

Стойкие хлорорганические пестициды в системе почва – поверхностная вода: концептуальный подход

© 2008. Р.В. Галиулин, Р.А. Галиулина
Институт фундаментальных проблем биологии РАН

Разработана концепция эколого-геохимической оценки «отпечатков» стойких хлорорганических пестицидов в виде различных остаточных количеств и соотношений исходных соединений, их метаболитов и изомеров в системе почва – поверхностная вода природно-экономических регионов. Сущность данной оценки состоит в получении объективной информации об экотоксикологической ситуации в системе почва – поверхностная вода, выявлении экологического риска её загрязнения пестицидами, обосновании и предложении комплекса профилактических и ремедиационных мер по снижению этого риска.

A concept of ecological-geochemical estimation of the persistent organochlorinated pesticides «fingerprints» as various residual quantities and the ratios of initial compounds, their metabolites and isomers in the soil-surface water system of natural-economic regions has been elaborated. The essence of the given estimation is in receiving the objective information on ecotoxicological situation in the soil-surface water system, revealing ecological risk of its pollution with pesticides and arguing and suggesting a set of preventive and remediation measures on lowering the risk.

Введение

Загрязнение окружающей среды стойкими хлорорганическими пестицидами (СХП), в частности, ДДТ и ГХЦГ остаётся проблемой до сих пор, о чём свидетельствует мониторинг их содержания в почве, питьевой воде и продуктах питания [1-4]. О масштабах загрязнения окружающей среды таким СХП, как ДДТ, свидетельствует тот факт, что только с 1950 г. по 1970 г. в мире его было использовано примерно 4,5 млн. т, и применение данного пестицида наряду с ГХЦГ в сельском хозяйстве и здравоохранении (против переносчиков инфекционных заболеваний) некоторых природно-экономических регионов продолжается до сих пор из-за низкой стоимости и достаточной эффективности этих препаратов [2, 4-6]. Длительное и интенсивное применение СХП в прошлом, особенно в сельском хозяйстве, оставило их «отпечатки» в виде различных остаточных количеств и соотношений исходных соединений, их метаболитов и изомеров в системе почва – поверхностная вода различных природно-экономических регионов. Эколого-геохимический подход к оценке этих «отпечатков» позволяет объективно и корректно идентифицировать по остаточным количествам и соотношениям различных веществ из состава СХП не только происходящие процессы их аккумуляции, трансформации и миграции, но также выявить экологический риск загрязнения данными ксенобиотиками системы почва –

поверхностная вода конкретного природно-экономического региона, обосновать и предложить комплекс необходимых профилактических и ремедиационных мер по его снижению.

Основной целью данной работы была разработка концепции эколого-геохимической оценки «отпечатков» СХП в системе почва – поверхностная вода и её верификация на примере конкретного природно-экономического региона.

I. Концепция эколого-геохимической оценки «отпечатков» СХП в системе почва – поверхностная вода. Данная концепция разрабатывалась посредством систематизации и обобщения результатов эмпирических и теоретических исследований, изложенных в работах авторов [7, 8]. Сущность представленной здесь концепции эколого-геохимической оценки «отпечатков» СХП в виде различных остаточных количеств и соотношений исходных соединений, их метаболитов и изомеров в системе почва – поверхностная вода состоит:

- 1) в получении по этим «отпечаткам» объективной информации об экотоксикологической ситуации в конкретном природно-экономическом регионе, а именно: об интенсивности применения в нём в прошлом основных препаратов СХП; о «возрасте» загрязнения почвы их остатками; о процессе трансформации СХП и длительности сохранения их остатков в почве; о процессе миграции остатков СХП по звеньям вышеназванной системы;

- 2) в выявлении экологического риска загрязнения СХП системы почва – поверхностная вода;
- 3) в обосновании и предложении комплекса профилактических и ремедиационных мер по снижению экологического риска загрязнения СХП системы почва – поверхностная вода.

