

МОСКОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ
имени М. В. ЛОМОНОСОВА

ФАКУЛЬТЕТ ПОЧВОВЕДЕНИЯ

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ПЕСТИЦИДОВ

Методические рекомендации



МОСКВА – 2023



*Утверждено к публикации
Ученым советом факультета почвоведения МГУ имени М.В. Ломоносова
(выписка из протокола № 12 заседания Ученого совета факультета
от 01 декабря 2022г.)*

Авторский коллектив:

Р.С. Аптикаев, А.А. Астайкина, В.С. Горбатов, Е.И. Караванова, А.А. Кокорева,
В.Н. Колупаева, С.Н. Луганский, М.Н. Маслов, Е.В. Оганесова,
Р.А. Стрелецкий, В.В. Тихонов

Рецензенты:

Е.В. Шеин – доктор биологических наук, профессор кафедры физики
и мелиорации почв факультета почвоведения МГУ имени М.В. Ломоносова;
А.В. Довгилевич – кандидат химических наук, руководитель Учебно-научного
консультационного центра «Агроэкология пестицидов и агрохимикатов»
РГАУ-МСХА имени К.А. Тимирязева

Экологическая оценка пестицидов : методические рекоменда-
ции / Под общей редакцией В.С. Горбатова, Р.С. Аптикаева,
А.А. Астайкиной, Е.И. Каравановой. – Москва : МАКС Пресс,
2023. – 144 с.

ISBN 978-5-317-06937-7

<https://doi.org/10.29003/m3142.978-5-317-06937-7>

Методические рекомендации обобщают и систематизируют результаты научной и экспертной деятельности факультета почвоведения Московского государственного университета по экологической оценке пестицидов, регистрируемых в Российской Федерации. Это руководство описывает регистрационные требования, предъявляемые к пестицидам, лабораторные и полевые методы их испытаний, инструменты прогноза концентраций пестицидов в почве, грунтовых и поверхностных водах, атмосферном воздухе. Предложены процедуры оценки опасности и риска пестицидов для окружающей среды и нецелевых видов организмов дикой природы.

Ключевые слова: пестициды, окружающая среда, экотоксикология, опасность, риск, имитационное моделирование.

УДК 632.95 + 502/504
ББК 20.18

ISBN 978-5-317-06937-7

© Коллектив авторов, 2023

© Факультет почвоведения

МГУ имени М.В. Ломоносова, 2023

© Оформление. ООО «МАКС Пресс», 2023

Оглавление

1. Общие положения	6
1.1. Основные понятия	8
1.2. Регулирование обращения пестицидов в Российской Федерации	9
1.3. Государственная экологическая экспертиза пестицидов	10
1.4. Пестициды и ТР ЕАЭС «О безопасности химической продукции»	11
1.5. Методы испытаний пестицидов	12
1.6. Экологическая оценка пестицидов	13
1.7. Источники данных о пестицидах	15
1.8. Нормирование пестицидов в окружающей среде	16
1.9. Список литературы	17
2. Регистрационные требования к данным о пестициде	20
2.1. Экологическая характеристика действующего вещества	23
2.1.1. Поведение в окружающей среде	23
2.1.1.1. Поведение в почве	23
2.1.1.1.1. Пути и скорость разложения	23
2.1.1.1.2. Лабораторные исследования	24
2.1.1.1.3. Полевые исследования	26
2.1.1.1.4. Сорбция почвой	28
2.1.1.1.5. Миграция в почве	31
2.1.1.2. Поведение в воде и воздухе	33
2.1.1.2.1. Пути и скорость разложения в воде	33
2.1.1.2.2. Пути и скорость разложения в воздухе	35
2.1.1.3. Методы определения остаточных количеств в почве, воде и воздухе	38
2.1.1.4. Данные мониторинга	40
2.1.2. Экотоксикология действующего вещества	43
2.1.2.1. Птицы	44
2.1.2.2. Млекопитающие	46
2.1.2.3. Водные организмы	47
2.1.2.3.1. Рыбы	47
2.1.2.3.2. Зоопланктон	48
2.1.2.3.3. Водоросли	49
2.1.2.3.4. Высшие водные растения	49
2.1.2.4. Медоносные пчелы	50
2.1.2.5. Дождевые черви	53
2.1.2.6. Почвенные микроорганизмы	55

2.2. Экологическая характеристика препаративной формы	57
2.2.1. Поведение в окружающей среде	57
2.2.2. Экотоксикология	58
2.2.2.1. Птицы	59
2.2.2.2. Млекопитающие	59
2.2.2.3. Водные организмы	59
2.2.2.4. Медоносные пчёлы	60
2.2.2.5. Дождевые черви	62
2.2.2.6. Почвенные микроорганизмы	63
2.3. Список литературы	63
3. Оценка экологических опасностей пестицидов и их классификации	73
3.1. Стойкость в почве	73
3.2. Подвижность в почве	74
3.3. Относительная мобильность в почве	74
3.4. Стойкость в воде	75
3.5. Испарение	75
3.6. Птицы	76
3.7. Млекопитающие	76
3.8. Водные организмы	77
3.9. Медоносные пчелы	78
3.10. Дождевые черви	79
3.11. Список литературы	79
4. Прогнозы концентраций пестицидов в объектах окружающей среды	81
4.1. Прогноз концентраций пестицида и его миграции в почве	81
4.1.1. Аналитические модели прогноза концентраций пестицида в почве	81
4.1.2. Прогноз концентраций пестицида в почве по модели PEARL	83
4.1.2.1. Описание модели PEARL	84
4.1.2.2. Стандартные почвенно-климатические сценарии РФ для модели PEARL	87
4.1.2.3. Тестирование и валидация модели PEARL	92
4.1.3. Неопределенность моделирования и способы ее снижения	93
4.2. Прогноз концентраций пестицида в грунтовых водах	95
4.2.1. Прогноз концентраций пестицидов в грунтовых водах по модели PEARL	95

4.2.2. Тестирование и валидация модели PEARL	96
4.2.3. Оценка риска загрязнения грунтовых вод пестицидами	97
4.3. Прогноз концентраций пестицидов в поверхностных водах	97
4.3.1. Модели и сценарии STEP1-2	98
4.3.2. Модели и сценарии STEP3	105
4.3.3. Европейские сценарии входных данных STEP3	107
4.3.4. Входные параметры свойств пестицида и регламента его применения	109
4.3.5. Сравнение прогнозов STEP2 и STEP3 и их реалистичность ...	111
4.4. Прогноз концентраций пестицидов в воздухе	112
4.5. Список литературы	113
5. Оценка экологических рисков пестицидов для нецелевых организмов	118
5.1. Птицы	118
5.2. Млекопитающие	124
5.3. Водные организмы	125
5.4. Медоносные пчелы	129
5.5. Дождевые черви	131
5.6. Почвенные микроорганизмы	133
5.7. Список литературы	133
Приложение 1	137
Приложение 2	139
Приложение 3	141
Приложение 4	142

1. ОБЩИЕ ПОЛОЖЕНИЯ

Высокопродуктивному сельскому хозяйству невозможно обойтись без применения химических средств защиты растений, но вместе с тем, пестициды являются одним из наиболее опасных для человека и окружающей среды видов химической продукции. Соблюдение разумного баланса между необходимостью использовать пестициды и возможными негативными последствиями их применения обеспечивает государственное регулирование обращения пестицидов. И одной из наиболее важных процедур такого регулирования является регистрация пестицидов – превентивная мера, которая включает всестороннее изучение пестицидов до их поступления на рынок средств защиты растений. Регистрация в значительной степени гарантирует высокую эффективность и низкие риски пестицидов для человека и окружающей среды при условии, что зарегистрированные пестициды применяются по назначению и в соответствии с рекомендуемыми регламентами.

Процесс регистрации пестицидов достаточно сложен. Он включает бюрократические процедуры, научные исследования и экспертные оценки, в которых участвуют государственные органы исполнительной власти, регистранты, научные организации и специалисты различных профилей и областей знания. Научная часть процесса регистрации пестицидов в соответствии с российским законодательством и сложившейся практикой делится на три сферы: 1) исследования биологической эффективности пестицида, в результате которых устанавливаются регламенты его применения; 2) токсиколого-гигиеническая оценка пестицида, включающая изучение вредного воздействия пестицида на человека, разработку гигиенических нормативов и методов определения остаточных количеств в сельскохозяйственной продукции и объектах окружающей среды; 3) экологическая оценка пестицида, которая содержит данные о возможном загрязнении им окружающей среды, негативном влиянии пестицида на нецелевые организмы дикой природы, соответствующих классах его опасности и рисках, связанных с применением пестицида.

Основой принятия решения о возможности регистрации пестицида и ограничениях его применения, в части касающейся его экологической оценки, является риск-ориентированный подход,

для которого используются данные об экотоксичности пестицида и его концентрациях в объектах окружающей среды. Для этого подхода характерны следующие особенности:

- пошаговая оценка экологических рисков с использованием триггеров (критериев), оптимизирующих объем требуемых данных о пестициде (чем выше его опасность и риск, тем больше требуется данных);

- применение математических моделей прогноза концентраций пестицидов в окружающей среде и стандартных сценариев входных данных, дающих возможность охватить максимально широкий диапазон почвенно-климатических условий в Российской Федерации;

- использование вариантов худших случаев и учет неопределенностей, позволяющих повысить защитные функции процедуры оценки рисков.

При создании данного руководства использован мировой и двадцатилетний отечественный опыт работы, отраженный в публикациях авторов по общим [1–5] и частным вопросам регистрации и экологической оценки пестицидов (см. списки литературы в конце каждого раздела). Разработанные методические рекомендации предназначены организациям и специалистам, осуществляющим регистрацию пестицидов и их послерегистрационный мониторинг в окружающей среде Российской Федерации, экспертам государственной экологической экспертизы, студентам и аспирантам, специализирующимся в экотоксикологии и химии пестицидов в окружающей среде.

Методические рекомендации подготовлены к печати сотрудниками и экспертами факультета почвоведения МГУ имени М.В. Ломоносова (Аптикаев Р.С., Астайкина А.А., Горбатов В.С., Караванова Е.И., Кокорева А.А., Маслов М.Н., Стрелецкий Р.А., Тихонов В.В.); ВНИИ фитопатологии (Горбатов В.С., Колупаева В.Н.), ВНИИ ветеринарной санитарии, гигиены и экологии (Луганский С.Н.); Биологического факультета МГУ имени М.В. Ломоносова (Оганесова Е.В.). Редакторы – В.С. Горбатов, Р.С. Аптикаев, А.А. Астайкина, Е.И. Караванова. Координация и информационное обеспечение работ по подготовке методических рекомендаций осуществлены Центром экопестицидных исследований «ЭПИцентр».

1.1. Основные понятия

Действующее вещество – компонент пестицидного препарата, обладающий биологической активностью по отношению к вредным организмам или оказывающий влияние на рост и развитие растений.

Коформулянты – вспомогательные инертные вещества и химические продукты в составе пестицидного препарата, предназначенные для улучшения его потребительских качеств и обеспечения безопасности обращения.

Нецелевые организмы – организмы, не являющиеся объектами действия пестицида.

Норматив допустимого воздействия пестицида на окружающую среду – антропогенная нагрузка, соответствующая регламенту применения пестицида и обеспечивающая нормативы качества окружающей среды (низкие экологические риски).

Обращение пестицидов – их производство, применение, реализация, транспортировка, хранение, расфасовка, уничтожение, утилизация и обезвреживание.

Пестициды – действующие вещества и препараты на их основе, которые применяются для борьбы с вредителями, болезнями растений и сорняками, а также для регулирования роста растений, предуборочного удаления листьев и подсушивания растений. Когда говорят о поведении пестицида (его стойкости, подвижности, биоаккумуляции) в окружающей среде, то под термином «пестицид» обычно понимают его действующее вещество. Для такого свойства, как токсичность, термин «пестицид» применим как действующему веществу, так и к препарату.

Подвижность пестицида – способность его действующего вещества переходить из одного объекта окружающей среды в другой.

Препарат – продукт, содержащий действующее вещество и вспомогательные компоненты (коформулянты) и предназначенный для коммерческого применения в качестве пестицида.

Регистрационные испытания – исследования, выполняемые уполномоченными организациями в процессе регистрации пестицида.

Регистрационные требования к данным – перечень данных о пестициде, способы их получения и форма представления.

Регистрация пестицида – процедура утверждения специально уполномоченным федеральным органом исполнительной власти разрешения на обращение пестицида после экспертной оценки сведений о пестициде и результатов регистрационных испытаний, которые устанавливают его эффективность в качестве средства защиты растений и отсутствие неблагоприятного воздействия на человека и окружающую среду.

Регламент применения пестицида – норма применения и количество обработок, а также условия, способы и ограничения его применения.

Сведения о пестициде – информация о пестициде, подготовленная регистрантом в соответствии с регистрационными требованиями к данным о пестициде.

Стойкость пестицида – способность его действующего вещества сохраняться в неизменном состоянии в объектах окружающей среды (почве, воде и воздухе).

Экологическая опасность пестицида – способность пестицида загрязнять окружающую среду и наносить вред нецелевым организмам дикой природы.

Экологический риск пестицида – проявление его экологической опасности в конкретных условиях окружающей среды и регламента применения пестицида.

Экотоксичность – способность пестицида наносить вред нецелевым организмам дикой природы.

1.2. Регулирование обращения пестицидов в Российской Федерации

Регулирование обращения пестицидов в Российской Федерации выполняется в соответствии с Федеральным законом от 19.07.1997 г. № 109-ФЗ «О безопасном обращении с пестицидами и агрохимикатами» [6]. Государственное управление в области безопасного обращения с пестицидами осуществляет специально уполномоченный федеральный орган исполнительной власти – Министерство сельского хозяйства Российской Федерации (Минсельхоз России). К его компетенции относится организация реги-

страционных испытаний, в том числе по экологической оценке регламентов применения пестицидов (№ 109-ФЗ, Статья 9).

Результаты регистрационных испытаний подлежат экспертизе (№ 109-ФЗ, Статья 10 и Приказ Минсельхоза России от 29 августа 2022 г. № 565 «Об утверждении порядка проведения экспертизы результатов регистрационных испытаний пестицидов и агрохимикатов» [7]), включая государственную экологическую экспертизу проекта технической документации на пестицид. Итогом проведенных испытаний и экспертиз их результатов является государственная регистрация пестицида, проводимая Минсельхозом России (№109-ФЗ, Статья 12), и включение пестицида в Государственный каталог пестицидов и агрохимикатов [8], разрешенных к применению на территории Российской Федерации.

1.3. Государственная экологическая экспертиза пестицидов

В соответствии со статьей 10 Федерального закона от 19.07.1997 г. № 109-ФЗ «О безопасном обращении с пестицидами и агрохимикатами» [6] пестициды подлежат государственной экологической экспертизе.

Государственная экологическая экспертиза (ГЭЭ) пестицидов – организуемая и проводимая специально уполномоченным федеральным органом исполнительной власти (Росприроднадзор) процедура установления соответствия регистрируемых пестицидов экологическим (природоохранным) требованиям и определения допустимости регистрации пестицидов в целях предупреждения возможного неблагоприятного воздействия пестицидов на окружающую среду.

ГЭЭ пестицидов регулируется Федеральным законом от 23.11.1995 г. № 174-ФЗ «Об экологической экспертизе» [9]. Согласно этому закону (статья 11, п. 5) объектами ГЭЭ федерального уровня являются «проекты технической документации на новые технику, технологию, использование которых может оказать воздействие на окружающую среду, новые вещества, которые могут поступать в окружающую среду, пестициды и агрохимикаты». В своих действиях ГЭЭ руководствуется Постановлениями Правительства Российской Федерации от 7 ноября 2020 г. № 1796

«Об утверждении Положения о проведении государственной экологической экспертизы» [10] и от 5 сентября 2022 г. № 1562 «О внесении изменений в Положение о проведении государственной экологической экспертизы» [11], а также Приказом Минприроды России от 01.12.2020 г. № 999 «Об утверждении требований к материалам оценки воздействия на окружающую среду» [12].

1.4. Пестициды и Технический регламент Евразийского Экономического Союза «О безопасности химической продукции»

Евразийской экономической комиссией подготовлен и утвержден Технический регламент «О безопасности химической продукции» (ТР ЕАЭС 041/2017) [12]. Он призван обеспечить высокий уровень защиты здоровья человека и охраны окружающей среды и одновременно стимулировать промышленность разрабатывать более безопасную и конкурентно способную химическую продукцию. Технический регламент содержит правила идентификации и классификации опасности химической продукции, ее маркировки и оформления паспорта безопасности, а также определяет порядок ее регистрации. Уполномоченными органами, ответственными за реализацию технического регламента ТР ЕАЭС 041/2017 в Российской Федерации и, в конечном итоге, за государственную регистрацию химических веществ, являются Минпромторг России и Роспотребнадзор [14]. Пошаговая стратегия промышленных предприятий для подготовки к вступлению в силу Технического регламента ТР ЕАЭС 041/2017 в доступной форме описана в Универсальной дорожной карте [15].

Пестициды, являющиеся объектами регулирования по 109-ФЗ, также относятся к химической продукции. Но, согласно п. 4 Решения Евразийской экономической комиссии от 3 марта 2017 г. № 19 [13], препаративные формы пестицидов выведены из под действия Технического регламента ТР ЕАЭС 041/2017 до дня вступления в силу технического регламента Союза, устанавливающего требования к препаративным формам пестицидов. В отношении такой продукции и процессов их обращения продолжают действовать положения актов органов Союза и законода-

тельство государств – членов Союза. В отличие от препаративных форм, химические вещества, используемые для производства пестицидных препаратов и участвующие в обращении на территории ЕАЭС, являются объектами регулирования Техническим регламентом ТР ЕАЭС 041/2017.

В настоящее время практически завершена инвентаризация химических веществ, которые войдут в Общий перечень химических веществ ЕАЭС, а затем в Реестр ТР ЕАЭС 041/2017. По данным Минпромторга России (<https://gisp.gov.ru/cheminv/i>) к июлю 2020 года промышленными компаниями в российский перечень внесено более 80 тысяч химических веществ. Следующий этап инвентаризации – наполнение Реестра сведениями о химических веществах (физико-химические свойства, показатели токсичности и экотоксичности). На этом этапе предприятия химической и смежных отраслей промышленности, а также импортеры химической продукции, на добровольной основе заявляют сведения о своих химических веществах для включения в Реестр. После окончания инвентаризации все вещества, сведения о которых в Реестре отсутствуют, должны пройти процедуру нотификации новых химических веществ – комплексного исследования опасных свойств и анализа рисков воздействия на здоровье человека и окружающую среду с предоставлением отчета о химической безопасности.

В настоящее время при экологической оценке пестицидов из вышеописанных процедур используются некоторые классификации опасности (см. Раздел 3), предусмотренные ТР ЕАЭС 041/2017, учитывающие «Согласованную на глобальном уровне систему классификацию опасности и маркировки химической продукции (СГС)» [16] и оформленные в виде соответствующих ГОСТов [17, 18].

1.5. Методы испытаний пестицидов

Только применяя стандартные методы определения физико-химических свойств пестицидов, показателей их поведения в окружающей среде и экотоксичности можно получить воспроизводимые и сравнимые данные для последующей классификации опасности пестицидов и оценки риска их применения. Наиболее

широко для этих целей используются руководства Организации Экономического Сотрудничества и Развития (ОЭСР) по испытаниям химикатов [19]. Этой международной организацией подготовлено несколько десятков унифицированных методик, которые рекомендованы регулирующими органами стран ОЭСР для получения сведений о химической продукции, включая пестициды. В настоящее время многие из руководств ОЭСР переведены на русский язык, оформлены в виде межгосударственных стандартов и применяются в качестве национальных стандартов Российской Федерации. В Приложении 1 приведен список межгосударственных ГОСТов, которые используются для получения данных по экологической оценке пестицидов. Краткое описание этих ГОСТов и соответствующие ссылки на литературные источники приведены в Разделе 2 «Регистрационные требования к данным о пестициде».

1.6. Экологическая оценка пестицидов

Под экологической оценкой пестицида понимается процедура установления его опасностей и рисков применения. Экологическая опасность пестицида – это способность пестицида загрязнять окружающую среду и наносить вред нецелевым организмам дикой природы. Экологический риск пестицида – вероятность проявления его экологической опасности в реальных условиях окружающей среды и регламента применения пестицидного препарата.

Экологическая опасность пестицидов

Опасность – одно из ключевых понятий в регулировании обращения химической продукции. Пестициды во многом являются типичными представителями химической продукции, выпускаемой в обращение, то есть, как и другая химическая продукция, они подвергаются хранению, перевозке, реализации, применению и утилизации. Поэтому к ним в значительной степени применимо регулирование, предназначенное для химической продукции в целом и, прежде всего, классификации опасности.

При оценке опасностей химикатов (в том числе пестицидов) их распределяют по видам и классам. Вид опасности определяет

характер проявления опасного свойства химиката: пожароопасность, взрывоопасность, токсичность для какого-либо вида организмов и т.д. Класс является мерой опасности химиката (вещества или химической продукции в целом).

Основное предназначение классификаций экологической опасности пестицидов – использование для маркировки продукции и паспортов безопасности пестицидов, которые предупреждают о возможных негативных воздействиях на окружающую среду и определяют меры их устранения при неправильном применении пестицидов, их транспортировке, хранении, чрезвычайных ситуациях.

Экологический риск пестицидов

Экологический риск – это «вероятность наступления события, имеющего неблагоприятные последствия для природной среды...» (Федеральный закон «Об охране окружающей среды») [20]. Для пестицидов это понятие можно трактовать как вероятность проявления их экологической опасности (прежде всего, токсичности) в реальных условиях окружающей среды и регламента применения.

Существует два подхода оценки экологического риска пестицидов: вероятностный, который соответствует выше приведенному классическому определению понятия риска, и детерминированный. Вероятностный подход [21] позволяет учесть вариабельность распределения пестицида в окружающей среде и неопределенности, связанные с ограниченным количеством испытуемых видов организмов. Для оценки вероятностного риска используются распределения экологических показателей (например, концентраций пестицида в воде и его токсичности для гидробионтов), которые охватывают весь их возможный диапазон. Результатом оценки такого риска является рассчитанная вероятность наступления неблагоприятного события при применении пестицида (гибель или угнетение развития нецелевого организма). Существенный недостаток оценки вероятностного риска – слишком большой объем требуемых экспериментальных данных, что ограничивает применение данного подхода в практике экологической оценки пестицидов.

Оценка детерминированного экологического риска пестицидов значительно проще (см. Раздел 5 «Оценка риска пестицидов для нецелевых организмов»), так как для нее требуются фиксированные значения показателей токсичности (LC_{50} , NOEC) для нецелевых организмов и знание концентраций пестицидов в природных объектах, где эти организмы обитают. Мерой детерминированного риска является отношение токсичность/концентрация. Неопределенность оценки детерминированного риска учитывают с помощью коэффициентов безопасности (запаса). Значения этих коэффициентов варьируют от 5 до 100 в зависимости от точности прогноза или экспериментального определения концентраций пестицидов в природных объектах. Практическим итогом оценки экологических рисков пестицидов является обоснование регламентов с нормами их применения, обеспечивающими безопасность пестицидов для окружающей среды.

1.7. Источники данных о пестицидах

Пестициды относятся к одной из наиболее изученных групп химикатов, применяемых человеком для своих нужд. Повышенное внимание к пестицидам обусловлено их токсичностью для людей, домашних животных, фауны и флоры дикой природы и тем, что они преднамеренно вносятся в окружающую среду. С момента открытия эффективной молекулы, исследования ее свойств, последующей регистрации пестицидных препаратов на ее основе и в процессе обращения накапливается достаточно большой массив данных о пестициде, отличающихся своей доступностью, степенью обобщения и формой изложения. В том или ином виде информация о пестицидах нужна разработчикам и регистрантам, государственным регулирующим и контролирующим органам, их потребителям и общественным экологическим организациям.

Практически все данные о пестициде с новым действующим веществом получают в процессе его разработки и регистрации. Перечень этих данных, их объем и степень детализации определяются регистрационными требованиями (см. Раздел 2), которые устанавливают национальные органы, регулирующие обращение пестицидов. Эти данные в Российской Федерации оформляются

регистрантом в виде «Сведений о пестициде» [22], а в странах ОЭСР и Европейском Союзе – как досье (Dossier) [23–25]. Большинство этих документов формируются на основе первичной информации – научно-исследовательских отчетов об испытаниях пестицида. Для пестицидных препаратов со «старыми» действующими веществами есть возможность уменьшить количество испытаний, приобретая данные у разработчика пестицида или используя открытые достоверные источники информации, например, постоянно обновляемую компьютерную базу данных PPDB [26], которая содержит в свободном доступе сведения о физико-химических свойствах, токсичности, экотоксичности, стойкости и подвижности в окружающей среде многих действующих веществ пестицидов.

На основании представленных регистрантом сведений (включая результаты регистрационных испытаний) эксперты национальных регистрирующих органов дают оценку регистрируемым пестицидам, в том числе, и экологическую. В России она документально оформляется в виде «Экспертного заключения по экологической оценке пестицида и регламентов его применения». В странах ОЭСР экологическая оценка действующих веществ пестицидов исчерпывающе представлена в виде отдельных разделов в так называемых монографиях («*Monograph*») [27]. В сокращенном виде информацию о свойствах действующих веществ пестицидов, утвержденных в Европейском Союзе, можно найти в обзорах Еврокомиссии («*Review report*»). Информация о пестициде, необходимая персоналу, который обеспечивает его безопасное обращение, содержится в «Паспорте безопасности химической продукции» [28]. Потребители пестицидов при выборе и применении пестицидного препарата руководствуются «Государственным каталогом пестицидов и агрохимикатов, разрешенных к применению на территории Российской Федерации» [8] и инструкцией по применению пестицида.

1.8. Нормирование пестицидов в окружающей среде

Среди нормативов в области охраны окружающей среды (№ 7-ФЗ «Об охране окружающей среды», Статья 21 [20]) для пестицидов наиболее применимы нормативы допустимого воздей-

ствия (НДВ). По сути, – это нормы применения пестицидов (кг/га), разработанные при исследовании их эффективности и последующей экологической оценки регламентов применения (№ 109-ФЗ «О безопасном обращении с пестицидами и агрохимикатами», Статья 9 [6]). Соблюдение этих норм и ограничений, которые приведены в инструкциях по применению и в «Государственном каталоге пестицидов» [8], обеспечивает низкие риски загрязнения пестицидами природных сред и воздействия на нецелевые организмы. Кроме того, показатели НДВ, пересчитанные на единицы концентраций (мг д.в./кг почвы), позволяют использовать их в качестве нормативов для мониторинга пестицидов в почве.

1.9. Список литературы

1. Горбатов, В.С., Матвеев Ю.М., Кононова Т.В. Экологическая оценка пестицидов: источники и формы информации // АгроXXI. 2008. № 1-3. С. 7–9.

2. Горбатов, В.С. О стратегии регулирования обращения пестицидов в Российской Федерации. Сборник материалов Всероссийской научно-практической конференции «Требования безопасности к пестицидам и агрохимикатам». Орел: Изд-во Орел ГАУ, 2009. С. 30–37.

3. Кононова, Т.В., Горбатов В.С. ОЭСР и регулирование обращения пестицидов // Защита и карантин растений. 2011. № 4. С. 7–9.

4. Горбатов, В.С., Кокорева А.А., Колупаева В.Н., Кононова Т.В. О реформе нормативно-методического обеспечения регистрации пестицидов в Российской Федерации (на примере их экологической оценки). Сборник материалов Международной научно-практической конференции «Проблемы регистрации и использования пестицидов в Украине». Киев: ЦП Компринт, 2012. С. 8–12.

5. Горбатов, В.С. Новые тенденции экологической оценки пестицидов при их регистрации в Российской Федерации. Экологическое нормирование и управление качеством почв и земель. Москва: НИИ-Природа, 2013. С. 193–195.

6. Федеральный закон от 19.07.1997 г. № 109-ФЗ «О безопасном обращении с пестицидами и агрохимикатами».

7. Приказ Минсельхоза России от 29 августа 2022 г. № 565 «Об утверждении порядка проведения экспертизы результатов регистрационных испытаний пестицидов и агрохимикатов».

8. Государственный каталог пестицидов и агрохимикатов, разрешенных для применения на территории Российской Федерации. Часть 1. Пестициды. Москва: Минсельхоз России, 2021, 799 с.

9. Федеральный закон от 23.11.1995 г. № 174-ФЗ «Об экологической экспертизе».

10. Постановление Правительства Российской Федерации от 7 ноября 2020 г. № 1796 «Об утверждении Положения о проведении государственной экологической экспертизы».

11. Постановление Правительства Российской Федерации от 5 сентября 2022 г. № 1562 «О внесении изменений в Положение о проведении государственной экологической экспертизы».

12. Приказ Минприроды России от 01.12.2020 г. № 999 «Об утверждении требований к материалам оценки воздействия на окружающую среду».

13. Технический регламент Евразийского экономического союза «О безопасности химической продукции» (ТР ЕАЭС 041/2017). Решение Совета Евразийской экономической комиссии от 3 марта 2017 г. № 19.

14. Постановление Правительства Российской Федерации от 11.09.2020 г. № 1407 «Об уполномоченных органах, ответственных за реализацию технического регламента Евразийского экономического союза «О безопасности химической продукции» в Российской Федерации».

15. Универсальная дорожная карта подготовки предприятий промышленности к вступлению в силу ТР ЕАЭС 041/2017. Москва: Ассоциация «НП КИЦ СНГ», 2019. 14 с.

