

Mariusz Kucharski*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa - Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach***POZOSTAŁOŚCI ŚRODKÓW OCHRONY ROŚLIN W GLEBIE****Słowa kluczowe:** herbicydy, pozostałości, dynamika rozkładu, gleba, monitoring, NDP**Wstęp**

Głównym źródłem obecności środków ochrony roślin w środowisku jest ich świadoma aplikacja umożliwiająca skuteczną ochronę upraw. Ponadto substancje te mogą przedostawać się do środowiska w trakcie produkcji i transportu, płukania i mycia sprzętu opryskującego, jak również przez nieodpowiednie składowanie resztek i opakowań po preparatach. Środki ochrony roślin, po ich zastosowaniu, ulegają różnym procesom biologicznym i fizykochemicznym, w wyniku których następuje spadek stężenia aplikowanej substancji. Składnik czynny środka ochrony roślin ulega procesowi rozkładu na drodze chemicznej i mikrobiologicznej, sorpcji, przemieszczaniu w głębsze warstwy gleby (poniżej strefy korzeniowej, a nawet do wód gruntowych) oraz jest pobierany przez roślinę (19, 59).

Dominacja poszczególnych procesów i ich szybkość zależą od rodzaju substancji aktywnej, typu i aktywności biologicznej gleby oraz od warunków pogodowych i agrotechnicznych. Natomiast od ilości i szybkości zachodzących przemian, w efekcie końcowym, zależy poziom pozostałości poszczególnych substancji aktywnych i ich metabolitów w roślinie, wodzie i glebie. Zgodnie z definicją, pozostałości to część substancji aktywnej preparatu i (lub) jego toksycznych metabolitów, która nie uległa rozkładowi (55).

Podjęta w niniejszej pracy problematyka pozostałości środków roślin w glebie obejmuje szereg zagadnień, wśród których najważniejszymi są: badania monitoringowe gleb z terenów uprawnych (główne uprawy rolnicze), badania modelowe umożliwiające tworzenie modeli matematycznych opisujących zachowanie się środków ochrony roślin w środowisku (rozkład i przemieszczanie w profilu glebowym) oraz ocena wpływu agrotechniki, sposobu aplikacji i czynników środowiskowych na rozkład i pozostałości środków ochrony roślin w glebie.

Pozostałości substancji czynnych herbicydów w glebie – badania monitoringowe

O ewentualnym zagrożeniu, czy skażeniu produktów rolnych możemy mówić dopiero wtedy, gdy oznaczone stężenia pozostałości substancji aktywnych herbicydów przekraczają lub są zbliżone do wartości dopuszczalnych, określonych w normie. Obecnie wartości najwyższych dopuszczalnych pozostałości (NDP) zostały ujednolicone dla wszystkich państw Unii Europejskiej i zamieszczono je w Rozporządzeniu Komisji WE (45). Rozporządzenie to odnosi się jedynie do pozostałości substancji aktywnych wykrywanych w paszach, produktach spożywczych i ich przetworach. W przypadku pozostałości w glebie można posłużyć się Rozporządzeniem Ministra Środowiska w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (52). W dokumencie tym wymienionych jest jednak tylko kilka substancji aktywnych herbicydów, często wycofanych już z obiegu (brak aktualnej rejestracji). W takiej sytuacji trudno odnieść uzyskane wyniki do konkretnych standardów. W przypadku produktów spożywczych wartości NDP wahają się w zakresie od 0,05 do nawet 10 mg/kg (w zależności od rodzaju substancji i produktu). Dla herbicydów są to wartości z przedziału 0,05-0,5 mg/kg. Dla gleby (warstwa 0-30 cm) ustalono, że wartość NDP dla wymienionych w Rozporządzeniu (52) herbicydów wynosi 0,2 mg/kg. Dla umożliwienia i ułatwienia interpretacji przedstawionych poniżej wyników analiz, w niniejszej pracy przyjęto, że dla wszystkich pozostałości substancji czynnych herbicydów, dopuszczalne stężenie pozostałości (NDP) w próbkach gleby (warstwa 0-30 cm) to 0,2 mg/kg.

W latach 2000–2012, w ramach programów badawczych prowadzonych przez Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy, wykonano analizę blisko 6 tysięcy próbek gleby w celu identyfikacji i określenia poziomu pozostałości herbicydów (32 substancje czynne – tabela 1). W ramach badań monitoringowych, próbki gleby (warstwa 0-20 cm) pobierane były z doświadczeń poletkowych i stałych punktów poboru rozlokowanych na plantacjach produkcyjnych głównych upraw rolniczych, tj. zbóż (pszenica, jęczmień, żyto i pszenżyto), rzepaku ozimego, kukurydzy, buraka cukrowego, ziemniaka i grochu. Większość materiału do badań pochodziła z pól uprawnych zachodniej i południowo-zachodniej Polski.

Dla oceny i interpretacji wyników badań uzyskane dane uszeregowano w dwóch grupach. Pierwsza to próbki, w których nie wykryto pozostałości substancji aktywnych herbicydów lub pozostałości były na granicy oznaczalności zastosowanych metod analitycznych (pozostałości 100 i więcej razy niższe od NDP). Druga grupa to te próbki, w których oznaczone pozostałości były wyższe od 0,001 mg/kg (od kilku do 100 razy niższe od NDP).

Zgodnie z przyjętym podziałem, na podstawie badań monitoringowych (2000-2012) pozostałości substancji czynnych herbicydów w głównych uprawach rolniczych stwierdzono, że:

- średnio w 63% próbek gleby, nie wykryto pozostałości analizowanych substancji lub oznaczone stężenie pozostałości było na poziomie oznaczalności zastosowanych metod analitycznych (100 i więcej razy niższe od NDP),
- w przypadku 37% próbek gleby, oznaczone pozostałości były wyższe od 0,001 mg·kg⁻¹ (od kilku do 100 razy niższe od NDP),
- w żadnej z analizowanych próbek glebowych nie stwierdzono pozostałości, których stężenie przekraczało wartości NDP.

W tabeli 1 przedstawiono listę substancji czynnych herbicydów oraz maksymalne wykryte stężenia pozostałości w glebie. Tabelę opracowano na podstawie danych uzyskanych z badań monitoringowych (omówionych powyżej).

