym jej etapie określono, że analizowaną kategorią wpływu będzie ekotoksyczność dla wody słodkiej (Henderson i wsp. 2011). Klasyfikacja polegała na przypisaniu wyników LCI do wybranej kategorii wpływu w celu wykonania obliczeń wskaźnika potencjalnej ekotoksyczności dla wody słodkiej (FETP, ang. freshwater ecotoxicity potential) na kolejnym etapie LCIA (charakteryzowanie). Do jego przeprowadzenia zastosowano model USEtox (wersja 2.02) (Rosenbaum i wsp. 2015). Model ten działa w arkuszach kalkulacyjnych aplikacji Microsoft Excel, w oparciu o bazę danych o właściwościach substancji czynnych oraz model losów substancji w środowisku (Rosenbaum i wsp. 2008). Obliczenia macierzowe za pomocą modelu USEtox pozwoliły uzyskać wartość współczynnika charakterystyki (CF) dla każdej z analizowanych substancji czynnych w zależności od miejsca jej akumulacji w środowisku.

Wartość CF oblicza się według wzoru (Rosenbaum i wsp. 2008):

$$CF = FF \cdot XF \cdot EF,$$

gdzie:

FF – współczynnik losów,

XF – współczynnik ekspozycji,

EF – współczynnik efektów.

Wartości współczynników FF i XF wynikają z właściwości fizykochemicznych substancji czynnych oraz procesów zachodzących w środowisku. Natomiast współczynnik EF określa się na podstawie wartości wskaźnika HC_{50} (ang. hazardous concentration for 50% of the species – stężenie niebezpieczne dla 50% organizmów), obliczonych

jako średnia arytmetyczna ze wszystkich zlogarytmowanych średnich geometrycznych wartości wskaźnika LC_{50} (ang. half lethal concentration – medialne stężenie śmiertelne) lub EC_{50} (ang. half maximum effective concentration – połowa maksymalnego stężenia skutecznego) dla różnych grup taksonomicznych w różnych poziomach troficznych. Współczynnik CF odzwierciedla zmiany we frakcji gatunków potencjalnie zagrożonych (PAF, ang. potentially affected fraction of species) wskutek emisji substancji do środowiska ($PAF \cdot m^3 \cdot \text{dzień/kg}$) (Saouter i wsp. 2017).

Wskaźnik FETP obliczono jako sumę iloczynów wielkości emisji każdej substancji czynnej do środowiska i wartości odpowiedniego współczynnika CF, zgodnie z poniżej zamieszczonym równaniem:

$$FETP = \sum_i (m_i \cdot CF_i),$$

gdzie:

m_i – wielkość emisji substancji czynnej „i”,

CF_i – współczynnik charakterystyki substancji „i”.

Wskaźnik FETP wyraża się w porównawczej jednostce toksyczności dla ekosystemów (CTUe, ang. comparative toxic unit for ecosystems). Im większa wartość FETP, tym większa jest frakcja gatunków potencjalnie dotkniętych stresem środowiskowym (Henderson i wsp. 2011).

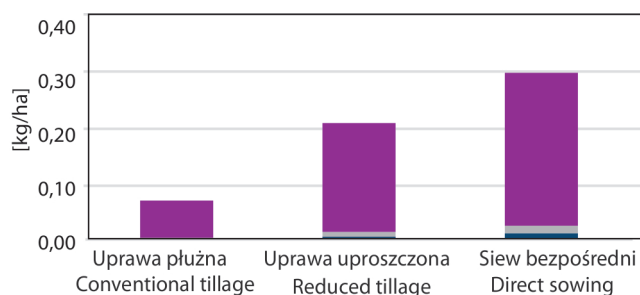
Uzyskane wyniki poddano analizie statystycznej z wykorzystaniem programu Statistica 6.0 (Statsoft, Inc., USA). Badanie normalności rozkładu wykonano za pomocą testu Shapiro-Wilka, a następnie zastosowano nieparametryczny test ANOVA rang Kruskala-Wallisa, test median i metodę porównań wielokrotnych.

