AGRONOMY SCIENCE
wcześniej – formerly
Annales UMCS sectio E Agricultura
VOL. LXXVIII (1) 2023

https://doi.org/10.24326/as.2023.4946

[1] Zakład Rolnictwa Ekologicznego i Ochrony Środowiska, Instytut Ochrony Roślin – Państwowy Instytut Badawczy, ul. Węgorka 20, 60-318 Poznań, Polska
[2] Zakład Systemów Produkcji Rolniczej, Instytut Środowiska Rolniczego i Leśnego Polskiej Akademii Nauk, ul. Bukowska 19, 60-809 Poznań, Polska
*e-mail: m.holka@iorpib.poznan.pl

MAŁGORZATA HOLKA[1]*, JERZY BIEŃKOWSKI[2], JOLANTA KOWALSKA[1]

Wykorzystanie metody oceny cyklu życia do oszacowania potencjalnej toksyczności chemicznej ochrony pszenicy ozimej w różnych systemach uprawy roli

Application of the life cycle assessment method to the estimation of the potential toxicity of chemical protection of winter wheat in different tillage systems

Streszczenie. Celami badań były ocena i porównanie potencjalnych skutków stosowania środków ochrony roślin w pszenicy ozimej w różnych systemach uprawy roli na podstawie emisyjności tych środków do środowiska oraz ich toksyczności. Materiał do analiz stanowiły dane pozyskane z 15 wybranych gospodarstw rolnych w województwie wielkopolskim, dotyczące chemicznej ochrony pszenicy ozimej w uprawie orkowej, uproszczonej i siewie bezpośrednim, pochodzące z lat 2015–2017. Na potrzeby badań wykorzystano metodę oceny cyklu życia (LCA). Za pomocą modelu PestLCI 2.08 oszacowano emisję substancji czynnych do środowiska, a następnie z użyciem modelu USEtox 2.02 obliczono wartości wskaźników potencjalnej ekotoksyczności dla wody słodkiej (FETP) w chemicznej ochronie pszenicy w trzech systemach uprawy roli. Badania wykazały, że w analizowanych systemach uprawy roli największy strumień emisji substancji czynnych do środowiska stanowiły substancje dostępne do wymywania i spływu powierzchniowego, w dalszej kolejności były emisje do powietrza oraz wód gruntowych. Wartość FETP była największa w siewie bezpośrednim (10365,7 CTUe·ha^{-1}). Istotnie mniejszą wartość tego wskaźnika stwierdzono w uprawie orkowej (2512,4 CTUe·ha^{-1}) i uproszczonej (2264,6 CTUe·ha^{-1}).

Słowa kluczowe: produkcja zbóż, uprawa orkowa, uprawa uproszczona, siew bezpośredni, środki ochrony roślin, oddziaływanie na środowisko

Holka M., Bieńkowski J., Kowalska J., 2023. Wykorzystanie metody oceny cyklu życia do oszacowania potencjalnej toksyczności chemicznej ochrony pszenicy ozimej w różnych systemach uprawy roli. Agron. Sci. 78(1), 53–67.

WSTĘP

Ochrona roślin rolniczych przed agrofagami wpływa na wielkość i jakość plonu, dlatego jest bardzo ważnym elementem technologii produkcji roślinnej. Skuteczną ochronę upraw umożliwia wykorzystanie chemicznych środków ochrony roślin (ś.o.r.). Nieprawidłowości w stosowaniu ś.o.r. prowadzą jednak do powstawania negatywnych skutków dla środowiska i organizmów żywych [Grygiel i in. 2012, Żak 2016]. W literaturze wskazuje się na związek chemicznej ochrony roślin ze zmniejszaniem się bioróżnorodności [Relyea 2005, Geiger i in. 2010, Mahmood i in. 2016, Sánchez-Bayo i Wyckhuys 2019].

Po aplikacji ś.o.r. zawarte w nich substancje czynne (s.cz.) częściowo akumulują się w glebie, ulegają wymywaniu do wód podziemnych, zmywaniu do wód powierzchniowych i ulatnianiu do atmosfery [Carvalho 2017]. Przemieszczanie się s.cz. w środowisku zależy od rodzaju substancji, sposobu i terminu zabiegu chemicznej ochrony oraz warunków środowiskowych [Tudi i in. 2021]. Po przeniknięciu s.cz. do gleby na jej dalsze losy w środowisku wpływ może mieć również system uprawy roli [Alletto i in. 2010, Piskier i Sekutowski 2014, Riyaz i in. 2021]. Według Sekutowskiego i Sadowskiego [2009] w warunkach uprawy bezorkowej zachodzi spowolnienie tempa migracji niektórych s.cz. herbicydów w warstwie ornej gleby.

Procesom rozpraszania i akumulacji s.cz. w środowisku może towarzyszyć niezamierzone szkodliwe oddziaływanie na organizmy neutralne lub pożyteczne, niebędące obiektem celowym prowadzonej ochrony roślin [Tudi i in. 2021]. Toksyczne działanie ś.o.r. na organizmy żywe ma szeroki zakres i jest uzależnione od wielu czynników, takich jak: ilość wprowadzonej do organizmu s.cz., czas ekspozycji, stopień toksyczności s.cz., jej forma chemiczna, zdolność do ulatniania, rozpuszczalność w płynach ustrojowych i lipidach, jak również odporność organizmu [Bernardes i in. 2015]. Badania dowodzą, że niektóre organizmy są wrażliwsze na metabolity tworzące się w wyniku przemian s.cz. niż na same substancje [Kot-Wasik i in. 2003]. Szczególne zagrożenie dla organizmów mogą powodować ś.o.r. zawierające mieszaniny s.cz., których efekt toksyczny dla organizmów nie został jeszcze rozpoznany [Yang i in. 2022].