Tabela 1

Maksymalne wykryte pozostałości substancji czynnych herbicydów (2000-2012)

Substancja czynna	Pozostałości (mg/kg)	Substancja czynna	Pozostałości (mg·kg ⁻¹)
Zboża ozime i jare		rzepak ozimy	
2,4-D	0,069	Alachlor	0,082
MCPA	0,083	Trifluralina	0,089
Dikamba	0,028	Chlomazon	0,027
Izoproturon	0,057	Metazachlor	0,096
Chlorotoluron	0,082	Chizalofop-P-etylowy	0,018
Diflufenikan	0,026	Dimetachlor	0,063
Fluoksypyr	0,010	Propyzamid	0,071
Burak cukrowy		Ziemniak	
Fenmedifam	0,076	Linuron	0,032
Desmedifam	0,062	MCPA	0,046
Etofumesat	0,069	Pendimetalina	0,043
Metamitron	0,103	Metrybuzyna	0,048
Lenacil	0,024	Fluazifop-P-butyłowy	0,009
Chlorydazon	0,110		
Kukurydza		Groch	
Atrazyna	0,131	Bentazon	0,073
Pendimetalina	0,096	Chizalofop-P-etylowy	0,008
Acetochlor	0,053	Fluazifop-P-butyłowy	0,006
Metolachlor	0,088		

Źródło: badania własne.

Przedstawione wyniki badań pozostałości substancji czynnych herbicydów w podstawowych uprawach rolniczych wskazują, że stosowanie herbicydów nie stanowi zagrożenia dla ludzi i środowiska rolniczego. Jednak pobrane próbki

glebowe pochodziły z pól, na których wszystkie zabiegi agrotechniczne oraz aplikacja herbicydów była kontrolowana i zgodna z zaleceniami. Nie można jednak ustrzec się sporadycznych wypadków przekroczeń wartości dopuszczalnych. Przypadki takie spowodowane są zwykle niewiedzą rolników, złym stanem sprzętu opryskującego, przekraczaniem dawki zalecanej, stosowaniem środków podrabianych lub przemysłowym działaniem farmera, który celowo niszczy plantację licząc na odszkodowanie (53, 54, 58).

Badania monitoringowe dotyczące zanieczyszczeń gleby pozostałościami środków ochrony roślin nie są prowadzone na taką skalę, jak monitoring pasz, produktów spożywczych i ich przetworów. Badania takie mają status urzędowych, a ich wyniki są przetwarzane i przesyłane do Europejskiego Urzędu ds. Bezpieczeństwa Żywności (EFSA); (11, 40). W literaturze światowej, dane o zanieczyszczeniu gleb przez pozostałości pestycydów, pochodzą zwykle z doświadczeń prowadzonych lokalnie i na małą skalę. Również w tych doniesieniach autorzy informują, że stosowanie środków ochrony roślin zgodnie z zaleceniami nie stanowi zagrożenia (pozostałości nie są wykrywane lub ich stężenie jest znacząco niższe od przyjętego w tej pracy NDP); (5, 8, 15, 39, 41, 50, 51, 67)

Rozkład i przemieszczanie herbicydów w glebie – badania modelowe

Równie ważne, jak badania monitoringowe, są badania modelowe. Prowadzenie tych prac pozwala lepiej poznać zachowanie się herbicydów w środowisku (gleba, woda) i materiale roślinnym oraz na selekcję i ewentualną eliminację lub ograniczenie w stosowaniu substancji, które ze względu na np.: powolny rozkład, kumulację w częściach zielonych i owocach, szybkie przemieszczanie w profilu glebowym i przenikanie do wód, mogą stanowić zagrożenie dla środowiska.

W warunkach polowych trudno jest rozdzielić wpływ warunków pogodowych i agrotechniki na występowanie pozostałości herbicydów w glebie, czy materiale roślinnym. Mogą one wzajemnie się znosić, jak też powodować wystąpienie nadmiernych pozostałości. Dzięki badaniom prowadzonym w warunkach kontrolowanych, istnieje możliwość doboru warunków prowadzenia doświadczeń, tak, aby wyróżnić pojedyncze parametry mogące mieć wpływ na rozkład herbicydu i w efekcie końcowym na stężenie pozostałości.

Badania modelowe są wykorzystywane do tworzenia modeli matematycznych opisujących losy pestycydów w środowisku. Prace związane z tworzeniem modeli zachowania się pestycydów w środowisku rozpoczęto w latach siedemdziesiątych ubiegłego wieku. W a l k e r (64) zaproponował pierwszy model matematyczny opisujący zachowanie się pestycydów w powierzchniowej warstwie gleby. Model ten zawężał się do procesu zanikania substancji aktywnej (rozkładu), a czynnikami decydującymi o tym procesie były temperatura i wilgotność gleby. Trzonem tego modelu było kinetyczne równanie reakcji pierwszego rzędu. Do chwili obecnej

naukowcy zaproponowali wiele rozwiązań modelowych opisujących zachowanie się pestycydów w środowisku (61, 63). Jednak, jak dotąd żaden z tych modeli nie uwzględnia jednocześnie wszystkich znanych procesów zachodzących w środowisku (62). Prawo europejskie dokładnie określa zakres badań związanych z wprowadzeniem do obrotu nowych agrochemikaliów. Jednym z głównych aspektów tych badań jest określenie wpływu substancji na środowisko. Do standardowych analiz należy ocena trwałości badanych substancji (10, 14).

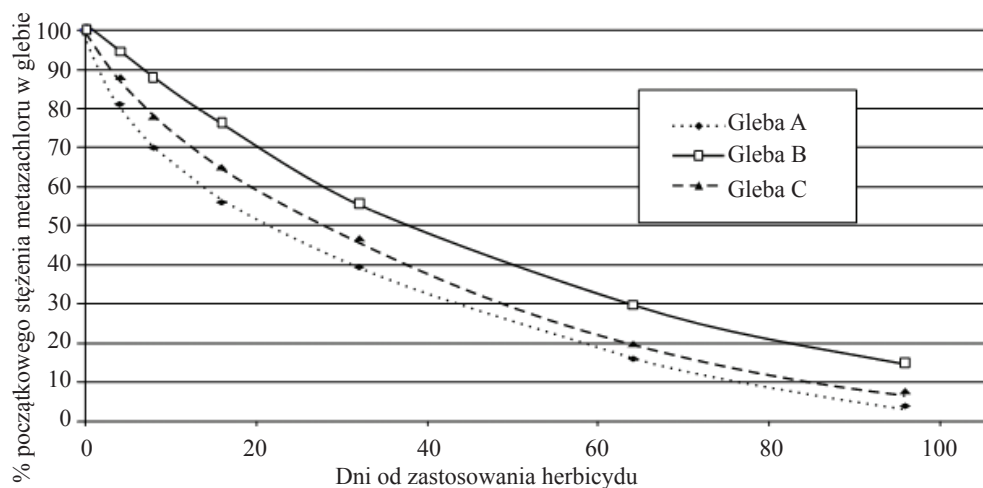
Jednym z elementów limitujących przydatność środka ochrony roślin do stosowania w praktyce jest jego wpływ na środowisko rolnicze. Substancje persystentne, charakteryzujące się długim czasem zalegania (powolny rozkład) w glebie nie są dopuszczane do stosowania w ochronie roślin (4). Z tego względu ocena czasu połowicznego rozkładu związku w glebie (DT_{50}) stanowi ważny wskaźnik przydatności badanej substancji. W zależności od okresu półrozpadu w glebie (DT_{50}), stosowane w praktyce rolniczej agrochemikalia można podzielić na: mało trwałe ($DT_{50} < 20$ dni), średnio trwałe ($DT_{50} = 20-90$ dni) i trwałe ($DT_{50} > 90$ dni); (13).