16. Согласованная на глобальном уровне система классификации опасности и маркировки химической продукции (СГС) – Шестое пересмотренное издание. Нью-Йорк и Женева: ООН, 2016. 670 с.

17. ГОСТ Р 58473-2019. «Классификация опасности химической продукции. Общие требования». Москва: Стандартинформ, 2019. 32 с.

18. ГОСТ 32424-2013. «Классификация опасности химической продукции по воздействию на окружающую среду. Основные положения». Москва: Стандартинформ, 2014. 14 с.

19. Руководства ОЭСР по методам испытаний химикатов – URL: https://www.oecd-ilibrary.org/environment/oecd-guidelines-for-the-testing-of-chemicals_72d77764-en (дата обращения 15.07.2022).

20. Федеральный закон от 10.01.2002 г. №7-ФЗ «Об охране окружающей среды».

21. Verdonck, F., Souren A., Van Asselt M., Van Sprang P., Vanrolleghem P. Improving Uncertainty Analysis in European Union Risk Assessment of Chemicals // Integrated Environmental Assessment and Management. 2007. V. 3, No 3. P. 333–343.

22. Приказ Минсельхоза России от 31 июля 2020 г. № 442 «Об утверждении Порядка государственной регистрации пестицидов и агрохимикатов». Приложение 1.

23. OECD Guidance for Industry Data Submission on Plant Protection Products and their Active Substances. Main Document, Revision 2, May 2005, OECD Environment Directorate, Paris: OECD, 2005. 32 p.

24. Commission regulation (EU) No 283/2013 of 1 March 2013 setting out the data requirements for active substances, in accordance with Regulation (EC) No 1107/2009 of the European Parliament and of the Council concerning the placing of plant protection products on the market // Official Journal of the European Union. 2013. 84 p.

25. Commission regulation (EU) No 284/2013 of 1 March 2013 setting out the data requirements for plant protection products, in accordance with Regulation (EC) No 1107/2009 of the European Parliament and of the Council concerning the placing of plant protection products on the market // Official Journal of the European Union. 2013. 68 p.

26. Pesticide Property Database (PPDB). The Agricultural & Environmental Research Unit (AERU) at the University of Hertfordshire, Hatfield, Herts, UK: 2010. URL: <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/en/index.htm> (дата обращения: 15.07.2022).

27. OECD Guidance for Country Data Review Reports on Plant Protection Products and their Active Substances. Main Document, Revision 3, April 2008, OECD Environment Directorate. Paris: OECD, 2008. 26 p.

28. ГОСТ Р 58475-2019 Паспорт безопасности химической продукции. Общие требования. Москва: Стандартинформ, 2020. 14 с.

2. РЕГИСТРАЦИОННЫЕ ТРЕБОВАНИЯ К ДАННЫМ О ПЕСТИЦИДЕ

Гармонизированный перечень требуемых данных о регистрируемых пестицидах – это результат совместных усилий международных организаций (ОЭСР [1], ФАО и ВОЗ [2]), межгосударственных (ЕС [3,4]) и национальных органов, регулирующих эффективное и безопасное для человека и окружающей среды применение пестицидов. В Российской Федерации перечень требуемых данных (Сведения о пестициде) утверждается и периодически обновляется Министерством сельского хозяйства [5]. Информация, требуемая для экологической характеристики пестицида, представлена в разделе 6 «Сведений о пестициде» (табл. 2.1).

Таблица 2.1

Сведения о пестициде [5]

№ п/п	Содержание раздела
1	Основные сведения
2	Сведения по оценке биологической эффективности и безопасности препарата
3	Физико-химические свойства действующего вещества, его технического продукта и препаративной формы
4	Состав и характеристика препарата
5	Токсиколого-гигиеническая характеристика пестицида
6	Экологическая характеристика пестицида

Раздел 6 включает данные о поведении в окружающей среде и экотоксикологии действующего вещества (табл. 2.2) и препаративной формы пестицида (табл. 2.3). Они позволяют классифицировать опасности пестицида, прогнозировать его концентрации в почве, воде и воздухе и оценивать риски применения пестицидных препаратов для нецелевых организмов, обитающих в этих средах.

Таблица 2.2

Данные о поведении в окружающей среде и экотоксикологии действующего вещества пестицида, требуемые при его регистрации в РФ, ОЭСР и ЕС

Российская Федерация [5]	Организация Экономического Сотрудничества и Развития [1]*	Европей- ский Союз [3]*
6.1 Экологическая характеристика действующего вещества		
6.1.1 Химические вещества		
6.1.1.1 Поведение в окружающей среде	7	
6.1.1.1.1 Поведение в почве	–	7.1
6.1.1.1.1 а Пути и скорость разложения в почве	7.1	7.1.1–7.1.2
6.1.1.1.1 б Лабораторные исследования	7.2	
6.1.1.1.1 в Полевые исследования	7.3	
6.1.1.1.1 г Сорбция почвой	7.4.1, 7.4.2	7.1.3
6.1.1.1.1 д Подвижность в почве	7.4.3–7.4.8	7.1.4
6.1.1.1.2 Поведение в воде и воздухе	7.5–7.10	7.2 –7.3
6.1.1.1.2 а Пути и скорость разложения в воде	7.5 – 7.9	7.2.1–7.2.3
6.1.1.1.2 б Пути и скорость разложения в воздухе	7.10	7.3
6.1.1.1.3 Методы определения остаточных количеств в почве, воде и воздухе	7.11	7.4
6.1.1.1.4 Данные мониторинга	7.12	7.5
6.1.1.2 Экотоксикология	8	8
6.1.1.2.1 Птицы и млекопитающие	–	–
6.1.1.2.1 Птицы	8.1	8.1
6.1.1.2.1 б Млекопитающие	–	8.1.2
6.1.1.2.2. Водные организмы	–	8.2
6.1.1.2.2 а Рыбы	8.2	8.2.1–8.2.2
6.1.1.2.2 б Зоопланктон	8.3	8.2.4–8.2.5
6.1.1.2.2 в Водоросли	8.4	8.2.6
6.1.1.2.2 г Высшие водные растения	8.6	8.2.7
6.1.1.2.3 Медоносные пчелы	8.7	8.3.1
6.1.1.2.4 Дождевые черви	8.9	8.4.1
6.1.1.2.5 Почвенные микроорганизмы	8.10	8.5

* Номера разделов в соответствующих документах ОЭСР и ЕС [1, 3].

Таблица 2.3

**Данные о поведении в окружающей среде и экотоксикологии
препаративной формы пестицида, требуемые при регистрации
в РФ, ОЭСР и ЕС**

Российская Федерация [5]	Организация Экономического Сотрудничества и Развития [1]	Европей- ский Союз [4]
6.1 Экологическая характеристика пре- паративной формы		
6.1.1 Химические препараты		
6.2.1.1 Поведение в окружающей среде	9	9
6.2.1.1.1 Поведение в почве	9.1	9.1
6.2.1.1.1.1 Прогноз концентраций пести- цида и его миграции в почве	9.4	9.1.3
6.2.1.1.2 Поведение в воде	–	9.2
6.2.1.1.2.1 Прогноз концентраций пести- цида в грунтовых водах	9.6	9.2.4
6.2.1.1.2.2 Прогноз концентраций пести- цида в поверхностных водах	9.7	9.2.5
6.2.1.1.3 Поведение в воздухе	9.9	9.3
6.2.1.1.3.1 Прогноз концентраций пести- цида в воздухе	–	–
6.2.1.2 Экотоксикология	10	10
6.2.1.2.1 Птицы	10.1	10.1
6.1.1.2.2 Млекопитающие	10.3	10.1.2.1– 10.1.2.2
6.1.1.2.3 Водные организмы	10.2	10.2
6.1.1.2.4 Медоносные пчелы	10.4	10.3.1
6.1.1.2.5 Дождевые черви	10.6	10.4.1
6.1.1.2.6 Почвенные микроорганизмы	10.7	10.5

* номера разделов в соответствующих документах ОЭСР и ЕС [1,4]

Необходимо отметить, что для экологической оценки пестицидов также требуются некоторые данные из других разделов сведений о них (табл. 2.1):

– из Раздела 2 (Основные сведения) берутся регламенты (нормы и количество обработок) применения пестицидов, которые необходимы для оценки риска пестицидов и установления нормативов их допустимого воздействия на окружающую среду;

– физико-химические свойства (Раздел 3), такие как растворимость в воде (S), логарифм коэффициента распределения пестицида между октанолом и водой (lgKow), давление пара (Vp) – значения этих показателей используют в моделях поведения пестицидов в окружающей среде;

– токсиколого-гигиеническая характеристика (Раздел 5) – острая токсичность для млекопитающих (крыс) – эти данные применяют для оценки воздействия пестицидов на млекопитающих и птиц.

Степень детализации представляемых данных зависит от свойств регистрируемого пестицида, особенностей и условий его применения. Как правило, для более опасных пестицидов с высоким экологическим риском требуется более полная информация (например, результаты не только лабораторных, но и полевых исследований, расширенные экотоксикологические тесты). Подробно требуемые данные, методы их получения и обоснования необходимости проведения тестов представлены в нижеприведенных материалах (Разделы 2.1 и 2.2).

2.1. Экологическая характеристика действующего вещества (6.1)

2.1.1. Поведение в окружающей среде (6.1.1.1)

2.1.1.1. Поведение в почве (6.1.1.1.1)

Почва является основным накопителем пестицидов и временно барьером на пути их миграции в сопредельные среды (грунтовые и поверхностные воды, воздух, растения). Разложение, сорбция и миграция – три основных процесса поведения пестицидов в почве, определяющих длительность их сохранения в почве и возможность загрязнения ими других объектов окружающей среды.

2.1.1.1.1. Пути и скорость разложения (6.1.1.1.1 а)

Пестицид, попадающий в почву, подвергается разложению (благодаря микробиологической деградации, гидролизу, фотолизу), закреплению в почве в виде связанных (неэкстрагируемых) остатков и миграции в сопредельные среды (за счет испарения,

вымывания, поверхностного смыва и поглощения растениями). В результате этих процессов концентрация пестицида в почве уменьшается и появляются новые вещества – метаболиты. Основную роль в исчезновении пестицида из почвы обычно играет микробиологическое разложение. Вклад других факторов менее значим, хотя и не исключается полностью, например, для пестицидов, подверженных гидролитическому расщеплению. Стойкость пестицида к разложению в почве – важное свойство, влияющее на уровень его токсичности для почвенных организмов и миграцию в природные воды, атмосферный воздух и растения. Скорость разложения зависит как от свойств пестицида, так и внешних факторов окружающей среды (физико-химические и биологические свойства почвы, ее температура и влажность). Способность к разложению, зависящую от свойств пестицида и почв, изучают в стандартных лабораторных условиях, а его исчезновение из почвы в целом – в полевых опытах. Показателями скорости разложения и исчезновения пестицида из почвы являются соответствующие константы и более удобные производные из них – периоды полуразложения DT_{50} (лаб) и полуйсчезновения – DT_{50} (поле), а также значения DT_{90} (лаб) и DT_{90} (поле), которые соответствуют времени 90% разложения (исчезновения) пестицида в почве.

2.1.1.1.2. Лабораторные исследования (6.1.1.1.1 б)

Данные о метаболитах и скорости разложения действующего вещества в лабораторных контролируемых условиях необходимы для всех пестицидных препаратов, которые могут попадать в почву. Стандартные лабораторные условия позволяют сравнивать стойкость различных пестицидов, использовать значения DT_{50} (лаб) в качестве триггеров (показателей, определяющих принятие того или иного решения в процедуре регистрационных испытаний) и для классификации пестицидов по стойкости в почве.

Процедура определения скорости разложения и путей метаболизма действующего вещества пестицида в почве детально описана в руководстве ОЭСР [6] и соответствующем ГОСТе 32633-14 «Определение аэробной и анаэробной трансформации в почве» [7]. Тест проводят в проточной системе или в биометри-

ческих колбах, в темноте, при постоянных температуре (20°C) и влажности почвы, соответствующей потенциалу почвенной влаги $pF=2$. Концентрация действующего вещества пестицида в почве должна соответствовать максимально рекомендуемой норме его применения с учетом количества обработок. Для тестирования обычно используют недавно отобранные образцы почв 4-х типов разного гранулометрического состава, с pH 5,5–8,0, с содержанием органического углерода 0,5–2,5% и микробной биомассы не менее 1% от содержания органического углерода.

Длительность инкубации почв, обработанных действующим веществом пестицида, обычно составляет 120 суток. Через определенные промежутки времени образцы почвы отбирают (число сроков пробоотбора должно быть не менее шести, включая нулевой срок) для определения в ней содержания исследуемого вещества и продуктов его трансформации. Летучие продукты деградации собирают с использованием сорбирующих растворов или твердых сорбентов. Применение молекул пестицида, меченых изотопом углерода ^{14}C , позволяет также измерить скорость минерализации исследуемого вещества путем улавливания выделяющегося $^{14}CO_2$ и рассчитать материальный баланс пестицида в почве с учетом образования связанных остатков. Метаболиты действующего вещества должны быть идентифицированы, если их содержание составляет более 10 % от исходного количества исследуемого действующего вещества в любой момент тестирования.

Показатели DT_{50} и DT_{90} , характеризующие скорость разложения пестицида, получают из графиков зависимости C_t/C_0 (%) от времени t (сутки) или, что более точно, рассчитывают по уравнению кинетики 1-го порядка:

$$C_t = C_0 \cdot e^{-kt},$$

и соотношений:

$$DT_{50} = \ln 2/k \text{ и } DT_{90} = \ln 10/k,$$

используя уравнение регрессии между $\ln C_t/C_0$ и t ,

где C_0 – исходное содержание пестицида в почве, мг/кг;

C_t – содержание пестицида в почве в момент времени t , мг/кг;

t – время, сутки;

k – константа скорости разложения, сутки⁻¹;

e – основание натурального логарифма.

Аппроксимация динамики разложения простым уравнением кинетики 1-го порядка считается удовлетворительной, если коэффициент детерминации уравнения регрессии $r^2 \geq 0,7$. Если это не так, то рекомендуется использовать другие кинетические модели, например, двухфазную кинетику 1-го порядка [8].

2.1.1.1.3. Полевые исследования (6.1.1.1.1 в)

В полевых условиях скорость разложения пестицидов в почве, за редким исключением выше, чем в лаборатории. Более быстрое исчезновение пестицидов в естественных условиях может происходить за счет фотолиза и благодаря влиянию внешних факторов, способствующих их рассеиванию в сопредельные среды. По этим причинам испытания по исчезновению пестицида из почвы в полевых условиях проводят только для стойких действующих веществ с периодом полуразложения в лабораторных условиях $DT_{50 \text{ (лаб)}}$ больше 60 суток хотя бы для одной из исследованных в лаборатории почв. Поскольку состав препарата пестицида практически не влияет на способность его действующего вещества сохраняться в почве, то объектом полевых испытаний служит одна из препаративных форм, а результаты испытания могут быть распространены и на другие препараты с тем же действующим веществом.

Полевой деляночный опыт

Полевые испытания по исчезновению пестицида из почвы обычно выполняют в соответствии с общепринятыми руководствами, например, ОЭСР [9] или международного Общества по токсикологии и химии окружающей среды (SETAC) [10]. Последнее рекомендует проводить опыты в 4-х геолокациях (регионах) на типичных почвах, где в дальнейшем предполагается применение пестицида. Подготовленные делянки без растительности площадью около 100 м² обрабатывают максимально рекомендуемой нормой применения пестицида с учетом количества обработок. Для обработки почвы используют откалиброванный опрыскиватель и разбавленный водный рабочий раствор препарата пестицида из расчета его расхода 200–400 л/га. Смешанные об-

разцы почвы отбирают буром диаметром 2–5 см по слоям 0–10, 10–20 и 20–30 см с 10–20 точек делянки через 6 временных промежутков, включая нулевой срок. Во время опыта с делянки периодически удаляют сорную растительность и ведут метеонаблюдения (прежде всего, за влажностью и температурой почвы). Образцы почв до анализа хранят при температуре -18°C . Показатели $\text{DT}_{50(\text{поле})}$ и $\text{DT}_{90(\text{поле})}$, характеризующие скорость исчезновения пестицида в полевых условиях, рассчитывают, как и для лабораторных опытов, используя уравнение кинетики 1-го порядка.

Полевой колоночный опыт

Более удобной и точной, по сравнению с деляночным опытом, является техника полевого колоночного эксперимента, когда пестицид наносится равномерно по всей площади поверхности колонки (трубы), предварительно забитой в почву. Данная методика позволяет точно дозировать количество внесенного в почву пестицида и исключает его поверхностный смыв, что дает возможность более корректно оценить показатели скорости исчезновения и миграции действующего вещества препарата в почве. Перед началом эксперимента отбирают смешанный образец почвы с глубины 0–20 см с того участка, где предполагается проводить опыт. Почву высушивают до воздушно-сухого состояния, измельчают на мельнице и пропускают через сито с диаметром отверстий 2 мм. В одноразовые стаканчики берут навески почвы по 50 г, которые обрабатывают водным раствором препарата с максимально рекомендуемой нормой применения пестицида с учетом количества обработок и площади поперечного сечения колонки (диаметр – 100 мм). Обработанную почву в стаканчиках тщательно перемешивают и переносят в полиэтиленовые пакеты, два из которых помещают в морозильную камеру до последующего анализа (срок 0 суток). На типичном ровном участке поля (без растений) в почву с помощью стальной насадки и молотка забивают трубы из полипропилена (с внутренним диаметром 100 мм, длиной 300 мм) таким образом, чтобы над поверхностью почвы оставался край колонки высотой около 1 см. Колонки размещают друг от друга на расстоянии около 1 м. На выровненную поверхность почвы в колонке равномерно высыпают из полиэтиленовых пакетов обработанную препаратом навеску почвы, слегка ее уплотняют и засыпа-

ют сверху 1 см слоем необработанной почвы. Образцы почвы отбирают через 7, 14, 28, 56, 84 суток, выкапывая колонки с помощью лопаты. В лабораторных условиях колонки разделяют на три слоя по 10 см высотой. Образцы слоев взвешивают и отбирают среднюю пробу (100–200 грамм) для определения влажности почвы и последующего анализа пестицида.

Учет влияния температуры и влажности почвы на скорость разложения пестицида в полевых условиях

Хотя полевые опыты предполагают более реальные условия изучения поведения пестицидов в почве, они не всегда пригодны для сравнения данных по их стойкости, особенно, если опыты были проведены в экстремальных метеоусловиях. Температура и влажность почвы – основные и наиболее переменные факторы внешней среды, влияющие на изменение скорости микробиологического и химического разложения пестицида во время проведения полевого опыта. Чтобы нивелировать их влияние, используют процедуру нормализации показателей $DT_{50(поле)}$ и $DT_{90(поле)}$, рассчитывая их новые значения $DT_{50(поле_норм)}$ и $DT_{90(поле_норм)}$ для стандартной температуры (20°C) и влажности почвы, соответствующей $pF=2$. Предложено несколько вариантов нормализации [8], но все они используют уравнения Аррениуса и Уолкера, описывающие, соответственно, зависимости скорости разложения вещества от температуры и влажности и входящие в состав моделей поведения пестицидов в почве, например, PEARL [11].

2.1.1.1.4. Сорбция почвой (6.1.1.1.1 г)

Сорбция пестицидов почвами, наряду с разложением, является процессом во многом определяющим их поведение и концентрации в почве и сопредельных средах. От способности почвы сорбировать пестицид зависят его миграционный потенциал и скорость разложения, доступность растениям и почвенным организмам и, как следствие, проявление токсичности пестицида для этих организмов. Количественными показателями сорбции пестицида почвой обычно служат коэффициент распределения K_d или коэффициент сорбции уравнения Фрейндлиха K_f и их значения, нормированные по содержанию органического углерода в почве ($K_{d_{oc}}$ или K_{oc} , $K_{f_{oc}}$). Эти показатели обязательны практи-

чески для всех действующих веществ регистрируемых пестицидов. Их используют для сравнения и классификации подвижности пестицидов, а также в качестве входных параметров моделей поведения пестицидов в почве. Теория процесса сорбции пестицидов почвами, ее особенности, методы измерения показателей, ограничения их использования детально представлены в двух классических обзорах [12, 13].

Краткое описание метода определения коэффициентов сорбции

Количественно коэффициенты сорбции пестицидов почвами определяют согласно руководству ОЭСР [14] или ГОСТу [15]. Конкретные примеры измерения коэффициентов сорбции пестицидов можно найти в российских публикациях [16, 17], а образец оформления краткого отчета для регистрационных целей – в разделе 5 Приложения 7 соответствующего руководства ОЭСР [18].

Метод определения показателя сорбции пестицидов почвами характеризуется следующими параметрами [15]:

- широкое соотношение почва/раствор (обычно 1:5);
- комнатная температура (20–25°C);
- несколько (не менее пяти) исходных концентраций действующего вещества пестицида в воде, охватывающих интервал в два порядка;
- достаточно быстрое время установления равновесия в распределении пестицида между твердой и жидкой фазами почвы (взбалтывание суспензии обычно не превышает 24 часов);
- тестирование нескольких типов почв с широким диапазоном содержания органического вещества, с разным гранулометрическим составом и рН.

Коэффициент распределения K_d (л/кг) (в случае линейной зависимости между сорбированным количеством пестицида Q (мг/кг) и его равновесной концентрацией в растворе C_e (мг/л)) рассчитывают по формуле:

$$K_d = Q/C_e$$

Если эта зависимость не линейна, то в качестве показателя сорбции используют коэффициент K_f , рассчитанный по изотерме Фрейндлиха [15].

Связь между величиной сорбции и содержанием органического вещества в почве

Многочисленные измерения коэффициентов сорбции показали очень тесную зависимость величины сорбции пестицидов от содержания органического вещества в почве. Особенно это касается неполярных неионогенных молекул большинства пестицидов, которые хорошо сорбируются гидрофобными поверхностями гумусовых веществ почв. Для таких пестицидов коэффициенты сорбции $K_{d_{oc}}$ или $K_{f_{oc}}$ нормируют по содержанию органического углерода в почве ($C_{org}, \%$):

$$K_{oc(foc)} = K_{d_{oc}} (K_{f_{oc}}) \cdot 100 / C_{org}$$

Нормированные коэффициенты сорбции пестицидов $K_{oc(foc)}$ являются универсальными показателями, позволяющими рассчитать их K_d или K_f для любой другой почвы с известным содержанием органического углерода. Значения $K_{oc(foc)}$ для конкретных пестицидов приведены в регистрационных досье, а также (практически для всех действующих веществ) – в наиболее известных базах данных свойств пестицидов (например, в PPDB [19]).

Влияние pH почв на сорбцию пестицидов

Некоторые пестициды являются слабыми кислотами или основаниями. В отличие от неионогенных молекул пестицидов, pH почв может существенно влиять на сорбционную способность таких ионизируемых пестицидов, которые в почве в зависимости от ее pH и pK_a/pK_b пестицидов представлены не только незаряженными молекулами, но также катионами или анионами. Величина pH определяет соотношение молекулярной и заряженной форм пестицида и заряд компонентов почвенно-поглощающего комплекса, от чего зависит механизм связывания пестицида. При низких значениях pH слабая кислота существует, в основном, в виде нейтральных молекул, поэтому сильно сорбируется органической частью почвы. При высоких значениях pH слабые кислоты находятся, главным образом, в виде анионов, поэтому их сорбция уменьшается. Аналогично происходит со слабыми основаниями, только они при высоких значениях pH существуют в виде нейтральных молекул, а при низких – как катионы.

Для ионизируемых молекул пестицидов возможен расчет так называемых псевдо коэффициентов сорбции, нормированных по содержанию органического углерода, но с поправками на их диссоциацию [20, 21]. Похожий алгоритм расчета K_f , учитывающий гидрофобный и электростатический механизмы поглощения ионизируемых пестицидов почвами, используется моделью PEARL [11] и позволяет дать более точный прогноз концентраций таких пестицидов в почве.

2.1.1.1.5. Миграция в почве (6.1.1.1.1 д)

Лабораторные колоночные опыты

Лабораторные колоночные опыты используются для сравнительной оценки миграционной способности пестицидов в почве и являются промежуточным звеном между статичными равновесными исследованиями по сорбции их действующих веществ (см. Раздел 2.1.1.1.4) и лизиметрическими/полевыми экспериментами по миграции пестицидов (см. ниже). Обычно колоночные опыты не обязательны при регистрации пестицидов и рекомендуются только для потенциально высокоподвижных ($K_{oc} < 25$ л/кг) и/или нестойких действующих веществ, которые быстро разлагаются в процессе сорбционных экспериментов. Полезной бывает дополнительная информация, получаемая в колоночных опытах с так называемыми «состаренными остатками», которая позволяет судить о подвижности не только действующих веществ пестицидов, но и продуктов их трансформации – метаболитов.

Метод детально описан в руководстве ОЭСР [22] и в идентичном ему ГОСТе 33043-2014 «Вымывание из почвенных колонок» [23]. Колонку из инертного материала заполняют почвой, затем ее насыщают снизу водой и наносят на поверхность почвы раствор тестируемого действующего вещества пестицида или его препарата. Количество вносимого пестицида должно соответствовать максимально рекомендуемой норме его однократного применения. Потом почвенные колонки промывают водным раствором $CaCl_2$, имитирующим осадки, а вытекающий из колонок фильтрат собирают. По окончании промывки почву из колонки разделяют на несколько слоев и, как и фильтрат, анализируют на наличие тестируемого вещества.

Для колоночных экспериментов используют просеянные через сито 2 мм почвы трех-четырех типов с различными величинами pH, содержания органического углерода и разным гранулометрическим составом. Тест проводят в темноте при комнатной температуре. В качестве искусственных осадков используют 0,01 М раствор CaCl_2 , который непрерывно наносят на поверхность колонки в количестве, соответствующем 200 мм за 48 часов.

Для опытов с вымыванием состаренных остатков используют один тип почвы. На ее поверхность наносят 2 см слой почвы с состаренными остатками меченого радиометкой тестируемого вещества, которую предварительно инкубируют во влажном состоянии в течение периода полураспада данного пестицида. Процедура вымывания состаренных остатков аналогична описанной выше.

Количества тестируемого пестицида, его метаболитов и вещества сравнения выражают в процентах от исходно внесенной дозы пестицида для каждого слоя почвы и фракции фильтрата. Показателем подвижности пестицида в колонках служит коэффициент относительной подвижности RMF, равный отношению расстояний миграции в колонке тестируемого пестицида (см) и вещества сравнения с известной подвижностью, например, атразин или монурон, которые относят к пестицидам со средней подвижностью в полевых условиях. Коэффициент RMF помогает оценить необходимость проведения лизиметрических и полевых опытов для пестицидов с высоким потенциалом миграции в грунтовые воды.

Лизиметрические исследования

Лизиметрические исследования пестицидов в почве наиболее приближены к реальным полевым условиям, в которых они применяются и перераспределяются в другие среды и, прежде всего, в грунтовые воды. Лизиметры дают возможность изучать миграцию пестицидов в естественных климатических условиях, в почвах ненарушенного сложения и в микробиологическом состоянии, присущем натурным почвам. Однако из-за трудоемкости и высокой стоимости применение лизиметрического метода ограничивается пестицидами с высоким риском загрязнения грунтовых вод, определяемым по данным прогноза концентраций пе-

стицидов в стоке из почв (см. Раздел 4.2). Основанием для проведения лизиметрических опытов является превышение прогнозируемой концентрации в стоке из почв над его предельно допустимой концентрацией в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования [24, 25].

Лизиметр – устройство для сбора почвенного раствора, профильтровавшегося через почву. Оно позволяет собирать пестицид, находящийся в жидкой фазе почвы, для последующего анализа и оценки миграции пестицида за пределы почвенного профиля в грунтовые воды. Обычно лизиметр представляет собой почвенный монолит ненарушенного сложения площадью не менее 0,5–1,0 м² и глубиной 1–1,5 м, помещенный в контейнер из инертного материала, с проницаемым для фильтрата дном и устройством для сбора почвенного раствора. Описание типичных лизиметров, используемых для изучения миграции пестицидов в жидкой фазе почвы, можно найти в соответствующем руководстве ОЭСР [26]. В Российской Федерации ограниченные лизиметрические исследования пестицидов проводятся на больших лизиметрах факультета почвоведения МГУ имени М.В. Ломоносова [27–29].

2.1.1.2. Поведение в воде и воздухе (6.1.1.2)

Поведение пестицидов в воде отличается не меньшим многообразием процессов (гидролиз, фотолиз, биodeградация, сорбция донным осадком) и влияющих на них факторов, чем в почве. В атмосферном воздухе основными процессами, определяющими поведение и концентрации пестицидов, являются испарение и фотodeградация.

2.1.1.2.1. Пути и скорость разложения в воде (6.1.1.2 а)

Концентрация попавшего в водоем пестицида уменьшается за счет гидролиза, фотолитического разложения и биологической трансформации. Вклад этих процессов в водную деградацию пестицида зависит от его физико-химических свойств и условий окружающей среды. Наиболее реалистичным лабораторным тестом является исследование трансформации пестицида в системе вода/донный осадок. Этот тест позволяет получить информацию

о скоростях разложения пестицида (DT_{50}) в воде, донном осадке и в системе вода/донный осадок в целом. Эти данные используются в качестве входных параметров моделей прогноза концентраций пестицида в поверхностных водах (см. Раздел 4.3). Каждый из ниже описанных методов также дает возможность исследовать пути деградации (метаболизм) пестицидов в водной среде.