W produkcji zbóż stosowanie uproszczonej uprawy roli lub siewu bezpośredniego pozwala oszczędzić czas i paliwo oraz wpływa pozytywnie na niektóre właściwości gleby [Cudzik i in. 2012]. Zmniejszenie intensywności uprawy roli poprzez spłycenie zabiegów uprawowych lub ich eliminację sprzyja między innymi gromadzeniu się substancji organicznej i składników nawozowych w powierzchniowej warstwie gleby, zwiększaniu pojemności wodnej, aktywności enzymów i różnorodności biologicznej w glebie [Małecka i in. 2015, Feledyn-Szewczyk i in. 2017, Swędrzyńska i Małecka-Jankowiak 2017]. Uproszczenia w uprawie roli mają również swoje wady. W uprawie uproszczonej i siewie bezpośrednim uzyskuje się często mniejsze plony roślin niż w uprawie orkowej [Jaskulski i in. 2012, Małecka i in. 2012, Piskier i Sekutowski 2014]. W takich systemach pozostawienie resztek pożniwnych na powierzchni pola stwarza sprzyjające warunki do rozwoju chorób roślin uprawnych [Korbas i in. 2008, Małecka i in. 2014]. Rezygnacja z uprawy orkowej może mieć wpływ na zwiększenie zachwaszczenia i występowania szkodników roślin [Giemza-Mikoda i in. 2012, Małecka-Jankowiak i in. 2015, Kiryluk 2016, Pardo i in. 2019]. W przypadku większej

presji agrofagów w uprawach istnieje konieczność prowadzenia dodatkowych zabiegów chemicznej ochrony roślin, co z kolei może mieć negatywny wpływ na środowisko [Holka i Bieńkowski 2019].

Ocena cyklu życia (ang. life cycle assessment, LCA) jest obecnie jedną z najbardziej rozwijających się metod wykorzystywanych w ocenie różnych wyrobów (tj. produktów, procesów lub usług) pod względem ich oddziaływania na środowisko [Hou i in. 2015]. Znajduje ona zastosowanie w różnych gałęziach gospodarki, w tym coraz częściej w badaniach skutków środowiskowych produkcji rolniczej [Fan i in. 2022]. Analizę LCA przeprowadza się w oparciu o normy, w których zostały opisane jej zasady, struktura, wymagania i wytyczne [PN-EN ISO 14040:2009, PN-EN ISO 14044:2009]. Badania LCA polegają na szacowaniu obciążeń środowiska związanych z określonym wyrobem w okresie jego życia, obejmującym takie etapy, jak wydobycie i przetwarzanie surowców mineralnych, produkcja, dystrybucja, transport, użytkowanie, recykling i unieszkodliwianie odpadów. Mogą one być prowadzone dla całego cyklu życia wyrobu lub wybranych jego etapów. W LCA bierze się pod uwagę różne problemy środowiskowe, które są analizowane w ramach tzw. kategorii wpływu [Grzesik 2006]. Jedną z takich kategorii jest ekotoksyczność dotycząca działania toksycznego zanieczyszczeń na organizmy żywe [Henderson i in. 2011]. Uzyskanie wyników LCA dla różnych wyrobów umożliwia ich porównanie i wybór takiego, który charakteryzuje się najmniej szkodliwym wpływem na środowisko [Grzesik 2006]. Zatem metoda ta pozwala na poszukiwanie rozwiązań dla ograniczania zagrożeń środowiskowych wynikających z działalności człowieka.

Celem podjętych badań była ocena potencjalnej toksyczności ś.o.r. stosowanych w pszenicy ozimej w różnych systemach uprawy roli dla ekosystemów wód słodkich z wykorzystaniem metody LCA.

MATERIAŁ I METODY

Materiałem do badań były dane o chemicznej ochronie pszenicy ozimej w 15 gospodarstwach rolnych w województwie wielkopolskim w latach 2015–2017. Głównym kryterium wyboru gospodarstw do badań była uprawa pszenicy ozimej w jednym z trzech systemów uprawy roli: uprawie orkowej (uprawa pożniwna, orka pługiem na głębokość ok. 25 cm, uprawa przedsiewna, siew), uprawie uproszczonej (uprawa pożniwna na głębokość do ok. 15 cm z wykorzystaniem kultywatora, brony talerzowej lub agregatu uprawowego, uprawa przedsiewna, siew) i siewie bezpośrednim (siew bezpośrednio w nieuprawioną rolę za pomocą siewnika z redlicami talerzowymi). Wybór gospodarstw do badań został przeprowadzony we współpracy Instytutu Środowiska Rolniczego i Leśnego Polskiej Akademii Nauk z Wielkopolskim Ośrodkiem Doradztwa Rolniczego w Poznaniu. Szczegółowe dane o chemicznych zabiegach ochrony pszenicy pozyskano z gospodarstw metodą wywiadu bezpośredniego z wykorzystaniem formularzy kwestionariusza wywiadu. Charakterystykę wykorzystania środków ochrony roślin (ś.o.r.) w pszenicy w trzech systemach uprawy roli, na podstawie danych zebranych z badanych gospodarstw, przedstawiono w tabeli 1. Zużycie substancji czynnych (s.cz.) było największe w uprawie uproszczonej (2,16 $kg \cdot ha^{-1}$),

nieznacznie mniejsze w uprawie orkowej (2,03 kg·ha^{-1}), a najmniejsze w siewie bezpośrednim (1,43 kg·ha^{-1}). W systemach uprawy orkowej i uproszczonej największe było wykorzystanie herbicydów (stanowiło odpowiednio 64,5% i 42,1% w całkowitym zużyciu środków ochrony roślin), a następnie fungicydów (odpowiednio 31,5% i 28,7%). Z kolei w siewie bezpośrednim zużycie herbicydów i fungicydów było na stosunkowo wyrównanym poziomie (ich udział wynosił odpowiednio 36,4% i 39,9% w ogólnym zużyciu s.cz.). W każdym z analizowanych systemów uprawy mniejsze było wykorzystanie insektycydów i regulatorów wzrostu. W tabeli 2 zamieszczono informacje o wszystkich s.cz. zastosowanych w chemicznej ochronie pszenicy.