Czas półrozpadu nie jest wartością stałą, a jego wielkość zależy od wielu czynników, np. właściwości fizykochemicznych gleby, warunków klimatycznych, jak też obecności innych substancji.

Badania nad wpływem typu gleby na rozkład metazachloru prowadzono w warunkach kontrolowanych (60). Do doświadczenia wybrano trzy gleby o zróżnicowanych właściwościach fizykochemicznych: gleba A ($C_{org} = 2,10$; procentowy udział frakcji piasek/pył/il = 15/34/51), gleba B (odpowiednio: 0,94; 63/20/17) i gleba C (2,01; 33/29/38). Próbkę gleby z naniesionym herbicydem pobierano do analiz pozostałości w ustalonych odstępach czasu: 1 godzinę po zabiegu herbicydowym (stężenie początkowe), następnie po 2, 4, 8, 16, 32, 64 i 96 dniach po aplikacji herbicydu. Na podstawie uzyskanych wyników wykreślono krzywą rozkładu metazachloru (zależność stężenia od czasu); (rys. 1). Przebieg rozkładu znacząco różnił się w zależności od typu gleby. Najwolniejszy rozkład obserwowano w glebie o niskiej zawartości węgla organicznego i frakcji ilu – gleba B. Znacząco szybszy rozkład obserwowano w przypadku gleb cięższych, o zawartości węgla organicznego powyżej 2%. Gleby oznaczone jako A i C charakteryzowały się podobną zawartością węgla organicznego i zróżnicowanym składem granulometrycznym. Gleba A w swej strukturze zawierała największy udział części ilastych, co miało wpływ na rozkład metazachloru. W tej glebie był on najszybszy. Różnice w szybkości rozkładu utrzymywały się w całym okresie prowadzenia badań. Po 96 dniach od zastosowania herbicydu w próbkach gleby stwierdzono pozostałości metazachloru na poziomie: 3,8% stężenia początkowego – gleba A; 14,2% – gleba B i 7,8% – gleba C. Prace nad wpływem typu gleby na rozkład substancji aktywnej herbicydu, prowadzone przez innych badaczy, wskazują również, że przebieg i szybkość procesu zanikania są uzależnione od właściwości fizykochemicznych gleby oraz zawartości substancji organicznej (1, 24). Zaobserwowana w prezentowanych badaniach (60) zależność,

tj. najszybszy rozkład substancji aktywnej herbicydu w glebie o najwyższej zawartości węgla i frakcji ilastej, została również potwierdzona w badaniach innych autorów (9, 12).

Wyznaczone krzywe (dynamika rozkładu) opisano matematycznie. Najlepsze dopasowanie danych eksperymentalnych do modelu uzyskano stosując równanie funkcji wykładniczej (kinetyczne równanie reakcji pierwszego rzędu). Taki wybór modelu przebiegu rozkładu opisują również inni autorzy (6, 44). Na podstawie równań opisujących krzywe wyliczono wartości czasu połowicznego rozkładu (DT_{50}) metazachloru w glebach. W przypadku gleby o najwyższej zawartości węgla organicznego i części ilastych, czas połowicznego rozkładu wyniósł 22 dni. Zmniejszenie zawartości obu omawianych składników powodowało wzrost wartości DT_{50} . Uzyskane w doświadczeniu wartości DT_{50} są zbliżone do danych z doświadczeń laboratoryjnych prowadzonych przez W a l k e r'a i B r o w n'a (66) oraz A l l e n'a i W a l k e r'a (1). W przypadku doświadczeń prowadzonych w warunkach polowych czas połowicznego rozkładu metazachloru był dłuższy i wynosił 1–3 miesiące (50). Na podstawie wyników badań zebranych przez Europejski Urząd ds. Bezpieczeństwa Żywności (EFSA) można stwierdzić, że metazachlor należy do substancji o małej i średniej trwałości w glebie. Jego czas połowicznego rozkładu, uzyskany z badań prowadzonych w warunkach laboratoryjnych, wyniósł 5,0-35,8 dni (7). Również w tym raporcie (7) zamieszczono wyniki analiz czasu połowicznego rozkładu dla różnych typów gleb. W wielu przypadkach przedstawione wyniki były podobne do prezentowanych w pracy (60), choć wyszczególnione były również wyniki skrajne, uzyskane z gleb piaszczystych, gdzie wartość DT_{50} przekraczała nawet 300 dni.



Rysunek 1. Rozkład metazachloru w glebie

Źródło: Sadowski i in., 2012 (60).

Równie ważnym wskaźnikiem decydującym o dopuszczeniu herbicydu do stosowania jest jego zdolność do przemieszczania się w głąb profilu glebowego. Substancje łatwo i szybko przemieszczające się w glebie mogą stanowić zagrożenie dla wód gruntowych stanowiących często źródło wody pitnej. Badania nad przemieszczaniem się herbicydów w glebie obejmują różne czynniki mogące mieć wpływ na ten proces, tj. właściwości fizykochemiczne substancji aktywnej i gleby, warunki klimatyczne (głównie temperatura, wilgotność gleby i intensywność opadów atmosferycznych), jak też obecność innych substancji. W badaniach polowych, w których oceniano wpływ trzech rodzajów adiuwantów na przemieszczanie się metazachloru w profilu glebowym (22) stwierdzono, że dodatek adiuwantów spowalnia przemieszczanie się herbicydu w glebie. Badania prowadzono na plantacji rzepaku ozimego, a próbki gleby pobierano 14, 32 i 46 tygodni po przedwschodowej aplikacji herbicydu, z trzech poziomów profilu gleby: 0–15, 16–30 i 31–50 cm. Przed zimą (14 tygodni po zabiegu herbicydowym) pozostałości w najgłębszej warstwie gleby (31–50 cm) były obecne tylko w próbkach z obiektów, na których metazachlor stosowano samodzielnie (tab. 2). W czasie zbioru rośliny uprawnej (46 tygodni po zabiegu) pozostałości metazachloru w najgłębszej warstwie gleby wynosiły 0,0012 mg/kg (obiekt bez adiuwanta), natomiast w próbkach gleby, pochodzących z obiektów, na których stosowano herbicyd z adiuwantem olejowym, pozostałości metazachloru nie wykryto (tab. 2).

