

УДК 631.51.01:632.954

**ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ПРИМЕНЕНИЯ ГЕРБИЦИДОВ
В СЕВООБОРОТАХ ПРИ СОВЕРШЕНСТВОВАНИИ
МЕХАНИЧЕСКОЙ ОБРАБОТКИ ПОЧВЫ**

А.И. ПУПОНИН, А.В. ЗАХАРЕНКО

(Кафедра земледелия и методики опытного дела)

Определены закономерности динамики остаточных количеств гербицидов в пахотном слое дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы. На основе экспериментальных данных и использования экспоненциальной функции ($C_t = C_0 \cdot e^{-kt}$) рассчитаны константы скорости детоксикации гербицидов и установлена возможность долгосрочного прогнозирования динамики их остаточных количеств в почве в зависимости от интенсивности и характера воздействия на почву систем механической обработки.

Большинство современных направлений совершенствования механической обработки почвы образуется на полной или частичной замене приемов механической борьбы с сорняками применением гербицидов [10].

Под действием биологических, физических, физико-химических и других факторов гербициды подвергаются фото- и термическому разложению, гидролизу, иммобилизации почвенными компонентами, биотрансформации и биодеградации, миграции и выщелачиванию, испарению и улетучиванию [6, 17]. Остаточные количества некоторых гербицидов, особенно при систематическом их применении, могут сохраняться в

почве в течение нескольких месяцев или даже лет [1, 6, 18].

Начиная с середины 70-х годов в связи с расширяющимися объемами применения гербицидов многие исследователи стали уделять повышенное внимание определению остатков ариламидных и триазиновых гербицидов не только в пищевых продуктах и кормах, но также в почве, воде и воздухе, поскольку эти среды постоянно контактируют с культурными растениями и являются потенциальными источниками загрязнения сельскохозяйственной продукции [6—8, 20].

В условиях Центрального района Нечерноземной зоны России при совершенствовании механи-

ческой обработки почвы в сторону ее минимализации отмечено существенное изменение агрофизических и агрохимических параметров, а также микробиологической активности пахотного слоя дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы [10].

В этой связи логично предположить, что при минимализации механической обработки изменится интенсивность и направленность процессов детоксикации гербицидов в почве, которые в значительной мере определяются ее строением и микробиологической активностью.

В отечественной и зарубежной научной литературе практически отсутствуют экспериментальные данные о влиянии разных систем механической обработки почвы на динамику остаточных количеств гербицидов.

Целью наших исследований была оценка действия разных по интенсивности и характеру воздействия на почву систем механической обработки на динамику остаточных количеств гербицидов — производных фенилмочевины (на примере линурона) и симм-триазинов (на примере симазна).

В связи с этим решались следующие задачи:

— определить гербицидную нагрузку на агрофитоценоз при разных системах механической обработки дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы в зерноотрадном, зернопропашном и плодосменном севооборотах;

— дать экотоксикологическую оценку применения гербицидов в севооборотах;

— изучить динамику разложения ариламидных и триазиновых гербицидов при разных системах механической обработки почвы;

— определить возможность долгосрочного прогнозирования динамики остаточных количеств гербицидов при минимализации основной и предпосевной обработки почвы.

Методика

Исследования проводили в 1983—1994 гг. на экспериментальной базе ТСХА в учхозе «Михайловское» Подольского района Московской области в 3-факторном полевом стационарном опыте 7 x 2 x 2, заложенном в 1972 г.

Почва опытного участка дерново-подзолистая среднесуглинистая. Подробное описание программ исследований и схем экспериментов приведено в опубликованных работах [11, 12].

Для изучения в полевых условиях скорости разложения гербицидов при разных системах механической обработки почвы проводили определение их остаточных количеств в динамике. Почвенные пробы отбирали во всех повторностях полевого опыта и из них составляли средний образец массой 2 кг. Затем его очищали от примесей (корней, камней и др.) и тщательно перемешивали.

Срок взятия первого образца — через сутки после опрыскивания почвы гербицидом.

Остаточные количества линурона в почве определяли колориметрическим методом с использованием водного раствора сульфаминовой кислоты и этанольного раствора 1-нафтола [4, 16], сима-

зина — методом газожидкостной хроматографии на хроматографе «Цвет-106» с термоионным детектором.