Гидролиз

Гидролиз пестицида – это химическая реакция его взаимодействия с водой, при которой происходит абиотическое разложение действующего вещества пестицида с образованием новых соединений (метаболитов). Показателем скорости гидролиза пестицида (DT_{50}) является время, за которое разлагается 50% тестируемого вещества. Метод определения DT_{50} подробно описан в руководстве ОЭСР [30] и соответствующем ему ГОСТе 32382-2013 [31]. Скорость гидролиза пестицида определяют в темноте в стерильных водных буферных растворах (рН 4,0, 7,0 и 9,0) при температуре 20°C или 25°C. Через определенные промежутки времени буферные растворы анализируют на содержание тестируемого вещества и продуктов гидролиза. DT_{50} рассчитывают по уравнению кинетики 1-го порядка. Для удобства идентификации метаболитов рекомендуется использовать тест-вещество с радиоактивной меткой (например, ^{14}C).

Фотохимическое разложение

Данные о фотолизе пестицида в воде необходимы для гидролитически стойких действующих веществ с коэффициентом молярного поглощения более 10 л/моль × см при длине волны ≥ 295 нм. Процедура изучения фотолиза описана в руководстве ОЭСР [32] и в ГОСТе 32434-2013 [33]. В практике регистрации пестицидов она применяется редко ввиду незначительного вклада фотолиза в общий процесс водной деградации пестицидов из-за высокой мутности воды поверхностных водоемов.

Разложение в системе вода/донный осадок

Детальное описание теста приведено в руководстве ОЭСР [34] и в идентичном ГОСТе [35]. Испытание проводят в биометрической установке, представляющей собой закрытый стеклянный цилиндр с внутренним диаметром около 10 см и высотой

15–20 см, оснащенный мешалкой, устройствами для вентиляции и ловушками CO_2 или CH_4 . В установку помещают донный осадок толщиной 2,5 см и слой воды 10 см. Для проведения теста используют два вида свежесобранных донных отложений, отличающихся по содержанию органического углерода и гранулометрическому составу. Воду отбирают из тех же мест, что и донные осадки. Эксперимент проводят в темноте при комнатной температуре, чтобы избежать цветения воды из-за развития водорослей. Для вентиляции при аэробных условиях используют воздух, при анаэробных – азот. Количество биометрических установок должно быть равно количеству пробоотборов (5–6) и учитывать контрольный тест и повторности опыта (обычно две). Применяемая для испытаний доза пестицида обычно соответствует его максимально возможной концентрации в воде при непреднамеренной обработке водоема тестируемым пестицидом. Эксперимент продолжают до тех пор, пока разложится не менее 90% исследуемого вещества. После каждого пробоотбора воды и донного осадка определяют в них концентрации пестицида и возможные продукты его деградации (если использовали меченный ^{14}C пестицид). Выходной информацией теста являются периоды полуразложения DT_{50} и 90% разложения DT_{90} пестицида в воде, донном осадке и в системе вода/донный осадок, которые рассчитывают по уравнению кинетики 1-го порядка.

2.1.1.2.2. Пути и скорость разложения в воздухе (6.1.1.1.2 б)

Испарение пестицида – его переход в газовую фазу и атмосферный воздух во время применения, а также с поверхности обработанных пестицидом растений и почвы. Этот процесс следует отличать от воздушного сноса аэрозоля пестицида (см. Раздел 4.3.1) и последующей его седиментации вблизи обработанного поля. Снос аэрозоля является локальным (максимум – десятки метров) и непродолжительным процессом (несколько минут), тогда как транспорт испаренного пестицида может быть глобальным явлением и достигать тысяч километров. Считается, что снос для преобладающего большинства пестицидов – более значимый фактор их воздушного переноса за пределы обрабатываемого поля, чем миграция пестицидов в виде пара [36]. Несмотря на то,

что значимость загрязнения воздуха пестицидами существенно ниже, чем почвы и воды, за последние двадцать лет разработаны критерии оценки опасности загрязнения воздуха пестицидами, определены механизмы их переноса и трансформации, предлагаются модели прогноза концентраций пестицидов в воздухе.

Пути поступления пестицидов в атмосферный воздух

Пестициды могут поступать в атмосферный воздух, испаряясь из аэрозоля, почвы и поверхности листьев растений. Величина испарения пестицида из капель аэрозоля зависит от физико-химических свойств пестицида, регламента и техники его применения, метеоусловий. На испарение пестицида с поверхности почв дополнительно влияют такие процессы, как его сорбция почвой, миграция в нижележащие слои и разложение. Более значимо испарение пестицида с поверхности листьев обработанных растений, которое может в три раза превышать испарение из почвы [36].

Трансформация пестицидов в воздухе

Для большинства пестицидов основными процессами трансформации в атмосфере являются прямая и непрямая фотодеградация. Прямая фотодеградация – это такой же процесс разложения пестицида, который происходит в воде и почве под действием световой энергии. Непрямой фотолиз – процесс взаимодействия пестицидов с фотолитически генерируемыми радикалами (прежде всего, OH^*) на границе атмосферы и тропосферы. Среди реакций непрямого фотолиза преобладают взаимодействия радикала OH^* с двойными и тройными связями, а также с ароматическими кольцами молекул пестицидов, что приводит к их разрыву и/или образованию гидроксиароматических соединений. Конечными продуктами непрямого фотолиза пестицидов являются более полярные и растворимые в воде соединения, которые подвергаются дальнейшей деградации вплоть до воды и CO_2 , сорбируются аэрозолями и вымываются из атмосферы дождем.

Показатель скорости непрямого фотодеградации пестицидов (DT_{50}), как правило, оценивают, используя подход SAR (Structure Activity Relationships) и соответствующую программу AOP (Atmospheric Oxidation Program), обычно называемую «расчетами

Аткинсона» [37]. Если DT_{50} больше двух дней, то пестицид считается фотолитически стойким и способным к дальнему трансграничному переносу.

Характеристики способности пестицидов к испарению

Основной фактор, влияющий на испарение пестицида, – давление пара V_p его действующего вещества. Хотя этот показатель характеризует испарение конденсированного чистого вещества с инертной поверхности, тем не менее, он широко используется для классификации способности пестицидов к испарению в окружающую среду в целом [38] или дифференцированно при оценке испарения пестицидов с поверхности почв и растений [39]. Значения $V_p > 10^{-3}$ Па для почвы и $> 10^{-5}$ Па для растений, рекомендуются в качестве триггеров при определении необходимости проведения дополнительных исследований или специальных мероприятий по уменьшению испарения пестицидов (например, заделка пестицида в почву).

Еще одним показателем, характеризующим способность пестицида испаряться, является константа Генри, которая служит мерой летучести действующего вещества из разбавленных водных растворов, что близко к условиям применения и состоянию пестицида в природной обстановке. Константу Генри рассчитывают по формуле:

$$H = V_p / C,$$

где V_p – давление пара, Па;

C – концентрация вещества в воде, моль/л.

Чаше пользуются безразмерными значениями константы Генри и в этом случае ее рассчитывают следующим образом:

$$H = C_p / S$$

$$C_p = (M \cdot V_{p20} \cdot 293) / (22,4 \cdot 100000 \cdot 273),$$

где C_p – концентрация вещества в паре, г/л;

S – растворимость вещества в воде, г/л;

M – молекулярная масса;

V_{p20} – давление пара при 20°C

2.1.1.3. Методы определения остаточных количеств в почве, воде и воздухе (6.1.1.1.3)

Методы анализа пестицидов в объектах окружающей среды необходимы для определения показателей их стойкости, подвижности и экотоксичности в процессе разработки и регистрации пестицидов, а также в послерегистрационный период для мониторинга. Ниже кратко описаны основные термины, характеризующие методы анализа пестицидов, особенности валидации этих методов в Российской Федерации и требования, предъявляемые к их метрологическим характеристикам. При подготовке этого раздела использованы материалы ЕАЭС [40], российские [41, 42] и зарубежные источники [43–45].

Термины

Валидация метода – подтверждение его пригодности в соответствии с требуемыми метрологическими характеристиками.

Предел обнаружения – минимальная концентрация или количество вещества в пробе, сигнал которого можно надежно отличить от фоновых сигнала матрицы.

Предел определения – наименьшая испытанная концентрация вещества, для которой возможно количественное определение согласно установленным метрологическим характеристикам.

Извлечение (открываемость) – доля вещества, выраженная в процентах, от добавленного к образцу соответствующей матрицы анализируемого вещества известной концентрации.

Градуировка – установление линейной корреляции между откликом прибора и концентрацией анализируемого вещества в образце.

Повторяемость – близость результатов анализа, проведенных в одной лаборатории в идентичных условиях в течение короткого промежутка времени и характеризующихся среднееквadrатичным отклонением.

Воспроизводимость – близость независимых результатов анализа, проведенных на идентичных объектах в разных лабораториях и характеризующихся среднееквadrатичным отклонением.

Линейность отклика – наличие прямой пропорциональной зависимости аналитического сигнала от концентрации определяе-

мого вещества в образце в пределах диапазона определяемых концентраций.

Диапазон определяемых концентраций – интервал между наибольшей и наименьшей концентрациями вещества в образце, для которого соблюдаются требуемые метрологические характеристики метода.

Специфичность – способность метода однозначно определять анализируемое вещество независимо от других веществ, присутствующих в испытуемом образце.

Особенности валидации методов анализа пестицидов в РФ

В Российской Федерации методы анализа регистрируемых пестицидов проходят процедуры валидации, их оформления и утверждения в виде «Методических указаний (МУК) по определению остаточных количеств пестицидов в продуктах питания, объектах окружающей среды и биологических средах», которые относятся к компетенции Роспотребнадзора (п. 5.1.2.1 «Сведений о пестициде» [5]). Эти же методические указания рекомендуются при экологической оценке пестицидов для определения их остаточных количеств в почве, воде и воздухе (п. 6.1.1.1.3 «Сведений о пестициде» [5]). На стадии регистрации пестицидов в Российской Федерации при их экологической оценке допускается использование оригинальных методик иностранных регистрантов, подготовленных согласно руководствам ОЭСР [43, 44] и Европейского Союза [45] и разработанных в лабораториях, аккредитованных в соответствии с принципами надлежащей лабораторной практики (GLP).

Требуемые метрологические характеристики методов

Предел определения метода анализа пестицида:

- в почве не должен превышать значения показателей токсичности (LC_{50} , NOEC) для почвенных организмов (обычно не более 0,05 мг/кг);

- в воде поверхностных водоемов не должен быть выше 1/2 его предельно-допустимой концентрации в источниках санитарно-бытового водопользования [46], которая устанавливается на основании данных его токсиколого-гигиенической характеристики (Раздел 5, п.5.1.в) [5], а также превышать значения показателя

токсичности (LC_{50} , EC_{50} , NOEC) для наиболее чувствительного для данного пестицида вида гидробионтов;

– в воздухе не должен быть выше 1/2 его предельно-допустимой концентрации в атмосферном воздухе [46], которая устанавливается на основании данных его токсиколого-гигиенической характеристики (Раздел 5, п.5.1.6) [5].

Некоторые метрологические параметры методов анализа (повторяемость, извлечение) ухудшаются при низких концентрациях пестицидов в природных объектах. Допустимые значения этих параметров в зависимости от концентраций пестицидов приведены в табл. 2.4.

Таблица 2.4

Требуемые метрологические характеристики метода, зависящие от концентрации пестицида в объектах окружающей среды

Концентрация пестицида в объекте	Повторяемость (коэффициент варьирования), %	Извлечение, %
$< 0,001$ мг/кг,л	< 35	50–120
$> 0,001$ мг/кг,л $\leq 0,01$ мг/кг,л	< 30	60–120
$> 0,01$ мг/кг,л $\leq 0,1$ мг/кг,л	< 20	70–120
$> 0,1$ мг/кг,л ≤ 1 мг/кг,л	< 15	70–110
> 1 мг/кг,л	< 10	70–110

2.1.1.4. Данные мониторинга (6.1.1.1.4)

Регистрационные испытания новых пестицидов не всегда дают возможность в полной мере оценить их влияние на окружающую среду, так как они краткосрочны, проводятся в лабораторных условиях или на ограниченных площадях (делянках). Поэтому для некоторых наиболее опасных пестицидов рекомендуется послерегистрационный мониторинг в объектах окружающей среды. Такой мониторинг обычно осуществляется и финансируется в рамках межгосударственных и национальных программ, планов и исследований по контролю пестицидов в сельскохозяйственной продукции [47], почвах [48], грунтовых [49, 50] и поверхностных водах [51], а также по учету случаев отравления нецелевых видов организмов [52].

В Российской Федерации государственный мониторинг пестицидов (прежде всего, в растениеводческой продукции) организует и проводит Федеральная служба по надзору и благополучию человека (Роспотребнадзор), которая в своих действиях по контролю пестицидов руководствуется гигиеническими нормативами содержания пестицидов в объектах окружающей среды [46]. Ведомством, уполномоченным за экологический мониторинг пестицидов в почвах и поверхностных водах, является Федеральная служба по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (Росгидромет). К компетенции Росгидромета относятся разработка программ и методов экологического мониторинга пестицидов [53, 54] и осуществление практической деятельности по его проведению [55, 56]. Участие регистрантов в программах послерегистрационного государственного экологического мониторинга пестицидов связано с разработкой аналитических методов их контроля в объектах окружающей среды (см. Раздел 2.1.1.3).

Пестициды, приоритетные для экологического мониторинга

Чтобы контролировать и уменьшить влияние веществ-загрязнителей на окружающую среду (атмосферный воздух, воду и почву) государством за последние годы принят ряд регулирующих мер. Прежде всего, Правительством РФ установлен «Перечень загрязняющих веществ, в отношении которых применяются меры государственного регулирования» [57], а, следовательно, и проведение мониторинга на федеральном уровне. Среди более трехсот таких веществ есть пятнадцать пестицидов, загрязняющих воду (альдрин, атразин, гексахлорбензол, ГХЦГ, 2,4-Д, дильдрин, каптан, карбофос, ДДТ и его метаболиты, прометрин, симазин, трифлуралин, ТХАН, фозалон), и восемь – почву (глифосат, ДДТ и его метаболиты, дикамба, 2,4-Д, карбофос, МЦПА, паратион-метил, прометрин).

Росгидрометом для мониторинга в поверхностных водах рекомендуется 21 пестицид – ацетохлор, гексахлорбензол, ГХЦГ, глифосат, 2,4-Д, ДДТ, дельтаметрин, десмедифам, диазинон, дикамба, диметоат, лямбда-цигалотрин, малатион, металаксил, тебуконазол, трифлуралин, фенмедифам, флуазифоп-П-бутил, фозалон, хлорсульфурон, циперметрин [53]. В почвах Росгидромет

контролирует 16 пестицидов – ДДТ и его метаболиты, ГХЦГ, гексахлорбензол, паратион-метил, атразин, симазин, прометрин, 2,4-Д, трифлуралин, трихлорацетат натрия, далапон, пиклорам [54]. Общее количество пестицидов, рекомендуемых для федерального экологического мониторинга в поверхностных водах и почвах, составляет 33 действующих вещества. Однако следует отметить недостаточную актуальность этого перечня, так как в настоящее время 13 из 33-х выше перечисленных веществ исключены из «Государственного каталога пестицидов и агрохимикатов», разрешенных для применения на территории Российской Федерации [58]. Кроме того, не совсем понятна логика формирования списков приоритетных для регулирования пестицидов, основанная на экспертной оценке. Например, рекомендуемый для мониторинга гербицид дикамба – нестойкое, малотоксичное и не склонное к биоаккумуляции вещество изначально менее опасный загрязнитель водоемов и почв, чем десятки других пестицидов. И, напротив, в перечнях для приоритетного регулирования отсутствуют зарегистрированные в России пестициды с гораздо более высоким уровнем риска для нецелевых организмов.

Очевидно, что для формирования списка приоритетных пестицидов, подлежащих первоочередному регулированию, необходим более объективный и научно-обоснованный подход сравнительной оценки негативного воздействия пестицидов на нецелевые организмы. Он должен базироваться не только на показателях токсичности пестицидов, но и учитывать концентрации пестицидов в воде, почве и их способность к биоаккумуляции. Чтобы объединить разнородные данные в один удобный показатель – индикатор риска, применяют разнообразные методы их агрегирования. В последние годы интерес к агрегированным показателям, как относительно простым и доступным инструментам планирования риска и принятия решений, значительно вырос как со стороны органов, регулирующих регистрацию и применение пестицидов, так и со стороны их потребителей. Неудивительно, что уже предложены десятки таких индикаторов, предприняты попытки их систематизации и выбора наиболее приемлемых (см., например, проект Европейского Союза «CAPER» [59]).

В Российской Федерации также предложен простой и понятный метод ранжирования пестицидов по их рискам для водных организмов [60] с использованием: 1) имеющихся доступных и достоверных данных по токсичности двухсот действующих веществ пестицидов для гидробионтов и их биоаккумуляции [19]; 2) максимальных спрогнозированных концентраций пестицидов в поверхностных водах (см. Раздел 4.3); 3) обобщения данных для расчета агрегированных индикаторов риска.

2.1.2. Экотоксикология действующего вещества (6.1.1.2)

Экотоксичность пестицидов – способность пестицидов оказывать неблагоприятное токсическое действие на нецелевые организмы дикой природы. Как правило, тестовыми видами являются наиболее представительные, чувствительные, значимые для экологических систем и нужд человека, а также удобные для лабораторных исследований виды организмов. Перечень индикаторных видов организмов для экотоксикологической характеристики пестицидов, как и методы их тестирования (см. Раздел 1.4 и Приложение 1), гармонизированы на мировом уровне и практически одинаковы во всех развитых странах мира (см. Раздел 2).

Экотоксикологическая характеристика пестицида включает в себя информацию о его острой (краткосрочной) и хронической (долгосрочной) токсичности для индикаторных групп нецелевых организмов – птиц, млекопитающих, водных организмов (рыб, зоопланктона, водорослей, высших водных растений), пчел, почвенных организмов (дождевых червей и микроорганизмов). В какой-то степени значения показателей экотоксичности действующих веществ пестицидов являются константными величинами, так как определены в аккредитованных лабораториях, по единым методикам ОЭСР и ГОСТам и опубликованы в открытых достоверных источниках (PPDB [19], ECOTOX [61], ETOX [62], The Pesticide Manual [63]). Некоторые отличия в экотоксичности одинаковых действующих веществ могут быть связаны с присутствием примесей. Их содержание и токсичность, зависящие от процесса производства действующих веществ, регламентированы и учитываются при оценке риска как одни из факторов неопределенности (см. Раздел 5).

2.1.2.1. Птицы (6.1.1.2.1 а)

Птицы являются важнейшими представителями дикой природы, выполняющими ряд экосистемных функций и услуг. Они участвуют в круговороте химических элементов, служат источниками питания для других видов дикой природы, борются с вредителями (насекомоядные и хищные птицы), распространяют семена и пыльцу растений. Одной из причин уменьшения численности и разнообразия видов птиц за последние десятилетия является применение пестицидов. Их негативное влияние может проявляться в гибели птиц при краткосрочном воздействии и в виде хронических эффектов, таких как нарушение репродуктивной системы. Оценка риска пестицидов для этих организмов представляет сложную задачу из-за большого видового разнообразия птиц, их источников питания и высокой мобильности. Отчасти она решена после опубликования соответствующих руководств Европейской и Средиземноморской Организации по Защите растений [64] и Евросоюза [65,66], которые использованы при подготовке этого раздела. Ниже представлена информация о методах определения токсичности пестицидов для птиц и их опасности.

Острая пероральная токсичность

В соответствии с регистрационными требованиями [5] и ГОСТом 33059-2014 «Птицы: тест на острую пероральную токсичность» [67] должны быть представлены данные острой пероральной токсичности пестицида (LD_{50} , мг д.в./кг веса птицы) для испытуемого вида птиц, рассчитанные на основании их смертности спустя 14 суток после однократного введения в желудок через зонд серии доз действующего вещества пестицида. В качестве тест-объектов используют американскую виргинскую куропатку (*Colinus virginianus*) или японского перепела (*Coturnix japonica*), реже – крякву, сизого голубя или волнистых попугаев. В ГОСТе [67] описано поэтапное определение LD_{50} , направленное на уменьшение количества тестируемых птиц в экспериментах с гуманной точки зрения. При выборе доз теста предварительно можно руководствоваться данными острой токсичности пестицида для млекопитающих (крыс), но в любом случае максимальная доза пестицида не должна превышать 2000 мг/кг веса птицы.

Токсичность при скармливании

Краткосрочная токсичность пестицида при скармливании птицам оценивается в соответствии с ГОСТом 33040-2014 «Тест на токсичность при скармливании птицам» [68]. Птицам в течение 5 дней скармливают рацион, содержащий тест-вещество в определенном диапазоне концентраций. Начиная с шестого дня, птиц кормят основным рационом без тест-вещества в течение, как минимум, еще трех дней. Ежедневно фиксируют смертность и признаки токсичности. Медианную (среднюю) летальную концентрацию (LC_{50}) рассчитывают с помощью пробит-анализа, других подходящих статистических методов или графически, размерность выражают в мг д.в./кг корма. В тесте могут использоваться те же виды птиц, что и при определении острой оральной токсичности. Тест не является обязательным, во многих странах практически отказались от этого испытания из-за сложности интерпретации его результатов и необходимости лишать жизни десятки птиц.

Влияние на репродуктивность

Для оценки долгосрочного (хронического) влияния пестицида на птиц используют ГОСТ 33035-2014 «Птицы: репродукционный тест» [69]. Проведение данного теста необходимо для пестицидов, если есть вероятность воздействия их на птиц в период их размножения. В качестве тест-объектов обычно выступают те же виды птиц, что и при определении острой токсичности. Птицы получают корм, содержащий действующее вещество пестицида в разных (обычно в трех) концентрациях, в течение не менее 20 недель. Птиц стимулируют откладывать яйца, изменяя продолжительность светового периода. Яйца, собранные в течение 10 недель, искусственно инкубируют, дожидаясь вылупления молодых особей, которые выдерживают в течение 14 дней. Смертность взрослых особей, количество отложенных яиц, разбитые яйца, толщина скорлупы, жизнеспособность, вылупляемость и воздействие на молодых птиц сравнивают с соответствующими показателями в контрольной группе птиц. Основным показателем репродуктивной токсичности пестицида является NOEC – недействующая концентрация, выраженная в мг д.в./кг корма.

2.1.2.2. Млекопитающие

Дикие млекопитающие, на которых могут воздействовать пестициды, характеризуются гораздо меньшим видовым разнообразием, чем птицы. В основном, это мышевидные грызуны и землеройки, гораздо реже – зайцы, лисы, ежи, мелкие копытные животные. Причем, некоторые из них (грызуны), сами являются вредителями сельскохозяйственных культур, против которых применяются химические средства защиты растений. Еще одна особенность регистрационных экотоксикологических исследований с млекопитающими – это возможность использования обширных данных испытаний по токсикологии с такими тестовыми животными, как крысы.

Источниками информации о токсичности действующего вещества пестицида для млекопитающих служат данные токсикологических исследований (пункты 5.1.1 и 5.1.14 «Токсикологической характеристики пестицида» [5]), досье регистрантов и достоверных открытых источников (например, PPDB [19]).

Острая пероральная токсичность

Основной показатель острой пероральной токсичности пестицида для млекопитающих – доза действующего вещества или препарата пестицида, которая в 50% случаев может вызвать смерть подопытных животных (LD_{50} , мг/кг веса животного). Согласно ГОСТу 32296-2013 «Основные требования к проведению испытаний по оценке острой токсичности при внутрижелудочном поступлении методом фиксированной дозы» [70], она рассчитывается на основании наблюдений смертности животных спустя 14 суток после однократного введения в желудок через зонд серии фиксированных доз пестицида (5, 50, 300 и 2000 мг/кг). В качестве основного тест-объекта используются особи крыс женского пола, которые, как правило, более чувствительны к действию токсикантов, чем особи мужского пола.

Влияние на репродуктивность

При оценке долгосрочного (хронического) влияния пестицида на млекопитающих используются данные исследований репродукционного теста (ГОСТ Р 56698-2015 «Изучение репродуктивной токсичности на двух поколениях лабораторных животных» [71]).

Исследование проводят с техническим продуктом действующего вещества пестицида. Этот тест позволяет получить информацию о воздействии пестицида на состояние и функционирование мужской и женской репродуктивных систем млекопитающих. Наиболее подходящим тестируемым объектом являются крысы. Показатель репродуктивной токсичности – NOAEL (недействующая наблюдаемая доза, мг д.в./кг веса животного).

2.1.2.3. Водные организмы (6.1.1.2.2)

Одним из возможных негативных последствий применения пестицидов является загрязнение ими поверхностных вод и, как следствие, вредное воздействие на водные организмы (рыб, беспозвоночных, водоросли и высшие водные растения). По сравнению с наземными и почвенными организмами, гидробионты более чувствительны к пестицидам в силу физиологических особенностей и из-за того, что вода является их постоянной средой обитания и менее буферна по отношению к загрязнителям, чем почва. Ниже приведены данные, которые требуются при классификации опасности и оценке риска применения пестицидов для водных организмов.

2.1.2.3.1. Рыбы (6.1.1.2.2 а)

Острая токсичность

Должны быть представлены данные острой летальной токсичности (показатель LC_{50} при экспозиции 96 часов), по крайней мере, для двух видов рыб. Первый вид – обязательный, холодноводный и один из наиболее чувствительных – форель радужная, *Oncorhynchus mykiss*. Выбор второго вида, обитающего в теплой воде, – более широкий (рекомендуемые виды рыб приведены в ГОСТ 32473-2013 [72]).

Хроническая токсичность

Требуются данные о максимальной недействующей концентрации (NOEC), характеризующей ответные реакции тест-объекта, выходящие за пределы нормы и проявляющиеся в течение относительно длительного периода времени. NOEC необходима для всех действующих веществ за исключением нестойких в воде, которые разлагаются за счет гидролиза более чем на 90%

за 24 часа. Можно использовать те же тестовые виды, что и для определения острой токсичности, например, форель радужную. Продолжительность теста – 14-28 дней (ГОСТ 32428-2013 [73]).

Влияние на репродуктивность и развитие

Представляются данные (NOEC, EC₁₀ и EC₂₀; продолжительность теста – 21 сутки) по оценке влияния действующего вещества на воспроизводство рыб и их эндокринную систему (ГОСТ 32368-2013 [74]). В соответствии с ГОСТ 32294-2013 [75] дается оценка токсичного воздействия (NOEC, EC₁₀ и EC₂₀) пестицида на развитие, рост и поведение рыб на ранних стадиях их развития (икра, личинки, эмбрионы, мальки). Эти два теста являются дополнительными и требуются весьма ограниченно: если LC₅₀ < 0,1 мг/л; BCF > 1000 и DT₉₀ в воде > 100 суток. Основные тестовые виды – форель радужная и гольян бычеголовый.

Биоаккумуляция

Показателем, позволяющим оценить возможность и уровень биоаккумуляции пестицида в рыбе, является коэффициент BCF (BioConcentrationFactor), который обычно определяют в проточных условиях в соответствии с ГОСТ 32538-2013 [76]. Экспериментальное значение BCF требуется, если коэффициент распределения вещества в системе октанол/вода lgKow больше 3, само вещество не разлагается за счет гидролиза более, чем на 90% за 24 часа, а разложение в системе вода/донный осадок характеризуется показателем DT₉₀ > 10 суток. Кроме того, так как многими исследованиями установлена тесная корреляция между коэффициентами биоаккумуляции и распределения, то при отсутствии экспериментальных данных допускается оценка коэффициента биоаккумуляции BCF по значениям коэффициента распределения lgKow с использованием уравнения регрессии [77]:

$$\lg \text{BCF} = 0,79 \lg \text{Kow} - 0,40.$$

2.1.2.3.2. Зоопланктон (6.1.1.2.2 б)

Острая токсичность

Обязательно должны быть представлены данные острой токсичности действующего вещества для дафний (*Daphnia magna*). Необходимо отметить, что это не полулетальная концентрация

LC₅₀, как для рыб, а полуэффективная – концентрация пестицида EC₅₀, приводящая к 50% угнетению подвижности (иммобилизации) дафний (ГОСТ 32536-2013 [78]). Продолжительность теста составляет 48 часов. Если вещество является инсектицидом, то необходима информация о токсичности для еще одного вида водных беспозвоночных, обычно, хирономид (*Chironomus* sp) (ГОСТ 32628-2014 [79]).

Хроническая токсичность

Требуется данные обязательного теста (ГОСТ 32367-2020 [80]), основанного на оценке влияния пестицида на выживаемость потомства дафний в течение 21 суток. Устанавливается минимальная концентрация пестицида, при которой наблюдается его статистически значимое воздействие на воспроизводство и смертность родительских особей (LOEC), недеятельная концентрация NOEC, а также EC₁₀ и EC₂₀.

2.1.2.3.3. Водоросли (6.1.1.2.2 в)

Влияние на рост

Необходимы данные о токсичности пестицида для одного вида зеленых водорослей – обычно *Pseudokirchneriella subcapitata* (он же – *Selenastrum capricornutum*). Для гербицидов требуется информация для еще одного вида водорослей из другой таксономической группы. Представляемые данные должны быть основаны на измерении темпа роста водорослей после 72 часовой экспозиции с различными концентрациями пестицида (ГОСТ 32293-2013 [81]). Основные показатели теста, характеризующие снижение скорости роста водорослей, – ErC₅₀ и ErC₁₀ (последний рекомендуется использовать вместо NOEC).