Tabela 2

Pozostałości metazachloru w profilu gleby

Warstwa gleby (cm)	Pozostałości metazachloru (mg/kg)			
	Bez adiuwanta	+ adiuwant olejowy	+ surfaktant	+ adiuwant wieloskładnikowy
14 tygodni po aplikacji herbicydu				
0-15	0.0932	0.1244	0.1168	0.1032
16-30	0.0176	0.0096	0.0124	0.0158
31-50	0.0004	NW	NW	NW
32 tygodnie po aplikacji herbicydu				
0-15	0.0694	0.0854	0.0786	0.0726
16-30	0.0048	0.0020	0.0032	0.0040
31-50	0.0008	0.0002	0.0004	0.0004
46 tygodni po aplikacji herbicydu				
0-15	0.0072	0.0108	0.0094	0.0082
16-30	0.0014	0.0018	0.0016	0.0012
31-50	0.0012	NW	0.0006	0.0010

NW – pozostałości nie wykryto (<0.0002 mg/kg)

Źródło: Kucharski i Sadowski, 2011, (22).

Wpływ agrotechniki, sposobu aplikacji i czynników środowiskowych na rozkład i pozostałości substancji aktywnych herbicydów

Na podstawie wyników badań prowadzonych zarówno w warunkach polowych, jak też kontrolowanych można scharakteryzować wpływ poszczególnych parametrów na szybkość rozkładu i pozostałości substancji aktywnych herbicydów w glebie i uprawianej roślinie.

Główną rolę w procesie rozkładu substancji biologicznie czynnej herbicydu odgrywają mikroorganizmy glebowe. Prace nad oddziaływaniem herbicydów na właściwości gleby i rozwój mikroflory nie wykazały, by związki te, stosowane w zalecanych dawkach, w sposób trwały, wpływały ujemnie na środowisko glebowe (42, 43, 46, 47, 48, 49). Obserwowane zmiany liczebności poszczególnych grup mikroorganizmów są na ogół okresowe i po pewnym czasie następuje powrót do stanu pierwotnego.

Jak wynika z przeprowadzonych badań (16, 24, 60), na glebach zasobnych w substancję organiczną następuje znacząco szybszy rozkład herbicydów, co skutkuje niższymi pozostałościami oznaczanymi w czasie zbioru uprawianej rośliny. Natomiast w glebach ubogich w substancję organiczną, jak również posiadających w swym składzie wysoki udział frakcji piasku obserwowany jest wolniejszy rozkład herbicydów. Gleby piaszczyste (lekkie) umożliwiają łatwiejszy transport herbicydu w głąb profilu glebowego, aż do wód gruntowych, co powoduje, że w warstwie ornej (w obszarze dostępności dla systemu korzeniowego rośliny) pozostałości są bardzo małe (zarówno w glebie, jak też w uprawianej roślinie). W przypadku gleb ciężkich obserwowane jest zjawisko sorpcji - cząsteczki substancji aktywnej w wyniku reakcji fizykochemicznych zostają wbudowane w cząstki gleby i nie są one dostępne (lub dostęp jest ograniczony) dla roślin.

Wyższa temperatura i odpowiednia wilgotność gleby powodują, że rozkład herbicydu jest szybszy, a tym samym niższe są pozostałości (28, 56, 57). Odpowiednie warunki klimatyczne przyspieszają rozkład chemiczny, jak również sprzyjają rozwojowi mikroorganizmów uczestniczących w rozkładzie biologicznym.

Na podstawie wyników uzyskanych z doświadczenia prowadzonego w warunkach kontrolowanych (28), w którym oceniano rozkład fluazifopu w glebie o różnej wilgotności stwierdzono, że najszybszy rozkład obserwowany był przy najwyższym uwilgotnieniu gleby (90% maksymalnej pojemności wodnej (mpw)). Porównując wyniki tego doświadczenia można zauważyć, że różnice w czasie połowicznego rozkładu (DT_{50}) tej substancji, w zależności od wilgotności gleby sięgają 37 dni. DT_{50} dla wilgotności = 20% mpw wynosił 54 dni, dla wilgotności = 60% mpw 29 dni, a dla wilgotności = 90% mpw tylko 17 dni. Po 82 dniach od aplikacji herbicydu nie stwierdzono wykrywalnych pozostałości w glebie o wilgotności równej 90% mpw. Podobne wyniki uzyskali również inni badacze. W a l k e r i A l l e n (65) badając rozkład propyzamidu, metrybuzyny i linuronu stwierdzili, że półokres rozpadu

tych związków w glebie, w temperaturze 20°C i przy wilgotności równej połowie maksymalnej pojemności wodnej, wynosił dla propyzamidu 35, metribuzyny 36 i linuronu 74 dni, a przy niskiej wilgotności (20% mpw) odpowiednio 90, 97 i 142 dni.

W uprawie ozimin istotny wpływ, na tempo rozkładu, ma także termin stosowania herbicydu (3, 20, 30). Po wykonaniu zabiegu w okresie jesiennym, w początkowym okresie zdecydowana większość preparatu dostaje się do gleby. Do momentu, gdy temperatura gleby jest dostatecznie wysoka, rozkład substancji biologicznie czynnej zachodzi stosunkowo szybko. W okresie zimowym, gdy temperatura gleby wyraźnie się obniża, procesy życiowe mikroorganizmów ulegają zahamowaniu, a rozkład herbicydu praktycznie zostaje zatrzymany. Wiosną w miarę ogrzewania się gleby, aktywność mikroorganizmów glebowych wzrasta i proces rozkładu herbicydu ponownie ulega przyspieszeniu. Jeżeli porównamy przebieg dynamiki rozkładu tej samej substancji aktywnej herbicydu aplikowanej wiosną i jesienią, to można zauważyć, że herbicyd stosowany jesienią w okresie wiosny rozkłada się wolniej niż zastosowany wiosną. Powodowane jest to tym, że w okresie późnojesiennym i zimowym rozkład ulega zatrzymaniu, ale w tym czasie cząsteczki substancji aktywnej w wyniku reakcji fizykochemicznych zostają wbudowane w cząstki gleby. Sprawia to, że na wiosnę są one trudniej dostępne dla mikroorganizmów. W takim przypadku, pomimo znacznie wcześniejszego terminu aplikacji herbicydu, pozostałości oznaczone w czasie zbioru rośliny nie muszą być znacząco różne. Z góry nie można założyć, że aplikacja jesienna będzie powodowała, że pozostałości będą niższe. Na podstawie badań (32) prowadzonych w latach 2000–2002 na plantacjach pszenicy ozimej, gdzie aplikowano herbicydy zawierające chlorotoluron i izoproturon, powschodowo, jesienią i na obiektach nie opryskiwanych wcześniej - wiosną, po ruszeniu wegetacji stwierdzono, że stosowanie herbicydów wiosną powodowało, w większości przypadków, znaczący wzrost stężenia substancji aktywnych herbicydów w glebie, w stosunku do obiektów, na których herbicyd aplikowano jesienią. W przypadku zabiegów wykonanych wiosną, okres od aplikacji herbicydu do zbioru jest o około 5-6 miesięcy krótszy, co powoduje, że substancja aktywna herbicydu nie zdąży się rozłożyć w takim stopniu, jak po zabiegu wykonanym jesienią. Okres od jesiennej aplikacji do zbioru pszenicy ozimej jest na tyle długi, by spodziewać się, że analiza chemiczna nie wykaże pozostałości w glebie lub ich stężenie będzie na poziomie oznaczalności metody analitycznej.