Известно, что повсеместное применение в прошлом ДДТ и ГХЦГ для борьбы с вредителями посевов сельскохозяйственных культур и многолетних насаждений образовало так называемые региональные педогеохимические аномалии, характеризующиеся повышенным содержанием ксенобиотиков по сравнению с фоновыми количествами. Между тем анализ остаточного содержания СХП в репрезентативных почвенных образцах, отобранных с территорий природно-экономических регионов, может показать следующие сценарии «отпечатков»:

- 1) различные соотношения остаточных количеств ДДТ и ГХЦГ, которые характеризуют неодинаковую интенсивность их применения в прошлом;
- 2) остатки ДДТ в виде соотношения $(\text{ДДЭ} + \text{ДДД}) / \text{ДДТ} > 1$, что отражает «старое», давнее использование инсектицида и, соответственно, сильно выраженную его трансформацию в почве микробиологическим путем, связанную с образованием таких метаболитов, как ДДЭ и ДДД;
- 3) остатки ДДТ в виде другого соотношения – $(\text{ДДЭ} + \text{ДДД}) / \text{ДДТ} < 1$, что характеризует «свежее», недавнее применение инсектицида и, соответственно, слабо выраженное его превращение в почве;
- 4) относительно большие количества β -изомера ГХЦГ по сравнению с другими изомерами (α , γ , δ , ϵ , ζ , η , ν), что отражает «старое», давнее использование технического препарата ГХЦГ, представляющего собой смесь восьми изомеров и, соответственно, сильно выраженную его трансформацию также микробиологическим путем;
- 5) относительно значимые количества α - или γ -изомеров ГХЦГ по сравнению с другими изомерами, которые характеризуют «свежее», недавнее применение технического препарата инсектицида, состоящего до 70% из α -изомера, или линдана, с не менее чем 99%-ным содержанием γ -изомера, и, соответственно слабо выраженное его превращение.

Следует отметить, что чрезвычайно высокая стойкость, в частности ДДТ в почве, как ксенобиотика определяется экзотичностью структуры его молекулы для микроорганизмов, приводящих различные органические вещества до глубокой деструкции, а также отсутствием необходимого для этого процесса оптимального сочетания значений температуры, влажности, аэрации, окислительно-восстановительного потенциала, pH и содержания энергетического субстрата. Последние характеризуются как «магические шесть» факторов, обуславливающие *in situ* микробиологическую трансформацию ксенобиотиков в почве [9]. И поэтому ДДТ в почве претерпевает первоначально лишь частичное превращение до стадии образования ДДЭ и ДДД соответственно путем дегидрохлорирования и дехлорирования и в таком составе долго сохраняется в окружающей среде. Между тем длительность нахождения СХП в почве, а именно периоды их исчезновения на 50, 95 и 99%, а также время, необходимое для достижения их санитарно-гигиенических нормативов (ПДК), рассчитываются по широко используемой в экотоксикологии экспоненциальной зависимости, т. е. $y = e^{-kt}$, где y – остаточное содержание ксенобиотика на время t ; e – основание натурального логарифма; k – константа скорости исчезновения ксенобиотика. Соответствующие формулы для расчёта выглядят так: $T_{50} = \ln 2/k$; $T_{95} = \ln 20/k$; $T_{99} = \ln 100/k$; $T_{\text{пдк}} = \ln (y_0 / 0,1)/k$, где 0,1 – ПДК для ДДТ и ГХЦГ в мг/кг.

Что касается дальнейшей судьбы остаточных количеств СХП в почве, то при атмосферных осадках или орошении происходит не только их перераспределение по почвенному профилю, но и перенос в латеральном направлении, когда ливневая или поливная вода увлекает с собой илистую и коллоидную фракции почвы, содержащие ксенобиотики. Отложение этих фракций в поверхностных водах обуславливает попадание пестицидов в донный ил. Так как процесс обмена между потоком воды и донными отложениями идет практически всегда, то в результате десорбции СХП из илов происходит вторичное загрязнение ими поверхностных вод при соотношении содержания ксенобиотиков в донных отложениях и водной массе больше 1.

В общем случае экологический риск загрязнения СХП системы почва – поверхностная вода проявляется в обнаружении их содержания выше санитарно-гигиенических нормативов, например, в части растений, иду-

щей в пищу, в питьевой воде или рыбной продукции из различных водных объектов и т. д. [3]. При этом количества СХП в продуктах питания являются «отпечатками» их соотношений в почве, воде или донных отложениях. Однако при содержании СХП в продуктах питания ниже ПДК не меньший риск представляет кумулятивное действие на животных и человека ДДТ и ГХЦГ, характеризующееся соответственно сверхкумуляцией ($K_{\text{кум.}} < 1$) и выраженной кумуляцией ($K_{\text{кум.}} = 1$), что связано с накоплением ксенобиотиков в организме при многократном поступлении относительно небольших их количеств, приводящих в результате к интоксикации, часто заканчивающейся летальным исходом.