Результаты

В связи с необходимостью дальнейшего совершенствования системы применения гербицидов при минимализации основной и предпосевной обработок почвы нами был разработан перечень показателей, которые следует учитывать при оценке экологической нагрузки на агроэкосистему и ее отдельные элементы (табл. 1). Наши исследования проводились в соответствии с предложенной схемой.

Система применения гербицидов в севооборотах строилась с учетом видового состава сорняков и фактического уровня засоренности: в посевах зерновых колосовых применяли аминную соль 2,4-Д и диален; перед посевом викоовсяной смеси — реглон; против устойчивых к 2,4-Д сорняков в посевах зерновых использовали гербицид 2М-4Х. При системах минимальной обработки почвы (нулевой, плоскорезной) для подавления сорных растений, в частности многолетних злаковых, после уборки зернового предшественника использовали ТХАН, глифосат; против двудольных и злаковых сорняков в посевах озимой пшеницы — симазин. Система применения гербицидов в зернотравяном, плодосменном и зернопропашном севооборотах приведена в работах [10—12].

В расчете на 1 га за период с 1973 по 1994 г. при системах (условные названия) отвальной, роторной, чизельной и сочетании

отвальной и нулевой обработок в зернотравяном и плодосменном севооборотах было внесено в расчете на 1 га соответственно по 18,59 и 16,91 кг д.в. гербицидов; при поверхностной — соответственно 19,59 и 16,91 кг; плоскорезной — 84,49 и 49,81 кг, при нулевой — 88,53 и 51,25 кг (табл. 2). В зернопропашном севообороте за период с 1970 по 1994 г. при всех системах обработки почвы в расчете на 1 га внесено по 26,45 кг д.в. гербицидов.

Высокая гербицидная нагрузка на агроценоз при нулевой и плоскорезной системах обработки почвы в зернотравяном севообороте обусловлена широким распространением многолетних корневищных и корнеотпрысковых сорняков, для регулирования численности которых использовались гербициды ТХАН (62 кг д.в. на 1 га) и глифосат (6,14 кг д.в. при нулевой и 2,9 кг д.в. при плоскорезной системах обработки).

В плодосменном севообороте для регулирования численности двудольных и злаковых сорняков на посадках картофеля применялись гербициды линурон и зенкор.

В зернопропашном севообороте с учетом видового состава сорного компонента агрофитоценоза преимущественно применяли гербициды 2М-4ХП, 2,4-Д и линурон.

В зернотравяном севообороте при нулевой и плоскорезной системах обработки почвы для эффективного воздействия на сорный компонент агрофитоценоза потребовалось соответственно в 4,8 и 4,5 раза больше гербицидов, чем при отвальной обработке, а

Таблица 1

**Оценочные показатели воздействия механической обработки почвы
и гербицидов на элементы агроэкосистемы**

Элементы агроэкосистемы	Регулирующие мероприятия	Регулируемые параметры	Оценочные показатели	Результативность регулирующего воздействия	
				планируемая	критерии оценки

Абиотические:

почва	Обработка почвы	Агрофизические	Плотность, влажность, твердость	Поддержание уровня почвенного плодородия, обеспечение максимальной продуктивности с.-х. культур и высокое качество продукции при минимальных затратах	Оптимальные значения показателей
	Обработка почвы, гербициды	Агрохимические	Баланс гумуса, % азота, P_2O_5 , K_2O , pH		
	То же	Микробиологические	Активность микроорганизмов	То же	То же
	» »	Токсикологические	Содержание остатков гербицидов, конденсатов выхлопных газов		Ниже максимально допустимых уровней (МДУ)
вода	Гербициды	То же	Содержание остатков гербицидов	Предотвращение загрязнения	То же
воздух	Обработка почвы, гербициды	» »	Содержание токсичных и канцерогенных веществ	То же	» »

Биотические:

культурные растения	Гербициды	» »	Содержание остатков гербицидов	Предотвращение загрязнения с.-х. культур	» »
---------------------	-----------	-----	--------------------------------	--	-----

Элементы агроэкосистемы	Регулирующие мероприятия	Регулируемые параметры	Оценочные показатели	Результативность регулирующего воздействия	
				планируемая	критерии оценки
	Обработка почвы, гербициды	Технологические	Содержание в урожае белка, крахмала, жира, углеводов и др.	Высокое качество с.-х. продукции	Оптимальные значения показателей
сорные растения	То же	Видовое разнообразие и плотность популяций	Количество, видовая насыщенность	Ниже энергетического порога вредоносности	Уровень энергетического порога вредоносности
полезные организмы	» »	То же	Общее количество видов и численность каждого вида	Отсутствие отрицательного влияния	Высокая видовая и совокупная плотность популяций

в плодосменном — соответственно в 3 и 2,9 раза больше.