Jak wykazały przeprowadzone badania (2, 23, 37), termin stosowania herbicydów może różnicować poziom pozostałości substancji aktywnych w glebie, jednak głównym czynnikiem decydującym o wyborze odpowiedniego sposobu jest skuteczność stosowanego środka w zwalczaniu chwastów.

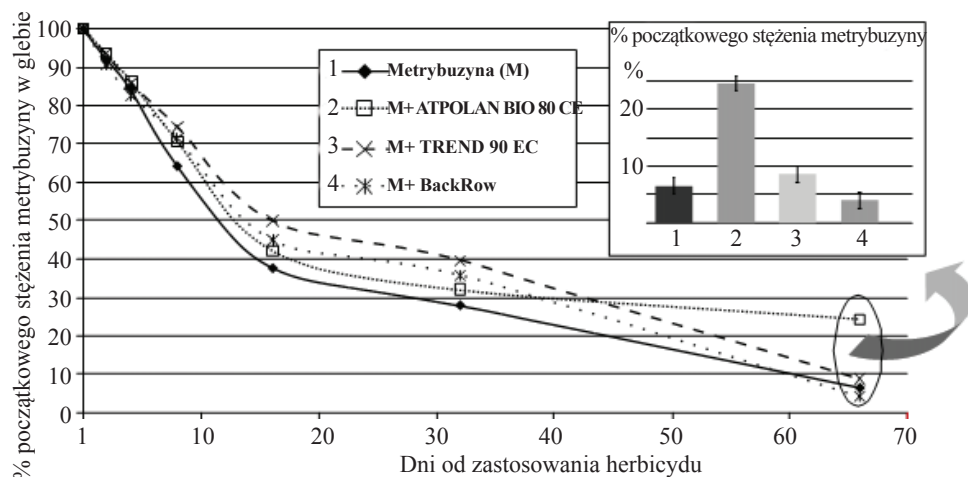
Na szybkość i przebieg rozkładu, a więc i na pozostałości herbicydu (w glebie i roślinie uprawnej) ma wpływ obecność innych substancji chemicznych znajdujących

się już w glebie lub zastosowanych w zabiegu łączonym z herbicydem. Do substancji takich należą fungicydy, insektycydy, inne herbicydy, nawozy i adiuwanty. Wzajemny wpływ poszczególnych związków na pozostałości herbicydu jest zróżnicowany. W wielu badaniach udowodniono, że łączne stosowanie herbicydów z innymi agrochemikaliami, a w szczególności z adiuwantami powoduje zahamowanie rozkładu i wzrost pozostałości w glebie.

Wyniki uzyskane z doświadczeń polowych (17, 18, 25, 27, 31, 33) (burak cukrowy, zboża ozime, rzepak jary i ozimy, kukurydza, groch) wskazują, że w około 50-70% próbek gleby, stwierdzono wzrost stężenia pozostałości substancji aktywnych herbicydów, po zastosowaniu ich z adiuwantami, w porównaniu do obiektów, gdzie aplikowano sam herbicyd. Oznaczone pozostałości były jednak, w większości przypadków, niższe od tych, które wykryto w próbkach pochodzących z obiektów, gdzie aplikowano pełne dawki herbicydów. Nie stwierdzono, by dodatek adiuwantów powodował tak wysoki wzrost pozostałości, aby doszło do przekroczenia wartości NDP. Wpływ adiuwantów na przemieszczanie się herbicydu w profilu glebowym omówiono już we wcześniejszym rozdziale.

Badania laboratoryjne i polowe wykazały, że dodatek adiuwanta spowalnia proces rozkładu wielu substancji aktywnych herbicydów (np.: fenmedifamu, metamitronu, metazachloru, etofumesatu, chlorydazonu) w glebie. Przebieg tego procesu jest różny, w zależności od badanych substancji aktywnych i rodzaju adiuwanta, a także od warunków, w których odbywały się doświadczenia (szklarnia i pole). Wpływ dodatku adiuwantów na rozkład etofumesatu badano w warunkach kontrolowanych (24). Wartość czasu połowicznego rozkładu (DT_{50}) dla mieszaniny etofumesatu z adiuwantami była o 8–10 dni większa od DT_{50} oznaczonego dla etofumesatu aplikowanego samodzielnie. W podobnych badaniach, prowadzonych dla metrybuzyny (36), stwierdzono, że należy ona do grupy związków o średniej trwałości, a jej czas połowicznego rozkładu w glebie, w warunkach prowadzenia doświadczenia wyniósł 11 dni. Łączne stosowanie herbicydu z adiuwantami wpłynęło na spowolnienie procesu rozkładu metrybuzyny w glebie (rys. 2). Wartość DT_{50} wzrosła do 13-16 dni. Zróżnicowanie w dynamice rozkładu metrybuzyny aplikowanej samodzielnie oraz łącznie z adiuwantami miało wpływ na pozostałości końcowe, oznaczone 66 dni po aplikacji.

Adiuwanty stosowane są najczęściej w zabiegach powschodowych (nalistnych). Coraz większego znaczenia nabierają adiuwanty stosowane z herbicydem w zabiegach przedwschodowych (doglebowych). Stwierdzono, że dodatek adiuwanta powoduje zmniejszenie mobilności herbicydów w profilu glebowym, co może powodować wzrost poziomu pozostałości w warstwie ornej (26). Z drugiej zaś strony szybkość rozkładu wielu substancji aktywnych w tej warstwie gleby uzależniona jest od warunków pogodowych (wyższa temperatura i wilgotność gleby sprzyja szybszemu rozkładowi).



Rysunek 2. Rozkład metrybuzyny w glebie

Źródło: Kucharski i in., 2011 (36).

W innych badaniach (21), których celem było określenie wpływu dodatku adiuwantów na skuteczność chwastobójczą i pozostałości herbicydu zawierającego metamitron stosowany w zabiegach przedwschodowych, w uprawie buraka cukrowego, stwierdzono, że łączne stosowanie metamitronu z adiuwantami olejowymi spowolniło przemieszczanie herbicydu w głębsze warstwy profilu glebowego, co spowodowało znaczące wydłużenie czasu działania na chwasty i podniesienie skuteczności chwastobójczej oraz wzrost pozostałości metamitronu w powierzchniowej warstwie gleby. Natomiast dodatek adiuwanta z grupy surfaktantów nie wpłynął znacząco na skuteczność chwastobójczą oraz stężenie pozostałości metamitronu w glebie (tab. 3).