Tabela 1. Zużycie substancji czynnych w ochronie pszenicy ozimej w różnych systemach uprawy roli w badanych gospodarstwach w latach 2015–2017 (średnie oraz zakres min.–maks. w nawiasach)
Table 1. Consumption of active substances for the protection of winter wheat in different tillage systems in the studied farms in the years 2015–2017 (averages with min–max range in parentheses)

Wyszczególnienie Specification	System uprawy roli/ Soil tillage system		
	uprawa orkowa conventional tillage	uprawa uproszczona reduced tillage	siew bezpośredni direct sowing
Herbicydy (kg s.cz.·ha^{-1}) Herbicides (kg a.s.·ha^{-1})	1,31 (0,05–2,91)	0,91 (0,03–2,52)	0,52 (0,06–1,50)
Fungicydy (kg s.cz.·ha^{-1}) Fungicides (kg a.s.·ha^{-1})	0,64 (0,01–1,23)	0,62 (0,40–0,93)	0,57 (0,22–0,95)
Insektycydy (kg s.cz.·ha^{-1}) Insecticides (kg a.s.·ha^{-1})	0,05 (0–0,20)	0,10 (0–0,20)	0,04 (0–0,20)
Regulatory wzrostu (kg s.cz.·ha^{-1}) Growth regulators (kg a.s.·ha^{-1})	0,04 (0–0,29)	0,54 (0–1,35)	0,30 (0–1,13)
Ogółem (kg s.cz.·ha^{-1}) Total (kg a.s.·ha^{-1})	2,03 (0,86–2,91)	2,16 (0,71–3,43)	1,43 (0,40–3,49)

Oddziaływanie chemicznej ochrony roślin na środowisko analizowano zgodnie z wytycznymi metody oceny cyklu życia (LCA) [PN-EN ISO 14044:2009]. Metoda LCA składa się z czterech faz [PN-EN ISO 14040:2009]:

– określenie celu i zakresu badań – zdefiniowanie celu badań, granic analizowanego systemu wyrobu oraz jednostki funkcjonalnej,

– analiza zbioru wejść i wyjść (ang. life cycle inventory, LCI) – inwentaryzacja wejść i wyjść dla systemu wyrobu,

– ocena wpływu cyklu życia (ang. life cycle impact assessment, LCIA) – wybór kategorii wpływu, wskaźników kategorii i modeli charakteryzowania, przyporządkowanie wyników LCI do kategorii wpływu, obliczenie wartości wskaźników kategorii wpływu,

– interpretacja wyników.

Tabela 2. Wykaz substancji czynnych wykorzystanych (+) w ochronie pszenicy ozimej w trzech systemach uprawy roli w badanych gospodarstwach w latach 2015–2017
Table 2. List of active substances used (+) in the protection of winter wheat in three soil tillage systems in the studied farms in the years 2015–2017

Substancja czynna Active substance	System uprawy roli Soil tillage system		
	uprawa orkowa conventional tillage	uprawa uproszczona reduced tillage	siew bezpośredni direct sowing
1	2	3	4
herbicydy/ herbicides			
2,4-D	+	+	+
Aminopyralid/Aminopiralid	+	–	–
Beflubutamid	–	–	+
Biksafen/Bixafen	–	+	–
Chlorotoluron/Chlortoluron	+	+	–
Chlorsulfuron*	–	+	–
Dikamba/Dicamba	+	–	+
Diflufenikan/Diflufenican	+	+	+
Florasulam	+	+	+
Flufenacet	+	–	+
Fluroksypyr/Fluroxypyr	–	–	+
Jodosulfuron metylosodowy Iodosulfuron-methyl-sodium	–	+	+
Izoproturon*/Isoproturon*	+	+	+
MCPA	+	–	+
Mekoprop-P/ Mecoprop-P	+	–	+
Pendimetalina/ Pendimethalin	+	–	+
Penoksulam/ Penoxsulam	+	–	+
Piroksysulam/ Pyroxsulam	–	+	+
Prosulfokarb/ Prosulfocarb	–	+	–
Tifensulfuron metylu Thifensulfuron-methyl	+	–	–
Tribenuron metylu Tribenuron-methyl	–	–	+

cd. tab. 2

1	2	3	4
fungicydy/ fungicides			
Azoksystrobina/Azoxystrobin	+	–	–
Karbendazym*/Carbendazim*	–	–	+
Cyprokonazol*/Cyproconazole*	–	+	+
Dimoksystrobina/Dimoxystrobin	–	–	+
Epoksykonazol*/Epoxiconazole*	+	+	+
Fenpropidyna/Fenpropidin	+	+	+
Fenpropimorf*/Fenpropimorph*	+	+	+
Fluoksastrobina/Fluoxastrobin	–	+	–
Flusilazol*/Flusilazole*	–	–	+
Fluksapyroksad/Fluxapyroxad	–	+	–
Krezoksym metylu/ Kresoxim-methyl	+	–	+
Metrafenon/Metrafenone	–	+	–
Mezosulfuron metylowy Mesosulfuron-methyl	–	–	+
Piraklostrobina/Pyraclostrobin	–	+	–
Prochloraz*/Prochloraz*	+	+	+
Propikonazol*/Propiconazole*	+	+	+
Proquinazid/Proquinazid	+	–	+
Protiokonazol/Prothioconazole	–	+	–
Spiroksamina/Spiroxamine	–	+	–
Tebukonazol/Tebuconazole	+	+	+
Tetrakonazol/Tetraconazole	+	–	–
Tiofanat metylu* Thiophanate-methyl*	+	–	+
Triadimenol*/Triadimenol*	–	+	–
insektycydy/ insecticides			
Alfa-cypermetryna* Alpha-cypermethrin*	–	–	+
Cypermetryna/Cypermethrin	+	–	–
Deltametryna/Deltamethrin	+	–	–
Dimetoat*/Dimethoate*	+	+	+
regulatory wzrostu/ growth regulators			
Chlorek chloromekwatu Chlormequat chloride	–	+	+
Etefon/Ethephon	–	–	+
Chlorek mepikwatu/ Mepiquat chloride	+	–	–
Proheksadion wapnia Prohexadione-calcium	+	–	–
Tineksapak etylu/ Trinexapac-ethyl	+	–	+

* Substancja czynna obecnie wycofana z obrotu i stosowania w Unii Europejskiej/ Active substance currently witdrawn from sale and use in the European Union

W pierwszej fazie LCA określono granice badanego systemu i jednostkę funkcjonalną. Zgodnie z wcześniej zdefiniowanym celem badań ustalono, że granice analizowanego systemu będą obejmować etap stosowania ś.o.r. na polu. Za jednostkę funkcjonalną przyjęto jeden hektar powierzchni pola, na którym prowadzono zabiegi ochrony roślin.