Потенциальная опасность загрязнения урожая сельскохозяйственных культур остатками гербицидов оценивается на основе нормативных данных о предельно допустимых уровнях их концентрации в урожае. Для частной токсикологической оценки отдельных гербицидов используются показатели токсичности при пероральном введении в организм, при нанесении на кожу, при длительном скармливании, с учетом летучести и стойкости в элементах окружающей среды [7, 8]. Для экологической оценки применения гербицидов в севооборотах предложен показатель экотоксикологической нагрузки (Θ_n), который рассчитывается по формуле [8]:

$$\Theta_n = \frac{P \cdot T_{50}}{L D_{50}}$$

где P — норма внесения гербицида, кг/га; T_{50} — период полураспада гербицида в почве, сут; $L D_{50}$ — летальная доза гербицида, вызывающая гибель 50% подопытных животных, мг/кг.

Результаты экотоксикологической оценки гербицидов с учетом норм применения последних свидетельствуют, что из ассортимента препаратов, использованных за 5 ротаций зернотравяного и плодосменного севооборотов, наиболее высокой экологической нагрузкой на агроценоз характеризовались:

— в зернотравяном севообороте при отвалной системе обработки почвы — гербицид 2М-4ХП ($\Theta_n = 0,333$), при нулевой системе — ТХАН (0,338), 2М-4ХП

Общее количество гербицидов (кг д.в. на 1 га), внесенных в зернотравяном, плодосменном (1973—1974 гг.) и зернопропашном (1970—1994 г.) севооборотах

Гербицид	Зернотравяной				Плодосменный				Зернопропашной для всех систем обработки почвы
	отвальная чизельная, роторная, сочетание отвальной и нулевой	нулевая	поверхностная	плоскорезная	отвальная, поверхностная, чизельная, роторная, сочетание отвальной и нулевой	нулевая	плоскорезная	плоскорезная	
2,4-ДА	4,0	5,0	5,0	5,0	2,4	2,4	2,4	2,4	7,7 (в т.ч. 0,3 бутил. эфир 2,4-Д)
Симазин	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,25
ТХАН	—	62,0	—	62,0	—	—	—	30,0	—
2М-4Х	2,0	2,0	2,0	—	—	—	—	—	—
Диален	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	—
Глифосат (угал)	—	6,14	—	2,9	—	—	4,34	2,9	—
Реглон	—	0,8	—	—	—	—	—	—	—
Линурон	0,75	0,75	0,75	0,75	4,75	4,75	4,75	4,75	6,9
2М-4ХП	7,5	7,5	7,5	7,5	5,5	5,5	5,5	5,5	8,3
Сис-надибут	2,4	2,4	2,4	2,4	—	—	—	—	2,4
Парднер	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	—
Зенкор	—	—	—	—	2,32	2,32	2,32	2,32	0,9
Итого	18,59	88,53	19,59	84,49	16,91	51,25	49,81	26,45	26,45
В среднем за год	0,85	4,02	0,89	3,84	0,77	2,33	2,26	1,10	—

(0,333) и реглон (0,170); при поверхностной — 2М-4ХП (0,333), при плоскорезной — ТХАН (0,338) и 2М-4ХП (0,333);

— в плодосменном севообороте, кроме гербицида 2М-4ХП (0,244), при всех системах обработки — зенкор (0,127).

В зернопропашном севообороте, где за 4 ротации (1970—1994 гг.) было внесено 26,45 кг д.в. гербицидов в расчете на 1 га, совокупный и среднегодовой показатели экологической нагрузки гербицидов на агроценоз составили соответственно 0,702 и 0,028 (табл. 3). Характерно, что уровни экологической нагрузки гербицидов в плодосменном и зернопропашном севооборотах были практически одинаковыми.