2.1.2.3.4. Высшие водные растения (6.1.1.2.2 г)

Влияние на рост

Данные о токсичности пестицида при его воздействии на пресноводные растения тестовых видов ряска горбатая *Lemna gibba* или ряска малая *Lemna minor* (ГОСТ 32426-2013 [82]) предоставляют, если он является гербицидом или регулятором роста. Основным показателем токсичности пестицида – ErC₅₀, основанный на измерении темпов роста (реже – EyC₅₀ – для био-

массы), и ErC_{10} , который рекомендуется использовать вместо NOEC. Продолжительность теста – 7 суток.

2.1.2.4. Медоносные пчелы (6.1.1.2.3)

Медоносные пчелы (*Apis mellifera*) – самые полезные насекомые на планете, важные как для ряда отраслей сельского хозяйства, промышленности и медицины, так и для нужд отдельного человека. Опыляя растения, они существенно повышают их урожайность, обеспечивая прибавку до 35% всей мировой растениеводческой продукции и внося тем самым ежегодный вклад в развитие мировой экономики в размере более 150 миллиардов евро [83]. Медоносные пчелы дают уникальные натуральные продукты (мед, воск, пыльцу, маточное молочко, прополис, пчелиный яд), которые широко используются в продовольственной отрасли, медицине, космонавтике. И, наконец, пчелы выполняют важные экологические функции, обеспечивая размножение растений, создавая условия для жизнедеятельности других полезных насекомых, животных и птиц.

Негативное влияние пестицидов (прежде всего, инсектицидов) на пчел часто обусловлено одинаковым механизмом токсичного действия, как на вредных насекомых, так и на пчел. Пестициды нарушают функционирование их нервной системы, процессы линьки и обмена веществ, которые могут привести к гибели не только вредителей, но и пчел. Определение показателей токсичности пестицидов для пчел описано в «Методических рекомендациях по оценке действия и потенциальной опасности пестицидов для медоносных пчел» [84] и в нижеуказанных ГОСТах [85, 86], идентичных соответствующим руководствам ОЭСР. Данные по острой контактной и пероральной токсичности необходимы для всех действующих веществ регистрируемых пестицидов за исключением тех случаев, когда отсутствует возможность их воздействия на пчел (довсходовое применение гербицидов, закрытые хранилища растительной продукции, родентицидные приманки и т.п.) На основании данных о токсичности действующего вещества пестицида определяют класс его опасности для пчел, а также необходимость и объемы дополнительных исследований, требуемых для регистрации пестицидного препарата.

Острая контактная токсичность

В соответствии с регистрационными требованиями [5] и ГОСТом 33039-2014 «Пчёлы медоносные: тест на острую контактную токсичность» [85] должны быть представлены данные острой контактной токсичности действующего вещества пестицида (LD_{50} , мкг/пчелу) для испытуемой породы/расы пчёл, рассчитанные на основании их смертности спустя 24–48–96 часов после однократного индивидуального нанесения серии доз тестируемого вещества на дорсальную поверхность груди пчелы. Количество доз и повторностей должны удовлетворять статистическим требованиям для определений LD_{50} с 95%-ным доверительным интервалом. Обычно для теста требуются 5 доз, представляющих геометрическую прогрессию, для каждой из которых требуется не менее 3 испытуемых групп пчел по 10 особей в каждой. Максимальная доза пестицида не должна превышать 100 мкг/пчелу.

Также допускается вариант исследования группового воздействия пестицида на пчел [84], когда на матовое стекло, соответствующее размерам дна садка, наносят 1 мл раствора необходимой концентрации пестицида и высушивают на открытом воздухе в естественных условиях. Затем его помещают на дно специального садка (экспозиметра) с пчелами, обеспечивая их принудительный контакт с поверхностью стекла в течение 30 минут, после чего переносят пчел в чистый садок для дальнейших наблюдений смертности и последующего расчета LD_{50} .

Хроническая контактная токсичность

К основному проявлению хронической контактной токсичности относят сокращение продолжительности жизни пчел, определяемую при воздействии пестицида на группу пчел испытуемой породы/расы [84]. Эти данные требуются для действующих веществ пестицидов, у которых острая контактная LD_{50} менее 10 мкг/пчелу, а также для веществ, приводящих к увеличивающейся гибели пчел к 48–96 часам наблюдения в сравнении с 24 часами. Для определения хронической контактной токсичности используют энтомологические садки из полимерных материалов, обработанные изнутри растворами испытуемого вещества

концентрации 1/2, 1/4 и, при возможности, меньшие части ранее определенной максимально переносимой его концентрации/дозы (LC_2/LD_2). Контрольные пчелы постоянно находятся в аналогичных чистых садках. Ежедневно проводят учет гибели пчел до тех пор, пока не погибнет половина или большая часть пчёл и по результатам наблюдений определяют показатель средней продолжительности жизни пчел для каждой концентрации/дозы пестицида по формуле:

$$Пж = (a_1 + a_2 + a_3 + \dots a_n) / N,$$

где: a_1, a_2, a_n – число живых пчел после 1, 2, n дней контакта с пестицидом;

N – число первоначально взятых в опыт пчел.

Острая пероральная токсичность

В соответствии с регистрационными требованиями [5] и ГОСТом 33038-2014 «Пчёлы медоносные: тест на острую пероральную токсичность» [86] должны быть представлены данные острой пероральной токсичности (LD_{50} , мкг/пчелу) для испытуемой породы/расы пчёл, рассчитанные на основании их смертности спустя 48–96 часов после однократного группового скормливания тестируемого вещества из общей кормушки. Взрослых рабочих особей медоносных пчел подвергают воздействию серии доз тестируемого вещества в растворе сахарозы. Затем пчелам предлагают аналогичное питание без тестируемого вещества. Смертность регистрируют ежедневно на протяжении, по меньшей мере, 24-48 часов и сравнивают с контролем. Поскольку реальная доза, приходящаяся на каждую пчелу, не может быть рассчитана, так как их кормление проводится в группе, то рассчитывают среднюю дозу (общее потребленное количество вещества/число пчел в одной клетке/садке). Количество доз и повторностей аналогичны тесту по острой контактной токсичности.

Также возможен вариант теста с индивидуальным воздействием пестицида на пчел [84], когда каждой пчеле с помощью стеклянной трубки скормливают 10 или 20 мкл исследуемого раствора. После опытного кормления пчел обеспечивают чистым раствором сахарозы и меняют его ежедневно, если опыт продолжается 48–96 часов.

Хроническая пероральная токсичность

К основному эффекту хронической пероральной токсичности относят сокращение продолжительности жизни пчел, определяемое при скармливании пестицида группе пчел [84, 87]. Эти данные требуются для действующих веществ пестицидов, у которых острая пероральная LD_{50} менее 10 мкг/пчелу, а также для веществ, приводящих к увеличивающейся гибели пчел к 48 часам наблюдения в сравнении с 24 часами. Для теста используют смесь меда с водой (1:1) или раствор сахарозы (2:1) в вертикальных кормушках, закрытых пластиковыми пробками с кормовыми отверстиями. Корм содержит 1/2, 1/4 и, при возможности, меньшие части ранее определенной максимально переносимой концентрации/дозы (LC_2/LD_2) испытуемого вещества. Контрольные пчелы постоянно получают чистый раствор сахарозы, который ежедневно меняют на свежеприготовленный. Ежедневно проводят учет гибели пчел до тех пор, пока не погибнет половина или большая часть пчёл. По результатам наблюдений рассчитывают показатель средней продолжительности жизни пчел для каждой концентрации пестицида по той же формуле, которую используют для оценки хронической контактной токсичности.

2.1.2.5. Дождевые черви (6.1.1.2.4)

Дождевые черви – доминирующие представители (более 80% по биомассе) почвенных беспозвоночных, которые оказывают большое влияние на плодородие почвы, ее физические и другие важные свойства. В процессе перемещения и жизнедеятельности дождевые черви разрыхляют и перемешивают почву, при прохождении через пищеварительный тракт червей изменяется ее состав, что улучшает воздухо-, водопроницаемость и структуру. Перерабатывая растительные остатки, дождевые черви стимулируют формирование гумуса (ежегодно до 5 т/га), увеличивают доступность растениям элементов минерального питания [88]. Выделения червей способствуют минерализации и трансформации органического вещества, в том числе, через активацию почвенных микроорганизмов-деструкторов [89]. Деятельность дождевых червей способствует повышению базального дыхания, возрастанию содержания нитратов и ионов аммония, увеличению

доступного азота (с выделениями червей в почву поступает 20–60 кг/га/год азота), растворимого углерода [90–92]. Таким образом, условия, неблагоприятные для червей, могут оказать значительное негативное влияние на состояние почвы в целом.

Острая (краткосрочная) токсичность пестицидов для дождевых червей проявляется в их гибели, а хроническая (долгосрочная) – в сублетальных эффектах: снижении воспроизводства, изменении размеров и массы, поведенческих реакциях, численности, плотности и биомассы популяции. Рядом исследований показано, что показатели хронического влияния пестицидов на развитие червей более информативны, чем показатели смертности, а сами черви более чувствительны к этому воздействию [93–97]. Поэтому в некоторых странах (например, в Евросоюзе с 2013 года [3, 4]) при регистрации не требуют данных по острой токсичности, ограничиваясь тестом по оценке сублетальных эффектов. В Российской Федерации [5] рекомендуется использовать оба теста: по острой токсичности (для всех действующих веществ и некоторых препаратов) и выборочно – более трудоемкий тест по сублетальным эффектам для препаратов с высокой вероятностью проявления этого вида токсичности.

Почвенными тест-организмами, наиболее часто используемыми для оценки токсичности пестицидов, являются черви вида *Eisenia fetida*. Хотя они и не являются типичными для большинства естественных почв, но достаточная чувствительность к химикатам, легкость разведения и короткий период воспроизводства предопределили их выбор в качестве стандартного тестового вида. Порядок тестирования описан в руководствах ОЭСР [98, 99] и в идентичных ГОСТах на русском языке [100, 101].

Проведение тестов на острую и хроническую токсичность не требуется для пестицидов, обладающих крайне низкой вероятностью контакта с дождевыми червями: выращивание растений в изолированных емкостях, применение пестицидов в закрытых помещениях (зернохранилища, теплицы с изолированным полом), использование препаратов для обработки черенков и древесины, установка приманок для грызунов с последующим их удалением.

Острая токсичность

Информация по острой токсичности действующего вещества пестицида для дождевых червей используется при классификации опасности и оценке риска его краткосрочного воздействия, а также для определения необходимости проведения теста по хронической токсичности. Должны быть представлены данные острой (краткосрочной) токсичности (показатель LC_{50} , экспозиция 14 дней) действующего вещества для стандартного тестового вида дождевых червей *Eisenia fetida*, полученные в соответствии с ГОСТом 33036-2014 «Определение острой токсичности для дождевых червей» [100]. Для липофильных пестицидов ($\lg K_{ow} > 3$) необходимо корректировать полученные значения показателей токсичности, разделив их на 2, так как искусственная почва теста содержит 10% торфа, тогда как типичная натурная почва – обычно не более 5% органического вещества.

Хроническая токсичность

Основными эффектами, оцениваемыми при длительном (хроническом) воздействии пестицида на дождевых червей, являются изменение массы червей и влияние пестицида на их репродуктивность (ГОСТ 33042-2014 «Тест на репродуктивность дождевых червей (*Eisenia fetida*/*Eisenia andredi*)» [101]). Массу червей измеряют через 4 недели после начала опыта, а количество образовавшихся коконов и ювенильных червей – спустя 8 недель. На основании этих измерений определяют недействующую концентрацию пестицида NOEC. Этот тест необходим для пестицидов, способных оказывать долговременное воздействие (DT_{50} превышает 60 суток и/или количество обработок больше 3-х) и обладающих высоким риском острой токсичности действующего вещества ($R < 10$, см. Раздел 5.5).

2.1.2.6. Почвенные микроорганизмы (6.1.1.2.5)

Почвенные микроорганизмы, прежде всего бактерии и грибы, играют важную роль в создании и поддержании плодородия почв [102]. Для почвенной микрофлоры присущи огромное многообразие, сложная структура микробного сообщества, способность одних доминирующих видов при неблагоприятных условиях за-

мещаться другими. Микроорганизмы участвуют в трансформации органического вещества и круговороте питательных элементов в почве, стимулируют рост растений, способствуют разложению ксенобиотиков в почве [102]. Пестициды, воздействуя на микроорганизмы, в той или иной степени могут угнетать эти процессы [103–107], способствуя уменьшению плодородия и постепенной деградации почв.

При регистрации пестицидов для оценки их воздействия на почвенные микроорганизмы традиционно используются два интегральных показателя, характеризующих влияние пестицидов на такие важные функции почв, как минерализация углерода и трансформация азота [5, 108, 109]. Однако, многолетний опыт регистрационных испытаний в Российской Федерации и других странах показал, что пестициды в рекомендуемых и даже сильно завышенных нормах применения практически не подавляют утилизацию углерода в почве и слабо влияют на трансформацию азота. Эти факты, например, послужили, поводом с 2013 года отказаться в ЕС от теста по изучению минерализации углерода, оставив в регистрационных испытаниях пестицидов только тест по трансформации азота [3]. Хотя, существует вероятность того, что даже незначительные изменения в структуре или функционировании микробного сообщества, не улавливаемые функциональными тестами, могут уменьшить способность к дальнейшей адаптации или устойчивости микроорганизмов к воздействию пестицидов и других стрессовых факторов [105, 110]. Это указывает на необходимость поиска более чувствительных и информативных методов изучения влияния пестицидов на биоразнообразие почвенных микробных сообществ, включая применение современных молекулярно-генетических и биомаркерных исследований [103, 104, 106, 107].

В Российской Федерации, как и во многих других странах, для характеристики воздействия пестицидов на почвенные микроорганизмы пока используются ниже приведенные функциональные тесты, а для количественной оценки соответствующих рисков – триггеры, предложенные Европейской и Средиземноморской Организацией по защите Растений (EPPO) [111].

Влияние на процессы минерализации углерода

Требуются данные о влиянии действующего вещества пестицида на эмиссию диоксида углерода из почвы (мг CO_2 /кг почвы в час), полученные в соответствии с ГОСТом 33041-2014 «Почвенные микроорганизмы: тест на трансформацию углерода» [108]. Показателем такого влияния является отклонение эмиссии CO_2 от необработанного пестицидом контроля, выраженное в процентах. Продолжительность эксперимента не менее 28 суток с интервалом пробоотбора 7 суток. Для теста используют две концентрации пестицида: одна соответствует максимально рекомендуемой норме применения пестицида с учетом количества обработок, а другая – десятикратной норме. Почва, используемая в эксперименте, должна быть легкого гранулометрического состава и содержать не более 0,5–1,5% органического углерода, что обеспечивает ее низкую сорбционную способность и, как следствие, максимальное воздействие пестицида на микрофлору почвы.

Влияние на процессы трансформации азота

Необходимо предоставить данные о влиянии действующего вещества пестицида на трансформацию азота в почве, полученные в соответствии с ГОСТом 32631-2014 «Почвенные микроорганизмы. Испытание на трансформацию азота» [109]. Показателем такого влияния пестицида является изменение скорости образования нитратов, выраженное в процентах, по сравнению с необработанной пестицидом контрольной почвой. Условия проведения опыта (свойства почвы, продолжительность, сроки пробоотбора, нормы применения пестицида) те же, что и в вышеприведенном тесте по минерализации углерода.

2.2. Экологическая характеристика препаративной формы (6.2)

2.2.1. Поведение в окружающей среде (6.2.1.1)

Для подавляющего большинства регистрируемых препаратов обычно достаточно данных о поведении в окружающей среде действующих веществ, входящих в состав этих препаратов. Исключениями являются: 1) очень редко встречающиеся пестицид-

ные препараты пролонгированного действия с замедленным высвобождением действующего вещества и 2) так называемые нанопестициды – новые препаративные формы пестицидов, характеризующиеся особенностями поведения в окружающей среде [112, 113]. Необходимость, объем и содержание регистрационных испытаний таких препаратов определяются на основании экспертной оценки и консультаций с регулирующими органами.

2.2.2. Экотоксикология (6.2.1.2)

Пестицидный препарат – это коммерческий продукт, представляющий собой смесь одного или более действующих веществ и вспомогательных компонентов (коформулянтов), не обладающих прямым биоцидным действием. Следует ожидать усиления токсичности смесевых препаратов за счет аддитивности действия двух и более действующих веществ. Другой механизм совместного действия – синергизм действующих веществ в смесевых пестицидах – довольно редкое явление. Так, например, при исследовании экотоксичности 194 бинарных смесей пестицидов он обнаружился только в 7% случаев [114]. При регистрации смесевых препаратов требуются данные об их экотоксичности, полученные в лабораторных условиях (методы см. в Разделе 2.1.2) или, для некоторых организмов, – расчетным путем (например, по уравнению Финни [115]).

Коформулянты улучшают растворимость, стабильность, проникновение в растения действующих веществ, создают оптимальные условия для хранения и транспортировки пестицидных препаратов. Хотя коформулянты способствуют повышению эффективности действующих веществ и уменьшению норм их применения, некоторые из них (например, органические растворители) могут напрямую или косвенно негативно влиять на нецелевые виды организмов. Поэтому для препаративных форм, содержащих органические растворители, особенно для концентратов эмульсий (КЭ), при регистрации необходимы данные об их экотоксичности. Ниже приведены обоснования необходимости предоставления данных по экотоксикологии препаративных форм пестицидов для конкретных групп организмов.

2.2.2.1. Птицы (6.2.1.2.1)

Данные о токсичности пестицидного препарата требуются, если он содержит более одного действующего вещества. Основанием необходимости экспериментального определения токсичности смесового препарата для птиц обычно является факт его большей токсичности для другой группы позвоночных (млекопитающих) по сравнению с действующими веществами, входящими в состав препаратов. Такие данные, как правило, присутствуют в разделе досье по токсикологии препаративной формы пестицида (см. Раздел 2.2.2.1). Возможны и расчетные методы токсичности смесового препарата ($LD_{50 \text{ (смесь)}}$), если в его состав входят действующие вещества с одинаковым и/или аддитивным механизмом действия. В этом случае токсичность смесового пестицидного препарата можно рассчитать по классическому уравнению Финни [115]:

$$LD_{50 \text{ (смесь)}} = (P_{(1)}/LD_{50(1)} + P_{(2)}/LD_{50(2)} \dots + P_{(n)}/LD_{50(n)})^{-1},$$

где: $LD_{50(1)} \dots LD_{50(n)}$ – токсичность действующих веществ смесового пестицида; $P_{(1)} \dots P_{(n)}$ – доли действующих веществ в препарате.

2.2.2.2. Млекопитающие

Для классификации опасности и оценки риска применения препарата необходимы данные острой пероральной токсичности LD_{50} препаративной формы пестицида для тестового вида млекопитающих, как правило, крыс. Источниками информации о токсичности препаративной формы пестицида для млекопитающих обычно служат досье регистрантов и результаты токсикологических исследований препарата (пункт 5.2.1 «Токсиколого-гигиенической характеристики пестицида» [5]), для которых эти данные являются обязательными.

2.2.2.3. Водные организмы (6.2.1.2.6)

Некоторые компоненты пестицидных препаратов могут быть сами токсичны для водных организмов или существенно влиять на проявление токсичности их действующих веществ. Поэтому, если не удастся предсказать токсичность препарата на основании данных о токсичности его компонентов (включая действующее

вещество) и/или использовать данные по токсичности аналогичных препаративных форм, то требуется проведение нижеуказанных тестов.

Острая токсичность для рыб, зоопланктона, водорослей, высших водных растений

Необходимо представить данные по токсичности препарата, если: 1) его действующее вещество относится к 1–2 классам опасности для водных организмов; 2) в состав препарата входит более одного действующего вещества. Тест проводят для одного из видов наиболее чувствительной таксономической группы гидробионтов в соответствии с вышеприведенными ГОСТами (см. Раздел 2.1.2.3). Если препарат содержит два и более действующих вещества, у которых разные наиболее чувствительные группы водных организмов, то требуются данные по токсичности препарата для одного (обычно наиболее чувствительного) вида из каждой таксономической группы.

Хроническая токсичность для рыб и зоопланктона

Данные о хронической токсичности препарата необходимы, если: 1) его острая токсичность для тестовых видов выше, чем у действующего вещества; 2) предполагается пролонгированное действие пестицида вследствие высокой стойкости действующего вещества в водной среде и при нескольких обработках культур препаратом.

2.2.2.4. Медоносные пчёлы (6.2.1.2.11)

Процедуры испытаний по определению токсичности пестицидных препаратов для пчел аналогичны вышеописанным тестам для действующего вещества. Они требуются для препаратов с двумя и более действующими веществами и когда невозможно использовать данные о токсичности аналогичных и ранее зарегистрированных препаратов. Кроме того, испытания необходимы, если препарат является концентратом эмульсии (КЭ) и содержит значимые количества органического растворителя (более 10%), способного увеличить токсичность действующего вещества.

Дополнительные тесты, характеризующие опасность пестицидов для пчел

Дополнительные испытания проводят для пестицидов с другим возможным способом или механизмом воздействия на пчел (фумигантная токсичность) и/или для оценки влияния факторов, способных изменять токсичность пестицидов для пчел (репеллентная активность, продолжительность остаточного действия).

Фумигантная токсичность. Для препаратов с действующими веществами, обладающими выраженной летучестью (более 0,20 мПа при 20°C), должны быть представлены данные о фумигантной токсичности [84]. Чистые чашки Петри заполняют наполовину раствором испытуемого препарата в рекомендуемой рабочей концентрации. Садки с пчелами устанавливают сверху непосредственно на края открытых чашек так, чтобы испарения испытуемого вещества проникали через перфорированное дно садка внутрь. Экспозиция – 8 часов. Садок с контрольными пчелами устанавливают над чашкой Петри с растворителем или водой. Подсчитывают число погибших и пораженных пчел через 24, 48 или больше часов (если смертность постепенно возрастает) в опытных и контрольных садках.

Репеллентная активность. Исследование репеллентных свойств препаративной формы проводят путем одновременного группового скармливания опытных растворов сахара с различными концентрациями препарата в садках с 5–6 пробирочно-вакуумными кормушками [84]. Это позволяет испытывать одновременно до 5 концентраций препарата в сравнении с чистым контролем (раствор сахара без препарата). О репеллентных свойствах препарата судят по расходу корма в отдельных кормушках за 48 часов и рассчитывают Коэффициент Защитного Действия (КЗД) для каждой испытанной концентрации по формуле:

$$\text{КЗД} = 100 - (O \times 100/K) \%,$$

где:

O – количество сахарного сиропа, потребленного пчелами из опытной кормушки;

K – количество сахарного сиропа, потребленного пчелами из контрольной кормушки.

Продолжительность остаточного действия. Данный вид испытания [84] проводят для пестицидов с LD₅₀ менее 10 мкг/пчелу. Обработанное стекло (см. выше тест по оценке острой контактной токсичности при групповом воздействии) хранят на открытом воздухе под навесом и периодически используют для принудительного контакта с новыми группами пчел. По результатам учета гибели пчел в опыте и контроле спустя 48 часов и в последующие дни определяют длительность остаточного действия препарата в сутках.

Испытания на семьях пчел: опыты в изоляторах, туннелях и в полевых условиях

Для пестицидов, относящихся к высокой категории риска (КР > 50, см. Раздел 5.4), можно рекомендовать проведение дополнительных испытаний с увеличивающимся уровнем реализма (от опытов в сетчатых изоляторах до полевых экспериментов) и изучением специальных эффектов (токсичность для личинок, длительное остаточное действие, отдаленное действие пестицида на пчел, дезориентация насекомых и т.п.). Они детально описаны в соответствующих руководствах Российской Федерации [84], ОЭСР [116] и ЕС [117].

2.2.2.5. Дождевые черви (6.2.1.18)

Данные по острой токсичности препарата для дождевых червей необходимы, если он содержит более одного действующего вещества, а также для концентратов эмульсий (КЭ) – препаративных форм, способных за счет органических растворителей увеличивать токсичность пестицидных препаратов. Тест выполняется в соответствии с ГОСТ 33036-2014 «Определение острой токсичности для дождевых червей» [100].

Проведение теста по хронической токсичности препарата (ГОСТ 33042-2014 «Тест на репродуктивность дождевых червей (*Eisenia fetida*/*Eisenia andredi*)» [101] требуется, если препарат: 1) способен оказывать долговременное воздействие (DT₅₀ хотя бы одного действующего вещества в составе препарата превышает 60 суток и/или количество обработок больше 3-х); 2) содержит два или более действующих вещества; 3) с препаративной формой концентрат эмульсии (КЭ); 4) с высоким риском острой токсичности действующего вещества (R < 10, см. Раздел 5.5).

Токсичность в полевых условиях

Проведение этого теста требуется для пестицидов с высоким риском сублетальных эффектов ($R < 5$, см. Раздел 5.5). Тест выполняют в соответствии с методом Международной Организации Стандартизации ISO 11268-3:2014 [118]. Основные характеристики теста: площадь делянки – $10 \times 10 \text{ м}^2$, количество естественно живущих червей (обычно *Lumbricus* sp.) – не менее 60 штук на 1 м^2 , продолжительность теста – 1 год, наличие двух контролей – без пестицида и с пестицидом сравнения (карбендазим), 4-х кратная повторность. Условия проведения полевого опыта должны соответствовать регламенту применения пестицидного препарата с максимально рекомендуемой дозировкой. Показатели токсичности полевого теста – количество червей и их биомасса.

2.2.2.6. Почвенные микроорганизмы (6.2.1.2.22)

Требуются данные, полученные в соответствии с ГОСТами (см. Раздел 2.1.2.6) только для препаратов, содержащих более чем одно действующее вещество. В остальных случаях при оценке риска применения препаратов используются соответствующие данные для действующих веществ.

2.3. Список литературы

1. OECD Guidance for Country Data Review Reports on Plant Protection Products and their Active Substances (Monograph Guidance). Main document. Paris: OECD, 2008. 30 p.
2. International Code of Conduct on the Distribution and Use of Pesticides. Guidelines on data requirements for the registration of pesticides. Rome: FAO/WHO, 2013. 75 p.
3. Commission Regulation (EU) No 283/2013 of 1 March 2013 setting out the data requirements for active substances, in accordance with Regulation (EC) No 1107/2009 of the European Parliament and of the Council concerning the placing of plant protection products on the market // Official Journal of the European Union. 2013. 84 p.
4. Commission Regulation (EU) No 284/2013 of 1 March 2013 setting out the data requirements for plant protection products, in accordance with Regulation (EC) No 1107/2009 of the European Parliament and of the Council concerning the placing of plant protection products on the market // Official Journal of the European Union. 2013. 68 p.

5. Приказ Минсельхоза России от 31 июля 2020 г. № 442 «Об утверждении Порядка государственной регистрации пестицидов и агрохимикатов». Приложение 1.

6. OECD Guideline for the Testing of Chemicals. Aerobic and Anaerobic Transformation in Soil. No 307. Paris: OECD, 2002. 17 p.

7. ГОСТ 32633-14. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Определение аэробной и анаэробной трансформации в почве (OECD Test No. 307:2002 IDT) (переиздание). М.: Стандартинформ, 2019. 19 с.

8. Guidance Document on Estimating Persistence and Degradation Kinetics from Environmental Fate Studies on Pesticides in EU Registration. Report of the FOCUS Work Group on Degradation Kinetics, EC Document Reference Sanco/10058/2005, version 2.0, 2006. 434 p.

9. Guidance Document for Conducting Pesticide Terrestrial Field Dissipation Studies. OECD Environment, Health and Safety Publications Series on Testing and Assessment No. 232 Series on Pesticides No. 82, Paris: OECD, 2016. 87 p.

10. Procedures for assessing the environmental fate and ecotoxicity of pesticides. 2 ed., Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). Editor Lynch M.R. SETAC, 2003. 54 p.

11. Van den Berg, F., Tiktak A., Boesten J.J.T.I, Van der Linden A.M.A. PEARL model for pesticide behaviour and emissions in soil-plant systems; Description of processes. The Statutory Research Tasks Unit for Nature & the Environment (WOt Natuur&Milieu). WOt-technical report 61, 2016. 134 p.

12. Hamaker, J.W., Tompson J.M. Adsorption. In: Organic chemicals in the soil environment, v.1, ed. by Hamaker J.W. and Goring C.A.I, Marcel Dekker Inc: New York, 1972. P. 49–144.

13. Wauchope, R.D., Yeh S., Linders J., Kloskovski R., Tanaka K., Rubin B., Katayama A., Kordel W., Gerstl Z., Lane M., Unsworth J. Pesticide soil sorption parameters: theory, measurement, uses, limitations and reliability // Pest Management Science. 2002. V. 58. P. 419–445.

14. OECD Guideline for Testing of Chemicals No 106. Adsorption-desorption using a batch equilibrium method. Paris: OECD, 2000. 45 p.

15. ГОСТ 33060-2014 Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Изучение адсорбции-десорбции замкнутым равновесным методом (OECD, Test No 106:2000, IDT). Подготовлен к печати.

16. Горбатов, В.С., Котоврасов П.И., Спиридонов Ю.Я., Шестаков В.Г. Количественные закономерности сорбции хлорсульфурона почвами // Почвоведение. 1990. № 6. С. 117–121.

17. Потапов, И.С., Горбатов В.С. Количественные закономерности сорбции имидаклоприда почвами // Агрохимический вестник. 2010. № 3. С. 35–37.

18. OECD Guidance for Industry Data Submissions on Plant Protection Products and their Active Substances. Paris: OECD, 2005. 33 p.