W analizie zbioru wejść i wyjść (LCI) po stronie wejść do badanego systemu określono ilości zastosowanych s.cz., a po stronie wyjść – wielkości emisji s.cz. do środowiska. Emisje substancji pochodzących ze stosowania ś.o.r. oszacowano za pomocą modelu PestLCI 2.08, biorąc pod uwagę takie parametry, jak: gatunek rośliny uprawnej, fazę rozwojową rośliny w trakcie zabiegu chemicznej ochrony, długość i szerokość pola uprawnego, nachylenie stoku, system uprawy roli, wysokość zużycia s.cz. oraz sposób i termin aplikacji środka [Dijkman i in. 2012]. Do modelu wprowadzono niezbędne dane meteorologiczne i glebowe, a także informacje o właściwościach fizykochemicznych s.cz., które nie znajdowały się w jego bazie źródłowej [EU Pesticides database 2021, Pesticide Properties DataBase 2021]. Z użyciem modelu obliczono wielkości poszczególnych frakcji zastosowanych s.cz., które uległy pobraniu przez roślinę, degradacji, emisji do powietrza, przemieszczeniu do wód powierzchniowych i do wód gruntowych [Dijkman i in. 2012].

Analizowaną kategorią wpływu w LCIA była ekotoksyczność, w ramach której ocenia się potencjalne skutki dla organizmów żywych wynikające z uwalniania szkodliwych substancji do środowiska. Wskaźnikiem tej kategorii jest potencjalna ekotoksyczność dla wody słodkiej (ang. freshwater ecotoxicity potential, FETP), którą obliczono według poniższego wzoru:

$$FETP = \Sigma_i(m_i \cdot CF_{i,})$$

gdzie:
m_i – wielkość emisji substancji *i* do środowiska (kg),
CF_i – współczynnik charakteryzacji substancji *i* wyrażający oszacowaną frakcję gatunków potencjalnie dotkniętą stresem środowiskowym (ang. potentially affected fraction of species, PAF) dziennie w jednym metrze sześciennym wody słodkiej w przeliczeniu na jeden kilogram substancji *i* emitowanej do środowiska ($PAF \cdot m^3 \cdot dzień \cdot kg^{-1}$).

Wartość FETP przedstawia się w porównawczej jednostce toksyczności dla ekosystemów (ang. comparative toxic unit for ecosystems, CTUe), którą można wyrazić za pomocą równania: $CTUe = PAF \cdot m^3 \cdot dzień$.

Większa wartość FETP oznacza większą frakcję gatunków potencjalnie dotkniętych stresem środowiskowym w ekosystemach wód słodkich wskutek toksycznego działania substancji chemicznych pochodzących z działalności człowieka [Henderson i in. 2011].

Do obliczeń FETP zastosowano model USEtox (wersja 2.02) [Hauschild i in. 2016]. Model ten działa poprzez wykorzystanie danych o właściwościach s.cz. oraz wbudowany model losów pozwalający na symulację przemieszczania danej substancji w środowisku [Rosenbaum i in. 2008].

Do opracowania statystycznego wyników wykorzystano program Statistica 8 (StatSoft Inc., USA). W badaniu normalności rozkładu zmiennej posłużono się testem Shapiro-Wilka. Istotność różnic pomiędzy wynikami zweryfikowano za pomocą nieparametrycznego testu ANOVA rang Kruskala-Wallisa, testu mediany i metody porównań wielokrotnych.

WYNIKI I DYSKUSJA

W tabeli 3 przedstawiono obliczone wielkości emisji substancji czynnych (s.cz.) do środowiska pochodzące z chemicznej ochrony pszenicy ozimej w różnych systemach uprawy roli w odniesieniu do powierzchni 1 hektara. Z analiz wynika, że całkowita emisja s.cz. ze stosowania ś.o.r. w pszenicy była największa w uprawie orkowej (0,913 kg·ha^{-1}). Na podobnym poziomie kształtowała się emisja s.cz. w uprawie uproszczonej (0,908 kg·ha^{-1}). Najmniejszą emisję s.cz. odnotowano w siewie bezpośrednim (0,602 kg·ha^{-1}). Należy sądzić, że o wielkościach emisji s.cz. w badanych systemach uprawy roli decydowała wysokość zużycia ś.o.r. Zwiększenie intensywności chemicznej ochrony roślin powoduje wzrost emisji s.cz. Znajduje to odzwierciedlenie w innych badaniach przeprowadzonych w chemicznej ochronie pszenicy w konwencjonalnym, intensywnym systemie gospodarowania w Wielkopolsce [Holka i Bieńkowski 2020]. Wykazano w nich większą emisję s.cz. do środowiska (1,24 kg·ha^{-1}) przy większym wykorzystaniu ś.o.r. (2,64 kg s.cz.·ha^{-1}) niż w prezentowanej pracy.

Tabela 3. Wielkości emisji substancji czynnych (s.cz.) do środowiska w chemicznej ochronie pszenicy ozimej w różnych systemach uprawy roli (średnie z gospodarstw w latach badań i zakres min.–maks. w nawiasach)
Table 3. Mass of environmental emissions of active substances (a.s.) from chemical protection of winter wheat in different soil tillage systems (averages from the farms in the study years with min–max range in parentheses)

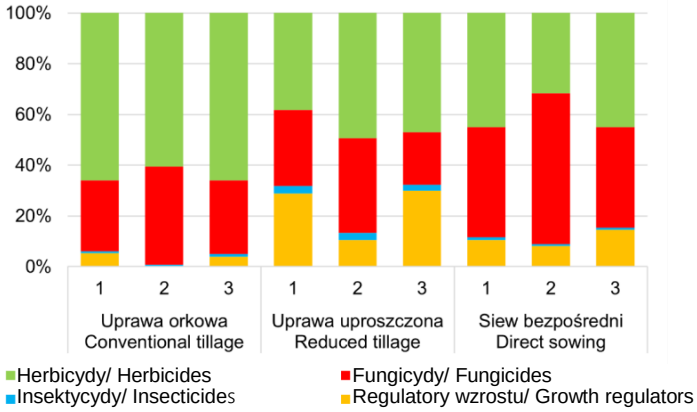
Wyszczególnienie Specification	System uprawy roli/ Soil tillage system		
	uprawa orkowa conventional tillage	uprawa uproszczona reduced tillage	siew bezpośredni direct sowing
Emisje do powietrza (kg s.cz.·ha^{-1}) Emissions to air (kg a.s.·ha^{-1})	0,140 (0,011–0,513)	0,039 (0,010–0,150)	0,105 (0,004–0,503)
Emisje do wód gruntowych (kg s.cz.·ha^{-1}) Emissions to groundwater (kg a.s.·ha^{-1})	0,004 (0,0003–0,007)	0,005 (0,002–0,011)	0,025 (0,004–0,082)
Ilość substancji dostępna do wymywania i spływu powierzchniowego (kg s.cz.·ha^{-1}) Mass of substances available for leaching and surface runoff (kg a.s.·ha^{-1})	0,769 (0,255–1,176)	0,864 (0,098–2,121)	0,472 (0,163–1,061)
Ogółem (kg s.cz.·ha^{-1}) Total (kg a.s.·ha^{-1})	0,913 (0,268–1,633)	0,908 (0,111–2,169)	0,602 (0,171–1,601)