Wyniki i dyskusja / Results and discussion

Spośród analizowanych systemów uprawy roli w produkcji kukurydzy na ziarno największą emisją substancji czynnych do środowiska, związaną ze stosowaniem środków ochrony roślin, charakteryzował się siew bezpośredni (0,31 kg/ha), mniejszą – uprawa uproszczona (0,22 kg/ha), a najmniejszą – uprawa płuzna (0,07 kg/ha) (rys. 3). W każdym z trzech systemów uprawy największy strumień emisji do środowiska, pochodzący ze stosowania środków ochrony roślin, stanowiła ilość substancji dostępna do wymywania i spływu powierzchniowego. Udział jej w puli emisji substancji czynnych w systemach uprawy płuznej, uproszczonej i siewu bezpośredniego wynosił odpowiednio 95,5%, 93,6% i 91,7%. Dużo mniejsze były emisje do powietrza (stanowiły od 2,3% w całkowitej emisji w uprawie uproszczonej do 3,8% w siewie bezpośrednim) i do wód gruntowych (od 0,8% w uprawie płuznej do 4,5% w siewie bezpośrednim) (rys. 3). Podobną strukturę emisji substancji do środowiska wykazali Holka i Bieńkowski (2020) w badaniach chemicznej ochrony pszenicy ozimej, buraków cukrowych i rzepaku ozimego w Wielkopolsce.



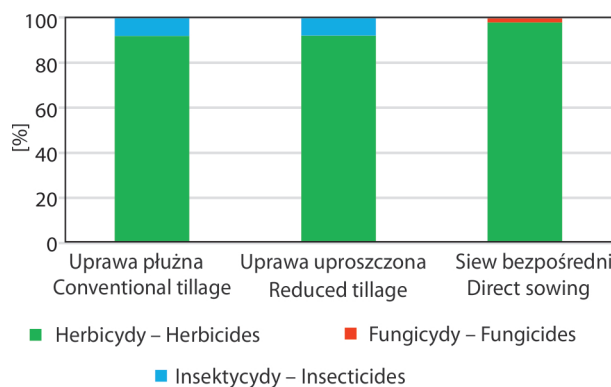
Rys. 2. Schemat badanego systemu chemicznej ochrony kukurydzy
Fig. 2. Scheme of the studied system of chemical protection of maize



- Ilość substancji dostępna do wymywania i splywu powierzchniowego
Mass of substances available for leaching and surface runoff
- Emisje do wód gruntowych – Emissions to groundwater
- Emisje do powietrza – Emissions to air

Rys. 3. Wielkości emisji substancji czynnych do środowiska pochodzącej z chemicznej ochrony kukurydzy w różnych systemach uprawy roli (średnie z gospodarstw w latach badań)

Fig. 3. Mass of environmental emissions of active substances from the chemical protection of maize in different soil tillage systems (averages from the farms in the study years)



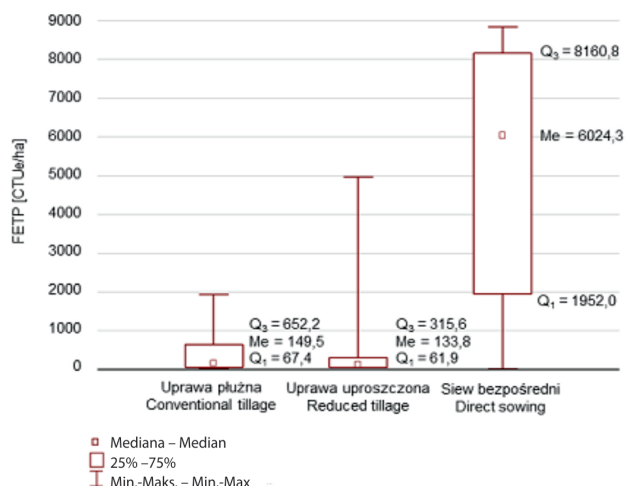
Rys. 4. Procentowy udział rodzajów zastosowanych środków ochrony roślin w kukurydzy w różnych systemach uprawy roli w powstawaniu emisji substancji czynnych do środowiska (średnie z gospodarstw w latach badań)