19. Pesticide Property Database (PPDB). The Agricultural & Environmental Research Unit (AERU) at the University of Hertfordshire, Hatfield, Herts, UK.: 2010; <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/en/index.htm>

20. Nicholls, P.H., Evans A.A. Sorption of ionisable organic compounds by field soils. Part 1: Acids. // Pesticide Science. 1991. V. 33. P. 319–330.

21. Nicholls, P.H., Evans A.A. Sorption of ionisable organic compounds by field soils. Part 2: Cations, bases, zwitterions // Pesticide Science. 1991. V. 33. P. 331–345.

22. OECD Guideline for Testing of Chemicals No 312. Leaching in Soil Columns. Paris: OECD, 2014. 15 p.

23. ГОСТ 33043-2014. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Вымывание из почвенных колонок (OECD, Test No 312:2004, IDT). М.: Стандартинформ, 2015. 12 с.

24. СанПиН 1.2.3685-21 Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания. Постановление Главного санитарного врача Российской Федерации от 28.01.2021 г. № 2. 469 с.

25. Методические указания МУ 2.1.5.720-98. Обоснование гигиенических нормативов химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. М., 1999. 30 с.

26. Guidance Document for the Performance of Out-door Monolith Lysimeter Studies. OECD Series on Testing and Assessment No 22. Paris: OECD, 2000. 26 p.

27. Шеин, Е.В., Кокорева А.А., Горбатов В.С., Умарова А.Б., Колупаева В.Н., Перевертин К.А. Оценка чувствительности, настройка и сравнение математических моделей миграции пестицидов в почве по данным лизиметрического эксперимента // Почвоведение. 2009. № 7, С. 826–835.

28. Леонова, А.А., Шеин Е.В., Горбатов В.С. Миграция гербицида метрибузина в почве: лизиметрические исследования и моделирование // Почвоведение. 2003. № 6. С. 745–753.

29. Kolupaeva, V.N., Gorbato V.S., Kokoreva A.A. Comparison of PEARL and MACRO_DB simulation in the unsaturated zone using lysimeter experiment data. Proceedings of XIII Symposium of Pesticide Chemistry. Piacenza, 2007. P. 497–505.

30. OECD Guideline for Testing of Chemicals No 111. Hydrolysis as a Function of pH. Paris: OECD, 2004. 15 p.

31. ГОСТ 32382-2013. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Гидролиз (OECD, Test № 111:2004, IDT). М.: Стандартинформ, 2014. 15 с.

32. OECD Guideline for Testing of Chemicals No 316. Phototransformation of Chemicals in Water – Direct Photolysis. Paris: OECD, 2008. 53 p.

33. ГОСТ 32434-2013. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Фотопревращение химических веществ в воде. Прямой фотолиз (OECD, Test №316:2008, IDT). М.: Стандартинформ, 2014. 143 с.

34. OECD Guideline for Testing of Chemicals No 308. Aerobic and Anaerobic Transformation in Aquatic Sediment Systems. Paris: OECD, 2002. 19 p.

35. ГОСТ 32432-2013. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Аэробные и анаэробные трансформации в донных отложениях (OECD, Test №308:2002, IDT). М.: Стандартинформ, 2014. 16 с.

36. FOCUS «Pesticides in Air: Considerations for Exposure Assessment». Report of the FOCUS Working Group on Pesticides in Air, EC Document Reference SANCO/10553/2006 Rev 2 June 2008. 327 p.

37. Atkinson, R., Guicherit, R., Hites, R.A., Palm, W.-U., Seiber, J.N. and de Voogt, P. Transformation of pesticides in the atmosphere: a state of the art // Water, Air and Soil Pollut. 1999. V. 115. P. 219–243.

38. Unsworth, J.B., Wauchope, R.D., Klein, A.W. Dorn, E., Zeeh, B., Yeh, S.M., Akerblim, M., Racke, K.D. and Rubin, B. Significance of long range transport of pesticides in the atmosphere // Pure Appl. Chem. 1999. V. 71. P. 1359–1383.

39. Environmental risk assessment scheme for plant protection products, Chapter 3: Air // Bulletin OEPP/EPPO Bulletin. 2003. V. 33. P. 115–129.

40. Решение Коллегии Евразийской Экономической Комиссии от 17 июля 2018 г. № 113 «Об утверждении Руководства по валидации аналитических методик проведения испытаний лекарственных средств».

41. РМГ 61-2010. Государственная система обеспечения единства измерений. Показатели точности, правильности, прецизионности методик количественного химического анализа. Методы оценки. М.: Стандартинформ, 2013. 62 с.

42. ГОСТ Р ИСО 5725-1-2002. Точность (правильность и прецизионность) методов и результатов измерений. М.: Госстандарт России, 2002. 32 с.

43. Guidance document for single laboratory validation of quantitative analytical methods – guidance used in support of pre-and-post-registration. Data requirements for plant protection and biocidal products. OECD, ENV/JM/MONO(2014)20, Paris: OECD, 2014. 18 p.

44. OECD Series on Testing and Assessment No 72. Series on Pesticides No 39 Guidance Document on Pesticide Residue Analytical Methods. OECD, ENV/JM/MONO(2007)17. Paris: OECD, 2007. 34 p.

45. Guidance Document on Pesticide Analytical Methods for Risk Assessment and Post-approval Control and Monitoring Purposes. SANTE/2020/12830, Rev. 1 2021. 50 p.

46. ГН 1.2.3539-18 Гигиенические нормативы содержания пестицидов в объектах окружающей среды. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2019. 156 с.

47. Carrasco Cabrera, L and Medina Pastor P. The 2019 European Union report on pesticide residues in food // EFSA Journal, 2021.19(4):6491. 89 p.

48. Silva, V., Mol H.G.J., Zomer P., Tienstra M., Ritsema C.J., Geissen V. Pesticide residues in European agricultural soils – A hidden reality unfolded // Science of the Total Environment. 2019. V. 653. P.1 532–1545.

49. Gimsing, A.L. et al. Conducting groundwater monitoring studies in Europe for pesticide active substances and their metabolites in the context of Regulation (EC) 1107/2009 // Journal of Consumer Protection and Food Safety. 2019. V. 14. 93 p.

50. Directive 2006/118/EC of the European Parliament and of the Council of 12 December 2006 on the protection of groundwater against pollution and deterioration // EFSA Journal. 2006. L372. P. 19–31.

51. Mohaupt, V., Völker J., Altenburger R., Birk S., Kirst I., Kühnel D., Küster E., Semerádová S., Šubelj G., Whalley C. Pesticides in European rivers, lakes and groundwaters – Data assessment. ETC/ICM Technical Report. European Topic Centre on Inland, Coastal and Marine water. 2020. 86 p.

52. Pesticides: Wildlife Incident Investigation Scheme (hse.gov.uk)

53. РД 52.24.309-2016 «Организация и проведение режимных наблюдений за состоянием и загрязнением поверхностных вод суши». Ростов-на-Дону: Росгидромет, ФГБУ «Гидрохимический институт», 2016. 104 с.

54. РД 52.18.697-07 Наблюдения за остаточными количествами пестицидов в объектах окружающей среды. Организация и порядок проведения. Обнинск: Росгидромет, НПО «Тайфун», 2008. 83 с.

55. Ежегодник «Состояние загрязнения пестицидами объектов природной среды Российской Федерации в 2020 г.». Обнинск: ФГБУ «НПО «Тайфун»», 2021. 88 с.

56. Качество поверхностных вод Российской Федерации. Ежегодник-2020. Ростов-на-Дону: Росгидромет, ФГБУ «Гидрохимический институт», 2021. 618 с.

57. Распоряжение Правительства РФ от 08.07.2015 г. №1316-р «Об утверждении перечня загрязняющих веществ, в отношении которых применяются меры государственного регулирования в области охраны окружающей среды».

58. Государственный каталог пестицидов и агрохимикатов, разрешенных для применения на территории Российской Федерации. Часть 1. Пестициды. М.: Минсельхоз России, 2021. 799 с.

59. Reus, J., Leendertse P., Bockstaller C., Fomsgaard I., Gutsche V., Lewis K., Nilsson C., Pussemier L., Trevisan M., H. van der Welf, Alfaro F., Blumel S., Isart J., McGrath D., Seppala T. Comparison and evaluation of eight pesticide environmental risk indicators developed in Europe and recommendation for future use // *Agriculture Ecosystems and Environment*. 2002. V.90. P. 177–187.

60. Горбатов, В.С, Астайкина А.А., Аптикаев Р.С., Тихонов В.В. Сравнительная оценка опасности и риска пестицидов для водных организмов // *Агрохимия*. 2019. № 11. С. 17–26.

61. The ECOTOXicology knowledgebase (ECOTOX). URL: <https://cfpub.epa.gov/ecotox/>

62. ETOX: Information System Ecotoxicology and Environmental Quality Targets. URL: <https://webetox.uba.de/webETOX/index.do?language=en>

63. The Pesticide Manual. A World Compendium. 19th Edition. Editor J.A. Turner. Cambridge: BCPC, 2021. 1400 p.

64. Environmental risk assessment scheme for plant protection products. Environmental risk assessment scheme for plant protection products. Chapter 11: Terrestrial vertebrates // *EPPO Bulletin*. 2003. V. 33. P. 147–149.

65. Guidance Document on Risk Assessment for Birds and Mammals under Council Directive 91/414/EEC. SANCO/4145: 2002. 74 p.

66. EFSA Guidance Document on Risk Assessment for Birds & Mammals // *EFSA Journal*. 2009. 7(12):1438. 139 p.

67. ГОСТ 33059-2014. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Птицы: тест на острую пероральную токсичность (OECD, Test No 223: 2010, IDT). М.: Стандартинформ, 2015. 19 с.

68. ГОСТ 33040-2014. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Тест на токсичность при скормливании птицам (OECD, Test No 205: 1984, IDT). М.: Стандартинформ, 2015. 6 с.

69. ГОСТ 33035-2014. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Птицы: репродуктивный тест. (OECD, Test No 206: 1984, IDT). М.: Стандартинформ, 2015. 7 с.

70. ГОСТ 32296-2013. Методы испытаний по воздействию химической продукции на организм человека. Основные требования к проведению испытаний по оценке острой токсичности при внутрижелудочном поступлении методом фиксированной дозы (OECD, Test No 420:2001, IDT). М.: Стандартинформ, 2014. 12 с.

71. ГОСТ 56698-2015. Методы испытаний по воздействию химической продукции на организм человека. Изучение репродуктивной токсичности на двух поколениях лабораторных животных (OECD, Test No 416:2001, IDT). М.: Стандартинформ, 2016. 12 с.

72. ГОСТ 32473-2013. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Определение острой токсичности для рыб (OECD, Test No 203: 1992, IDT). М.: Стандартинформ, 2014. 9 с.

73. ГОСТ 32428-2013. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Определение хронической токсичности для рыб: 14-дневный тест (OECD, Test No 204: 1984, IDT). М.: Стандартинформ, 2014. 8 с.

74. ГОСТ 32368-2013. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Оценка репродуктивной способности рыб (OECD, Test No 229: 2009, IDT). М.: Стандартинформ, 2015. 32 с.

75. ГОСТ 32294-2013. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Определение токсичности для рыб на ранних стадиях развития (OECD, Test No 210: 1992, IDT). М.: Стандартинформ, 2014. 32 с.

76. ГОСТ 32538-2013. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Определение биоконцентрации на рыбах в проточных аквариумах (OECD, Test No 305: 1996, IDT). М.: Стандартинформ, 2014. 23 с.

77. Veith, G.D., DeFoe D.L., Bergstedt B.V. Measuring and estimating the bioconcentration factor of chemicals in fish // Journal of Fisheries Research Board of Canada. 1979. V. 36. P. 1040–1048.

78. ГОСТ 32536-2013. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Определение острой токсичности для дафний (OECD, Test No 202: 1992, IDT). М.: Стандартинформ, 2014. 12 с.

79. ГОСТ 32628-2014. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Определение острой токсичности на *Chironomus* sp. (OECD Test No 235: 2011, IDT). М.: Стандартинформ, 2015. 12 с.

80. ГОСТ 32367-2013. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Угнетение репродуктивной способности Дафнии magna (OECD, Test No 211: 2008, IDT). М.: Стандартинформ, 2014. 24 с.

81. ГОСТ 32293-2013. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Испытание водорослей и цианобактерий на задержку роста (OECD, Test No 201: 2011, IDT). М.: Стандартинформ, 2014. 24 с.

82. ГОСТ 32426-2013. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Испытание ряски на угнетение роста (OECD, Test No 221: 2006, IDT). М.: Стандартинформ, 2014. 24 с.

83. Van der Valk and Koomen I. Aspects determining the risk of pesticides to wild bees: risk profiles for focal crops on three continents. Rome: FAO, 2013. 76 p.

84. Методические рекомендации по оценке действия и потенциальной опасности пестицидов для медоносных пчел. М.: РАСХН, ВНИИВСГЭ, 2001. 23 с.

85. ГОСТ 33039-2014. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Пчелы медоносные: тест на острую контактную токсичность. М.: Стандартинформ, 2019. 8 с.

86. ГОСТ 33038-2014. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Пчелы медоносные: тест на острую пероральную токсичность. М.: Стандартинформ, 2019. 10 с.

87. OECD guideline for the testing of chemicals No 245. Honey bee (*Apis Mellifera L.*), chronic oral toxicity test (10-day feeding). Paris: OECD, 2017. 9 p.

88. Кайдун, П.И. Влияние дождевых червей на доступность растениям элементов минерального питания: азота, железа, цинка, марганца и кремния. Дисс. на соиск. уч. степени канд. биол. наук. Санкт-Петербург: 2018. 24 с.

89. Битюцкий, Н.П., Соловьева А.Н., Лукина Е.И., Лапшина И.Н., Власов Д.Ю., Кудряшова Н.В. Влияние дождевых червей на модификацию популяции микроорганизмов и активности ферментов в почве // Почвоведение. 2005. № 1. С. 82–91.

90. Битюцкий, Н.П., Соловьева А.Н., Лукина Е.И., Олейник А.С., Завгородняя Ю.А., Демин В.В., Бызов Б.А. Экскреты дождевых червей – стимулятор минерализации соединений азота в почве // Почвоведение. 2007. № 4. С. 468–473.

91. Костина, Н.В., Богданова Т.В., Умаров М.М. Биологическая активность копрелитов дождевых червей // Вестн. МГУ. Сер. 17: Почвоведение. 2011. № 1, С. 20–26.

92. Бызов, Б.А. Зоомикробные взаимодействия в почве. М.: ГЕОС. 2005. 214 с.

93. Zhou, Q.-X., Zhang Q.-R., Liang J.-D. Toxic effect of acetochlor and methamidophos on earthworm *Eisenia fetida* in phaeozem, northeast China // Journal of Environmental Sciences. 2006. V. 18. no. 4. P. 741–745.

94. Espinoza-Navarro, O., Bustos-Obregon E. Effect of malathion on the male reproductive organs of earthworms *Eisenia foetida*//Asian Journal of Andrology. 2005. V. 7. no. 1. P. 97–101.

95. Martikainen, E. Toxicity of dimethoate to some soil animal species in different soil types// Ecotoxicology and Environmental Safety // 1996. V. 33. no. 2. P. 128–136.

96. Yasmin, S., D'Souza D. Effects of pesticides on the growth and reproduction of earthworms. A Review // Applied and Environmental Soil Science. 2010. V. 2010. Article ID 678360. 9 p.

97. Astaykina, A., Streletskii R., Maslov M., Krasnov G. and Gorbatov V. // Effects of three pesticides on the earthworm *Lumbricus terrestris* Gut Microbiota. Frontiers in Microbiology. 2022. V.13. no 3. 12 p.

98. OECD Guideline for the Testing of Chemicals. Test No 207 Earthworm, Acute Toxicity Tests. Geneva: OECD. 1984. 9 p.

99. OECD Guideline for the Testing of Chemicals. Test No 222 Earthworm Reproduction Test (*Eisenia fetida*/*Eisenia andrei*). Geneva: OECD. 2016. 21 p.

100. ГОСТ 33036-2014. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Определение острой токсичности для дождевых червей. М.: Стандартинформ, 2019. 6 с.

101. ГОСТ 33042-2014. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Тест на репродуктивность дождевых червей (*Eisenia fetida*/*Eisenia andrei*)» (OECD Test № 222). М., Стандартинформ, 2019. 6 с.

102. Звягинцев, Д.Г., Бабьева И.П., Зенова Г.М. Биология почв. Изд.3. М.: Изд-во МГУ, 2005. 445 с.

103. Jacobsen, C.S., Hjelmsø M.H. Agricultural soils, pesticides and microbial diversity // Current Opinion in Biotechnology. 2014. V. 27. P. 15–20.

104. Imfeld, G., Vuilleumier S. Measuring the effects of pesticides on bacterial communities in soil: A critical review // European Journal of Soil Biology. 2012. V. 49. P. 22–30.

105. Johnsen, K., Jørgensen C.S., Torsvik V. Pesticide effects on bacterial diversity in agricultural soils – a review // Biol. Fertil. Soils. 2001. V. 33. P. 443–453.

106. Астайкина А.А., Стрелецкий Р.А., Маслов М.Н., Белов А.А., Горбатов В.С., Степанов А.Л. // Влияние пестицидной нагрузки на микробное сообщество агродерново-подзолистой почвы. Почвоведение. 2020. № 5. С. 639–650.

107. Streletskii, R., Astaykina A., Krasnov G., Gorbatov V. Changes in bacterial and fungal community of soil under treatment of pesticides // Agronomy-Basel. 2022. V. 12. no 1. P. 1–23.

108. ГОСТ 33041-2014. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Почвенные микроорганизмы: тест на трансформацию углерода. М., Стандартинформ, 2019. 8 с.

109. ГОСТ 32631-2014. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Почвенные микроорганизмы. Испытание на трансформацию азота. М.: Стандартинформ, 2019. 8 с.

110. Rose, M.T., Cavagnaro T.R., Scanlan C.A., Rose T.J., Vancov T., Kimber S., Van Zwieten L. Impact of Herbicides on Soil Biology and Function // *Advances in Agronomy*. 2016. P. 133–220.

111. Environmental risk assessment scheme for plant protection products. Chapter 8: Soil organisms and function // *Bulletin OEPP/EPPO*. 2003. V. 33, p. 195–209.

112. Kookana, R.S., Boxall B. A., Reeves P. T., Ashauer R., Beulke S., Chaudhry O., Cornelis G., Fernandes T., F., Gan J., Kah M., Lynch I., Ranville J., Sinclair C., Spurgeon D., Tiede K., Van den Brink P., J. Nanopesticides: Guiding Principles for Regulatory Evaluation of Environmental Risks // *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 2014. V.62. P. 4227–4240.

113. Kah, M., Weniger A-K., Hofmann T. Impact of (Nano)formulations on the Fate of Insecticide in Soil and Consequences for Environmental Exposure Assessment // *Environmental Science&Technology*. 2016. V. 50, P. 10960–10967.

114. Ceedergreen, N. Quantifying synergy: a systematic review of mixture toxicity studies within environmental toxicology // *PLoS ONE*. 2014. v. 9. e96580.

115. Finney, D.F. The analysis of toxicity tests on mixtures of poisons // *Ann. Appl. Biol.* 1942. v. 29. P. 82–94.

116. OECD guideline for the testing of chemicals No 245. Honey bee (*Apis Mellifera L.*), chronic oral toxicity test (10-day feeding). Paris: OECD. 2017. 9 p.

117. EFSA Guidance Document on the risk assessment of plant protection products on bees (*Apis mellifera*, *Bombus* spp. and solitary bees) // *EFSA Journal*. 2013. 11(7):3295. 268 p.

118. ISO 11268-3:2014. Soil quality – Effects of pollutants on earthworms – Part 3: Guidance on the determination of effects in field situations. Geneva, International Standard Organization, 2014. 13 p.

3. ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ОПАСНОСТЕЙ ПЕСТИЦИДОВ И ИХ КЛАССИФИКАЦИИ

Приведенные ниже классификации позволяют систематизировать и сделать более наглядными данные по поведению пестицидов в окружающей среде, их экотоксичности и используются для оценки опасности и маркировки пестицидов.

Тенденция последнего десятилетия – замена существующих национальных классификаций опасности химикатов глобальными правилами и рекомендациями ООН. В настоящее время вышла Шестая редакция «Согласованной на глобальном уровне системы классификации опасности и маркировки химической продукции (СГС)» [1], которая является гармонизированной общемировой позицией по классификациям многих видов опасностей химикатов. Этот документ рекомендован ООН для внедрения в национальные системы регулирования обращения химической продукции и, как результат, классификации опасности СГС уже вошли в российские нормативные документы – ГОСТы [2, 3]. Экологический раздел в СГС [1] и соответствующем ГОСТе [3] представлен классификациями острой и хронической опасности химикатов для водных организмов. Критерии и классификации опасности для наземных организмов в настоящее время разрабатываются или находятся в стадии обсуждения и согласования [4, 5].

3.1. Стойкость в почве

Классификация (табл. 3.1), которая уже около двадцати лет применяется для регистрационных целей в России [6], основана на показателях $DT_{50(лаб)}$ и $DT_{90(лаб)}$, полученных в лаборатории, но также допускается ее применение для нормализованных полевых данных $DT_{50(поле_норм)}$ и $DT_{90(поле_норм)}$.

Градации ее классов в целом совпадают с российской гигиенической классификацией опасности пестицидов по их стойкости в почве, критерием для которой является время 90% разложения пестицида DT_{90} [7], хотя более традиционным показателем является период полуразложения DT_{50} .

Классификация пестицидов по стойкости в почве

Класс стойкости	Характеристика стойкости	Критерии стойкости	
		DT _{50(лаб)} , сутки	DT _{90(лаб)} , сутки
1	Нестойкий	< 7	< 21
2	Малостойкий	7–21	21–70
3	Среднестойкий	22–60	71–200
4	Стойкий	61–120	201–400
5	Очень стойкий	> 120	> 400

Некоторые градации классов используются как триггеры для принятия решений при регистрации пестицидов. Так, для стойких пестицидов ($DT_{50(лаб)} > 60$ суток) возникает необходимость проведения испытаний по их исчезновению в полевых условиях (в том числе, в почвах Российской Федерации).

3.2. Подвижность в почве

Наиболее широко используемой для регистрационных целей является классификация [6, 8], в которой в качестве критерия подвижности пестицида в почве служит коэффициент сорбции пестицида, нормированный на содержание органического углерода в почве – Kd_{oc} или Kf_{oc} (табл. 3.2).

Таблица 3.2

Классификация пестицидов по их подвижности в почве

Класс подвижности	Характеристика подвижности	Коэффициент сорбции Kd_{oc}/Kf_{oc} , л/кг
1	Очень подвижный	< 15
2	Подвижный	15–74
3	Среднеподвижный	75–499
4	Малоподвижный	500–4000
5	Неподвижный	> 4000

3.3. Относительная мобильность в почве

Коэффициент RMF (см. Раздел 2.1.1.1.5) используется для классификации относительной мобильности пестицидов в почве (табл. 3.3) и помогает оценить необходимость проведения лизи-

метрических и полевых опытов для пестицидов с высоким потенциалом миграции в грунтовые воды.

Таблица 3.3

Классификация относительной мобильности пестицидов в почве [9]

Класс относительной мобильности	Характеристика относительной мобильности	Коэффициент относительной мобильности RMF
1	Немобильный	< 0,15
2	Слабо мобильный	0,15–0,80
3	Умеренно мобильный	0,80–1,30
4	Довольно мобильный	1,30–2,50
5	Мобильный	2,50–5,00
6	Очень мобильный	> 5,00

3.4. Стойкость в воде

Для классификации стойкости пестицида в системе вода/донный осадок рекомендуется использовать те же классы, что и для почв (табл. 3.1). Данные по стойкости пестицида только в водной фазе можно характеризовать классами, приведенными в табл. 3.4 [10].

Таблица 3.4

Классификация пестицидов по стойкости в воде

Класс стойкости	Характеристика стойкости	Период полураспада DT ₅₀ , сутки
1	Нестойкий	<1
2	Малостойкий	1–14
3	Среднестойкий	14–30
4	Стойкий	>30

3.5. Испарение

Основной фактор, влияющий на испарение пестицидов, – давление пара P_p его действующего вещества. Этот показатель используется для классификации способности пестицидов к испарению в окружающую среду (летучести) в целом или дифференцированно (табл. 3.5) при оценке испарения пестицидов из почв и растений [11, 12].

Таблица 3.5

Классификация пестицидов по летучести

Класс летучести	Характеристика летучести	Давление пара V_p , Па при 20°C		
		Все объекты [11]	Почва [12]	Растения [12]
1	Летучий	$> 10^{-1}$	$> 10^{-1}$	$> 10^{-3}$
2	Среднелетучий	$10^{-1} - 10^{-5}$	$10^{-1} - 10^{-3}$	$10^{-3} - 10^{-5}$
3	Слаболетучий	$< 10^{-5}$	$< 10^{-3}$	$< 10^{-5}$

3.6. Птицы

Хотя указание классов опасности пестицидов для птиц не обязательно при их маркировке, они удобны для сравнительной оценки пестицидов. Для этой цели подобные классификации используются в США, Канаде, странах Южной Америки [4, 5] и рекомендованы к применению в Российской Федерации [6]. Ниже в табл. 3.6 приведена классификация опасности пестицидов для птиц по их острой токсичности, которая используется в России.

Таблица 3.6

Классификация опасности пестицидов для птиц по острой токсичности

Класс опасности	Характеристика опасности	LD ₅₀ , мг/кг
1	Чрезвычайно токсичный	≤ 10
	Высокотоксичный	$> 10 - \leq 50$
2	Среднетоксичный	$> 50 - \leq 500$
3	Слаботоксичный	$> 500 - \leq 2000$
Не классифицируется	Практически не токсичный	> 2000

3.7. Млекопитающие

При классификации опасности пестицидов для млекопитающих используют ГОСТ 32419-2013 «Классификация опасности химической продукции. Общие требования» [2] (табл. 3.7), основанный на «Согласованной на глобальном уровне системе классификации опасности и маркировки химической продукции (СГС)» [1].

Таблица 3.7

**Классификация опасности пестицидов
для млекопитающих**

Класс опасности	Характеристика опасности	LD ₅₀ , мг/кг
1	Чрезвычайно токсичный	≤5
2	Очень высокотоксичный	>5–≤50
3	Высокотоксичный	>50–≤300
4	Среднетоксичный	>300–≤2000
5	Слаботоксичный	>2000–≤5000
Не классифицируется	Практически не токсичный	>5000

3.8. Водные организмы

При классификации и описании характеристик опасности пестицидов для водных организмов используют два государственных стандарта [3, 13]. Оба ГОСТа подготовлены на основе международного документа – «Согласованной на глобальном уровне системе классификации опасности и маркировки химической продукции (СГС)» [1]. В обобщенном и адаптированном для пестицидов виде классификации опасности их острой и хронической токсичности для гидробионтов представлены в табл. 3.8а и 3.8б.

Таблица 3.8а

**Классификация опасности пестицидов по острой токсичности
для гидробионтов**

LC ₅₀ /EC ₅₀ , мг/л	Класс	Краткая характеристика опасности	Символ	Сигнальное слово
≤ 1,0	1	Очень токсично для водных организмов		Осторожно
> 1,0–≤ 10	2	Токсично для водных организмов	Нет	Нет
> 10–≤ 100	3	Вредно для водных организмов	Нет	Нет
> 100	Нет	Нет	Нет	Нет

Таблица 3.86

Классификация опасности пестицидов по хронической токсичности для гидробионтов

НОЕС, мг/л	Класс	Характеристика опасности	Символ	Сигнальное слово
<i>Пестициды, способные к быстрому разложению*</i>				
$\leq 0,01$	1a	Очень токсично для водных организмов с долгосрочными последствиями		Осторожно
$> 0,01 \leq 0,1$	2a	Токсично для водных организмов с долгосрочными последствиями		Нет
$> 0,1 \leq 1,0$	3a	Вредно для водных организмов с долгосрочными последствиями	Нет	Нет
$> 1,0$	Нет	Нет	Нет	Нет
<i>Пестициды, не способные к быстрому разложению**</i>				
$\leq 0,1$	1б	Очень токсично для водных организмов с долгосрочными последствиями		Осторожно
$> 0,1 \leq 1,0$	2б	Токсично для водных организмов с долгосрочными последствиями		Нет
$> 1,0$	Нет	Нет	Нет	Нет

* – Биоразложение в воде $> 70\%$ в течение 28 суток или гидролиз – $DT_{50} < 16$ суток.

** – Биоразложение в воде $< 70\%$ в течение 28 суток или гидролиз – $DT_{50} > 16$ суток.

3.9. Медоносные пчелы

При определении класса опасности пестицида для пчел принимают во внимание наименьшую из величин LD_{50} острого контактного и перорального воздействия действующего вещества пестицида (табл. 3.9).

Таблица 3.9

Классификация опасности пестицидов для пчел

Класс опасности	Характеристика опасности	LD_{50} , мкг/пчелу
1	Чрезвычайно токсичный	$\leq 0,1$
	Высокотоксичный	$> 0,1 \leq 1,0$
2	Среднетоксичный	$> 1,0 \leq 10,0$
3	Слаботоксичный	$> 10 \leq 100$
Не классифицируется	Практически не токсичный	> 100

3.10. Дождевые черви

Международно-принятые классификации опасности химикатов для тестовых видов наземных организмов, включая дождевых червей, еще находятся в стадии обсуждения и согласования. В переходный период при оценке опасности пестицидов для дождевых червей рекомендуется использовать нижеприведенную классификацию по острой токсичности (табл. 3.10) [6].