Для удобства сопоставления уровней экологической нагрузки отдельных гербицидов предлагается принять за основу уровень экологической нагрузки гербицида 2,4-ДА, который при норме внесения 0,8 кг д.в. имеет период полураспада 17 сут, а $ЛД_{50} = 1175$ мг/кг, $\Theta_n = 0,012$.

Таким образом, в соответствии со значениями экотоксикологической нагрузки и фактическими нормами применения в зернотравяном, плодосменном и зернопропашном севооборотах гербициды можно расположить в следующей убывающей последовательности: реглон ($\Theta_n = 0,170$), ТХАН (0,164), 2М-4ХП (0,111), 2М-4Х (0,086), сис-надибут (0,069), зенкор (0,061), парднер (0,045), линурон (0,027), глифосат (0,019), диален (0,015), 2,4-ДА (0,012), симазин (0,011).

При минимализации обработки дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы возникает необходимость усиления интенсивности регулирующих мероприятий, увеличивается потребность в гербицидах, что приводит к повышению уровня экотоксикологической нагрузки гербицидов на агроценозы, особенно в специализированных севооборотах зернового направления.

Как показали проведенные нами исследования (табл. 4), через сутки после опрыскивания почвы линуроном в норме 2,0 кг/га в варианте с отвальной системой обработки содержание токсиканта составило 1,32 мг/кг, а в варианте с нулевой системой — 1,43 мг/кг, т.е. было в это время практически одинаковым. В течение последующих 10 дней более интенсивное разложение гербицида отмечено в варианте с нулевой системой обработки почвы. Так, через 10 дней его содержание в почве при отвальной системе обработки составило 1,05 мг/кг (80% к исходному), при нулевой — 0,87 мг/кг (61%). Аналогичная тенденция сохранилась и в течение последующих 12 дней. Через 3 недели после опрыскивания гербицидом в варианте с отвальной системой обработки в почве оставалось 0,84 мг/кг (63,5% к исходному), а в варианте с нулевой системой — 0,57 мг/кг (40,2%).

Последующий период характеризовался некоторым снижением скорости разложения гербицида. Перед уборкой картофеля содержание линурона в почве при отвальной системе было равно

Таблица 3

Экологическая нагрузка гербицидов на агрофитоценоз в зернопропашном севообороте (1970—1994 гг.)

Гербицид	Внесено на 1 га севооборотной площади, кг д.в.		T ₅₀ в почве, сут	ЛД ₅₀ , мг/кг	Экологическая нагрузка, x10 ⁻²	
	всего	в среднем за год			общая	в среднем за 1 год
Аминная соль 2,4-Д	7,7	0,31	17	1175	11,1	0,4
Симазин	0,25	0,01	225	5000	1,1	0,05
Линурон	6,9	0,28	54	4000	9,3	0,40
2М-4ХП	8,3	0,33	30	675	36,9	1,5
Сис-надибут	2,4	0,10	20	700	6,9	0,3
Зенкор	0,9	0,04	120	2200	4,9	0,2
Всего	26,45	1,07			70,2	2,8

0,42 мг/кг (32% к исходному), а при нулевой — 0,18 мг/кг (13,2%). Приведенные данные показывают, что процесс детоксикации линурона в пахотном слое дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы более интенсивно протекает при системе нулевой обработки.

По мнению многих исследователей [2, 6, 9, 18, 19], главным фактором, определяющим трансформацию и разложение гербицидов, в частности фенилмочевин, являются микроорганизмы.

Определение микробиологической активности пахотного слоя почвы методом аппликации льняной ткани свидетельствует (рисунок), что при системе нулевой обработки она была значительно выше, чем при отвальной в течение вегетационного периода, а также что процесс детоксикации этого гербицида определялся микробиологической активностью почвы.

В начале вегетации более высокая микробиологическая активность пахотного слоя почвы при системе нулевой обработки способствовала более быстрому и полному разложению гербицида (T₅₀ = 23 дня) в сравнении с традиционной системой отвальной обработки (T₅₀ = 54 дня).

С учетом продолжительности периода полураспада линурона при разных по интенсивности и характеру воздействия на почву системах обработки целесообразно корректировать и показатель экотоксикологической нагрузки гербицида на агроценоз.

Анализ распределения гербицида по профилю почвы показал, что в течение всего вегетационного периода независимо от интенсивности основной обработки почвы он локализуется в поверхностном слое (0—5 см). В более глубоких слоях (10—22 см) остаточных количеств гербицида не обнаружено.