Fig. 4. Percentage share of types of plant protection products used in maize in different tillage systems in formation of the environmental emissions of active substances (averages from the farms in the study years)

W produkcji kukurydzy we wszystkich badanych systemach uprawy głównym źródłem emisji substancji czynnych do środowiska były herbicydy (rys. 4). Emisje związane z ich zużyciem stanowiły od 91,8% w uprawie płuznej do 97,8% w siewie bezpośrednim. W siewie bezpośrednim 1,9% emisji substancji czynnych pochodziło z wykorzystania fungicydów. W pozostałych systemach nie stosowano fungicydów, więc nie miały one znaczenia w generowaniu emisji. Z kolei emisje ze stosowania insektycydów stanowiły od 0,8% w siewie bezpośrednim do 8,2% w uprawie płuznej. W pracy Holki i Bieńkowskiego (2020) herbicydy także miały największy udział w puli emisji substancji czynnych do środowiska.

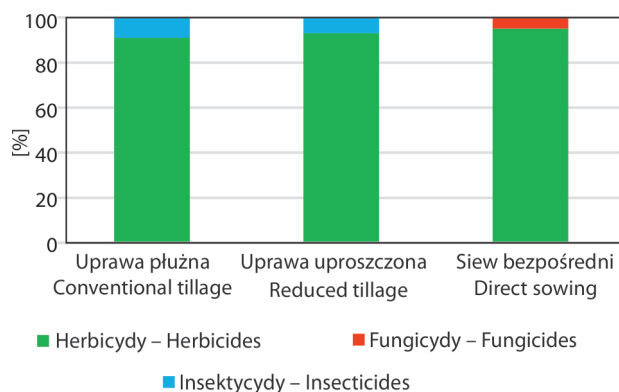
Przeprowadzona analiza statystyczna nie wykazała istotnych różnic pomiędzy obliczonymi wartościami wskaźnika

potencjalnej ekotoksyczności dla wody słodkiej (FETP) w systemach uprawy roli. Jednak zaobserwowano, że stosowanie środków ochrony roślin w kukurydzy w siewie bezpośrednim wiązało się z większym zagrożeniem toksycznego działania na organizmy żyjące w ekosystemie wody słodkiej niż w chemicznej ochronie kukurydzy w uprawie płuznej i uproszczonej (rys. 5). W przypadku produkcji kukurydzy w siewie bezpośrednim 75% gospodarstw miało wartość FETP nie mniejszą niż 1952,0 CTUe/ha, a dla połowy gospodarstw nie przekraczała ona 6024,3 CTUe/ha. Gospodarstwa z systemem uprawy płuznej stanowiły zwartą grupę i 75% z nich miało wartości FETP równe 652,2 CTUe/ha lub mniejsze. Z kolei w uprawie uproszczonej dla 75% gospodarstw FETP nie było większe niż 315,6 CTUe/ha.



Rys. 5. Potencjalna ekotoksyczność dla wody słodkiej wynikająca z chemicznej ochrony kukurydzy w różnych systemach uprawy roli (średnie z gospodarstw w latach badań)

Fig. 5. Freshwater ecotoxicity potential from the chemical protection of maize in different soil tillage systems (averages from the farms in the study years)



Rys. 6. Procentowy udział rodzajów zastosowanych środków ochrony roślin w kształtowaniu wartości wskaźnika potencjalnej ekotoksyczności dla wody słodkiej w chemicznej ochronie kukurydzy w różnych systemach uprawy roli (średnie z gospodarstw w latach badań)

Fig. 6. Percentage share of types of plant protection products used in formation of the value of freshwater ecotoxicity potential of chemical protection of maize in different soil tillage systems (averages from the farms in the study years)

Na rysunku 6. przedstawiono procentowy udział poszczególnych rodzajów zastosowanych środków ochrony roślin w kształtowaniu FETP w chemicznej ochronie kukurydzy w różnych systemach uprawy roli. We wszystkich trzech systemach wartość tego wskaźnika wynikała głównie ze zużycia herbicydów. Udział ich w powstawaniu FETP wynosił od 90,9% w uprawie płuznej do 95,1% w siewie bezpośrednim. Fungicydy miały znaczenie jedynie w FETP w siewie bezpośrednim (stanowiły 4,7% wartości tego

wskaźnika). Natomiast udział insektycydów w FETP wynosił od 0,2% w siewie bezpośrednim do 9,1% w uprawie płuznej.