Таблица 3.10

Классификация опасности пестицидов для дождевых червей

Класс опасности	Характеристика опасности	LC ₅₀ , мг/кг
1	Чрезвычайно токсичный	≤1
	Высокотоксичный	>1–≤10
2	Среднетоксичный	>10–≤100
3	Слаботоксичный	>100–≤1000
Не классифицируется	Практически не токсичный	>1000

3.11. Список литературы

1. Согласованная на глобальном уровне система классификации опасности и маркировки химической продукции (СГС) – Шестое пересмотренное издание. Нью-Йорк и Женева: ООН, 2016. 670 с.

2. ГОСТ 32419-2013 Классификация опасности химической продукции. Общие требования. М.: Стандартинформ, 2014. 28 с.

3. ГОСТ 32424-2013. Классификация опасности химической продукции по воздействию на окружающую среду. Основные положения. М.: Стандартинформ, 2014. 14 с.

4. Classification of hazards to the terrestrial environment. A review. Draft report to the UN sub-committee of experts on the GHS: terrestrial environmental hazards. Document ENV/JM/HCL(2008)3, Paris: OECD, 2008. 42 p.

5. Issues to be addressed to develop the classification and labeling for terrestrial environmental hazards. Document ENV/JM/HCL (2004)3/REV., Paris: OECD, 2004. 19 p.

6. Методы оценки экологической опасности пестицидов при их регистрации. Руководство по классификациям экологической опасности пестицидов. Ред. В.С. Горбатов. Большие Вяземы: РАСХН, ГНУ ВНИИФ, 2010. 17 с.

7. Гигиеническая классификация пестицидов по степени опасности. Методические рекомендации № 2001/26. М.: Минздрав России. ФНЦГ имени Ф.Ф. Эрисмана, 2001. 18 с.

8. PSD Data Requirements Handbook. Chapter 6. 2005. p.33.
9. ГОСТ 33043-2014. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Вымывание из почвенных колонок (OECD, Test No 312:2004, IDT). М.: Стандартиформ, 2015. 12 с.
10. Pesticide Property Database (PPDB). The Agricultural & Environmental Research Unit (AERU) at the University of Hertfordshire, Hatfield, Herts, UK.: 2010; <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/en/index.htm>
11. Unsworth, J.B., Wauchope, R.D., Klein, A.W. Dorn, E., Zeeh, B., Yeh, S.M., Akerblim, M., Racke, K.D. and Rubin, B. Significance of long range transport of pesticides in the atmosphere // Pure Appl. Chem. 1999. v. 71. P. 1359–1383.
12. EPPO, European and Mediterranean Plant Protection Organisation, Environmental risk assessment scheme for plant protection products, Chapter 3: Air // OEPP/EPPO Bulletin. 2003. V. 33. P. 115–129.
13. ГОСТ 31340-2013. Предупредительная маркировка химической продукции. М.: Стандартиформ, 2014. 40 с.

4. ПРОГНОЗЫ КОНЦЕНТРАЦИЙ ПЕСТИЦИДОВ В ОБЪЕКТАХ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Экспериментальными полевыми исследованиями по определению концентраций пестицидов в объектах окружающей среды технически сложно и экономически не целесообразно охватить все разнообразие почвенно-климатических условий регионов, где применяют пестициды. Поэтому во многих случаях полевые испытания успешно заменяют прогнозами поведения пестицидов в окружающей среде с помощью таких эффективных и недорогих инструментов, как математические модели.

4.1. Прогноз концентраций пестицида и его миграции в почве (6.2.1.1.1.1)

Данные о концентрациях пестицидов в почве нужны, прежде всего, при оценке риска проявления их токсичности для почвенных организмов, например, дождевых червей (см. Раздел 5.5). В Российской Федерации для регистрационных целей используются простые аналитические модели [1] и имитационная модель PEARL [2, 3], разработанные в Европейском Союзе, в сочетании с российскими стандартными сценариями входных данных (почва–климат–культура), которые предложены для 9-ти основных сельскохозяйственных регионов России [4]. При выборе модели для прогноза концентраций пестицидов в почве рекомендуется пошаговый подход: если уровень риска пестицида для почвенных организмов оказывается низким, то достаточно прогноза с использованием аналитических моделей с ограниченным количеством исходных данных. При высоких рисках рекомендуется переход на более сложную и точную имитационную модель PEARL.

4.1.1. Аналитические модели прогноза концентраций пестицидов в почве

Для первичной оценки концентраций пестицидов в почве можно использовать аналитические модели, основанные на простых алгебраических расчетах [1] и ограниченном количестве входных параметров. Концентрацию пестицида в почве сразу по-

сле его однократного применения (C_0 , мг/кг) рассчитывают по формуле:

$$C_0 = R \cdot (1 - f) / (100 \cdot d \cdot \rho),$$

где R – норма применения пестицида по действующему веществу, г/га;

f – доля пестицида, перехватываемая растениями;

d – глубина слоя почвы, см;

ρ – плотность почвы, г/см³.

Предполагается, что плотность почвы равна 1,2 г/см³; глубина слоя почвы, в котором распределен пестицид и где обитает преобладающая часть почвенных организмов – 20 см; доля перехвата культурой – 0 для почвы без растений и 0,5 – для почвы с растениями.

Концентрации пестицида в почве (C_t , мг/кг) в конкретное время t после применения пестицида рассчитывают по уравнению кинетики 1-го порядка:

$$C_t = C_0 \cdot \exp(-kt),$$

где k – константа скорости разложения пестицида, равная $\ln 2 / DT_{50}$, сутки⁻¹;

DT_{50} – период полуразложения пестицида, сутки.

При многократном применении пестицида его концентрация в почве сразу после n -й обработки (C_n , мг/кг) будет:

$$C_n = \sum [(R \cdot (1 - f_i) / 100 \cdot d \cdot \rho) \cdot \exp -k(t_n - t_i)],$$

где f_i – доля пестицида, перехватываемая растениями при i -той обработке;

t_i – время i -той обработки, сутки;

t_n – время n -ной (последней) обработки, сутки.

Концентрацию пестицида в почве при многократной обработке ($C_{t,n}$, мг/кг) в конкретное время t после применения пестицида рассчитывают по формуле:

$$C_{t,n} = C_n \cdot \exp -kt$$

Средневзвешенные для конкретных периодов времени (от 0 до t дней) концентрации пестицида в почве $C_{\Delta t}$ рассчитывают следующим образом:

$$C_{\Delta t} = C_0 \cdot (1 - \exp -kt) / kt.$$

Исходными переменными данными для этих расчетов являются – максимальные рекомендуемые норма применения пестицида и количество обработок, минимальные временные интервалы между обработками, период полураспада в почве DT_{50} в лабораторных условиях. Значения остальных показателей фиксированы и приведены выше. Для расчетов вышеуказанных концентраций пестицидов рекомендуется использовать электронные таблицы EXCEL. Необходимо отметить, что за исключением прогноза концентраций сразу после применения пестицида (C_0), остальные расчеты концентраций (C_t , $C_{t,n}$, $C_{\Delta t}$) весьма консервативны и обычно завышают результаты остаточных количеств пестицидов по сравнению с измеренными данными.

За последние годы в Европейском Союзе для регистрационных целей разработана пространственно-распределенная аналитическая модель PERSAM [5,6], которая фактически основана на вышеприведенных расчетах, но более реалистична. Она учитывает влияние температуры на скорость разложения пестицидов в почвах трех почвенно-климатических зон ЕС, в сценариях входных данных есть широкий набор культур (включая многолетние) для каждой из зон, учтены разнообразные агротехнические приемы обработки почвы и способы применения пестицидов.

4.1.2. Прогноз концентраций пестицидов в почве по модели PEARL

Более адекватными и реалистичными являются прогнозы с использованием имитационных математических моделей (PEARL, MACRO, PRZM, PELMO) [7,8,9], которые позволяют учитывать как влияние внешних факторов на скорость разложения пестицида (свойства почв, температура, влажность), так и другие процессы (испарение, вымывание, поглощение растениями), приводящие к его исчезновению из почвы. Для прогноза остаточных количеств пестицидов в почве наиболее часто применяется модель PEARL (Pesticide Emission Assessment at Regional and Local scales). Она имеет европейский [7,8], российский [10,11,12], китайский [13] и бразильский [14] опыт использования, протестирована на достаточном количестве экспериментальных данных и показала удовлетворительное качество прогноза.

4.1.2.1. Описание модели PEARL

Имитационная модель PEARL разработана в Нидерландах, имеет детальное описание моделируемых процессов [2], руководство пользователя [15] и общедоступна для загрузки [16]. Модель PEARL описывает поведение пестицида в системе почва-вода-воздух-растение и предназначена, прежде всего, для прогноза концентраций пестицидов в грунтовых водах (см. Раздел 4.2). Однако в ней есть блок, позволяющий прогнозировать динамики концентраций пестицида в почве и его распределение по почвенному профилю. PEARL дает более реалистичные прогнозы, чем аналитические модели, и рекомендуется для более высоких уровней пошаговой оценки риска пестицидов для почвенных организмов.

Модель PEARL основана на:

- 1) уравнении конвективно/дисперсионного транспорта пестицида, включающего его диффузию в газовой фазе;
- 2) учете двух одновременно протекающих процессов сорбции – мгновенного равновесного и неравновесного, описываемых уравнением Фрейндлиха;
- 3) механизме разложения пестицида, подчиняющегося кинетике 1-го порядка и зависящего от температуры и влажности почвы;
- 4) вычислении испарения пестицида из почвы, исходя из предположения о ламинарности воздушного слоя на поверхности почвы;
- 5) механизме пассивного транспирационного поглощения пестицида корнями растений.

В табл. 4.1 представлены входные параметры модели PEARL. Выходными данными модели, используемыми при оценке риска острой и хронической токсичности пестицида для почвенных организмов, являются соответственно его концентрация в пахотном горизонте почвы сразу после применения (0 дней) и средневзвешенная во времени концентрация за 56 дней. Дополнительно дается прогноз остаточных количеств пестицида спустя год (365 дней) после его применения – эти данные могут использоваться при оценках необходимости мониторинга пестицида в почве.

Входные параметры модели PEARL

Параметр	Комментарии
Регламент применения пестицида	
Норма применения по действующему веществу, кг/га	Максимальная рекомендуемая норма применения для данной культуры. Если культур несколько, то среди них выбирается максимальная норма применения
Количество обработок	Максимальное рекомендуемое количество обработок
Глубина заделки пестицида в почву, см	0 см при поверхностной обработке; 5 см – при посеве семян, обработанных пестицидом; 20 см – для пропашных культур
Время между обработками, дни	В соответствии с рекомендуемым регламентом применения пестицида
Дата применения	В соответствии с рекомендуемой агротехникой выращивания культуры
Перехват культурой, доля	Вводится пользователем или рассчитывается автоматически моделью в соответствии с обрабатываемой культурой, фазой ее развития и способом применения пестицида
Свойства действующего вещества пестицида и его значимых метаболитов	
Молярная масса, г/моль	
Количество образовавшихся метаболитов, молярные доли	
Растворимость в воде, мг/л	Растворимость в воде при 20°C
Давление насыщенного пара, Па	Давление пара при 20°C
Константа ионизации, рК	Требуется, если пестицид является кислотой или основанием
Коэффициент диффузии в воде	По умолчанию берется значение $4,3 \cdot 10^{-5} \text{ м}^2/\text{сутки}$

Параметр	Комментарии
Коэффициент диффузии в газе	По умолчанию берется значение $0,43 \text{ м}^2/\text{сутки}$
Молярная энтальпия растворения	По умолчанию берется значение 27 кДж/моль
Молярная энтальпия испарения	По умолчанию берется значение 95 кДж/моль
Период полуразложения DT_{50} в почве, сутки	Используются данные лабораторных и/или полевых тестов (в последнем случае желательно брать нормализованные по температуре и влажности почвы значения DT_{50}). Требуется среднее геометрическое значение DT_{50} , рассчитанное по уравнению кинетики 1-го порядка для не менее 4-х почв (в случае его отсутствия берут максимальное значение DT_{50})
Энергия активации Аррениуса	Используется для оценки влияния температуры на скорость разложения пестицида. По умолчанию принимается равным 54 кДж/моль
Параметр влияния влажности почвы на скорость разложения пестицида	На основании экспериментальных данных установлено, что этот параметр $B = 0,7$ (среднее безразмерное значение), который используют в модели для всех пестицидов по умолчанию
Коэффициент сорбции Фрейндлиха K_{fom} , л/кг	Коэффициент сорбции пестицида почвой, рассчитанный по изотерме Фрейндлиха и нормированный на содержание органического вещества. Используют среднее геометрическое значение для нескольких почв (если такие данные отсутствуют, то берут минимальное значение K_{fom})
Экспоненциальный коэффициент изотермы сорбции Фрейндлиха $1/n$	Обычно берут среднее значение коэффициента $1/n$. Если данные отсутствуют, то по умолчанию его принимают равным $0,9$
Показатель пассивного транспирационного потока пестицида в растении (TSCF)	По умолчанию принимается равным $0,5$ для системных пестицидов, способных передвигаться по сосудистой системе растений, и 0 – для несистемных

Параметр	Комментарии
Свойства почвы	
Для каждого почвенного горизонта – содержание гумуса, кг/кг; плотность почвы, кг/м ³ ; pH; содержание песка, пыли и глины, кг/кг; параметры уравнения Ван-Генухтена	Данные по свойствам почв приведены в разделе «Стандартные почвенно-климатические сценарии Российской Федерации»
Фактор влияния глубины слоя почвы на скорость разложения пестицида	Учитывает влияние микробиологической активности почвы на скорость разложения пестицида. Предполагается, что в слое 0–30 см этот фактор максимален и равен 1, в слое 30–60 см – 0,5; 60–100 см – 0,3; > 100 см – 0,1
Метеоданные	
Ежесуточные максимальная и минимальная температура воздуха (°C), осадки (мм), солнечная радиация (кДж/м ²), влажность воздуха (кПа), скорость ветра (м/сек)	Данные по климату входят в файлы метеоданных. Их обобщенная характеристика приведена в разделе «Стандартные почвенно-климатические сценарии Российской Федерации»

4.1.2.2. Стандартные почвенно-климатические сценарии Российской Федерации для модели PEARL

Стандартный сценарий PEARL и других аналогичных моделей – это совокупность почвенно-климатических условий и сельскохозяйственных культур, характеризующих определенный регион, и являющийся фиксированным набором входных данных математической модели. Стандартные сценарии позволяют унифицировать почвенно-климатические параметры модели и свести к минимуму влияние субъективных факторов на прогноз концен-

траций пестицидов в почве и сопредельных средах. Для параметризации модели PEARL по аналогии с европейскими стандартными сценариями [8] были разработаны российские стандартные сценарии девяти сельскохозяйственных регионов Российской Федерации [4, 9], которые реализованы в качестве входных файлов и баз данных модели PEARL. Эти сценарии охватывают основные типичные сельскохозяйственные регионы России (рис. 1) с широким диапазоном свойств почв, климата и сельскохозяйственных культур (табл. 4.2, 4.3, 4.4).



Рис. 1 Регионы Российской Федерации, для которых разработаны стандартные сценарии модели PEARL

Таблица 4.2

**Общая характеристика стандартных
почвенно-климатических сценариев РФ**

Регион (сценарий)	Тип почвы	Средне- годовые осадки, мм	Средняя температура воздуха, °C
Московская область (Москва)	Дерново- подзолистая	719	6,0
Курская область (Курск)	Чернозем типичный	683	6,7
Саратовская область (Саратов)	Каштановая	517	7,4

Регион (сценарий)	Тип почвы	Средне- годовые осадки, мм	Средняя температура воздуха, °С
Краснодарский край (Краснодар)	Чернозем южный мицеллярно- карбонатный	737	12,2
Новосибирская обл. (Новосибирск)	Лугово- черноземная	504	1,3
Приморский край (Владивосток)	Луговая диф- ференцирован- ная	820	5,5
Псковская область (Псков)	Дерново- подзолистая	747	5,8
Нижегородская обл. (Н. Новгород)	Серая лесная	695	4,0
Курганская область (Курган)	Чернозем выщелоченный	428	3,0

Метеоданные

Для подготовки входных метеофайлов модели PEARL, характеризующих климат РФ, использованы данные сайтов ВНИИ гидрометеорологической информации – Мирового центра данных [17] и NASA [18]. Эти файлы включают ежесуточные сведения о 6-ти метеорологических показателях – максимальной и минимальной температуре воздуха, осадках, солнечной радиации, влажности воздуха и скорости ветра, за 20–26-ти летние периоды с 1988 по 2014 гг. Такие достаточно продолжительные периоды наблюдений позволили выявить для каждого сценария год с метеоусловиями, создающими возможность наиболее длительного сохранения пестицидов в почве, и использовать его в прогнозах концентраций как вариант «реального худшего случая» (см. Раздел «Тестирование модели PEARL»).

Свойства почв

Почвы российских сценариев представлены, прежде всего, тремя детально изученными почвами Московской, Курской и Саратовской областей, которые более двадцати лет используются

для проведения регистрационных испытаний пестицидов по оценке их стойкости и подвижности в полевых условиях (см. Раздел 2.1.1.1.3). В остальных шести сценариях использованы типичные и преобладающие по использованию почвы этих регионов. Их описания и свойства взяты из «Единого государственного реестра почвенных ресурсов России» [19]. Краткая характеристика свойств пахотных горизонтов почв девяти российских сценариев приведена в Табл. 4.3, а пример более детального описания свойств почв, требуемых для прогноза, включая гидрофизические параметры уравнения Ван-Генухтена, представлен в Приложении 2, Табл. 1, 2).

Таблица 4.3

**Свойства пахотных горизонтов почв
стандартных сценариев РФ**

Сценарий	Гранулометрический состав			Гумус, %	pH	Плотность, кг/м ³
	Песок, %	Пыль, %	Глина, %			
Москва	13	75	12	2,7	6,0	1200
Курск	1	80	19	7,6	6,5	1100
Саратов	2	68	30	3,4	7,0	1200
Краснодар	1	63	36	5,7	7,1	1180
Новосибирск	12	53	35	9,2	6,3	1000
Владивосток	14	70	16	5,6	5,7	1010
Псков	65	32	3	1,4	6,4	1300
Нижний Новгород	12	65	23	3,9	5,9	1260
Курган	12	53	35	11,2	7,3	1100

Сельскохозяйственные культуры

В понятие стандартного сценария также входит набор сельскохозяйственных культур, характерных для данного региона (табл. 4.4), и сведения об их параметрах – сроках посева, фазах развития, глубине корневой зоны (см. Приложение 2, табл. 3, где в качестве примера, приведены данные для Московской области).

Таблица 4.4

**Типичные сельскохозяйственные культуры
стандартных сценариев РФ**

Культура	Московская обл.	Курская обл.	Саратовская обл.	Краснодарский край	Новосибирская обл.	Приморский край	Псковская обл.	Нижегородская обл.	Курганская обл.
Зерновые озимые	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Зерновые яровые	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Картофель	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Травы	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Яблоня	+	+	+	+	+	+		+	+
Сахарная свекла		+	+	+		+			+
Кукуруза		+	+	+		+			+
Подсолнечник		+	+	+		+		+	+
Соя						+			
Рапс яровой	+	+	+					+	+
Рапс озимый				+		+			
Морковь	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Лук	+	+	+	+	+	+		+	+
Капуста		+							

Сопоставимость европейских и российских стандартных сценариев

Сходство стандартных сценариев Европейского Союза и России помогает расширить возможности прогноза концентраций пестицидов в почве за пределы ЕС или РФ. В частности, уже есть рекомендации по использованию имеющихся сценариев ЕС на территориях десяти новых стран Евросоюза [20]. В России также допускается использование в регистрационных целях результатов

моделирования с применением похожих стандартных сценариев ЕС. Однако, сравнительная экспертная оценка климата и свойств почв России и Евросоюза показала, что только один российский сценарий – Краснодар – имеет более-менее близкий аналог в Евросоюзе – Chateaudun во Франции (табл. 4.5).

Таблица 4.5

**Сравнительная оценка похожих стандартных сценариев
России и Евросоюза**

Сценарий (страна)	Среднегодовая температура, °С	Ежегодные осадки, мм	Гумус, %	pH
Краснодар (Россия)	12,2	737	5,7	7,1
Chateaudun (Франция)	11,3	648	2,4	8,0

4.1.2.3. Тестирование и валидация модели PEARL

Основная цель тестирования – оценить вариабельность прогнозов концентраций пестицидов в почвах различных регионов РФ и выявить территории (сценарии) с почвами и климатом, наиболее способствующими их загрязнению пестицидами. Для тестирования модели и ее почвенно-климатических сценариев в качестве переменных входных данных использовали два показателя условных тестовых пестицидов: период полураспада в почве DT_{50} и коэффициент сорбции K_{oc} , от которых в основном зависят их концентрации в почве. Значения DT_{50} составляли 3, 30 и 300 дней и K_{oc} – 10, 100 и 1000 см³/г, а их девять комбинаций охватывали широкий диапазон свойств реальных пестицидов. Остальные свойства были одинаковыми для всех тест-пестицидов: молярная масса – 300 г/моль, растворимость в воде – 1 мг/л, давление пара – 10^{-7} Па. Регламент применения пестицидов предусматривал норму применения – 1 кг/га, однократную обработку 15 мая, поверхностное опрыскивание, отсутствие сельскохозяйственной культуры. Расчеты, проведенные с использованием метеоданных для 9-ти сценариев и каждого из годов наблюдений, показали, что максимальные концентрации практически всех тест-пестицидов спрогнозированы в почве Новосибирской области. Этот сценарий рекомендуется как вариант са-

мого худшего случая для оценки остаточных количеств пестицидов в почве. Худшие (с персентилем 80%) климатические условия, способствующие загрязнению почв пестицидами, приходятся на 1993 год в Москве, 1999 г. – в Курске, 2002 г. – в Саратове и 2003 г. – в Новосибирске.

Валидация модели PEARL (проверка соответствия прогнозируемых моделью и измеренных концентраций пестицидов) проведена, прежде всего, для грунтовых вод [8] и, в меньшей степени, для почв. Исследования в Нидерландах и Швеции [21], Италии [22], показали удовлетворительное качество прогноза баланса пестицидов бентазона, этопрофоса и аклонифена в почвах этих стран. Сравнение динамик концентраций шести пестицидов в почвах полевых опытов в 3-х почвенно-климатических зонах России и расчетов по модели PEARL с использованием российских стандартных сценариев также показало приемлемое качество прогноза остаточных количеств пестицидов в почвах. Относительная ошибка прогноза концентраций шести пестицидов в среднем не превысила 55% [12]. Необходимо отметить, что попытки достичь более высокой точности прогноза не имеют реального смысла, так как пространственная вариабельность концентраций пестицидов даже в пределах одного поля может достигать 100% (см., например, [23, 24]).

4.1.3. Неопределенность моделирования и способы ее снижения

Точность результатов прогноза обусловлена неопределенностью моделирования, связанной с неполнотой информации о тех или иных свойствах и поведении пестицида в почве и сопредельных средах. Источниками неопределенности могут быть:

- сами модели, которые содержат в себе приближения и упрощения и не являются совершенными аппроксимациями реальных явлений, – в этом отношении имитационная, физически обоснованная модель PEARL имеет преимущество перед аналитическими моделями;

- входные параметры свойств пестицидов, которые могут быть не всегда точными результатами лабораторных и полевых измерений, моделирования и экспертных оценок;

– разнообразие регламентов и условий применения пестицидов (наличие культуры, агротехника ее возделывания, глубина заделки пестицида в почву и т.п.), которое часто не учитывается при моделировании.

Снизить неопределенность моделирования можно, перейдя от аналитических моделей к имитационным (табл. 4.6). Для слабо-токсичных пестицидов с низкими нормами применения обычно достаточно прогноза с помощью аналитической модели (Шаг 1, Раздел 4.1.1), а токсичные пестициды с высокой нагрузкой на почву требуют для прогноза модель PEARL. Критерием (триггером) необходимости перехода на модель более высокого уровня является показатель риска – отношение токсичности пестицида к его концентрации (см. Раздел 5). Для почвенных организмов, таких как дождевые черви, рекомендуемые значения триггеров равны 10 и 5 при оценке острого и хронического риска, соответственно. Если для Шага 1-2 они оказываются ниже, то переходят к прогнозу по модели PEARL (Шаг 3).

Таблица 4.6

**Пошаговая процедура прогноза концентраций пестицидов
в почве**

Шаг	Модель	Почвенно-климатические сценарии	Параметры пестицида
1	Простая аналитическая модель	Нет	DT_{50}
2	Аналитическая модель PERSAM	Три зоны ЕС	DT_{50} , Кос
3	Имитационная модель PEARL	Сценарии ЕС и РФ	DT_{50} , Кос, S^* , Vp^{**} и др.

* – S – растворимость в воде;

** – Vp – давление пара.

Следующая по значимости возможность снизить неопределенность – это использование более точных и реалистичных значений входных параметров, в первую очередь показателя, характеризующего скорость разложения пестицидов в почве DT_{50} . Для этой цели лучше подходят нормализованные по температуре и влажности значения DT_{50} в полевых условиях (см. Раздел 2.1.1.1.3).

4.2. Прогноз концентраций пестицидов в грунтовых водах

(6.2.1.1.2.1)

Для диких животных риск отравления пестицидами из грунтовых вод минимален и его оценка не требуется. Загрязнение грунтовых вод пестицидами опасно, в первую очередь, для здоровья людей, которые используют грунтовые воды как источники питьевой воды. Безопасная для человека предельно-допустимая концентрация (ПДК) действующего вещества регистрируемого пестицида в воде устанавливается в рамках его токсиколого-гигиенической экспертизы [25, 26]. Однако, невозможно оценить риск потребления человеком загрязненной воды только по величине ПДК пестицида, так как отсутствуют данные о его концентрациях в воде. Оптимальным решением, особенно для новых пестицидов, является прогноз концентраций пестицидов в грунтовых водах с использованием моделей их поведения в окружающей среде.

4.2.1. Прогноз концентраций пестицида в грунтовых водах по модели PEARL

Модель PEARL [2] использует аналогичные входные данные, что и для почв (табл. 4.1), и дает возможность прогнозировать средневзвешенные ежегодные концентрации пестицидов (мкг/л) в водном стоке из почвы на глубине 1 метр. Такая незначительная глубина используется моделью по умолчанию и характеризует вариант худшего случая, характерного для почв с высоким уровнем залегания грунтовых вод. Имеется некоторый опыт применения PEARL для прогноза концентраций пестицидов в стоке на больших глубинах: в Китае (2 и 10 метров) [13], Бразилии (3 и 5 метров) [14], Словении (10 метров) [27]. Однако, в целом адекватное прогнозирование концентраций пестицидов в стоке глубже 1 м (вплоть до верхней границы грунтовых вод) обычно трудно осуществимо из-за недостатка сведений о свойствах подстилающих пород, параметрах разложения и сорбции пестицидов в подпочве, наличия в почве гравия и камней.

Для прогноза концентраций пестицидов в грунтовых водах Российской Федерации с помощью модели PEARL используют российские стандартные почвенно-климатические сценарии, ана-

логичные вышеописанным для почв. Чтобы учесть влияние временной вариабельности погодных условий на величину прогнозируемых концентраций для каждого из сценариев моделирование проводится в течение периода, равного 20 годам метеонаблюдений (см. Раздел 4.1.2.2). Далее модель ранжирует в порядке возрастания выборку из 20 среднегодовых значений концентраций и определяет год метеонаблюдений с концентрацией пестицида, соответствующей 80% персентили (вариант реального худшего случая). Это значение концентрации используется для оценки риска загрязнения грунтовых вод пестицидами.

4.2.2. Тестирование и валидация модели PEARL

Как и для почв, основная цель тестирования модели – оценить вариабельность прогнозов концентраций пестицидов в грунтовых водах различных регионов РФ и выявить территории (сценарии) с почвами и климатом, наиболее способствующими загрязнению грунтовых вод. Для тестирования модели PEARL и девяти стандартных почвенно-климатических сценариев России были использованы 4 условных пестицида, имеющих диапазоны $DT_{50} = 20\text{--}100$ суток, $K_{oc} = 17\text{--}172$ л/кг с нормой применения 1 кг/га [28]. Наибольшие средневзвешенные ежегодные концентрации этих пестицидов в стоке (в порядке их убывания) спрогнозированы в четырех регионах Российской Федерации – в Псковской области, Приморском крае, Нижегородской и Московской областях, территории которых считаются наиболее уязвимыми для загрязнения грунтовых вод пестицидами. Стандартные сценарии этих регионов рекомендуются как варианты худших случаев при оценке риска загрязнения грунтовых вод пестицидами, регистрируемыми в России.

Валидация моделей, как правило, включает в себя процесс сравнения расчетов с результатами полевых или лизиметрических экспериментов, ее калибровку (вторичную параметризацию) и последующую проверку работоспособности модели на независимом массиве данных. Для оценки точности прогноза по моделям используют визуальное графическое сравнение экспериментальных и расчетных данных, а также статистические критерии [28]. Способность моделей (в том числе, PEARL) адекватно пред-

сказывать концентрации пестицидов в стоке гораздо ниже, чем в почвах. Особенно это касается прогнозов максимальных (пиковых) концентраций в стоке, наблюдаемых в макропористых почвах после сильных дождей. Измеренные и спрогнозированные концентрации пестицидов в стоке могут отличаться на порядок и выше [29, 30]. Тем не менее, результаты прогнозов могут использоваться для скрининговой оценки риска загрязнения грунтовых вод и принятия решений о необходимости проведения лизиметрических, полевых или мониторинговых исследований. Улучшить прогнозы позволят более качественные наборы входных параметров, полученных при калибровке моделей, и применение последних версий моделей, таких как PEARL 4.4.4, которая позволяет, кроме хроматографического транспорта, учитывать движение пестицида по макропорам почвы.