Таблица 4

Динамика разложения линурона (числитель — мг/кг, знаменатель — %) в пахотном слое (0—20 см) при разных системах обработки почвы в среднем за 1983—1986 гг.

Система обработки почвы	Время после опрыскивания, сут							
	1	6	11	23	39	54	86	127
Отвальная	<u>1,32</u>	<u>1,19</u>	<u>1,05</u>	<u>0,84</u>	<u>0,78</u>	<u>0,64</u>	<u>0,55</u>	<u>0,42</u>
	100	91	80	64	59	48	42	32
Нулевая	<u>1,43</u>	<u>1,28</u>	<u>0,87</u>	<u>0,57</u>	<u>0,51</u>	<u>0,47</u>	<u>0,35</u>	<u>0,18</u>
	100	89	61	40	36	33	24	13

Перед уборкой картофеля содержание линурона в пахотном слое почвы при отвальной системе ее обработки снизилось до 0,4 мг/кг, при нулевой — до 0,2 мг/кг, что значительно ниже (соответственно в 2,5 и 5 раз) мак-

симально допустимого уровня остатков гербицида (МДУ) на время проведения анализа.

Содержание линурона в клубнях картофеля на делянках этих двух систем обработки почвы составило 0,04—0,05 мг на 1 кг сухого вещества и не превышало установленных на период 1983—1986 гг. токсикологических нормативов.

Для оценки динамики остаточных количеств гербицидов в почве нами использована экспоненциальная функция, описывающая кинетику химических реакций первого порядка:

$$C_t = C_0 e^{-kt} \quad (2),$$

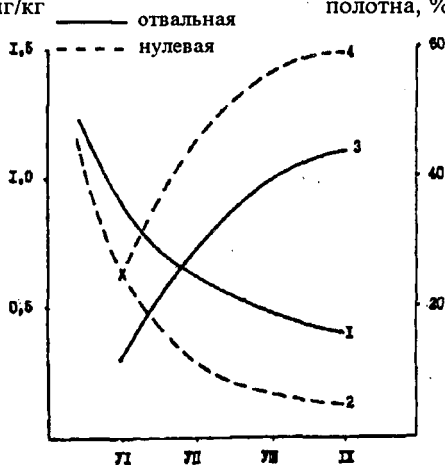
где C_t — содержание гербицида в почве в момент времени t , мг/кг; C_0 — исходное содержание гербицида в почве, мг/кг; k — константа скорости процесса детоксикации гербицида; t — время после опрыскивания, дни.

Путем логарифмирования уравнение приводится к линейному:

$$\ln C_t = \ln C_0 - kt \quad (3).$$

Содержание линурона, мг/кг

Разложение льняного полотна, %



Динамика разложения линурона (1, 2) и микробиологическая активность дерново-подзолистой почвы (3, 4) при разных системах ее обработки (среднее за 1983—1986 гг.)

Параметры уравнения определяются по фактическим данным о содержании гербицида в почве в динамике.

На основе полученных экспериментальных данных установлено, что уравнения, характеризующие процесс разложения линурана в почве с течением времени, имеют следующий вид:

— при отвальной системе обработки:

$$C_t = C_0 e^{-0,009345t}, \quad (4)$$

— при нулевой обработке:

$$C_t = C_0 e^{-0,0158854t} \quad (5)$$

Из этого также следует, что процесс разложения линурана в пахотном слое почвы более интенсивно протекает при системе нулевой обработки. Период T_{50} при системе отвальной обработки почвы составил 52 дня, при нулевой — 18 дней; T_{95} — соответственно 321 и 189 дней. Судя по константам скорости разложения процесс деградации гербицида в пахотном слое дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы при системе нулевой обработки протекает в 1,7 раза быстрее, чем при традиционной в данном регионе системе отвальной обработки.

В настоящее время гербициды, производные симм-триазинов, широко применяются для борьбы с однолетними двудольными и злаковыми сорняками в посевах сельскохозяйственных культур. Установлено, что один из наиболее распространенных представителей этой группы — симазин — имеет достаточно высокую персистентность и его остатки способны сохраняться в почве в течение длительного времени, а в

отдельных случаях — до 2—3 лет и более [5, 6, 8, 19].