W chemicznej ochronie kukurydzy we Włoszech wartość FETP w przeliczeniu na hektar wynosiła 441 CTUe i zależała bardziej od stosowania herbicydów niż fungicydów (Fantin i wsp. 2017). Nordborg i wsp. (2014) wykazali, że wartości FETP w produkcji kukurydzy w Stanach Zjednoczonych, z wykorzystaniem odmiany z odpornością na glifosat i odmiany zawierającej gen pochodzący od bakterii *Bacillus thuringiensis* (Bt) o działaniu insektycydu, były na poziomie odpowiednio 500 i 1200 CTUe/ha. Według Yang i Suh (2015) uprawa odmian kukurydzy odpornych na glifostat i odmian z genami Bt przyczyniła się do zmniejszenia FETP o 50% w produkcji kukurydzy w Stanach Zjednoczonych w latach 2001–2010. Wynikało to z ograniczenia zużycia takich substancji, jak: atrazyna, acetochlor, terbufos i chlopyrifos, które obecnie nie są dopuszczone do obrotu i stosowania w środkach ochrony roślin w Unii Europejskiej (UE) (EU Pesticides Database 2022). W UE z powodu toksyczności dla organizmów żywych wycofywane są kolejne substancje czynne. W związku z tym poszukuje się alternatywnych rozwiązań mających zastosowanie w ochronie upraw, które pozwolą na zmniejszenie chemizacji rolnictwa i będą mniej szkodliwe dla środowiska (Kowalska 2010; Kowalska i wsp. 2020).

Wykorzystanie różnych metod szacowania emisji do środowiska w chemicznej ochronie roślin prowadzi do zmienności wyników oceny FETP (Nemecek i wsp. 2022). Precyzyjne ustalenie wielkości emisji substancji czynnych poprzez stosowanie wielokryterialnych modeli jest ważne dla miarodajnej oceny potencjalnej toksyczności środków ochrony roślin (Renaud-Gentié i wsp. 2015).

Wnioski / Conclusions

1. W produkcji kukurydzy na ziarno w systemach uprawy płuznej, uproszczonej i siewu bezpośredniego emisje substancji czynnych do środowiska pochodziły głównie ze stosowania herbicydów. Pozostałe rodzaje środków ochrony roślin miały niewielki udział w powstawaniu środowiskowych emisji w chemicznej ochronie kukurydzy.
2. Biorąc pod uwagę miejsce rozpraszania substancji czynnych w środowisku, największy strumień emisji stanowiła ilość substancji dostępnych do wymywania i spływu powierzchniowego. Mniejsze były natomiast wielkości emisji substancji czynnych do powietrza i wód gruntowych.
3. Stosowanie środków ochrony roślin w kukurydzy w siewie bezpośrednim wiązało się z większym wykorzystaniem herbicydów, co prowadziło do większego zagrożenia dla organizmów żyjących w ekosystemie wody

słodkiej w porównaniu do pozostałych systemów uprawy.

4. W każdym z analizowanych systemów uprawy o wielkości potencjalnej ekotoksyczności dla wody słodkiej w chemicznej ochronie kukurydzy decydowało wykorzystanie herbicydów.
5. Przeprowadzone badania wskazują, że dążąc do ograniczenia negatywnych skutków chemicznej ochrony roślin dla organizmów żywych można proponować działania w zakresie zmniejszania emisji substancji czynnych do

środowiska oraz ich toksycznego działania w oparciu o wykorzystanie metody oceny cyklu życia.

Finansowanie / Funding

Praca powstała w wyniku realizacji projektu badawczego o nr 2015/19/N/HS4/03031 finansowanego ze środków Narodowego Centrum Nauki.