Spośród analizowanych strumieni emisji s.cz. do środowiska największa była ilość substancji dostępnych do wymywania i spływu powierzchniowego (tab. 3). Udział jej w całkowitej emisji s.cz. wynosił od 78,4% w siewie bezpośrednim do 95,2% w uprawie uproszczonej. W dalszej kolejności znajdowały się emisje do powietrza, które stanowiły od 4,3% w uprawie uproszczonej do 17,4% w siewie bezpośrednim. Natomiast najmniejsza była ilość s.cz. przenikających do wód gruntowych. W siewie bezpośrednim

jej udział wynosił 4,2%, a w systemach uprawy orkowej i uproszczonej nie przekraczał 1%. Holka i Bieńkowski [2020] wykazali podobny udział poszczególnych strumieni emisji s.cz. do środowiska w chemicznej ochronie pszenicy.

W badaniach przeprowadzonych z wykorzystaniem metody oceny cyklu życia (LCA) w chemicznej ochronie pszenicy we Francji, po zastosowaniu herbicydów w łącznej dawce 1,87 kg s.cz.·ha^{-1}, oszacowana wielkość emisji s.cz. do powietrza wynosiła 0,68 kg s.cz.·ha^{-1} i była znacznie wyższa od emisji wykazanych na podstawie wcześniej wykonanych pomiarów (0,39 kg s.cz.·ha^{-1}) po takim samym wykorzystaniu herbicydów w pszenicy [Berthoud i in. 2011]. Zdaniem autorów tych badań wysokie wielkości emisji s.cz. do środowiska w analizie LCA wynikają z tego, że w ich obliczeniach nie uwzględnia się dalszych procesów, którym ulegają s.cz. po przeniknięciu do środowiska.

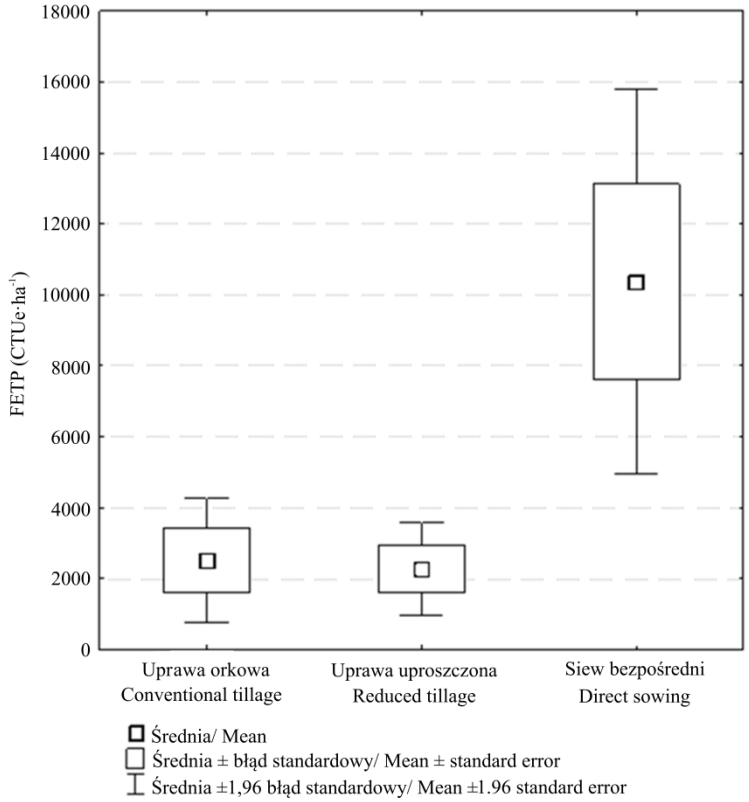
Jak wynika z ryciny 1, spośród rodzajów zastosowanych ś.o.r. w pszenicy w trzech analizowanych systemach uprawy roli herbicydy i fungicydy były największym źródłem emisji s.cz. do środowiska. W całkowitej emisji s.cz. do powietrza udział herbicydów wynosił od 38,3% w uprawie uproszczonej do 66,1% w uprawie orkowej, a fungicydów od 27,9% w uprawie orkowej do 43,4% w siewie bezpośrednim. W przypadku s.cz. przenikających do wód gruntowych herbicydy stanowiły od 31,7% w siewie bezpośrednim do 60,5% w uprawie orkowej, a fungicydy od 37,3% w uprawie uproszczonej do 59,3% w siewie bezpośrednim. Podobnie kształtował się udział herbicydów i fungicydów w całkowitej ilości s.cz. dostępnych do wymywania i spływu powierzchniowego. Dla herbicydów wynosił on od 44,9% w siewie bezpośrednim do 66,6% w uprawie orkowej. Z kolei fungicydy w ilości s.cz. dostępnych do wymywania i spływu powierzchniowego stanowiły od 20,7% w uprawie uproszczonej do 39,7% w siewie bezpośrednim.