При выявлении экологического риска загрязнения СХП системы почва – поверхностная вода конкретного природно-экономического региона становится необходимой безотлагательная реализация комплекса профилактических и ремедиационных мер по его снижению. К их числу можно отнести меры, связанные:

- 1) с интенсификацией микробиологического самоочищения загрязнённых почв;
- 2) со снижением поступления загрязнённого поверхностного (жидкого или твёрдого) стока с почвенного покрова в водоёмы и водотоки;
- 3) с исключением использования для повторного орошения загрязнённых коллекторно-дренажных вод;
- 4) с экскавацией загрязнённых донных отложений из водоемов и водотоков;
- 5) с использованием самоочищающей способности водных экосистем для ремедиации загрязнённых коллекторно-дренажных вод;
- 6) с осуществлением постоянного санитарно-гигиенического контроля за содержанием СХП в водоёмах и водотоках.

II. Пример верификации концепции.

Концепция эколого-геохимической оценки «отпечатков» СХП в системе почва – поверхностная вода была впервые верифицирована на примере Мугано-Сальянского массива, важнейшего природно-экономического региона Азербайджана по производству хлопка, зерновых и продуктов животноводства. Предполагалось, что длительное и интенсивное применение СХП в прошлом в сельском хозяйстве массива оставило их «отпечатки» в виде различных остаточных количеств и соотношений исходных соединений, их метаболитов и изомеров в системе почва – поверхностная вода, что и предстояло оценить с помощью данной концепции.

литов и изомеров в системе почва – поверхностная вода, что и предстояло оценить с помощью данной концепции.

1. Краткое описание Мугано-Сальянского массива Азербайджана. Мугано-Сальянский массив расположен в левобережье Каспийского моря в пределах юго-восточной части Кура-Араксинской низменности. Данный массив ограничен с запада, севера и востока реками Аракс и Кура, с юго-запада государственной границей Азербайджана с Ираном, с юга Ленкоранской низменностью [7, 8]. В целом Мугано-Сальянский массив можно представить в виде обширного вогнутого лотка, приподнятого в тыловой части и к краям и открытого в сторону Каспийского моря. В массиве особенно значительна доля посевных площадей под хлопчатником, орошение которых осуществляется с помощью системы магистральных каналов из рек Аракса и Куры, а дренажные воды всех коллекторов поступают в Каспийское море. Следует отметить, что реки Аракс и Кура служат также источником хозяйственно-питьевого водоснабжения многочисленных населённых пунктов. А река Кура имеет важное значение для естественного воспроизводства ценнейших промысловых рыб Каспийского моря.

2. Эколого-геохимическая оценка «отпечатков» СХП в системе почва – поверхностная вода Мугано-Сальянского массива. Оценка экотоксикологической ситуации в Мугано-Сальянском массиве выявила «отпечатки» СХП в виде резко различающегося соотношения содержания остатков ДДТ (96,3%) и ГХЦГ (3,7%) в почвах, как свидетельство более интенсивного применения в прошлом препаратов первого соединения по сравнению с другим [7-8]. Из семи обследованных сельскохозяйственных ареалов Мугано-Сальянского массива только в одном ареале были установлены «отпечатки» ДДТ в виде соотношения $(\text{ДДЭ} + \text{ДДД}) / \text{ДДТ} < 1$, что свидетельствует о «свежем», недавнем применении ДДТ и, соответственно, слабо выраженной трансформации пестицида, а в остальных шести ареалах массива было соотношение $(\text{ДДЭ} + \text{ДДД}) / \text{ДДТ} > 1$, как показатель «старого», давнего применения ДДТ и, соответственно, сильно выраженного его превращения. В почвенном покрове массива была установлена также высокая доля содержания α -изомера ГХЦГ (52,5%) по сравнению с остаточными количествами других изомеров инсектицида (γ – 29,6; β – 13,7 и δ – 4,2%), что свидетельствует о «свежем»,

недавнем применении, например, 12%-ного дуста ГХЦГ в этом регионе. Продолжительность использования препаратов ГХЦГ в регионе определялась по содержанию в почве такой технологической примеси, как β -изомер, так как последний является самым стойким из четырёх основных изомеров инсектицида, обусловленным расположением атомов хлора в устойчивой экваториальной конформации. Так, доля усреднённых образцов почв, отобранных с репрезентативных участков с уровнями β -изомера ГХЦГ большими или соизмеримыми с содержанием других изомеров, составляла 43,3%.