Literatura / References

- Bernardes M.F.F., Pazin M., Pereira L.C., Dorta D.J. 2015. Impact of pesticides on environmental and human health. s. 195–233. W: *Toxicology Studies-Cells, Drugs and Environment* (A.C. Andreazza, G. Scola, red.). InTech, London, United Kingdom, 244 ss. DOI: 10.5772/59710
- Birkved M., Hauschild M.Z. 2006. PestLCI – a model for estimating field emissions of pesticides in agricultural LCA. *Ecological Modelling* 198 (3): 433–451. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2006.05.035
- Dijkman T.J., Birkved M., Hauschild M. 2012. PestLCI 2.0: a second generation model for estimating emissions of pesticides from arable land in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment* 17: 973–986. DOI: 10.1007/s11367-012-0439-2
- EU Pesticides Database 2022. <https://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-database/start/screen/active-substances> [dostęp: 20.12.2022].
- Fan J., Liu C., Xie J., Han L., Zhang C., Guo D., Niu J., Jin H., McConkey B. 2022. Life cycle assessment on agricultural production: a mini review on methodology, application, and challenges. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 19 (16): 9817. DOI: 10.3390/ijerph19169817
- Fantin V., Righi S., Rondini I., Masoni P. 2017. Environmental assessment of wheat and maize production in an Italian farmers' cooperative. *Journal of Cleaner Production* 140 (2): 631–643. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.06.136
- FAO 2022. The state of the world's land and water resources for food and agriculture – systems at breaking point. Main report. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 393 ss.
- Foley J.A., Ramankutty N., Brauman K.A., Cassidy E.S., Gerber J.S., Johnston M., Mueller N.D., O'Connell C., Ray D.K., West P.C., Balzer C., Bennett E.M., Carpenter S.R., Hill J., Monfreda C., Polasky S., Rockström J., Sheehan J., Siebert S., Tilman D., Zaks D.P.M. 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 47 (7369): 337–342. DOI: 10.1038/nature10452
- Hallmann C.A., Sorg M., Jongejans E., Siepel H., Hofland N., Schwan H., Stenmans W., Müller A., Sumser H., Hörren T., Goulson D., de Kroon H. 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE* 12 (10): e0185809. DOI: 10.1371/journal.pone.0185809
- Heldbjerg H., Sunde P., Fox A.D. 2018. Continuous population declines for specialist farmland birds 1987–2014 in Denmark indicates no halt in biodiversity loss in agricultural habitats. *Bird Conservation International* 28 (2): 278–292. DOI: 10.1017/S0959270916000654
- Henderson A.D., Hauschild M.Z., van de Meent D., Huijbregts M.A.J., Larsen H.F., Margni M., McKone T.E., Payet J., Rosenbaum R.K., Jolliet O. 2011. USEtox fate and ecotoxicity factors for comparative assessment of toxic emissions in life cycle analysis: sensitivity to key chemical properties. *International Journal of Life Cycle Assessment* 16: 701. DOI: 10.1007/s11367-011-0294-6
- Holka M. 2017. Environmental impact assessment of chemical plant protection in intensive crop production. *Journal of Central European Agriculture* 18 (3): 529–541. DOI: 10.5513/JCEA01/18.3.1926
- Holka M., Bieńkowski J. 2020. Assessment of toxicity impacts of chemical protection of winter wheat, sugar beet and winter rape on aquatic ecosystems and humans. *Zemdirbyste* 107 (2): 131–138. DOI: 10.13080/z-a.2020.107.017
- Holka M., Bieńkowski J., Jankowiak J., Dąbrowicz R. 2017. Life cycle assessment of grain maize in intensive, conventional crop production system. *Romanian Agricultural Research* 34: 301–310.
- Holka M., Kowalska J., Jakubowska M. 2022. Reducing carbon footprint of agriculture – can organic farming help to mitigate climate change? *Agriculture* 12 (9): 1383. DOI: 10.3390/agriculture12091383
- Kanianska R. 2016. Agriculture and its impact on land-use, environment, and ecosystem services. s. 3–26. W: *Landscape Ecology – The Influences of Land Use and Anthropogenic Impacts of Landscape Creation* (A. Almusaed, red.). InTech, London, United Kingdom, 140 ss. ISBN 978-953-51-2513-6. DOI: 10.5772/63719
- Korbas M., Horoszkiewicz-Janka J., Jajor E. 2008. Uproszczone systemy uprawy a występowanie sprawców chorób. [Simplified systems of soil management in relation to the occurrence of disease casual agents]. *Progress in Plant Protection/Postępy w Ochronie Roślin* 48 (4): 1431–1438.
- Kowalska J. 2010. Spinosad effectively controls Colorado potato beetle, *Leptinotarsa decemlineata* (Coleoptera: Chrysomelidae) in organic potato. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil and Plant Science* 60 (3): 283–286. DOI: 10.1080/09064710902934205
- Kowalska J., Tyburski J., Bocianowski J., Krzywińska J., Matysiak K. 2020. Methods of silicon application on organic spring wheat (*Triticum aestivum* L. spp. *vulgare*) cultivars grown across two contrasting precipitation years. *Agronomy* 10 (11): 1655. DOI: 10.3390/agronomy10111655