Ryc. 1. Procentowy udział emisji substancji czynnych do środowiska według rodzajów zastosowanych środków ochrony roślin w ochronie pszenicy ozimej w różnych systemach uprawy roli (średnie z gospodarstw w latach badań): 1 – emisje do powietrza, 2 – emisje do wód gruntowych, 3 – ilość substancji dostępna do wymywania i spływu powierzchniowego

Fig. 1. Percentage share of environmental emissions of active substances by types of plant protection products used for protection of winter wheat in different soil tillage systems (averages from the farms in the study years): 1 – emissions to air, 2 – emissions to groundwater, 3 – mass of substances available for leaching and surface runoff

Wykorzystanie regulatorów wzrostu również przyczyniało się do emisji s.cz. do powietrza (od 5,2% w uprawie orkowej do 28,8% w uprawie uproszczonej), przemieszczania s.cz. do wód gruntowych (od 0,3% w uprawie orkowej do 10,4% w uprawie uproszczonej) oraz powstawania ilości substancji dostępnych do wymywania i spływu powierzchniowego (od 3,9% w uprawie orkowej do 29,9% w uprawie uproszczonej). Stosowanie insektycydów miało natomiast niewielki udział w powstawaniu emisji s.cz. do środowiska, co wynikało z niewielkiego zużycia insektycydów w ochronie pszenicy. Najwyższym wskaźnikiem potencjalnej ekotoksyczności dla wody słodkiej (FETP), wskazującym na najbardziej toksyczne działanie na ekosystemy wody słodkiej, odznaczała się chemiczna ochrona pszenicy w siewie bezpośrednim (10365,7 CTUe·ha^{-1}) – ryc. 2.



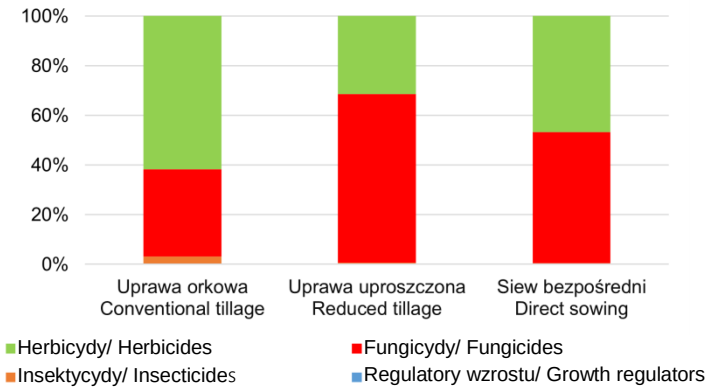
Ryc. 2. Potencjalna ekotoksyczność dla wody słodkiej (FETP) w chemicznej ochronie pszenicy ozimej w trzech systemach uprawy roli (średnie z gospodarstw w latach badań)

Fig. 2. Freshwater ecotoxicity potential (FETP) from chemical protection of winter wheat in three tillage systems (averages from the farms in the study years)

Istotnie mniejsze wartości tego wskaźnika stwierdzono w systemach uprawy orkowej i uproszczonej (wynosiły odpowiednio: 2512,4 CTUe·ha^{-1} i 2264,6 CTUe·ha^{-1}). W porównaniu z wynikami badań własnych w pracy Holki i Bieńkowskiego [2020] FETP w chemicznej ochronie pszenicy w uprawie orkowej był wyższy (3700 CTUe·ha^{-1}). Lovarelli i in.

[2020] porównali wyniki badań LCA w produkcji jęczmienia w Hiszpanii i we Włoszech. Wykazali, że w Hiszpanii, przy plonie ziarna wynoszącym 3,3 tony z 1 hektara wskaźnik FETP był równy 1644,6 CTUe w odniesieniu do 1 tony ziarna, a więc w przeliczeniu na 1 hektar wynosił 5427,2 CTUe. Natomiast w produkcji jęczmienia we Włoszech, w której uzyskano plon ziarna na poziomie 6,1 tony z 1 hektara, wskaźnik FETP wynosił 746,7 CTUe na 1 tonę ziarna i 4554,9 CTUe na 1 hektar powierzchni uprawy jęczmienia. Trzeba jednak zaznaczyć, że w badaniach tych w ocenie FETP uwzględniono nie tylko wpływ stosowania ś.o.r., ale także ich produkcję, jak również wytwarzanie i wykorzystanie innych agrochemikaliów, takich jak nawozy mineralne. Berthoud i in. [2011] stwierdzili, że w produkcji roślinnej FETP wynika głównie ze stosowania ś.o.r. Według Xue i in. [2015] wartość FETP najbardziej zależy od toksyczności i właściwości fizykochemicznych stosowanych s.cz., a następnie od sposobu i terminu aplikacji ś.o.r. oraz warunków glebowych i meteorologicznych.

Na rycinie 3 zobrazowano udział rodzajów zastosowanych ś.o.r. w kształtowaniu wartości wskaźnika FETP w chemicznej ochronie pszenicy w różnych systemach uprawy roli. W uprawie orkowej wartość FETP była przede wszystkim związana z wykorzystaniem herbicydów i fungicydów (stanowiły one odpowiednio 61,7% i 35,1% wartości FETP). W uprawie uproszczonej o FETP decydowały w pierwszej kolejności fungicydy (68,0%), a następnie herbicydy (31,3%). Z kolei w siewie bezpośrednim udział herbicydów i fungicydów w powstawaniu FETP był stosunkowo wyrównany (wynosił odpowiednio 46,7% i 52,9%). W każdym z badanych systemów uprawy wykorzystanie insektycydów i regulatorów wzrostu miało mniejszy wpływ na powstawanie FETP, co można tłumaczyć mniejszym wykorzystaniem tych rodzajów środków w ochronie pszenicy.



Ryc. 3. Procentowy udział rodzajów zastosowanych środków ochrony roślin w kształtowaniu wartości wskaźnika potencjalnej ekotoksyczności dla wody słodkiej w pszenicy ozimej w trzech systemach uprawy roli (średnie z gospodarstw w latach badań)

Fig. 3. Percentage share of types of plant protection products used in the formation of the values of freshwater ecotoxicity potential in winter wheat in three tillage systems (averages from the farms in the study years)

PODSUMOWANIE

W pracy przedstawiono wykorzystanie metody oceny cyklu życia (LCA) w analizie potencjalnej toksyczności środków ochrony roślin (ś.o.r.) dla ekosystemów wód słodkich. Wykazano, że chemiczna ochrona pszenicy ozimej w siewie bezpośrednim powodowała większe zagrożenie dla organizmów żyjących w wodach słodkich niż stosowanie ś.o.r. w systemach uprawy orkowej i uproszczonej.