Между тем влияние температуры и влажности из числа «шести магических» факторов [9] на трансформацию, в частности, ДДТ в различных орошаемых почвах было подтверждено результатами «высотного» (52-1670 м над уровнем моря) микрополевого эксперимента, проведённого в Азербайджане [7, 8]. Так, скорость трансформации ДДТ в серозёмно-луговой почве из-под хлопчатника была прямо пропорциональна влажности (33-99% ПВ) и среднесуточной температуре (3-19°C). При этом режим увлажнения оказывал более существенное влияние на процесс трансформации ДДТ, чем температурные условия, что приводит к заключению о возможности ремедиации почв, загрязнённых этим инсектицидом, путём управления их влажностью *in situ* в условиях орошения.

Расчёты, проведённые для различных почвенных районов Мугано-Сальянского массива, показали, что, например, величина T_{99} остатков СХП для одного из них достигает внушительной цифры – 141,7 лет (табл.) [7].

Очевидно, что в течение этого времени остатки в прошлом использованных препаратов ДДТ и ГХЦГ будут поглощаться растениями или поступать из почвенного покрова в поверхностные воды, что по расчётам [10] соответствует количествам, равным 35–70% и 2–18%. Между тем «отпечатки» ДДТ обнаруживались на участках под хлопковыми севооборотами на глубине до 50 см, а на фоновых территориях – до 20 см, как следствие миграции остатков пестицида по почвенному профилю соответственно при орошении и под действием атмосферных осадков. При этом относительное содержание основного метаболита ДДТ – ДДЭ по отдельным слоям почвенного профиля (20–35 и 35–50 см) было больше, чем самого пестицида.

Как оказалось, относительная доля поступления с речной (поливной) водой остаточных количеств ДДТ и ГХЦГ в Мугано-Сальянский массив была значительно меньше (до 1,2-3,1 раза), чем доля их выщелачивания или выноса коллекторно-дренажной водой из орошаемых земель в Каспийское море [7, 8]. Среднее содержание остатков этих СХП в коллекторно-дренажной воде составляло соответственно 0,1 и 0,8% от их среднего содержания в почвах сельскохозяйственных угодий. Наблюдения [11] показали, что смыв остатков ДДТ и ГХЦГ, в частности, с поверхности почвы составляет десятые доли процента в год, что свидетельствует о длительности процесса поступления СХП из неё в поверхностные воды. Между тем соотношения содержания СХП в донных отложениях и воде рек Аракса и Куры, орошающих зем-

Таблица

Средние значения периодов исчезновения остаточных количеств стойких хлорорганических пестицидов (ДДТ, ДДЭ, ДДД и изомеров ГХЦГ) в почвенных районах Мугано-Сальянского массива Азербайджана [7]

Почвенные районы	Типы почв	Периоды исчезновения, годы			
		T_{50}	T_{95}	T_{99}	$T_{плк}^*$
Северо-Муганский и Восточно-Прикуринский	Сероземно-луговой	5,2-21,3	22,7-92,2	34,8-141,7	22,6-90,6
Южно-Муганский	Каштановый восточно-закавказский; лугово-каштановый; сероземно-луговой и др.	2,2	9,3	14,4	12,8
Приакушинский	Сероземно-луговой	4,9	21,2	32,6	22,3

Примечание: * – предельно допустимая концентрация

ли Мугано-Сальянского массива, в зависимости от места отбора их образцов и проб были на 2-3 порядка больше 1, т. е. для ДДТ – в пределах 102–241, для изомеров ГХЦГ – 54–84, что свидетельствует о наличии процесса вторичного загрязнения речной воды остаточными количествами ксенобиотиков из донных отложений.