Tabela 3

Pozostałości metamitronu w glebie w zależności od zastosowanych adiuwantów

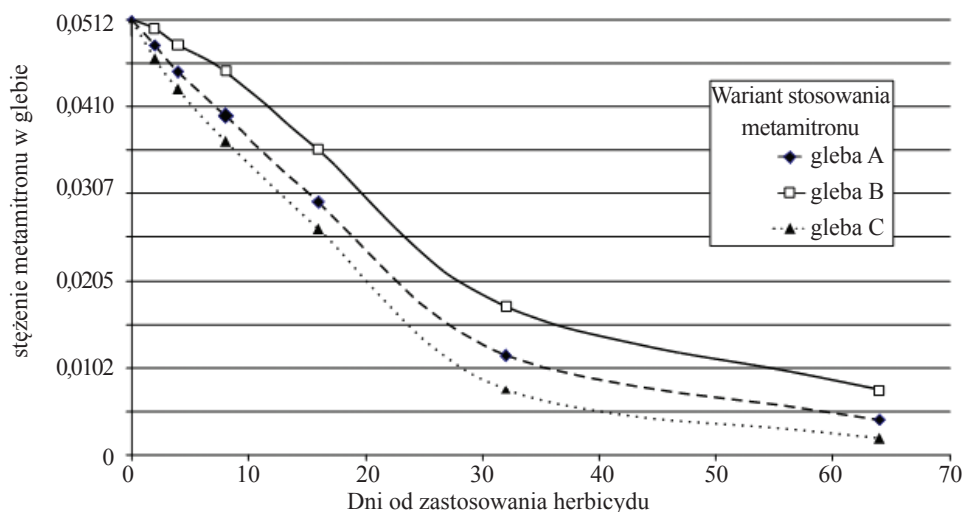
Preparat	Pozostałości [mg/kg]		
	2003	2004	2005
Metamitron	0,082	0,063	0,067
Metamitron + Atpolan 80 EC	0,115	0,078	0,096
Metamitron + Olbras 88 EC	0,136	0,080	0,073
Metamitron+ Trend 90 EC	0,080	0,068	0,070
NIR (0,05)	0,0284	0,0123	0,0228

Źródło: Kucharski, Domaradzki, 2008 (21)

Badania polowe i laboratoryjne wykazały, że dodatek adiuwanta spowalnia proces rozkładu wielu substancji aktywnych herbicydów (np. propizachloru, metamitronu,

metazachloru, chlorydazonu, lenacilu, diflufenikanu) w glebie. Przebieg tego procesu jest różny, w zależności od badanych substancji aktywnych i rodzaju adiuwanta (22, 29, 31, 34, 38).

W badaniach (35.), których celem było określenie wpływu stosowania herbicydów wieloskładnikowych (kilka substancji aktywnych w formie jednego preparatu) i mieszanin herbicydowych (mieszanie kilku preparatów w zbiorniku opryskiwacza) na rozkład pojedynczej substancji aktywnej (metamitronu), udowodniono, że aplikacja metamitronu (herbicyd Goltix 700 SC) w mieszaninie z herbicydem Betanal Progress AM 180 EC (s.a. fenmedifam + desmedifam + etofumesat; rys. 3, wariant B) powodowała spowolnienie rozkładu metamitronu, a czas połowicznego rozkładu wzrósł o 4 dni w porównaniu do obiektu, gdzie stosowano sam metamitron (rys. 3, wariant A) ($DT_{50} = 19$ dni). Zastosowanie metamitronu w postaci herbicydu wieloskładnikowego (Betanal Quatro 380 SE) (rys. 3, wariant C) powodowało przyspieszenie rozkładu tej substancji w porównaniu do obiektu, gdzie stosowano sam metamitron, a czas połowicznego rozkładu wyniósł 17 dni.



Rysunek 3. Rozkład metamitronu w glebie

Źródło: Kucharski i in., 2012 (35).

Podsumowanie

Wyniki badań monitoringowych, prowadzonych w latach 2000–2012, na plantacjach głównych upraw rolniczych, nie wykazały, by wykryto pozostałości substancji czynnych badanych herbicydów, w stężeniu przekraczającym wartość NDP (0,2 mg/kg).

Przestrzeganie zaleceń producentów środków ochrony roślin, jak również zasad dobrej praktyki rolniczej znacząco ogranicza możliwości zanieczyszczenia gleby tymi substancjami. Nie można jednak ustrzec się sporadycznych wypadków przekroczeń dopuszczalnych pozostałości w glebie.

Równie ważne, jak badania monitoringowe, są badania modelowe. Prowadzenie prac modelowych pozwala lepiej poznać zachowanie się herbicydów w środowisku. Takie badania umożliwiają również selekcję i ewentualną eliminację lub ograniczenie w stosowaniu tych substancji, które ze względu na np.: powolny rozkład, kumulację, szybkie przemieszczanie w profilu glebowym i przenikanie do wód, mogą stanowić zagrożenie dla środowiska.

Elementy agrotechniki i warunki pogodowe wpływają na zachowanie się herbicydów w środowisku rolniczym i mogą być przyczyną zróżnicowania w poziomie pozostałości oznaczanych w glebie.

Dalsze prowadzenie badań modelowych i monitoringowych w omawianym zakresie jest konieczne w celu wychwycenia bezpośrednich i pośrednich zagrożeń, jakie dla człowieka i środowiska stwarzać mogą środki ochrony roślin.

Literatura

1. Allen R., Walker A.: Influence of soil properties on the degradation rates of metamitron, metazachlor and metribuzin in soil. *Pestic. Sci.*, 1987, **18** (2): 95-111.
2. Badoński M., Kucharski M.: Graminicydy w uprawie rzepaku ozimego - wpływ terminu aplikacji na skuteczność i pozostałości. *Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl.*, 2010, **50** (2): 851-855.
3. Badoński M., Kucharski M.: Wpływ terminu aplikacji graminydów na poziom pozostałości i skuteczność chwastobójczą w uprawie rzepaku ozimego. *Rośliny Oleiste/Oilseed Crops* 2004, **25** (1): 151-157.
4. Boesten J.J.T.I.: From laboratory to field: uses and limitations of pesticide behaviour models for the soil/plant system. *Weed Res.*, 2000, **40** (1): 123-138.
5. Coroi I., Cara M., Jitareanu G.: Dissipation of acetochlor and residue analysis in plants and soil under field conditions. *Lucrari Stiintifice, seria Agronomie*, 2012, **55**(2): 165-168.
6. Cuevas M.V., Cox L., Calderon M.J., Hermosin M.C., Fernandez J.E.: Chloridazon and lenacil dissipation in a clayey soil of the Guadalquivir river marshes (southwest Spain). *Agric. Ecosyst. Environ.*, 2007, **124**(3-4): 245-251.
7. EFSA Journal 2011, **9**(5): 2143. <http://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/doc/2143.pdf> - 06.05.2013.
8. Fandefang, Pestemer W., Malkomes H.P.: Effect of various pesticides of a sugar-beet spray program on biological activities and chloridazon degradation in soil. II. Pot trials and laboratory experiments. *Weed Res.* 1983, **23**: 293-304.
9. Forouzangohar M., Haghnia G.H., Koocheki A.: Organic amendments to enhance atrazine and metamitron degradation in two contaminated soils with contrasting textures. *J. Soil Contam.* 2005, **14**(4): 345-355.
10. Generic guidance for Estimating Persistence and Degradation Kinetics from Environmental Fate Studies on Pesticides in EU Registration. 2011. Version: 1.0. Date: 23 November 2011. http://focus.jrc.ec.europa.eu/dk/docs/FOCUSkineticvcv_1_0_Nov23.pdf. - 20.05.2012.