По мнению ряда авторов, скорость разложения симазина в почве определяется совокупностью факторов, среди которых наибольшее значение имеют температурный режим, количество атмосферных осадков, гранулометрический состав почвы, содержание в ней органического вещества, микробиологическая активность [5, 15, 19].

Симазин, имеющий невысокую растворимость, активно сорбируется почвой, перемещается в почвенном профиле на небольшую глубину [3, 5, 19]. Его можно отнести к среднесподвижным гербицидам.

Некоторые исследователи считают, что роль микробиологического разложения симазина в естественных условиях менее значительна, чем роль физико-химических факторов, из-за высокой стойкости его молекулы, малой растворимости и высокой сорбируемости [3, 5, 19]. Об этом же свидетельствует и тот факт, что многолетнее применение симазина на одном участке не ведет к накоплению в почве микроорганизмов, разрушающих этот гербицид или же ускоряющих процесс его инактивации [13, 19].

В полевом стационарном опыте опрыскивание почвы симазинном проводили сразу после посева озимой пшеницы до появления всходов. Полученные экспериментальные данные свидетельствуют, что на его динамику в пахотном слое почвы существенное влияние оказывает интенсивность основной обработки. Установлено, что

в первые 10—14 дней после опрыскивания в этом слое почвы преобладали 2 группы процессов: собственно разложение симазина под воздействием комплекса факторов и активное передвижение остатков гербицида из верхнего (0—10 см) в нижнюю часть пахотного слоя (10—20 см). При системе поверхностной обработки передвижение остатков симазина в нижнюю часть пахотного слоя было более интенсивным, чем при отвальной.

Известно, что вода осадков передвигается прежде всего по некапиллярным порам, поэтому значение коэффициента фильтрации обусловлено наличием именно этих пор. Как полагают многие исследователи, передвижение нелетучего симазина в почве осуществляется в основном за счет диффузии в жидкой фазе [3, 14, 19].

Вместе с тем, существует тесная связь между некапиллярной пористостью и плотностью почвы. При увеличении последней некапиллярная пористость уменьшается. Судя по значениям объемной массы почвы в слое 0—10 см (1,20 г/см³ при системе поверхностной обработки и 1,27 г/см³ при отвальной), некапиллярная пористость при системе поверхностной обработки выше, чем при отвальной.

Отсюда следует, что более активная миграция симазина в нижнюю часть пахотного слоя при системе поверхностной обработки в сравнении с отвальной обусловлена меньшей объемной массой слоя почвы 0—10 см и его большей некапиллярной пористостью.

Осенью 1986 г. через 37 дней после опрыскивания почвы симазином содержание его в слое 0—20 см при поверхностной системе обработки составило 0,19 мг/кг (44% к исходному), а при отвальной — 0,22 мг/кг (56%).

Экспериментальные данные свидетельствуют, что в осенне-зимний период, независимо от интенсивности обработки, процесс детоксикации симазина в пахотном слое дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы протекает весьма медленно, что, видимо, обусловлено процессами его сорбции почвенными компонентами. Так, после перезимовки озимой пшеницы за осенне-зимний период (с 37-го по 239-й день после опрыскивания) содержание остатков симазина в слое почвы 0—20 см уменьшилось при поверхностной системе обработки всего на 0,05 мг/кг, а при отвальной — на 0,03 мг/кг.

В начале вегетационного периода 1987 г. наблюдалось интенсивное разложение остатков симазина при обеих системах обработки. Через 284 дня после опрыскивания при системе поверхностной обработки остаточных количеств симазина в слое почвы 0—20 см в пределах чувствительности метода газожидкостной хроматографии обнаружено не было, а при отвальной — они составили в слоях почвы 0—10 и 10—20 см соответственно 0,05 и 0,02 мг/кг.

В 1994 г. при системе чизельной обработки скорость разложения остаточных количеств симазина была более высокой, чем при отвальной. Через 35 дней после опрыскивания содержание остатков гербицида в слое 0—20 см соста-

вило при системах поверхностной и чизельной обработки почвы соответственно 0,22 и 0,23 мг/кг (49 и 57% к исходному). После перебивки озимой пшеницы за осенне-зимний период (с 35-го по 227-й день после опрыскивания) значение этого показателя уменьшилось при системах отвальной, поверхностной, чизельной и плоскорезной обработок соответственно на 0,09, 0,11, 0,15 и 0,11 мг/кг. Через 264 дня после опрыскивания при поверхностной системе обработки в слое 0—20 см содержалось 0,11 мг/кг, а через 280 дней — 0,08 мг/кг. Аналогичная тенденция наблюдалась и при других системах обработки почвы.