- Krasowicz S., Matyka M. 2020. Regionalne zróżnicowanie towarowości polskiego rolnictwa. [Regional diversification of marketability of Polish agriculture]. *Studia i Raporty IUNG-PIB* 62 (16): 9–34. DOI: 10.26114/sir.iung.2020.62.01
- Książek J., Bojarszczuk J., Staniak M. 2018. Comparison of maize yield and soil chemical properties under maize (*Zea mays* L.) grown in monoculture and crop rotation. *Journal of Elementology* 23 (2): 531–543. DOI: 10.5601/jelem.2017.22.3.1453
- Nemecek T., Antón A., Basset-Mens C., Gentil C., Renaud-Gentié C., Melero C., Naviaux P., Peña N., Roux P., Fantke P. 2022. Operationalising emission and toxicity modelling of pesticides in LCA: the OLCA-Pest project contribution. *International Journal of Life Cycle Assessment* 27: 527–542. DOI: 10.1007/s11367-022-02048-7
- Nordborg M., Cederberg C., Berndes G. 2014. Modeling potential freshwater ecotoxicity impacts due to pesticide use in biofuel feedstock production: the cases of maize, rapeseed, Salix, soybean, sugar cane, and wheat. *Environmental Science and Technology* 48 (19): 11379–11388. DOI: 10.1021/es502497p
- Nordborg M., Davis J., Cederberg C., Woodhouse A. 2017. Freshwater ecotoxicity impacts from pesticide use in animal and vegetable foods produced in Sweden. *Science of The Total Environment* 581–582: 448–459. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.12.153
- Pathak V.M., Verma V.K., Rawat B.S., Kaur B., Babu N., Sharma A., Dewali S., Yadav M., Kumari R., Singh S., Mohapatra A., Pandey V., Rana N., Cunill J.M. 2022. Current status of pesticide effects on environment, human health and its eco-friendly management as bioremediation: A comprehensive review. *Frontiers in Microbiology* 13: 962619. DOI: 10.3389/fmicb.2022.962619
- Piwoń A. 2021. The use of pesticides in Polish agriculture after integrated pest management (IPM) implementation. *Environmental Science and Pollution Research International* 28 (21): 26628–26642. DOI: 10.1007/s11356-020-12283-w
- PKN 2009a. PN-EN ISO 14040:2009. Zarządzanie środowiskowe. Ocena cyklu życia. Zasady i struktura. Polski Komitet Normalizacyjny, Warszawa.
- PKN 2009b. PN-EN ISO 14044:2009. Zarządzanie środowiskowe. Ocena cyklu życia. Wymagania i wytyczne. Polski Komitet Normalizacyjny, Warszawa.
- Renaud-Gentié C., Dijkman T.J., Bjørn A., Birkved M. 2015. Pesticide emission modelling and freshwater ecotoxicity assessment for grapevine LCA: adaptation of PestLCI 2.0 to viticulture. *International Journal of Life Cycle Assessment* 20: 1528–1543. DOI: 10.1007/s11367-015-0949-9
- Rosenbaum R., Anton A., Bengoa X., Bjørn A., Brain R., Bulle C., Cosme N., Dijkman T., Fantke P., Felix M., Geoghegan T., Gottesbüren B., Hammer C., Humbert S., Jolliet O., Juraske R., Lewis F., Maxime D., Nemecek T., Payet J., Räsänen K., Roux P., Schau E., Sourisseau S., van Zelm R., von Streit B., Wallman M. 2015. The Glasgow consensus on the delineation between pesticide emission inventory and impact assessment for LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment* 20: 765–776. DOI: 10.1007/s11367-015-0871-1