11. Gnusowski B., Nowacka A., Giza I., Sztwiertnia U., Łozowicka B., Kaczyński P., Szpyrka E., Rupar J., Rogozińska K., Kuźmenko A., Sado S.: Kontrola pozostałości środków ochrony roślin w paszach pochodzenia roślinnego w roku 2006. *Prog. Plant Protection/Post. Ochr. Roślin*, 2007, **47(4)**: 38-41.
12. Gowri P., Rajkannan B., Jayakumar R., George T.: Effect of soil properties on the persistence of fluchloralin. *Pestic. Res. J.*, 2006, **18(1)**: 95-97.
13. Greenhalgh R.: Definition of persistence in pesticide chemistry. *Pure Anal. Appl. Chem.*, 1980, **52**: 2563-2566.
14. Guidance Document on Persistence in Soil. 2000. 9188/VI/97 rev. 8, 12.07.2000. European Commission, Directorate General for Agriculture, VI B II.1. http://ec.europa.eu/food/plant/protection/evaluation/guidance/wrkd0c11_en.pdf - 20.05.2012.
15. Hu J.Y., Zhen Z.H., Deng Z. B.: Simultaneous determination of acetochlor and propisochlor residues in corn and soil by solid phase extraction and gas chromatography with electron capture detection. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 2011, **86 (1)**: 95-100.
16. Kucharski M.: Degradation of phenmedipham in soil under laboratory conditions. *Veg. Crops Res. Bull.*, 2004, **60**: 63-70.
17. Kucharski M.: Impact of adjuvants on: phenmedipham, desmedipham and ethofumesate residues in soil and plant. *Pestycydy/Pesticides*, (3-4)/2007: 53-59.
18. Kucharski M.: Wpływ herbicydów stosowanych łącznie z adiuwantami na poziom ich pozostałości w buraku cukrowym. *Progr. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl.*, 1998, **38(2)**: 602-605.
19. Kucharski M.: Pozostałości herbicydów w wodach powierzchniowych i gruntowych na terenach rolniczych. *Pam. Puł.*, 2004, **138**: 89-97.
20. Kucharski M., Badowski M.: Pozostałości wybranych herbicydów w glebie i nasionach rzepaku ozimego. *Rośliny Oleiste/Oilseed Crops* 2004, **25(1)**: 159-166.
21. Kucharski M., Domaradzki K.: Stosowanie adiuwantów z metamitronem w zabiegach przedwiosennych – wpływ na skuteczność chwastobójczą oraz pozostałości herbicydu w glebie. *Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl.*, 2008, **48(1)**: 281-286.
22. Kucharski M., Sadowski J.: Behaviour of metazachlor applied with additives in soil – laboratory and field studies. *J. Food Agric. Environ.*, 2011, **9 (3&4)**: 723-726.
23. Kucharski M., Sadowski J.: Czynniki wpływające na poziom pozostałości herbicydów w glebie i materiale roślinnym. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2012, **28 (2)**: 69-77.
24. Kucharski M., Sadowski J.: Degradation of ethofumesate in soil under laboratory conditions. *Pol. J. Environ. Stud.*, 2009, **18 (2)**: 243-247.
25. Kucharski M., Sadowski J.: Effect of adjuvants on herbicide residues level in soil and plant. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz (J. Plant Dis. Prot.)*, 2006, **20**: 971-975.
26. Kucharski M., Sadowski J.: Wpływ adiuwantów na mobilność i pozostałości herbicydów w glebie. *Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl.* 2007, **47(4)**: 58-61.
27. Kucharski M., Sadowski J.: Wpływ adiuwantów na poziom pozostałości metamitronu i chlorydazonu w glebie i roślinie buraka cukrowego. *Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl.*, 2001, **41(2)**: 885-887.
28. Kucharski M., Sadowski J.: Wpływ wilgotności gleby na rozkład herbicydu – badania laboratoryjne. *Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl.*, 2006, **46(2)**: 750-753.
29. Kucharski M., Sadowski J., Domaradzki K.: Degradation rate of chloridazon in soil as influenced by adjuvants. *J. Plant Prot. Res.*, 2012, **52(1)**: 147-150.

30. Kucharski M., Sadowski J., Domaradzki K.: Pozostałości herbicydów w glebie i materiale roślinnym zależnie od techniki i terminu ich stosowania. *Mat. IX Konf. Nauk. IUNG "Efektywne i Bezpieczne Technologie Produkcji Roślinnej"*, IUNG Puławy 2005: 193-195.
31. Kucharski M., Sadowski J., Domaradzki K.: Wpływ adiuwantów na pozostałości metamitronu stosowanego przed- i powschodowo w uprawie buraka cukrowego. *Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl.*, 2004, **44(2)**: 887-889.
32. Kucharski M., Sadowski J., Domaradzki K.: Pozostałości herbicydów w glebie i materiale roślinnym zależnie od techniki i terminu ich stosowania. *Pam. Puł.*, 2006, **142**: 243-250.
33. Kucharski M., Sadowski J., Gołębiowska H.: Wpływ adiuwantów na pozostałości wybranych herbicydów w kukurydzy. *Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl.*, 2000, **40(2)**: 945-947.
34. Kucharski M., Sadowski J., Kieloch R.: Adiuwanty w zabiegach przedwzchodowych – wpływ na skuteczność diflufenikanu i jakość ziarna pszenicy ozimej. *Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl.*, 2012, **52(1)**: 51-54.
35. Kucharski M., Sadowski J., Trajdos J.: Rozkład metamitronu w glebie w zależności od formulacji i sposobu aplikacji herbicydu. *Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl.* 2012, **52(1)**: 137-140.
36. Kucharski M., Sadowski J., Trajdos J.: Wpływ adiuwantów na dynamikę rozkładu metrybuzyny w glebie. *Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl.* ,2011, **51(2)**: 717-720.
37. Kucharski M., Sadowski J., Wujek B. Wpływ systemu aplikacji herbicydów na pozostałości lenacylu w glebie i korzeniach buraka cukrowego. *Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl.*, 2009, **49(4)**: 1868-1874.
38. Kucharski M., Sadowski J., Wujek B., Trajdos J.: Influence of adjuvant addition on lenacil residues in plant and soil. *Pol. J. Agron.*, 2011, **5**: 39-49.
39. Mills M.S., Hill I.R., Newcombe A.C., Simmons N.D., Vaughan P.C., Verity A.A.: Quantification of acetochlor degradation in the unsaturated zone using two novel in situ field techniques: comparisons with laboratory-generated data and implications for groundwater risk assessments. *Pest. Manag. Sci.*, 2001, **57**: 351-359.
40. Nowacka A., Gnusowski B., Dąbrowski J., Walorczyk S., Drożdżyński D., Wójcik A., Barylska E., Ziółkowski A., Chmielewska E., Morzycka B., Giza I., Sztwiertnia U., Sadło S., Rupar J., Szpyrka E., Rogozińska K., Kuźmenko A.: Pozostałości środków ochrony roślin w płodach rolnych (rok 2004). *Prog. Plant Protection/Post. Ochr. Roślin*, 2005, **45(1)**: 305-316.
41. Pestemer W., Malkomes H. P.: Effect of various pesticides of a sugar-beet spray program on biological activities and chloridazon degradation in soil. I. Field experiments. *Weed Res.*, 1983, **23**: 283-291.
42. Przybulewska K., Nowak A., Majchrzak A., Rola H., Rola J., Kucharski M.: Changes in the counts of main soil microflora taxonomic groups after multi-annual application of herbicides. *Ecol. Chem. Eng. A*, 2007, **14(8)**: 854-866.
43. Przybulewska K., Nowak A., Pruchniewicz A., Rola H., Rola J., Kucharski M.: Changes in the number of main microflora physiological groups in soil after long-term herbicide application. *Ecol. Chem. Eng. A*, 2008, **15(6)**: 573-582.
44. Ravelli A., Pantani O., Calamai L., Fust P.: Rates of chlorsulfuron degradation in three Brazilian oxisols. *Weed Res.*, 1997, **37**: 51-59.
45. Regulation (EC) No 396/2005 of 23 February 2005 on maximum residue levels of pesticides in or on food and feed of plant and animal origin and amending Council Directive 91/414/EEC. *Official Journal of the European Union*, 16.03.2005, L 70: 1-16.