Rozpoznanie wpływu chemicznej ochrony roślin na środowisko w różnych technologiach uprawy roli jest ważne dla przeciwdziałania jej negatywnym skutkom związanym z toksycznym działaniem na organizmy neutralne. Toksyczność substancji czynnych (s.cz.) zawartych w ś.o.r. wynika z ich właściwości fizykochemicznych i emisyjności. Dla zmniejszania emisji s.cz. z pól, a przez to ograniczania potencjalnych zagrożeń dla środowiska, ważny jest odpowiedni dobór ś.o.r. i technika ich stosowania.

PIŚMIENNICTWO

Alletto L., Coquet Y., Benoit P., Heddadj D., Barriuso E., 2010. Tillage management effects on pesticide fate in soils. A review. Agron. Sustain. Dev. 30, 367–400. https://doi.org/10.1051/agro/2009018

Bernardes M.F.F., Pazin M., Pereira L.C., Dorta D.J., 2015. Impact of pesticides on environmental and human health. W: A.C. Andreazza, G. Scola (red.), Toxicology studies-cells, drugs and environment. InTech, Rijeka, Croatia, 195–233. https://doi.org/10.5772/59710

Berthoud A., Maupu P., Huet C., Poupart A., 2011. Assessing freshwater ecotoxicity of agricultural products in life cycle assessment (LCA): a case study of wheat using French agricultural practices databases and USEtox model. Int. J. Life Cycle Assess. 16, 841–847. https://doi.org/10.1007/s11367-011-0321-7

Carvalho F., 2017. Pesticides, environment, and food safety. Food Energy Secur. 6(2), 48–60. https://doi.org/10.1002/fes3.108

Cudzik A., Białczyk W., Czarnecki J., Brennensthul M., Kaus A., 2012. Ocena systemów uprawy w aspekcie zużycia paliwa, plonowania roślin i właściwości gleby. Inż. Rol. 2(2), 17–27.

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. Int. J. Life Cycle Assess. 17, 973–986. https://doi.org/10.1007/s11367-012-0439-2

EU Pesticides database, 2021. https://food.ec.europa.eu/plants/pesticides/eu-pesticides-database_en [dostęp: 21.08.2021].

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. Int. J. Environ. Res. Public Health 19(16), 9817. https://doi.org/10.3390/ijerph19169817

Feledyn-Szewczyk B., Berbeć A.K., Radzikowski P., 2017. Rola dżdżownic w kształtowaniu jakości gleb oraz wpływ różnych zabiegów agrotechnicznych na ich występowanie. Stud. Rap. IUNG-PIB, 54(8), 57–71. https://doi.org/10.26114/sir.iung.2017.54.04

Geiger F., Bengtsson J., Berendse F., Weisser W.W., Emmerson M., Morales M.B., Ceryngier P., Liira J., Tscharntke T., Winqvist C., Eggers S., Bommarco R., Pärt T., Bretagnolle V., Plantegenest M., Clement L.W., Dennis C., Palmer C., Onate J.J., Guerrero I., Hawro V., Aavik T., Thies C., Flohre A., Hänke S., Fischer C., Goedhart P.W., Inchausti P., 2010. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. Basic Appl. Ecol. 11, 97–105. https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001

Giemza-Mikoda M., Zimny L., Wacławowicz R., 2012. Wpływ systemów uprawy na zachwaszczenie jęczmienia jarego. Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl. 52(2), 283–286.

Grygiel K., Sadowski J., Snopczyński T., Wysocki A., 2012. Pozostałości herbicydów w płodach rolnych i glebie. J. Ecol. Health 16(4), 159–163.

Grzesik K., 2006. Wprowadzenie do oceny cyklu życia (LCA) – nowej techniki w ochronie środowiska. Inż. Środ. 11(1), 111–113.

Hauschild M.Z., McKone T.E., van de Meent D., Huijbregts M., Margni M., Rosenbaum R., Jolliet O., Fantke P., 2016. USEtox® 2.02. The UNEP/SETAC scientific consensus model for characterizing human and ecotoxicological impacts of chemical emissions in life cycle impact assessment. https://usetox.org/model/download/usetox2.0 [dostęp: 21.08.2021].

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. Int. J. Life Cycle Assess. 16, 701–709. https://doi.org/10.1007/s11367011-0294-6

Holka M., Bieńkowski J., 2019. Chemical protection of winter wheat and its environmental impact under conditions of different soil tillage systems. W: D. Kovačević, Book of Proceedings, X International Scientific Agriculture Symposium "Agrosym 2019", Jahorina, 3–6.10.2019, 929–934.

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-Agric. 107(2), 131–138. https://doi.org/10.13080/z-a.2020.107.017

Hou Q., Guozhu M., Zhao L., Du H., Zuo J., 2015. Mapping the scientific research on life cycle assessment: a bibliometric analysis. Int. J. Life Cycle Assess. 20, 541–555. https://doi.org/10.1007/s11367-015-0846-2

Jaskulski D., Kotwica K., Jaskulska J., Piekarczyk M., Osiński G., Pochylski B., 2012. Elementy współczesnych systemów uprawy roli i roślin – skutki produkcyjne oraz środowiskowe. Fragm. Agron. 29(3), 61–70.

Kiryluk A., 2016. Zmiany w technologiach uprawy roli i roślin w województwie podlaskim i ich wpływ na środowisko przyrodnicze. Ekonomia i Środowisko 2(57), 287–301.

Korbas M., Horoszkiewicz-Janka J., Jajor E., 2008. Uproszczone systemy uprawy a występowanie sprawców chorób. Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl. 48(4), 1431–1438.

Kot-Wasik A., Dąbrowska D., Namieśnik J., 2003. Degradacja związków organicznych w środowisku. W: J. Namieśnik, W. Chrzanowski, P. Szpinek (red.), Nowe horyzonty i wyzwania w analityce i monitoringu środowiskowym. Centrum Doskonałości Analityki i Monitoringu Środowiskowego, Gdańsk, 700–722.