4.2.3. Оценка риска загрязнения грунтовых вод пестицидами

Риск загрязнения грунтовых вод пестицидом оценивают, сравнивая его концентрацию, спрогнозированную в стоке, и безопасную для человека концентрацию в питьевой воде. В Европейском Союзе для любого действующего вещества пестицида и его метаболитов директивно установлена концентрация менее 0,1 мкг/л, которая считается безопасной [31] и служит триггером при оценке необходимости проведения более детальных экспериментальных исследований. В Российской Федерации в зависимости от токсичности пестицида рекомендуется дифференцированный подход к оценке риска загрязнения грунтовых вод. Он основан на сравнении величин прогнозируемых и предельно допустимых концентраций (ПДК) в воде действующих веществ пестицидов, регистрируемых в России [32].

4.3. Прогноз концентраций пестицида в поверхностных водах (6.2.1.1.2.2)

Чтобы оценить риски пестицидов для водных организмов, необходима информация об их концентрациях в поверхностных водах. Однако данные полевых опытов по определению концентраций новых пестицидов в водоемах недоступны из-за техниче-

ской невозможности проведения широкомасштабных регистрационных испытаний такого рода, а регулярные мониторинговые исследования зарегистрированных пестицидов охватывают их узкий круг на ограниченных территориях. Решение этой проблемы – в использовании математических моделей прогноза концентраций пестицидов в воде водных объектов. Такие модели учитывают свойства и регламенты применения пестицидов, а также, в той или иной степени, разнообразие почвенно-климатических условий, водоемов и выращиваемых культур. Математические модели являются основными инструментами прогноза концентраций пестицидов в водной среде в Европейском Союзе [33], США [34, 35] и применяются в Российской Федерации [36, 37]. Для прогноза обычно используют пошаговый подход. Если уровень риска пестицида для гидробионтов оказывается низким (табл. 5.3), то достаточно прогноза с использованием простых расчетов с ограниченным количеством исходных данных (например, STEP1-2). При высоких уровнях риска рекомендуется переход на более сложные и точные детерминированные модели (в ЕС на шаге STEP3 используется комплекс моделей в программной оболочке SWASH). Некоторые инструменты (см. табл. 4.8 и 4.9) и модели (STEP4) позволяют учитывать ограничительные меры применения пестицидов, такие как буферные (водоохранные) зоны.

4.3.1. Модели и сценарии STEP1-2

STEP1-2 представляют собой простые и универсальные процедуры расчета концентраций пестицида и его метаболитов в воде и донном осадке условного водоема (Раздел 2 руководства FOCUS [33]). Они не учитывают особенностей климата, рельефа, свойств почв и сельскохозяйственной культуры и, поэтому, применимы к любой территории, где используются пестициды.

Характеристика условного водоема

Площадь условного поверхностного водоема составляет 1/10 часть площади примыкающего поля, обработанного пестицидом. Глубина водоема – 30 см, слой донного осадка – 5 см, его плотность – 0,8 г/см³, содержание органического углерода – 5%, эффективный для сорбции слой донного осадка – 1 см.

Регламенты применения пестицидов в моделях STEP1-2

Предполагается, что для прогноза по модели STEP1 пестицид применяется однократно (максимальная рекомендуемая норма применения с учетом количества обработок). Модель STEP2 допускает возможность расчетов при многократном применении пестицида с установленными пользователем нормами и интервалами применения.

Пути миграции пестицидов в водоемы и ее количественная оценка

В водоемы пестициды могут попадать за счет следующих процессов, которые в соответствии с их значимостью располагаются в следующем порядке: а) снос потоками воздуха при обработке полей, садов и виноградников; б) эрозионный смыв с поверхности почвы с жидким и твердым стоком; в) миграция с дренажными водами.

Для учета воздушного сноса пестицида в моделях STEP1-2 используются данные специальных таблиц [38–40], устанавливающие долю сноса пестицида на поверхность водоема в зависимости от расстояния до обрабатываемого поля (сада, виноградника). Однако, необходимо иметь ввиду, что модели STEP1-2 практически не учитывают влияние буферных (водоохранных) зон на поступление пестицида в водоем, так как их ширина, «защитая» в алгоритм расчета, составляет всего 1 метр для полевых культур и 3 метра для садов и виноградников.

Вклады эрозионного смыва и дренажа в миграцию пестицида в водоем в моделях STEP1-2 учитываются совместно. На основании имеющихся экспериментальных данных и экспертных оценок предполагается, что они в сумме составляют 10% от примененного количества пестицида (для STEP1) и варьируют от 2% до 5% (для STEP2) в зависимости от сезона и места применения пестицида (север или юг Европы) [41].

Помимо вышеуказанных приходных статей поступления пестицида в водоем, модель STEP2 учитывает фактор, который ограничивает его попадание в почву и последующую миграцию в поверхностные водоемы. Это – перехват пестицида вегетирующими растениями при их опрыскивании, который может состав-

лять от 0% до 75% в зависимости от вида защищаемой культуры и фазы ее развития (Приложение 3).

Учет процессов разложения и сорбции пестицидов

Вклады процессов разложения пестицида в почве, воде, донном осадке в динамику его концентраций в этих средах модели рассчитывают по уравнениям кинетики 1-го порядка и соответствующих значений периодов полуразложения DT_{50} . Распределение пестицида между водой и донным осадком учитывается с помощью коэффициента сорбции K_{oc} , предполагая, что для сорбции пестицида доступен 1 см слой донного осадка.

Входные параметры модели STEP2

STEP1 весьма консервативная модель, излишне (более чем в 100 раз) завышает прогнозируемые концентрации пестицидов в воде по сравнению с реально измеренными показателями [42, 43] и мало используется при регистрации пестицидов. Напротив, STEP2 – основная модель для прогнозов концентраций пестицидов в водоемах, большинство результатов которых удовлетворяют критериям оценки риска пестицидов для гидробионтов. Поэтому, ниже в табл. 4.7 приведены входные параметры только для прогноза по STEP2.

Таблица 4.7

Входные параметры STEP2

Параметр	Комментарии
Регламент применения пестицида	
Норма применения по действующему веществу, г/га	Максимальная однократная рекомендуемая норма применения для данной культуры
Количество обработок	
Время между обработками, сутки	
Перехват культурой, доля от нормы применения пестицида	Выбирается опция, соответствующая культуре и фазе ее развития во время опрыскивания
Регион и сезон применения	Для учета миграции пестицида в водоем за счет эрозии/дренажа выбирается регион (север или юг Европы ¹) и сезон обработки (март-май, июнь-сентябрь, октябрь-февраль)

Параметр	Комментарии
Способ применения и вид культуры	Для учета влияния культуры на воздушный снос пестицида выбирается один из предложенных 17-ти вариантов культур и способов применения пестицида
Ширина буферной зоны, метры	По умолчанию моделью используется следующая ширина зон: 1 метр для полевых культур и 3 метра – для садов и виноградников
Свойства действующего вещества пестицида	
Растворимость в воде, мг/л	Если растворимость пестицида в воде оказывается ниже прогнозируемых концентраций, то моделью в качестве выходных данных берутся значения концентрации, соответствующие его растворимости
Коэффициент сорбции K_{oc} , л/кг	Коэффициент сорбции пестицида почвой или донным осадком, нормированный на содержание органического углерода ²
Период полураспада DT_{50} в воде, сутки	Требуются DT_{50} , рассчитанные по уравнению кинетики 1-го порядка для воды и осадка ² . Если для последнего они отсутствуют, то для обеих сред допускается использование значения DT_{50} , полученное для системы вода/осадок
DT_{50} в донном осадке, сутки	
DT_{50} в почве, сутки	Период полураспада, рассчитанный по уравнению кинетики 1-го порядка ²
Молекулярная масса д.в., г/моль	
Молекулярная масса метаболита, г/моль	Требуется для экологически значимого метаболита, если его концентрация в воде составляет более 10% от концентрации действующего вещества
Максимальный % метаболита в системе вода/осадок	
Максимальный % метаболита в почве	

¹ Предполагается, что Север Европы соответствует 1-й почвенно-климатической зоне испытаний пестицидов в Российской Федерации, а юг Европы – 2–3 зонам РФ.

² Если имеется несколько величин показателей сорбции K_{oc} и разложения пестицида DT_{50} , то рекомендуется использовать их средние геометрические значения [44].

Выходные данные модели STEP1-2

Выходными данными STEP1-2 являются актуальные и средневзвешенные по времени концентрации пестицида в воде и донном осадке спустя 1, 2, 4, 7, 14, 21, 28, 42, 50 и 100 суток после его применения. Расчеты концентраций пестицида и графическое представление их динамик осуществляются с помощью электронных таблиц и программы Microsoft® Visual Basic по алгоритмам, которые приведены в руководстве [41].

Прогноз концентраций пестицидов в водоемах при наличии водоохранных зон

Основной мерой, уменьшающей возможность попадания пестицидов в поверхностные водоемы, является использование буферных (водоохранных, рыбоохранных) зон, где применение пестицидов запрещено. Их наличие препятствует поступлению пестицидов в водоемы, происходящее за счет воздушного сноса и миграции с поверхностным смывом и дренажными водами. Ширина буферных водоохранных зон устанавливается национальным и региональным законодательством и основывается на соответствующих научных разработках и опыте применения пестицидов вблизи поверхностных водоемов. В странах Европейского Союза ширина буферных зон в зависимости от выращиваемой культуры и вида водоема варьирует от 5 до 50 метров [45]. В Российской Федерации, в отличие от общемировой практики, ширина зон, в которых законодательно запрещено применение пестицидов, – намного больше. В зависимости от вида и размеров водного объекта они варьируют от 50 до 200 метров (для моря – 500 метров) [46, 47].

Проведенные исследования [38–40] показали тесную связь между шириной буферной зоны и величиной воздушной миграции пестицидов за пределы обрабатываемого поля (табл. 4.8). Похожая картина наблюдается и для поверхностного смыва пестицидов, который уменьшается на 90–100% при наличии залуженной буферной зоны шириной 15–20 метров [48]. Нужно отметить, что для получения таких эффектов от применения буферных зон необходимо соблюдение мер надлежащей сельскохозяйственной практики: опрыскивание при рекомендуемых ско-

ростях ветра (< 5 м/сек) и движения трактора (< 6 км/час), расходе рабочей жидкости (300–400 л/га), высоте штанги опрыскивателя (до 50 см для полевых культур), залужение прибрежной зоны водоемов и т.п.

Таблица 4.8

**Воздушный снос пестицидов
за пределы обрабатываемого поля***

Расстояние, м	Снос, % от примененной нормы пестицида		
	Полевые культуры	Сады**	Виноградники**
1	2,77		
3	0,95	29,2–15,73	2,70–8,02
5	0,57	19,89–8,41	1,18–3,62
10	0,29	11,81–3,60	0,39–1,23
20	0,15	2,77–1,09	0,13–0,42
50	0,06	0,30–0,22	0,03–0,10
100	0,03	0,06–0,06	0,009–0,03
200	0,016	0,011–0,019	0,003–0,011

* – сокращенный и адаптированный вариант таблиц [38–40].

** – первое значение соответствует ранней стадии вегетации, второе – поздней.

Однако, модели STEP1-2 практически не учитывают влияние буферной (водоохраной) зоны на снос пестицида в водоем, так как ее ширина, «зашитая» в алгоритм расчета, составляет всего 1 метр для полевых культур и 3 метра для садов и виноградников. Это является одной из основных причин завышения прогнозируемых концентраций в водоемах Российской Федерации, у которых водоохраные зоны, где запрещено применение пестицидов, составляют 50–200 метров. Поэтому, рекомендовано внести коррективы в расчеты (табл. 4.9), взяв за основу алгоритмы STEP1-2 и результаты исследований по влиянию ширины буферной зоны на воздушный снос пестицида (табл. 4.8). Для удобства эти расчеты выполняют с помощью электронных таблиц EXCEL.

Таблица 4.9

**Алгоритм расчета концентраций пестицида
в воде условного водоема**

№ пп	Формула	Обозначения и комментарии
1	$R_N = R \cdot N$	R – норма применения по д.в., г/га; R_N – норма применения с учетом количества обработок (N), г/га
2	$R_I = R_N (1 - I)$	R_I – концентрация пестицида в почве с учетом доли перехвата растениями – I^1 , г/га
3	$R_D = R_I \cdot D/1000$	R_D – снос в водоем, мг/м ² ; D – % сноса ²
4	$R_E = R_I \cdot E \cdot 10/1000$	R_E – смыв и дренажный сток в водоем, мг/м ² ; E – % от содержания пестицида в почве ³ ; 10 – отношение площадей поля и водоема; 1000 – коэффициент пересчета
5	$F_{\text{sorb}} = H/(H + (h \cdot \rho \cdot C_{\text{org}} \cdot K_{\text{oc}}/100))$	F_{sorb} – фактор распределения пестицида между водой и осадком; H – глубина водоема (30 см); h – слой осадка, сорбирующего пестицид (1 см); ρ – плотность осадка (0,8 кг/л); C_{org} – содержание органического углерода в осадке (5%); K_{oc} – коэффициент сорбции пестицида осадком, нормированный на C_{org} , л/кг; 100 – коэффициент пересчета
6	$C_w(i) = \frac{(R_D + R_E) \cdot F_{\text{sorb}} \cdot 100 \cdot \exp(-\ln 2 \cdot t_i / DT_{50})}{H}$	$C_w(i)$ – концентрация пестицида в воде водоема через t_i суток, мкг/л; DT_{50} – период полураспада пестицида в системе вода/осадок, сутки

№ пп	Формула	Обозначения и комментарии
7	$Cw(i) = \frac{Cw_{t=1} \cdot (t_i - 1) [1 - \exp(-\ln 2 \cdot (t_i - 1) / DT_{50})]}{\ln 2 \cdot (t_i - 1) / DT_{50}}$ $+ Cw_{t=1},$ где $Cw_{t=1} = [Cw(0) + Cw(1)] / 2$	Ctw(i) – средневзвешенная по времени концентрация пестицида в воде через t_i суток, мкг/л; Ctw_{t=1} – средневзвешенная по времени концентрация пестицида в воде через одни сутки, мкг/л; Cw(0) и Cw(1) – концентрации пестицида в воде через 0 и 1 сутки, соответственно, мкг/л

¹ – Доля перехвата пестицида растениями – см. Приложение 3.

² – Процент воздушного сноса пестицида в водоем, зависящий от ширины водоохранной зоны (см. табл. 4.8).

³ – Предполагается, что поступление пестицида в водоем за счет поверхностного смыва и дренажного стока при ширине водоохранной зоны 50–200 метров составляет: для 1-й почвенно-климатической зоны – не более 0,05%, для 2–3 зон – не более 0,1% от количества пестицида, попадающего в почву.

4.3.2. Модели и сценарии STEP3

В отличие от упрощенных расчетов и маловероятных сценариев входных данных STEP1-2, процедура STEP3 использует физически-обоснованные модели поведения пестицидов в системе почва-водоем и реалистичные сценарии европейских природных условий и сельскохозяйственной практики. В STEP3 удобная для пользователей компьютерная программа-оболочка SWASH [49] объединяет несколько моделей, инструментов, баз данных и позволяет прогнозировать концентрации пестицидов в воде и донном осадке поверхностных водоемов. SWASH выполняет следующие функции: 1) рассчитывает снос пестицидов на поверхность водоемов с помощью калькулятора сноса; 2) подготавливает входные данные нижеописанных моделей MACRO, PRZM, TOXSWA; 3) содержит базы данных десяти европейских сценариев почвенно-климатических условий и рельефа, трех видов водоемов, большого количества сельскохозяйственных культур.

Калькулятор сноса пестицидов

Основой для вычисления воздушного сноса пестицидов в процедуре STEP3 являются те же вышеупомянутые таблицы

[38–40], которые используются в моделях STEP1-2. Изменения по сносу, внесенные в STEP3, касаются в основном: 1) выбора входных данных сноса пестицида при его многократном применении; 2) добавления возможности учета сноса пестицида при его авиаприменении; 3) корректировки количества пестицида, сносимого в широкий водоем (в варианте – пруд).

Модель PRZM

Модель PRZM (Pesticide Root Zone Model) разработана в США [50] и выбрана проектом FOCUS [33] для прогноза смыва пестицидов и их метаболитов в поверхностные водоемы. Гидрологический блок модели для расчета твердого и жидкого стока основан на «Модифицированном Универсальном Уравнении Потери Почвы» (MUSLE) и «Числе Кривой Стока» (RCN), соответственно. Входные параметры модели PRZM v.3.22, их описание и численные значения приведены в Приложении D руководства FOCUS [33].

Модель MACRO

Для прогноза миграции пестицидов и их метаболитов в поверхностные воды с дренажным стоком применяется физически обоснованная модель MACRO, разработанная в Швеции [51, 52]. Она способна описывать движение пестицида, как по макропорам почвы, так и через почвенную толщу (хроматографический транспорт), обеспечивая применимость этой модели для широкого диапазона почвенно-климатических условий. Входные параметры модели MACRO v.4.2, их описание и численные значения приведены в Приложении С руководства FOCUS [33].

Модель TOXSWA

Эта модель, разработанная в Нидерландах [53, 54], прогнозирует поведение пестицида и его метаболитов в водоеме, куда он поступает за счет воздушного сноса, смыва с поверхности почвы и с дренажными водами. Описываемое поведение пестицида в водоеме включает: 1) передвижение пестицида в воде вследствие адвекции и дисперсии (в воде), диффузии (в донном осадке); 2) его трансформацию за счет гидролиза, фотолиза и биodeградации; 3) сорбцию твердой фазой суспензии и донным осадком; 4) испарение. Уравнения послойных балансов масс пестицида в воде и донном осадке решаются с помощью обобщенного конечно-

разностного метода. Входные параметры модели TOXSWA 2.0, их описание и численные значения приведены в Приложении Е руководства FOCUS [33]. Выходными данными являются актуальные и средневзвешенные по времени концентрации пестицида в воде и донном осадке водоемов спустя 1, 2, 4, 7, 14, 21, 28, 42, 50 и 100 дней после его применения.

4.3.3. Европейские сценарии входных данных STEP3

Основой для выбора десяти сценариев «худшего случая» послужили реалистичные комбинации характеристик климата, рельефа и почв на территории Европейского Союза (см. Приложение 5, Табл.1), которые влияют на транспорт пестицида в водоемы за счет дренажа (шесть сценариев D1-D6) и поверхностного смыва (четыре сценария R1-R4). Определив эти десять гипотетических сочетаний, специалистами проекта FOCUS были выбраны реально существующие места, соответствующие этим комбинациям. Эти места достаточно репрезентативны для ЕС и равномерно распределены по его территории. Например, с севера на юг (от Швеции до Португалии) предлагаются 6 сценариев. Среди всех сценариев стоит выделить два с максимально худшими наборами характеристик, способствующими миграции пестицидов в водоемы с дренажными водами (D2) и поверхностным стоком (R2). Ниже приведены краткие характеристики сценариев, которые детально описаны в Разделе 4 Руководства [33].

Метеоданные

Для моделей необходимы ежедневные репрезентативные климатические данные сценариев по осадкам, температуре, эвапотранспирации и некоторым другим показателям. Репрезентативность обеспечивается длительным 20-летним периодом метеонаблюдений (с 1975 по 1994 годы) из которых, чтобы сократить время расчетов, для каждого европейского сценария выбраны медианные годы – либо по количеству осадков (дренажные сценарии D) или по гидрологическим потокам (сценарии по смыву R).

Почвы

Набор почв, используемых в сценариях STEP3, отражает широкий диапазон их свойств (Приложение 2, Табл. 1), которые мо-

гут влиять на миграцию пестицидов в водоемы. Так, например, глинистая трещиноватая почва с доминирующим водным потоком по крупным порам (сценарий D2) будет существенно способствовать передвижению пестицида в нижележащие горизонты почв и дренажные воды. Другим экстремальным вариантом является песчаная почва (сценарий D3), из которой пестицид может вымываться сплошным фронтальным потоком воды. Низкое содержание органического углерода в склоновых почвах (сценарии R1, R3, R4) часто является причиной, усугубляющей их эрозию и смыв пестицидов в водоемы. Остальные почвы (за исключением специфичной террасной почвы сценария R2) предполагаются менее экстремальными вариантами, но дополняют общую предстательную картину почв Европейского Союза.

Сельскохозяйственные культуры

От вида обрабатываемой культуры, фазы ее развития зависят количественные характеристики перехвата пестицида вегетирующими растениями и его воздушного сноса на поверхность водоема. Глубина и распределение корневой системы растений влияют на водный баланс почвы и косвенно на величины дренажного и эрозионного потоков. Каждый из десяти сценариев позволяет выбрать сельскохозяйственную культуру или их группу, типичную для выращивания на данной территории. Всего с учетом всех сценариев и культур имеется возможность рассмотреть и дать соответствующие прогнозы для 115 их сочетаний.

Водоемы

Проектом FOCUS предлагаются три вида гипотетических водоемов: дренажная канава, пруд и водоток, детальное описание которых приведено в Разделе 4.4.3 руководства [33]:

– дренажная канава – водоем с небольшой скоростью потока, размером 100×1 м с минимальной глубиной 0,3 м, который с одной стороны примыкает к полю, обработанному пестицидом, размером 100×100 м. Площадь соседних дренируемых полей, которые не обработаны пестицидом, равна 2 га;

– пруд (запруда) – стационарный водоем размером 30×30 м, глубиной 1 м и общей площадью водосбора 3 га. Площадь примыкающего поля, обработанного пестицидом – 0,45 га;

– водоток имеет такие же размеры, как и дренажная канава, но с большей площадью водосбора – 100 га и примыкающим к нему 1 га поля, обработанным пестицидом.

– характеристики донного осадка водоемов и твердой фазы водной суспензии: слой донного осадка – 5 см, содержание органического углерода – 5%, плотность – 800 кг/м³, пористость – 60%, содержание твердой фазы водной суспензии – 15 мг/л.

Сопоставимость сценариев ЕС и почвенно-климатических условий РФ

Сценарии STEP3 охватывают широкий диапазон природных условий и агрономической практики Западной Европы. По ряду показателей среди сценариев STEP3 можно найти аналоги территорий в Европейской части Российской Федерации (см. Приложение 5, Табл. 2). По экспертной оценке двумя парами аналогов по дренажным сценариям могут быть: D2, Швеция, Lanna – РФ, Московская область; D5, Франция, La Jailliere – РФ, Краснодарский край и по эрозионному сценарию – пара: R1, Германия, Weiherbach – РФ, Краснодарский край.

4.3.4. Входные параметры свойств пестицида и регламента его применения

В отличие от выше описанных сценариев STEP3, которые «защиты» в оболочку SWASH и не могут изменяться, данные о свойствах пестицида и регламенте его применения вводятся пользователем (Табл.4.10). Источниками этой информации служат регистрационное досье пестицида и достоверные данные открытых публикаций.

Таблица 4.10

Входные параметры STEP3

Параметр	Комментарии
Регламент применения пестицида	
Норма применения по действующему веществу	Максимальная рекомендуемая норма применения для данной культуры в г/га, за исключением модели PRZM, где единицей нормы применения является кг/га
Количество обработок	Максимальное рекомендуемое количество обработок

Параметр	Комментарии
Время между обработками, сутки	В соответствии с рекомендуемым регламентом
Дата применения	Для выбора даты применения пестицида модели MACRO и PRZM используют встроенный алгоритм специального инструмента – PAT (Pesticide Application Timer), который рассчитывает дату применения пестицида
Перехват культурой, %	Рассчитывается автоматически в соответствии с обрабатываемой культурой, фазой ее развития и способом применения пестицида
Свойства действующего вещества пестицида	
Молекулярная масса, г/моль	Используется, если отсутствуют данные по константе Генри
Растворимость в воде, мг/л	Указывается температура, при которой растворимость была определена. Если она отличается от 20°C, то растворимость автоматически пересчитывается на эту температуру с использованием данных по молярной энтальпии растворения (по умолчанию берется ее значение 27 000 дж/моль)
Давление пара, Па	Необходимо для расчета константы Генри и последующей оценки испарения пестицида из воды
Коэффициент диффузии в воде	По умолчанию берется значение $4,3 \cdot 10^{-5} \text{ м}^2/\text{сутки}$
Коэффициент диффузии в газе	По умолчанию берется значение $0,43 \text{ м}^2/\text{сутки}$
Период полуразложения DT ₅₀ в почве, сутки	Требуется геометрическое среднее значение DT ₅₀ , рассчитанное по уравнению кинетики 1-го порядка для не менее 4-х почв. Используются данные лабораторного и/или полевого тестов
Коэффициент сорбции K _{дс} , л/кг	Коэффициент сорбции пестицида почвой, рассчитанный по изотерме Фрейндлиха и нормированный на содержание органического углерода. Используется среднее геометрическое значение для нескольких почв

Параметр	Комментарии
Период полураспада DT_{50} в воде, сутки	Требуется DT_{50} , полученные в соответствии с руководством [20] и рассчитанные по уравнению кинетики 1-го порядка для воды и осадка. Если для последнего они отсутствуют, то для обеих сред допускается использование значения DT_{50} , полученное для системы вода/осадок в целом
Период полураспада DT_{50} в донном осадке, сутки	

4.3.5. Сравнение прогнозов STEP2 и STEP3 и их реалистичность

Модель STEP2 осуществляет прогноз концентраций с маловероятными условиями «экстремального худшего случая». Прогноз по STEP3 представляет собой вариант «реального худшего случая». Поэтому, следовало ожидать, что данные прогнозов по STEP2 будут выше, чем по STEP3. Действительно, на примере прогноза максимальных концентраций в воде шести гипотетических пестицидов было показано (см. Раздел 6 и Приложение G Руководства FOCUS [33], что в 323 из 336 (96% случаев) комбинаций расчетов прогнозируемые по STEP2 концентрации были выше, чем при использовании STEP3. Рассчитанное медианное значение концентраций, прогнозируемых по STEP2, было в 8,3 раза больше, чем для STEP3.

Слабым местом моделей STEP является их верификация – сравнение данных прогноза с реально измеренными концентрациями пестицидов в водоемах. Она пока ограничена несколькими исследованиями, в которых спрогнозированные концентрации иногда оказывались ниже измеренных, ухудшая таким образом «защитные функции» моделей. Так, например, STEP2 в 2% (выборка $n=327$) и 14% ($n=77$) случаев недооценила концентрации фунгицидов и инсектицидов, соответственно, по сравнению с данными их мониторинга в ЕС, хотя в целом медианные значения прогнозируемых по STEP2 концентраций тех же пестицидов были существенно выше измеренных – в 50 и 35 раз, соответственно [42, 43]. Прогнозы по STEP3 показали более высокую недооцененность фактических концентраций пестицидов в воде: для инсектицидов она наблюдалась в 23% случаев [10], фунгици-

дов – в 15% [43]. Значения медиан, прогнозируемых по STEP3 концентраций для обоих видов пестицидов, превышали фактические более чем в 10 раз [42,43].

Рекомендации

В качестве основных инструментов прогноза концентраций пестицидов в поверхностных водах рекомендуется для регистрационных целей использовать модель STEP2 и/или предлагаемый и реализованный в EXCEL алгоритм расчета, учитывающий наличие водоохраных зон, где применение пестицидов запрещено Водным кодексом Российской Федерации. Дополнительными инструментами для этих целей могут также служить модели, входящие в оболочку SWASH, и те европейские сценарии STEP3, которые сопоставимы с почвенно-климатическими условиями регионов России.

4.4. Прогноз концентраций пестицида в воздухе (6.2.1.1.3.1)

За последние 20-30 лет разработано достаточно много моделей поведения пестицидов в воздушной среде, описывающих по отдельности и в целом процессы их эмиссии, переноса, трансформации и осаждения [55]. Среди них наиболее известны модели поведения пестицидов в почве и грунтовых водах PEARL [2] и PRZM [50], в которых имеются блоки прогноза эмиссии пестицидов с поверхности почвы и растений в атмосферный воздух. Однако ни одна из моделей пока не рекомендована регулирующими органами для прогноза потерь пестицидов в воздух. Основные причины невостребованности таких моделей – меньшая значимость загрязнения воздуха пестицидами (по сравнению с почвой и водой) и отсутствие достаточного количества экспериментальных данных, подтверждающих точность прогнозов моделей.

Для грубой оценки миграции пестицидов из почвы в воздух довольно часто используют метод Лаймена и др. [56], в соответствии с которым константу скорости испарения (k_v , сутки⁻¹) рассчитывают по формуле:

$$k_v = 4,4 \cdot 10^7 (V_p / K_{oc} \cdot S),$$

где:

V_p – давление пара, мм.рт.ст;

K_{oc} – коэффициент сорбции почвой, мл/г;

S – растворимость в воде, мг/л.

Потери пестицида (L) в атмосферу в процентах от его примененного количества за первые 24 часа составят:

$$L = (1 - (\exp - k_v)) \cdot 100.$$

4.5. Список литературы

1. Soil persistence models and EU registration. Report of the FOCUS Soil Modelling Workgroup. FOCUS. 1997. FOCUS website <http://viso.ei.jrc.it/focus>.

2. Van den Berg, F., Tiktak A., Boesten J.J.T.I. & van der Linden A.M.A. PEARL model for pesticide behaviour and emissions in soil-plant systems; Description of processes. The Statutory Research Tasks Unit for Nature & the Environment (WOT Natuur&Milieu). WOt-technical report 61. 2016. 134 p.