3. Экологический риск загрязнения СХП системы почва – поверхностная вода Мугано-Сальянского массива. Известно, что почва является потенциальным источником загрязнения СХП смежных с ней сред – питьевых поверхностных и подземных вод, попадающих в последние соответственно латеральной и вертикальной миграцией. Далее СХП, поступая в водоемы и водотоки, аккумулируются в обитающей в них рыбе, используемой в пищу. Между тем в колодезной воде Мугано-Сальянского массива обнаруживались остатки ДДТ (0,12–0,37 мкг/л) в виде самого пестицида и ГХЦГ (0,73 мкг/л) в виде его 4-х изомеров [7, 8]. При этом содержание α -изомера (36,9%) было преобладающим по сравнению с γ – (28,4%), β – (15,7%) и δ -изомерами ГХЦГ (19%). В водопроводной воде определены только остатки ДДТ в количестве 0,14–0,26 мкг/л. Хотя содержание данных СХП в питьевой воде из водоисточников Мугано-Сальянского массива было ниже их ПДК (для ГХЦГ – 20 мкг/л, ДДТ – 100 мкг/л), но выраженный кумулятивный эффект одного и сверхкумуляция другого соединения позволяет говорить о недопустимости их поступления в организм человека вообще. Расчёты Иванова и Васильева [12], проведённые с учётом суточного потребления основных видов пищевых продуктов, позволили установить, что в организм взрослого человека ежедневно с питьевой водой может поступать ДДТ и ГХЦГ до 2,6–5,4%, а с пищей – 94,6–97,4%.

Как оказалось, соотношения ДДТ и ГХЦГ, а также остатков ДДТ в виде (ДДЭ+ДДД)/ДДТ > 1 и ДДЭ/ДДД > 1 в мышечной ткани осетровых рыб (*Huso huso*, *Acipenser gueldenstaedtii*, *A. stellatus* и *A. persicus*), выловленных в прибрежных водах Азербайджана, совпадают с их соотношениями в почвенном покрове Мугано-Сальянского массива и донных отложениях реки Куры [7, 8, 13]. Аккумуляция остатков СХП в осетровых рыбах связана с продолжающимся поступлением ксенобиотиков в Каспийское море водами коллекторно-дренажной системы Мугано-Сальянского массива и реки

Куры по цепи почва – вода – ил (вода) – рыба, а также с заходом в реку осетровых для размножения. Как следствие кумулятивного действия СХП была обнаружена высокая степень поражения поперечнополосатой мышечной ткани у осетровых рыб, выловленных на предустьевых пространствах реки Куры [14].

4. Профилактические и ремедиационные меры по снижению экологического риска загрязнения СХП системы почва – поверхностная вода Мугано-Сальянского массива. Ввиду выявления экологического риска загрязнения СХП системы почва – поверхностная вода Мугано-Сальянского массива, становится необходимой безотлагательная реализация комплекса профилактических и ремедиационных мер по его снижению. К числу этих мер можно отнести следующие:

- 1) интенсификация микробиологического самоочищения почв из-под хлопчатника от СХП путём внесения больших количеств (не менее 1%) доступного энергетического субстрата (навоза крупного рогатого скота, измельчённой биомассы люцерны и др.) и в последующем поддержания почв в затопленном или водонасыщенном состоянии в течение летних месяцев [15];
- 2) обвалование, одернование и обсаживание кустарником загрязнённых участков полей рядом с водоёмами и водотоками, а также обустройство водоотводящих каналов для поверхностного стока [16];
- 3) исключение из использования для повторного орошения коллекторно-дренажных вод при наличии в них СХП в количествах выше ПДК [16];
- 4) экскавация из водоёмов и водотоков донных отложений загрязнённых СХП;
- 5) использование самоочищающей способности водных экосистем от СХП путём отвода загрязнённых коллекторно-дренажных вод через водотоки, заросшие высшими водными растениями и замедленными скоростями течения воды на пути к крупным водным объектам [17];
- 6) постоянный санитарно-гигиенический мониторинг за содержанием СХП в водоёмах и водотоках, особенно при их питьевом пользовании и рыбной ловле.

Заключение

Таким образом, длительное и интенсивное применение в прошлом в сельском хозяйстве различных природно-экономических регионов ДДТ и ГХЦГ и продолжающийся мониторинг их остатков в окружающей среде послужили причиной разработки нами концепции эколого-геохимической оценки «отпечатков» СХП в системе почва – поверхностная вода. Как нам удалось показать на примере Мугано-Сальянского массива Азербайджана, эколого-геохимический подход позволяет по этим «отпечаткам» объективно и корректно идентифицировать происходящие процессы аккумуляции, трансформации и миграции данных ксенобиотиков, выявить экологический риск загрязнения ими системы почва – поверхностная вода, обосновать и предложить комплекс профилактических и ремедиационных мер по его снижению и в целом оперативно решить проблему загрязнения окружающей среды СХП. Вместе с тем установленные серьезные экологические последствия длительного и интенсивного использования в прошлом в Мугано-Сальянском массиве ДДТ и ГХЦГ должны предостеречь от применения в сельскохозяйственной практике малоизученных химических соединений, которые, как подтверждают наблюдения, нередко оказываются чрезвычайно стойкими в окружающей среде и с вредным кумулятивным действием на организмы.