Lovarelli D., Garcia L.R., Sánchez-Girón V., Bacenetti J., 2020. Barley production in Spain and Italy: Environmental comparison between different cultivation practices, Sci. Total Environ. 707, 135982. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135982

Mahmood I., Imadi S.R., Shazadi K., Gul A., Hakeem K.R., 2016. Effects of pesticides on environment. W: K.R. Hakeem, M.S. Akhtar, S.N.A. Abdullah (red.), Plant, soil and microbes. Implications in crop science 1, Springer International Publishing Switzerland, 253–269. https://doi.org/10.1007/978-3-319-27455-3_13

Małecka I., Blecharczyk A., Sawinska Z., Piechota T., Waniorek B., 2012. Plonowanie zbóż w zależności od sposobów uprawy roli. Fragm. Agron. 29(1), 114–123.

Małecka-Jankowiak I., Blecharczyk A., Sawinska Z., Piechota T., Waniorek B., 2015. Wpływ następstwa roślin i systemu uprawy roli na zachwaszczenie pszenicy ozimej. Fragm. Agron. 32(3), 54–63.

Małecka I., Blecharczyk A., Sawinska Z., Swędrzyńska D., Piechota T., 2015. Winter wheat yield and soil properties response to long-term non-inversion tillage. J. Agr. Sci. Tech. 17(6), 1571–1584.

Małecka I., Sawinska Z., Blecharczyk, Dytman-Hagedorn M., 2014. Zdrowotność pszenicy ozimej w różnych wariantach uprawy roli. Prog. Plant Prot. 54(2), 246–250. http://dx.doi.org/10.14199/ ppp-2014-039

Pardo G., Cirujeda A., Perea F., Verdu A.M.C., Mas M.T., Urbano J., 2019. Effects of reduced and conventional tillage on weed communities: results of a long-term experiment in South-western Spain. Planta Dan. 37. https://doi.org/10.1590/s0100-83582019370100152

Pesticide Properties DataBase, 2021. University of Hertfordshire, http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/ [dostęp: 21.08.2021].

Piskier T., Sekutowski T.R., 2014. Środowiskowe i produkcyjne skutki stosowania bezorkowych systemów uprawy roli. Stud. Rap. IUNG-PIB 36(10), 69–89. https://doi.org/10.26114/sir.iung.2014.36.06

PN-EN ISO 14040:2009. Zarządzanie środowiskowe. Ocena cyklu życia. Zasady i struktura. PKN, Warszawa.

PN-EN ISO 14044:2009. Zarządzanie środowiskowe. Ocena cyklu życia. Wymagania i wytyczne. PKN, Warszawa.

Relyea R.A., 2005. The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities. Ecol. Appl. 15(2), 618–627. https://doi.org/10.1890/03-5342

Riyaz M., Shah R., Sivasankaran K., 2021. Pesticide residues: impacts on fauna and the environment. W: K.M. Mendes, R.N. de Sousa, K.C. Mielke (red.), Biodegradation technology of organic and inorganic pollutants. InTech, Rijeka, Croatia, https://doi.org/10.5772/intechopen.98379

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. Int. J. Life Cycle Assess. 13, 532–546.

Sánchez-Bayo F., Wyckhuys K.A.G., 2019. Worldwide decline of the entomofauna: a review of its drivers. Biol. Conserv. 232, 8–27. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020

Sekutowski T., Sadowski J., 2009. Wpływ uproszczeń w uprawie roli na dynamikę zanikania herbicydów w glebie. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. 543, 157–165.

Swędrzyńska D., Małecka-Jankowiak I., 2017. The impact of tillaging spring barley on selected chemical, microbiological, and enzymatic soil properties. Pol. J. Environ. Stud. 26(1), 303–313. https://doi.org/10.15244/pjoes/64911

Tudi M., Daniel Ruan H., Wang L., Lyu J., Sadler R., Connell D., Chu C., Phung D.T., 2021. Agriculture development, pesticide application and its impact on the environment. Int. J. Environ. Res. Public Health 18(3), 1112. https://doi.org/10.3390/ijerph18031112

Xue X., Hawkins T.R., Ingwersen W.W., Smith R.L.,2015. Demonstrating an approach for including pesticide use in life-cycle assessment: Estimating human and ecosystem toxicity of pesticide use in Midwest corn farming. Int. J. Life Cycle Assess. 20, 1117–1126. https://doi.org/10.1007/s11367-015-0902-y

Yang J., Chang Y., Zhang Y., Zhu L., Mao L., Zhang L., Liu X., Jiang H., 2022. Combined reproductive effects of imidacloprid, acetochlor and tebuconazole on zebrafish (*Danio rerio*). Agriculture 12(12), 1979. https://doi.org/10.3390/agriculture12121979

Żak A., 2016. Środki ochrony roślin a zmiany w środowisku naturalnym i ich wpływ na zdrowie człowieka. Zagad. Ekon. Rol. 346(1), 155–166. https://doi.org/10.30858/zer/83045

Źródło finansowania: Praca powstała w wyniku realizacji projektu badawczego o numerze 2015/19/N/HS4/03031 finansowanego ze środków Narodowego Centrum Nauki. Publikacja artykułu została sfinansowana z programu „Doskonała nauka" Ministra Edukacji i Nauki.

ENG: Publication was finaced by the „Excellent Science" program of the Minister of Education and Science of Republic of Poland.

Summary. The study aimed to assess and compare the potential effects of the use of plant protection products, based on their emissivity and toxicity, in winter wheat in different soil tillage systems. Material for the analyses consisted of data on the chemical protection of winter wheat in conventional tillage, reduced tillage and direct sowing, collected from 15 selected farms in the Wielkopolskie voivodeship, in the years 2015–2017. The study was carried out by the life cycle assessment (LCA) methodology. Amounts of environmental emissions of active substances were determined using the PestLCI 2.08 model. Based on estimated emissions, the values of the freshwater ecotoxicity potential (FETP) in chemical protection of winter wheat in three tillage systems were calculated using the USEtox 2.02 model. The study showed that in the analyzed soil tillage systems, the largest stream of environmental emission of active substances was constituted by the mass of active substances available for leaching and surface runoff, followed by emissions to air and the mass of substances permeating into groundwater. The highest value of FETP was noted in direct sowing (10365.7 CTUe·ha^{-1}). A significantly lower value of this indicator was found in the conventional and reduced tillage (2512.4 CTUe·ha^{-1} and 2264.6 CTUe·ha^{-1}, respectively).

Key words: cereal production, conventional tillage, reduced tillage, direct sowing, plant protection products, environmental impact

Otrzymano/Received: 04.10.2022
Zaakceptowano/Accepted: 16.03.2023