- Rosenbaum R.K., Bachmann T.M., Swirsky Gold L., Huijbregts M.A.J., Jolliet O., Juraske R., Koehler A., Larsen H.F., Macleod M., Margni M., McKone T.E., Payet J., Schuhmacher M., van de Meent D., Hauschild M.Z. 2008. USEtox – the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 13 (7): 532–546. DOI: 10.1007/s11367-008-0038-4
- Sánchez-Bayo F., Wyckhuys K.A.G. 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation* 232: 8–27. DOI: 10.1016/j.biocon.2019.01.020
- Saouter E., Aschberger K., Fantke P., Hauschild M.Z., Bopp S.K., Kienzler A., Paini A., Pant R., Secchi M., Sala S. 2017. Improving substance information in USEtox®, part 1: discussion on data and approaches for estimating freshwater ecotoxicity effect factors. *Environmental Toxicology and Chemistry* 36 (12): 3450–3462. DOI: 10.1002/etc.3889
- Schäfer A., Filser J., Frische T., Gessner M., Köck W., Kratz W., Liess M., Nuppenau E.-A., Roß-Nickoll M., Schäfer R., Scheringer M. 2018. The silent spring – on the need for sustainable plant protection. *Leopoldina Discussions* 16, 61. www.leopoldina.org/uploads/tx_leopublication/2018_Diskussionspapier_Pflanzenschutzmittel_EN_02.pdf [dostęp: 10.10.2022].
- Schäfer R.B., van den Brink P.J., Liess M. 2011. Impacts of pesticides on freshwater ecosystems. s. 111–137. W: *Ecological Impacts of Toxic Chemicals* (F. Sanchez-Bayo, P. van den Brink, R.M. Mann, red.). Bentham, Bussum, Netherlands, 281 ss.
- Smagacz J. 2016. Konsekwencje organizacyjne i środowiskowe różnych systemów uprawy roli. [Organizational and environmental consequences of different soil tillage systems]. *Studia i Raporty IUNG-PIB* 47 (1): 139–153. DOI: 10.26114/sir.iung.2016.47.08
- Smagacz J. 2018. Uwarunkowania i tendencje zmian technik uprawy roli. [Conditions and tendencies of changes in soil tillage techniques]. *Studia i Raporty IUNG-PIB* 55 (9): 143–162. DOI: 10.26114/sir.iung.2018.55.08
- Smagacz J. 2020. Kierunki rozwoju różnych systemów uprawy roli w warunkach zmieniającego się klimatu. [Development directions of different soil tillage systems in changing climate conditions]. *Studia i Raporty IUNG-PIB* 62 (16): 149–167. DOI: 10.26114/sir.iung.2020.62.08
- Viana C.M., Freire D., Abrantes P., Rocha J., Pereira P. 2021. Agricultural land systems importance for supporting food security and sustainable development goals: a systematic review. *Science of The Total Environment* 806 (3): 150718. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.150718
- Wepprich T., Adrien J.R., Ries L., Wiedmann J., Haddad N.M. 2019. Butterfly abundance declines over 20 years of systematic monitoring in Ohio, USA. *PLoS ONE* 14 (7): e0216270. DOI: 10.1371/journal.pone.0216270
- Woodcock B., Isaac N., Bullock J., Roy D.B., Garthwaite D.G., Crowe A., Pywell R.F. 2016. Impacts of neonicotinoid use on long-term population changes in wild bees in England. *Nature Communications* 7: 12459. DOI: 10.1038/ncomms12459
- Yang Y., Suh S. 2015. Changes in environmental impacts of major crops in the US. *Environmental Research Letters* 10 (9): 094016. DOI: 10.1088/1748-9326/10/9/094016