Литература

1. Иванова А.С. Последствия применения стойких хлорорганических пестицидов в садах Крыма // *Агрехимия*. 2001. № 3. С. 42-50.
2. Suresh Babu G., Fargoq M., Ray R.S., Joshi P.C., Viswanathan P.N., Hans R.K. DDT and HCH residues in Basmati rice (*Oriza sativa*) cultivated in Dehradun (India) // *Water, Air, and Soil Pollution*. 2003. V. 144. P. 149-157.
3. Онищенко Г.Г. Гигиенические аспекты обеспечения экологической безопасности при обращении с пестицидами и агрохимикатами // *Гигиена и санитария*. 2003. № 3. С. 3-5.
4. Neela Bakore, John P.J., Pradeep Bhatnagar. Organochlorine pesticide residues in wheat and drinking water samples from Jaipur, Rajasthan, India // *Environmental Monitoring and Assessment*. 2004. V. 98. P. 381-389.

5. Захаренко В.А., Мельников Н.Н. Пестициды в современном мире // *Агрехимия*. 1996. № 1. С. 100-108.
6. Villa S., Finizio A., Diaz Diaz R., Vighi M. Distribution of organochlorine pesticides in pine needles of an oceanic island: the case of Tenerife (Canary islands, Spain) // *Water, Air, and Soil Pollution*. 2003. V. 146. P. 335-349.
7. Galiulin R.V., Bashkin V.N., Galiulina R.A. Review: behavior of persistent organic pollutants in the air-plant-soil system // *Water, Air, and Soil Pollution*. 2002. V. 137. P. 179-191.
8. Galiulin R.V., Bashkin V.N., Galiulina R.A. Ecological risk assessment of riverine contamination in the Caspian Sea basin: a conceptual model for persistent organochlorinated compounds // *Water, Air, and Soil Pollution*. 2005. V. 163. P. 33-51.
9. Holden P.A., Firestone M.K. Soil microorganisms in soil cleanup: how can we improve our understanding? // *J. Environmental Quality*. 1997. V. 26. № 1. P. 32-40.
10. Гапонюк Э.И. Остаточное содержание пестицидов в объектах внешней среды и их биологическое значение // *Загрязнение атмосферы и почвы*. М.: Гидрометеоиздат, 1977. С. 65-88. (Труды ИЭМ. Вып. 7(76)).
11. Бобовникова Ц.И., Вирченко Е.П., Малахов С.Т. Загрязнение почв и некоторые элементы баланса хлорорганических пестицидов в ряде районов Советского Союза // *Загрязнение атмосферы, почвы и растительного покрова*. М.: Гидрометеоиздат, 1980. С. 33-38. (Труды ИЭМ. Вып. 10(86)).
12. Иванов А.В., Васильев В.В. Состояние здоровья населения на территориях интенсивного применения пестицидов // *Гигиена и санитария*. 2005. № 2. С. 24-27.
13. Kajiwara N., Ueno D., Monirith I., Tanabe S., Pourkazemi M., Aubrey D.G. Contamination by organochlorine compounds in sturgeons from Caspian Sea during 2001 and 2002 // *Marine Pollution Bulletin*. 2003. V. 46. P. 741-747.
14. Алтуфьев Ю.В., Гераскин П.П. Мониторинг морфофункционального состояния мышечной ткани осетровых и костистых рыб Каспия // *Проблемы региональной экологии*. 2003. № 6. С. 111-124.
15. Guenzi W.D., Beard W.E., Viets F.G., Jr. Influence of soil treatment on persistence of six chlorinated hydrocarbon insecticides in the field // *Soil Science Soc. Amer. Proc.* 1971. V. 35. № 6. P. 910-913.
16. Врочинский К.К., Маковский В.Н. Применение пестицидов и охрана окружающей среды. Киев: Вища школа, 1979. 208 с.

Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ (№ 06-05-64109).