В соответствии с полученными экспериментальными данными уравнения, отражающие динамику остаточных количеств симазина в слое почвы 0—10 см, за весь период (328 дней после опрыскивания) имеют вид:

— при системе отвальной обработки почвы:

$$C_t = C_0 e^{-0,008712t}, \quad (6)$$

при системе поверхностной обработки почвы:

$$C_t = C_0 e^{-0,01123t}. \quad (7)$$

В среднем за 1986, 1990 и 1994 гг. T_{95} при отвальной системе обработки в слое почвы 0—20 см составил 315 дней, а при поверхностной — 280 дней.

Анализ экспериментальных данных динамики остатков симазина в почве свидетельствует, что в весенне-летний период разложение гербицида происходит более быстрыми темпами, о чем свидетельствуют более высо-

кие абсолютные значения констант скорости детоксикации (табл. 5).

Предлагаемые уравнения динамики остаточных количеств гербицидов обеспечивают возможность долгосрочного прогнозирования содержания их остатков в пахотном слое дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы в зависимости от интенсивности и характера воздействия на почву систем механической обработки.

Выявленные особенности поведения гербицидов при минимализации обработки дерново-подзолистой почвы позволяют заключить, что с экотоксикологической точки зрения опасность накопления остатков токсикантов в пахотном слое на фоне систем нулевой, поверхностной, чизельной и плоскорезной обработок меньше, чем при традиционной для земледелия Нечерноземной зоны отвальной обработке.

Практическое значение установленных закономерностей заключается в возможности на их основе прогнозировать поведение гербицидов в агроценозе, что совершенно необходимо для экотоксикологической оценки их применения. Полученные экспериментальные данные позволяют уточнить фактический уровень экотоксикологической нагрузки гербицидов на агроценозы при различных по интенсивности и характеру воздействия на почву системах механической обработки.

Выводы

1. Длительное применение систем механической обработки дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы (нулевой, поверх-

ностной, плоскорезной и фрезерной минимальной) приводит к необходимости усиления гербицидной нагрузки на агроценоз. В зернотравяном севообороте за 5 ро-

таций (1973—1994 гг.) экологическая нагрузка гербицидов на агроценоз при системе нулевой и поверхностной обработок почвы была в 4—5 раз выше, чем при

Т а б л и ц а 5

Уравнения динамики остаточных количеств симазина в почве при разных системах обработки (среднее за 1986, 1990 и 1994 гг.)

Система обработки почвы	Слой почвы, см	Осенне-зимний период (233 дня после опрыскивания)	Весенне-летний период (233—328 дней после опрыскивания)
Отвальная (контроль)	0—10	$C_t = C_0 e^{-0,02062t}$	$C_t = C_0 e^{-0,03717t}$
	0—20	$C_t = C_0 e^{-0,01550t}$	$C_t = C_0 e^{-0,04413t}$
Поверхностная	0—10	$C_t = C_0 e^{-0,02685t}$	$C_t = C_0 e^{-0,03440t}$
	0—20	$C_t = C_0 e^{-0,02144t}$	$C_t = C_0 e^{-0,04189t}$

традиционной для земледелия Нечерноземной зоны системе отвальной обработки.

2. В полевых условиях между содержанием остаточных количеств ариламидных гербицидов и активностью целлюлозоразлагающей микрофлоры в пахотном слое почвы установлена тесная обратная корреляционная связь (коэффициент корреляции равен $-0,78$). Более высокая микробиологическая активность пахотного слоя дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы при системе нулевой обработки, чем при отвальной, способствовала более быстрому и полному разложению линурона.

3. Динамика остаточных количеств гербицидов, производных симм-триазинов, в пахотном слое дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы определяется двумя основными группами процессов: разложением гербицидов в результате воздействия на них комплекса факторов и передвиже-

нием их остатков из верхней части пахотного слоя (0—10 см) в нижнюю. При системе поверхностной обработки почвы интенсивность передвижения остатков симазина была выше, чем при отвальной, за счет меньшей плотности и большей некапиллярной пористости верхней части пахотного слоя почвы.