46. Rola H., Rola J., Kucharski M., Nowak A., Przybulewska K., Domaradzki K., Majchrzak A.: Influence of fourth years of simazine application on plant cover and soil microorganisms. Proc. 4th International Weed Science Congress, Durban, Republic of South Africa, 2004: 82-83.
47. Rola H., Rola J., Sadowski J., Kucharski M.: Wpływ 36 letniego stosowania atrazyny na florę segetalną i pozostałości w glebie. Ann. UMCS, Sect. E, 2000, vol. LV: 167-174.
48. Rola H., Rola J., Sadowski J., Kucharski M., Pietr S.: Influence of long-term application of triazine herbicides on ecosystem. Proc. of 3rd International Weed Science Congress, Foz do Iguassu, Brazil, 2000: 243-244.
49. Rola H., Sadowski J., Kucharski M.: Penetration of triazine herbicides into the soil profile after long term application. Phytoparasitica, 2000, **28(2)**: 170-178.
50. Rouchaud J., Metsue M., Van Himme M., Bulcke R., Gillet J., Vanparys L.: Soil degradation of metazachlor in agronomic and vegetable crop fields. Weed Sci., 1992, **40**: 149-154.
51. Rouchaud J., Neus O., Hermann O.: Influence of application rate and manure amendment on chloridazon dissipation in the soil. Weed Res., 1997, **37**: 121-127.
52. Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (Dz. U. Nr 02.165.1359 z dnia 4 października 2002).
53. Sadowski J., Kucharski M.: Skutki niewłaściwego, w tym celowego stosowania herbicydów. Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl., 2005, **45(1)**: 429-434.
54. Sadowski J., Kucharski M.: Uszkodzenia upraw w wyniku nieprawidłowości w stosowaniu herbicydów. Recenzowane Mat. Konf. „Dobre praktyki w produkcji rolniczej”, 1998, t. 2, IUNG Puławy: 507-516.
55. Sadowski J., Kucharski M.: Wpływ czynników agrometeorologicznych na pobieranie i fitotoksyczność pozostałości herbicydów zawartych w glebie. Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Roślin, 2004, **44(1)**: 355-363.
56. Sadowski J., Kucharski M., Domaradzki K.: Wpływ wilgotności gleby na wymywanie i rozmieszczenie w glebie pozostałości herbicydów z grupy fenoksyalkanokarboksylowych. Zesz. Nauk. PTiE i PTG, 2010, **13**: 137-138.
57. Sadowski J., Kucharski M., Domaradzki K.: Wpływ wilgotności gleby na przemieszczanie herbicydów pochodnych fenoksykwasów. Rocz. Glebozn., 2010, **61(4)**: 136-141.
58. Sadowski J., Kucharski M., Rola H.: Nieprawidłowości w technice zabiegów herbicydowych i ich skutki. Recenzowane Materiały IX Międzynarodowego Sympozjum – „Ekologiczne Aspekty Mechanizacji Produkcji Roślinnej”, IBMER Warszawa, 2002: 321-328.
59. Sadowski J., Kucharski M., Rola H.: Pozostałości herbicydów w środowisku glebowo-wodnym. Biul. Nauk. UWM, 2001, **12**: 23-32.
60. Sadowski J., Kucharski M., Wujek B.: Wpływ typu gleby na rozkład metazachloru. Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl., 2012, **52(2)**: 437-440.
61. Van Der Pas L.J.T., Matser A.M., Boesten J.J.T.I., Leistra M.: Behaviour of metamitron and hydroxy-chlorothalonil in low-humic sandy soils. Pestic. Sci., 1999, **55**: 923-934.
62. Van der Werf H.M.G.: Assessing the impact of pesticides on the environment. Agric. Ecosyst. Environ., 1996, **60**: 81-96.
63. Vink J.P.M., Nortersheuser P., Richter O., Dieckruger B., Groen K.P.: Modelling the microbial breakdown of pesticides in soil using a parameter estimation technique. Pestic. Sci., 1994, **40**: 285-292.

-
64. W a l k e r A.: A simulation model for prediction of herbicide persistence. J. Environ. Quality, 1974, **3**: 396-401.
 65. W a l k e r A., A l l e n R. Influence of soil and environmental factors on pesticide persistence. BCPC Monography, 1984, **27**: 36-49.
 66. W a l k e r A., B r o w n P.A. The relative persistence in soil of five acetanilide herbicides. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 1985, **34**: 143-149.
 67. Y u J.L., Z h a o D.Y., L i u B.H., L i n X.C.: Residue analysis of acetochlor in soybean and soil. Pesticides, 1999, **27(1)**: 28-30.
-

Adres do korespondencji:

dr hab. Mariusz Kucharski, prof. nadzw.
Zakład Herbologii i Technik Uprawy Roli
IUNG-PIB
ul. Orzechowa 61
50-540 Wrocław
tel.: 71 363 87 07
e-mail: m.kucharski@iung.wroclaw.pl