4. На основе экспериментальных данных и использования экспоненциальной функции ($C_t = C_0 e^{-kt}$) рассчитаны константы скорости детоксикации гербицидов и установлена возможность долгосрочного прогнозирования динамики их остаточных количеств в почве в зависимости от интенсивности и характера воздействия на почву систем механической обработки.

ЛИТЕРАТУРА

1. *Воеводин А.В.* О последствии гербицидов корневого действия. — *Химия в сельск. хоз-ве*, 1965, № 2, с. 49. — 2. *Гайсбюллер*

Г. Замещенные мочевины. - В кн.: Разложение гербицидов. М.: Мир, 1971, с. 86—116. — 3. *Гуляевский И.В.* Передвижение триазинов по профилю почв на отдельных разностях предкавказского чернозема. — Тр. Кубан. с.—х. ин-та, 1970, вып. 27, с. 39—42. — 4. *Клисенко М.А.* Методические основы определения микроколичеств пестицидов в пищевых продуктах и окружающей среде. — В сб.: Проблемы гигиены и токсикологии пестицидов. Киев, 1981, ч. 1, с. 145—149. — 5. *Крот П.П.* Особенности применения симазина и аминной соли 2,4-Д в посевах кукурузы на торфяных почвах. — Автореф. канд. дис. Минск, 1972, с. 35—36. — 7. *Мельников Н.Н.* Пестициды и окружающая среда. — Химия в сельск. хоз-ве, 1980, № 10, с. 36—49. — 8. *Мельников Н.Н.* Экология и пестициды. — Агрохимия, 1989, № 10, с. 128—141. — 9. *Мишустин Е.Н., Емцев В.Т.* Микробиология. М.: Колос, 1978, с. 178—251. — 10. *Пупонин А.И.* Обработка почвы в интенсивном земледелии Нечерноземной зоны. М.: Колос, 1984. — 11. *Пупонин А.И., Захаренко А.В., Дебердеев К.Ш.* Действие разных систем обработки почвы в сочетании с удобрениями и гербицидами на сорный компо-

нент агрофитоценоза и урожайность полевых культур. — Изв. ТСХА, 1992, вып. 5, с. 3—11. — 12. *Пупонин А.И., Захаренко А.В.* Засоренность посевов и урожайность полевых культур в зависимости от систем обработки почвы, удобрений и гербицидов. — Аграрная наука, 1993, № 5, с. 25—26. — 13. *Соколов М.С., Галиуллин Р.В.* Микробиологическое самоочищение почвы от пестицидов. — Обзор. инф. М., 1987. — 14. *Стиридонов Ю.Я., Яковлев А.В.* Приспосабливание в почву и скорость детоксикации почвенных гербицидов. — Химия в сельск. хоз-ве, 1967, № 6, с. 31—35. — 15. *Стиридонов Ю.Я., Каменский В.И.* Факторы, определяющие устойчивость атразина в почве. — Агрохимия, 1970, № 6, с. 112—120. — 16. *Сухопарова В.С., Соколов М.С.* Анализ остатков ариламидных пестицидов в воде, почве, растениях и урожае. — Агрохимия, 1983, № 8, с. 117—134. — 17. *Grover R.* Environmental Chemistry of Herbicides. — U.S.A. CRC. Pres. Inc., Florida, 1990, p. 114—128. — 18. *Hafner M.* — Gesunde Pflanzen, 1981, Bd 33, N 8, S. 173—182. — 19. *Hance R.* — Weed Res., 1981, vol. 21, N 6, p. 289—297. — 20. *Sherma J., Zweig G.* — Analyt. chem., 1994, vol. 53, N 5, p. 77—81.

*Статья поступила 1 апреля
1998 г.*

SUMMARY

Regularities in dynamics of residual mounts of herbicides in arable layer of soddy-podzolic medium clay loam are determined. On the base of experimental data and use of exponential function ($C_t = C_0 e^{-kt}$), constants of detoxication rate of herbicides were calculated, and the possibility of long-term forecasting the dynamics of their residual amounts in the soil depending on intensiveness and nature of the effect of mechanical treatment system on the soil was ascertained.