3. EFSA Guidance Document for predicting environmental concentrations of active substances of plant protection products and transformation products of these active substances in soil // EFSA Journal. 2017. 15(10):4982. 115 p.

4. Колупаева, В.Н., Кокорева А.А., Горбатов В.С. Стандартные российские сценарии моделей поведения пестицидов в окружающей среде. Сборник материалов Международной научно-практической конференции «Проблемы регистрации и использования пестицидов в Украине». Киев: ЦП «Компринт», 2012. С. 47–48.

5. Update of PERSAM software models for predicting environmental concentrations in soil in permanent crops and annual crops. VITO NV: 2020. 104 p.

6. Software tool for calculating the predicted environmental concentrations (PEC) of plant protection products (PPP) in soil for permanent and annual crops: External scientific report (Final report). VITO NV: 2019. 80 p.

7. Leaching Models and EU Registration. European Commission Document 4952/VI. 1995. 123 p.

8. FOCUS groundwater scenarios in the EU review of active substances. Report of the FOCUS Groundwater Scenarios Workgroup, EC Document Reference SANCO/321/ rev.2. 2000. 202 p.

9. Колупаева, В.Н., Горбатов В.С. Компьютерное моделирование для оценки риска миграции пестицидов в грунтовые воды // Агрохимия. 2011. № 6. С. 88–96.

10. Колупаева, В.Н., Горбатов В.С., Шеин Е.В., Леонова А.А. Использование имитационной модели PEARL для оценки миграции метрибузина в почве // Почвоведение. 2006. № 6. С. 667–673.

11. Kolupaeva, V.N., Gorbatov V.S., Kokoreva A.A. Comparison of PEARL and MACRO_DB simulations in the unsaturated zone using lysimeter experiment data. Environmental Fate and Ecological Effects of Pesticides. Proceeding of XIII Symposium in Pesticide Chemistry. Piacenza, Italy. 2007. P. 497–502.

12. Колупаева, В.Н., Горбатов В.С., Астайкина А.А. Прогноз концентраций пестицидов в почвах с помощью математической модели PEARL и его использование при оценке риска применения для почвенных организмов // Агрохимия. 2017. № 2. С. 34–39.

13. TerHorst, M.M.S., Wipfler E.L., Adriaanse P.I., Boesten J.J.T.I., Fait G., Li Wenjuan, Tao Chuanjiang. Chinese scenarios for groundwater leaching and aquatic exposure. Development of scenarios for environmental risk assessment procedures of pesticides in China. Alterra report 2559. Wageningen. 2014. 164 p.

14. Scorza Júnior, R.P., Canesin, F.H., Seabra F.A.S. & Comunello, E. Statistically based approach to select worst-case groundwater scenarios for environmental risk assessment of pesticides in Brazil // Ecotoxicol. Environ. Contam. 2018. V. 13. № 1. P. 63–71.

15. Tiktak A., van den Berg F., Boesten J.J.T.I., van Kraalingen D., Leistra M. and van der Linden A.M.A. Manual of FOCUS PEARL version 1.1.1. Bilthoven, RIVM report 711401 008, Alterra report 28. 2000. 144 p.

16. Download PEARL <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/projects/pearl>

17. <http://aisori-m.meteo.ru/waisori/index.xhtml?idata=4>

18. <https://power.larc.nasa.gov/data-access-viewer>

19. Единый государственный реестр почвенных ресурсов России www.egrpr.esoil.ru

20. Assessing Potential for Movement of Active Substances and their Metabolites to Ground Water in the EU» Report of the FOCUS Ground Water Work Group, EC Document Reference Sanco/13144/2010 version 3. 2014. 613 p.

21. Bouraoui F. Testing the PEARL model in the Netherlands and Sweden // Environmental Modelling & Software. V.22. No 7. P. 937–950.

22. Bouraoui, F. Testing the FOCUS model PEARL in an Italian site. EGS – AGU –EUG Joint Assembly. Abstract id. 9961. Abstracts from the meeting held in Nice, France: 2003.

23. Frayer, J.D., Kirkland K. Field experiments to investigate long-term effects of repeated applications of MCPA, triallate, simazine and linuron. Report after 6 years // Weed Research. 1970. V. 10. P. 133–158.

24. Горбатов В.С., Колупаева В.Н., Спиридонов Ю.Я., Шестаков В.Г. Пространственная вариабельность остаточных количеств хлорсульфурана в дерново-подзолистой почве // Почвоведение. 1993. № 6. С. 112–115.

25. Приказ Минсельхоза России от 31 июля 2020 г №442 «О порядке государственной регистрации пестицидов и агрохимикатов». Приложение 1.

26. Методические указания МУ 2.1.5.720-98. Обоснование гигиенических нормативов химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. М: ИИЦ Минздрава России, 1999. 30 с.

27. Klemencic, S. Usage of model PEARL for simulation of pesticide emission into the Ljubljansko polje groundwater // Acta hydrotechnica. 2004. 22/37. P. 95–110.

28. Kolupaeva, V., Gorbатов V., Nuhina I. Assessment of Russian regions vulnerability to groundwater pollution with pesticides. ECOBALTICA «FEB» 2020. IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science. 2020. 578. 012037. 6 p.

29. Vanclooster, M. Pesticide Leaching Modelling Validation. In: Linders J.B.H.J. (eds) Modelling of Environmental Chemical Exposure and Risk. NATO ASI Series (Series IV: Earth and Environmental Series), vol. 2. Dordrecht: Springer, 2001. P. 47–59.

30. Marín-Benito, J.M., Pot V., L. Alletto L., Mamy L., Bedos C., Barriuso E., Benoit P. Comparison of three pesticide fate models with respect to the leaching of two herbicides under field conditions in an irrigated maize cropping system // Science of the Total Environment. 2014. V. 499. P. 533–545.

31. Commission Regulation (EU) No 284/2013 of 1 March 2013 setting out the data requirements for plant protection products, in accordance with Regulation (EC) No 1107/2009 of the European Parliament and of the Council concerning the placing of plant protection products on the market // Official Journal of the European Union. 2013. 3.4. 119 p.

32. СанПиН 1.2.3685-21 Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания. Постановление Главного санитарного врача Российской Федерации от 28.01.2021г. № 2. 469 с.

33. FOCUS surface water scenarios in the EU evaluation process under 91/414/EEC. Report of the FOCUS working group on surface water scenarios. EC Document Reference SANCO/4802/2001-rev.2. 2001. 245 p.

34. Overview of the Ecological Risk Assessment in the Office of Pesticide Program. Washington, DC: US EPA, 2004. P. 36–39.

35 Pesticide in Water Calculator. Version 1.50 and 1.52. User Manual. Washington, DC: US EPA, 2016, 23 p.

36. Горбатов, В.С., Кононова А.А. Использование математических моделей прогноза концентраций пестицидов в поверхностных водах // Агрохимический вестник. 2010. № 1. С. 27–30.

37. Горбатов, В.С., Астайкина А.А., Аптикаев Р.С., Тихонов В.В. Сравнительная оценка опасности и риска пестицидов для водных организмов // Агрохимия. 2019. № 11 С. 17–26.

38. Rautmann, D., Streloke M., Winkler R. New basic drift values in the authorization procedure for plant protection products. In: Workshop on Risk Assessment and Risk Mitigation Measures in the Context of the Authorization of Plant Protection Products (WORMM) 27–29 Sept 1999. Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Heft 383, Braunschweig. P. 131–141.

39. Ganzelmeier H., et al. Studies on spray drift of plant protection products. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft. Berlin-Dahlem, Heft. 1995. V.305. 111 p.

40. Ganzelmeier, H., Rautmann D. Drift, drift reducing sprayers and sprayer testing. Asp. Appl. Biol. 2000. 57:1. P. 1–10.

41. FOCUS surface water scenarios in the EU evaluation process under 91/414/EEC. Report of the FOCUS working group on surface water scenarios. EC Document Reference SANCO/4802/2001-rev.2. Appendix I. Steps 1–2 in FOCUS User Manual. 2001. 28 p.

42. Knabel, A., Stehle S., Schahafer R., Schulz R. Regulatory FOCUS surface water models fail to predict insecticide concentration in the field. Environmental Science & Technology. 2012. V. 46. P. 8397–8404.

43. Knabel A., Meyer K., Rapp J., Schulz R. Fungicide field concentration exceed FOCUS surface water predictions: urgent need of model improvement. Environmental Science & Technology. 2014. V.48. P. 455–463.

44. EFSA Guidance Document for evaluating laboratory and field dissipation studies to obtain DegT50 values of active substances of plant protection products and transformation products of these active substances in soil. EFSA Journal. 2014. 12(5):3662. 37 p.

45. Reichenberger, S., et al. Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness. A review // Science of the Total Environment. 2007. 384. P. 1–35.

46. Федеральный закон Российской Федерации от 03.06.2006 г. №74-ФЗ «Водный кодекс Российской Федерации» (редакция от 29.07.2017).

47. Постановление Правительства Российской Федерации от 6 октября 2008 г. № 743 г. Москва «Об утверждении Правил установления рыбоохранных зон».

48. FOCUS (2007). «Landscape And Mitigation Factors In Aquatic Risk Assessment. Volume 2. Detailed Technical Reviews». Report of the FOCUS Working Group on Landscape and Mitigation Factors in Ecological Risk Assessment, EC Document Reference SANCO/10422/2005. 436 p.

49. Berg, F. van den, W.H.J. Beltman, P.I. Adriaanse, A. de Jong & J.A. te Roller (2015). SWASH Manual 5.3; User's Guide version 5. WOt-technical report 36. Wageningen, 2015. 58 p.

50. Carsel, R.F., Imhoff J.C., Hummel P.R., Cheplick J.M., Donigian Jr. A.S. PRZM-3. A Model for Predicting Pesticide and Nitrogen Fate in the Crop Root and Unsaturated Soil Zones. Users Manual for Release 3.0. National Exposure Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA, 1995.

51. Jarvis, N.J. The MACRO model (Version 3.1). Technical Description and sample simulations. Reports and Dissertations, 19, Department of Soil Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden: 1994. 51 p.

52. Jarvis, N.J. The MACRO model (version 4.3). Technical description. 2001. URL: <http://www.mv.slu.se/bgf/macrohtm/macro.htm>

53. Adriaanse, P.I. Exposure assessment of pesticides in field ditches: the TOXSWA model // Pestic. Sci. 1997. V. 49. P. 210–212.

54. Beltman W.H.J., Adriaanse P.I. User's manual TOXSWA 1.2. Simulation of pesticide fate in small surface waters. SC-DLO Technical Document 54, Wageningen: 1999.

55. Pesticides in Air: Considerations for Exposure Assessment». Report of the FOCUS Working Group on Pesticides in Air, EC Document Reference SANCO/10553/2006 Rev 2. 2008. 327 p.

56. Lyman, W.J., Rosenblatt D.H., Reehl W.J. Handbook of Chemical Property Estimation Methods: Environmental Behavior of Organic Compounds. American Chemical Society, 1990.

5. ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКИХ РИСКОВ ПЕСТИЦИДА ДЛЯ НЕЦЕЛЕВЫХ ОРГАНИЗМОВ

При оценке экологических рисков пестицида применяется детерминированный подход, для которого требуются знание его токсичности (LC_{50} , NOEC) для нецелевых организмов и данные прогноза концентраций в природных объектах, где эти организмы обитают или находят корм. Показателем риска для каждого из нецелевых организмов являются отношения токсичность/концентрация (за исключением медоносных пчел). Для учета неопределенности оценки рисков используются факторы безопасности (коэффициенты запаса), которые также служат критериями (триггерами), обосновывающими возможность регистрации пестицида.

5.1. Птицы

Оценка уровня воздействия пестицидов на птиц осложнена тем, что она требует учитывать не только различные пути поступления пестицидов в организмы птиц, но и рассматривать особенности их поведения и питания. Для упрощения процедуры оценки риска предполагается, что он в основном связан с пероральным потреблением пищи (растительной массы, семян, фруктов, насекомых, мелких беспозвоночных) и применением специфичных форм пестицидных препаратов (гранулы, приманки). Остальные возможные пути поступления пестицидов в организмы птиц с водой, воздухом, почвой и при прямом контакте гораздо менее значимы и не учитываются в прогнозах риска.

Риск острой токсичности пестицидов для птиц

Критерием риска острой токсичности пестицида для птиц является отношение показателя острой токсичности LD_{50} к его ежедневному поглощению тем или иным индикаторным видом птиц (DDD). Значение LD_{50} определяют в соответствии с Руководством ОЭСР [1] или аналогичным ему вышеописанным ГОСТом [2].

Ежедневное поглощение пестицида индикаторным видом птиц (DDD, мг/кг веса птицы/сутки) рассчитывают по следующему уравнению [3, 4]:

$$DDD = FIR/BW \cdot RUD \cdot AV \cdot PT \cdot R \cdot MAF,$$

где FIR – количество пищи, потребляемой индикаторным видом, г/сутки [5];

BW – вес птицы, г;

RUD – концентрация пестицида в пище птиц после его применения в дозировке 1 кг/га, мг/кг [6, 7];

AV – фактор избегаемости птицами данного вида пищи (0 или 1);

PT – доля обрабатываемой культуры в рационе питания птицы (от 0 до 1);

R – норма применения пестицида по действующему веществу, кг/га;

MAF – безразмерный фактор, который учитывает количество обработок, интервалы времени между ними и скорость разложения пестицида в пище птиц (табл. 7 в [4]).

На начальных уровнях оценки риска для удобства расчетов DDD множители AV и PT (они равны единице), FIR, BW и RUD (это табличные данные), можно объединить в обобщенный показатель SV (shortcut values), значения которого для всех индикаторных видов птиц приведены в Приложении А Руководства EFSA [8]. В этом случае ежедневное поглощение пестицида птицами при оценке острого риска рассчитывают по более простой формуле:

$$DDD_{\text{остр}} = SV_{\text{остр}} \cdot R \cdot MAF.$$

Если пищей птиц являются семена, обработанные пестицидом, то для расчета их ежедневного поглощения используют уравнение:

$$DDD_{\text{семена}} = SV(\text{или FIR/BW}) \cdot R_{\text{семена}},$$

где $R_{\text{семена}}$ – норма применения пестицида мг/кг семян.

Когда $LD_{50}/DDD \geq 10$, то риск считается низким и дальнейшая детализация его оценки не требуется. В противном случае для снижения неопределенности оценки риска используют более достоверные и детальные данные для расчета DDD.

Риск хронической токсичности пестицидов для птиц

Оценку данного риска проводят, если есть вероятность воздействия пестицида на птиц в период их размножения. Показателем

хронического риска является отношение NOAEL/DDD. Значение NOAEL (доза пестицида, не оказывающая вредного воздействия на репродуктивную функцию) определяют в соответствии с Руководством ОЭСР [9] или аналогичным ему ГОСТом [10]. Нужно отметить, что в этом Руководстве и ГОСТе показателем хронической токсичности является NOEC (мг д.в./кг пищи), значения которого необходимо преобразовать в NOAEL (мг д.в./кг веса птицы/сутки). При отсутствии экспериментальных данных по NOAEL для скрининговой оценки хронического риска допускается вместо них использовать отношения $LD_{50}/10$.

Метод расчета ежедневного поглощения пестицида индикаторным видом птиц (DDD) практически аналогичен тому, который применяется при оценке острого риска. Единственное отличие – это учет разложения пестицида в пище птиц с помощью средневзвешенного фактора TWA, который по умолчанию принимается равным 0,53, исходя из времени экспозиции 21 сутки и скорости разложения пестицида, характеризуемой периодом полуразложения $DT_{50} = 10$ суток. Для расчетов DDD используют уравнение:

$$DDD_{\text{хрон}} = SV_{\text{хрон}} \cdot R \cdot TWA \cdot MAF.$$

Значения показателей $SV_{\text{хрон}}$ и MAF, необходимые при расчетах DDD и последующей оценке хронического риска, можно найти в Приложении А Руководства EFSA [4] и в табл. 11 того же Руководства, соответственно.

Если $NOAEL/DDD \geq 5$, то риск хронического воздействия пестицида на птиц считается низким и дальнейшая детализация его оценки не требуется.

Стандартные сценарии для расчета ежедневного поглощения пестицида птицами

Для расчета DDD используют два уровня стандартных сценариев. Первый – для скрининговой оценки, представляющий собой вариант худшего случая, с минимальными исходными данными (5 групп культур, 4 индикаторных вида птиц) и максимальными значениями SV , характеризующими поглощение пестицида птицами (табл. 5.1). Если при использовании этого сценария риск пестицида оказывается низким, то дальнейшую его оценку не проводят. В противном случае прибегают ко второму, более де-

тальному сценарию, который выбирают из 233 комбинаций, включающих 21 группу сельскохозяйственных культур на различных стадиях развития и 24 индикаторных вида птиц, входящих в 8 групп птиц по их видам их корма и размерам [4]. Если этот сценарий не обеспечивает низкого риска, тогда для учета неопределенности его оценки используют ниже описанные приемы.

Таблица 5.1

Значения параметров SV для скрининговой оценки риска [4]

Группа культур	Индикаторная группа птиц и типичный представитель	SV _{остр}	SV _{хрон}
Пашня, пары	Мелкие зерноядные (коноплянка)	24,7	11,4
Пастбища	Крупные травоядные (гусь)	30,5	16,2
Сады и декоративные культуры	Мелкие насекомоядные (трясогузка)	46,8	18,2
Виноградники	Мелкие всеядные (лесной жаворонок)	95,3	38,9
Зерновые, овощи, картофель, сахарная свекла, подсолнечник, луковичные, кукуруза, рапс	Мелкие всеядные (лесной жаворонок)	158,8	64,8
Семена зерновых культур [3]	Мелкие зерноядные (коноплянка)	0,38	0,38

Особые случаи воздействия пестицидов на птиц

Нестандартное негативное воздействие пестицидов на птиц может быть связано с применением специфичных препаративных форм, например – гранул, которые зерноядные птицы по ошибке могут воспринимать как корм. Для грубой скрининговой оценки предполагается, что птицы питаются исключительно гранулами и, поэтому, для расчета ежедневного поглощения пестицида (DDD_{гранулы}) используют те же подходы, что и для обработанных пестицидами семян. Если необходимы более точные данные, то применяют уравнение [4]:

$$DDD_{\text{гранулы}} = 620 \cdot G_N / (100 + G_N) \cdot G_C,$$

где G_N – количество гранул на обработанной площади;

G_C – содержание д.в. в одной грануле.

Риск опосредованного отравления птиц

Причиной опосредованного отравления птиц пестицидами является их биоаккумуляция в организмах пищевой цепи, таких как дождевые черви и рыба для инсектоядных и рыбоядных птиц, соответственно. Биоаккумуляция свойственна для стойких органических липофильных веществ с высоким значением коэффициента распределения октанол/вода ($\lg K_{ow} > 3$). Для таких действующих веществ пестицидов предложены простые (вариант худшего случая) алгоритмы оценки риска биоаккумуляции пестицидов в дождевых червях и рыбе, которая может оказывать долгосрочное негативное воздействие на птиц [3].

Если источником пищи для птиц служат дождевые черви, то риск биоаккумуляции оценивают по следующей схеме:

1) берут данные прогноза средневзвешенной концентрации пестицида в почве за три недели $C_{\text{почва_срвз}}$ (см. Раздел 4.1.2);

2) рассчитывают коэффициент биоаккумуляции $BCF_{\text{черви}}$ по эмпирическому уравнению:

$$BCF_{\text{черви}} = (0,84 + 0,01 K_{ow}) / C_{\text{орг}} \cdot K_{oc}$$

K_{oc} – коэффициент сорбции пестицида почвой (см. Раздел 2.1.1.1.4);

$C_{\text{орг}}$ – содержание органического углерода в почве (по умолчанию – 0,02).

1. Рассчитывают концентрацию пестицида $C_{\text{черви}}$ в дождевых червях:

$$C_{\text{черви}} = C_{\text{почва_срвз}} \cdot BCF_{\text{черви}}$$

2. Преобразуют $C_{\text{черви}}$ в ежедневную дозу поглощения пестицида птицей ($DDD_{\text{черви}}$), умножая $C_{\text{черви}}$ на коэффициент 1,1 и исходя из предположения, что птица весом 100 г ежедневно потребляет 113 г дождевых червей [11].

3. Рассчитывают отношение показателя хронической (долгосрочной) токсичности NOAEL и $DDD_{\text{черви}}$ и, если оно оказывается выше 5, то риск считается низким; в противном случае учитывают неопределенности его оценки (см. Раздел 5.1.5).

Риск биоаккумуляции пестицидов для рыбоядных птиц оценивают следующим образом:

1) используют данные прогноза средневзвешенной концентрации пестицида в воде за три недели $C_{\text{вода_срвз}}$ (см. Раздел 4.3);

2) берут данные по биоаккумуляции пестицида рыбой $BCF_{\text{рыба}}$ (см. раздел 2.1.2.3.1) и рассчитывают концентрацию пестицида в рыбе ($C_{\text{рыба}}$):

$$C_{\text{рыба}} = C_{\text{вода_срвз}} \cdot BCF_{\text{рыба}}$$

3) преобразуют $C_{\text{рыба}}$ в ежедневную дозу поглощения пестицида птицей ($DDD_{\text{рыба}}$), умножая $C_{\text{черви}}$ на коэффициент 0,21 и исходя из предположения, что птица весом 1000 г ежедневно потребляет 206 г рыбы [11];

4) рассчитывают отношение показателя хронической (долгосрочной) токсичности $NOAEL$ и $DDD_{\text{рыба}}$ и, если оно оказывается выше 5, то риск считается низким; в противном случае учитывают неопределенности его оценки (см. Раздел 5.1.5).

Неопределенность оценки риска и ее учет

Неопределенность оценки риска пестицидов для птиц может быть обусловлена, как экстраполяцией ограниченного числа данных лабораторных тестов по токсичности (LD_{50} и $NOAEL$) на другие индикаторные виды, так и с ошибками расчетов ежедневного поглощения птицами пестицидов с пищей (DDD). Безотносительно к причине неопределенности, ее учитывают, используя «фактор безопасности» (коэффициент запаса, триггер), который равен 10 для острого риска и 5 – для хронического. Дополнительно имеется возможность уменьшить неопределенность оценки риска, связанную с показателем DDD [4], уточнив:

- концентрацию пестицида в пище птиц после его применения (RUD);
- значение фактора избегаемости птицами данного вида пищи (AV);
- долю обрабатываемой культуры в рационе питания птиц (PT).

В некоторых сложных случаях, когда еще остается угроза высокого риска, используют данные специальных полевых опытов (например, радио-треккинг) и/или мониторинговых наблюдений по учету гибели и состояния здоровья птиц.

Управление рисками

Для понижения риска пестицидов для птиц предлагаются специальные меры:

- обязательная заделка в почву семян, обработанных пестицидами, сразу после их применения;
- введение в состав препаративной формы протравителей семян и гранул красителя, обычно синего цвета, которого избегают птицы;
- точечное или рядковое опрыскивание вегетирующих культур (без особого ущерба для эффективности пестицидов);
- ограничение применения пестицидов с риском хронического воздействия во время периода размножения птиц.

5.2. Млекопитающие

Процедура оценки риска пестицидов для млекопитающих практически полностью аналогична той, которую используют для птиц. Различия – только в стандартных сценариях для расчета ежедневного поглощения пестицида млекопитающими (DDD). Данные, необходимые для скрининговой оценки риска, представлены в табл.5.2. Если требуется более точная оценка риска, то выбирают более реалистичный сценарий из 290 комбинаций данных, включающие 20 групп сельскохозяйственных культур на различных стадиях развития и 7 индикаторных видов животных, входящих в 5 групп млекопитающих по размерам и видам их корма [8].

Таблица 5.2

Значения параметров SV для скрининговой оценки риска [4]

Группа культур	Индикаторная группа млекопитающих и типичный представитель	SV _{остр}	SV _{хрон}
Пашня, пары	Мелкие зерноядные (мышь лесная)	14,4	6,6
Плодовые кустарники	Мелкие травоядные (полевки)	81,9	43,4
Зерновые, луковичные, рапс, картофель, корнеплодные и стеблевые овощи, земляника, сахарная свекла, подсолнечник	Мелкие травоядные (полевки)	118,4	48,3

Группа культур	Индикаторная группа млекопитающих и типичный представитель	SV _{остр}	SV _{хрон}
Пастбища, плодовые и листовые овощи, кукуруза, декоратив- ные культуры, вино- градники	Мелкие травоядные (полевки)	136,4	72,3
Семена протравленные	Мелкие зерноядные (полевки)	0,24*	0,24*

* – FIR/BW.

Риск опосредованного отравления млекопитающих

Биоаккумуляцию и риск опосредованного отравления млекопитающих пестицидами через звенья пищевых цепей (дождевые черви и рыба) оценивают так же, как и для птиц. Если пищей для млекопитающих являются черви, то $C_{\text{черви}}$ преобразуют в ежесуточную дозу поглощения пестицида млекопитающим ($DDD_{\text{черви}}$), умножая $C_{\text{черви}}$ на коэффициент 1,4 и исходя из предположения, что млекопитающее весом 10 г ежесуточно потребляет 14 г дождевых червей [11]. Аналогично для рыбадных млекопитающих преобразуют $C_{\text{рыба}}$ в ежесуточную дозу поглощения пестицида млекопитающим ($DDD_{\text{рыба}}$), умножая $C_{\text{рыба}}$ на коэффициент 0,13 и предполагая, что млекопитающее весом 3000 г ежесуточно потребляет 390 г рыбы [11].

5.3. Водные организмы

Показатели риска пестицидов для гидробионтов

При подготовке данного раздела использованы материалы руководств, монографий и других публикаций [12–20], которые нашли применение в международной и отечественной практике регулирования обращения пестицидов. Оценка риска пестицида для гидробионтов основана на сравнении токсичности и концентрации действующего вещества пестицида в воде (чем токсичнее пестицид и больше его концентрация в воде, тем выше риск). Количественно риск пестицида для гидробионтов характеризуют отношением показателя токсичности действующего вещества к его прогнозируемой концентрации в воде (токсичность/кон-

центрация). Риск острой токсичности пестицида для рыб и дафний рассчитывают по формуле:

$$R_{\text{остр}} = LC_{50} (EC_{50}) / C_{\text{макс}},$$

где LC_{50} (96 часов) и EC_{50} (48 часов) – показатели токсичности для рыб и дафний, соответственно; $C_{\text{макс}}$ – максимально-возможная концентрация пестицида в воде. Риск хронической токсичности пестицида для рыб и дафний рассчитывают следующим образом:

$$R_{\text{хрон}} = NOEC / C_{\text{срвз}}$$

где $NOEC$ – неэффективная наблюдаемая концентрация пестицида, $C_{\text{срвз}}$ – средневзвешенная за 21 сутки прогнозируемая концентрация пестицида в воде.

Тесты с водорослями и высшими водными растениями относятся к хроническим исследованиям, так как они охватывают полные жизненные циклы или их большую часть. Тем не менее, основным показателем токсичности для этих организмов является EC_{50} , который и используется при оценке риска пестицидов для этих организмов:

$$R = EC_{50} / C_{\text{макс}},$$

где в качестве конкретного EC_{50} обычно рекомендуется значение ErC_{50} – для водорослей после 72 часовой экспозиции, а для макрофитов – после 7-ми суточного теста.

Источниками данных о токсичности действующих веществ (LC_{50} , EC_{50} , EC_x , $NOEC$) служит информация, приведенная в регистрационных досье предприятий-разработчиков и регистрантов пестицидов (это касается, прежде всего, новых действующих веществ), а также в открытых источниках (PPDB [21], ECOTOX [22], ETOX [23], The Pesticide Manual [24]), где представлены достоверные данные о токсичности уже изученных и применяемых пестицидов. Если токсичность препарата (в пересчете на действующее вещество) выше, чем у действующего вещества, то для оценки риска берутся показатели токсичности действующего вещества в составе препарата. Для обобщенной оценки риска пестицида для гидробионтов используют показатель его токсичности для наиболее чувствительного вида всех таксономических групп.

Концентрации пестицидов в воде (максимальная $C_{\text{макс}}$ и средневзвешенная по времени $C_{\text{срвз}}$) прогнозируют с помощью математических моделей STEP и соответствующих сценариев входных данных (см. Раздел 4.3), которые учитывают свойства пестицидов, регламенты их применения и особенности почвенно-климатических условий. От модели STEP1 к STEP4 увеличиваются реалистичность описания процессов поведения пестицидов в водных системах, объем входных данных и, в конечном итоге, точность прогноза концентраций пестицидов в воде. При выборе конкретной модели прогноза STEP и сценариев их входных данных используют пошаговую процедуру оценки риска (табл. 5.3), в основу которой положен принцип: чем выше риск, тем более точный прогноз концентраций пестицида требуется.

Таблица 5.3

**Пошаговая процедура оценки риска пестицидов
для гидробионтов**

Категория риска	Риск (токсичность/концентрация)		Модель прогноза концентраций	Особенности входных данных моделей STEP
	Острый	Хронический		
Низкий	> 100	> 10	STEP1-2	Сценарий «худшего случая»
Средний (приемлемый)	$\leq 100 - \geq 10$	$\leq 10 - \geq 1$	STEP3	Сценарий «реального худшего случая»
Высокий	< 10	< 1	STEP4	Наличие водоохранной зоны

Риски острой и хронической токсичности пестицидов характеризуют тремя категориями, отличающимися одна от другой десятикратным шагом. Если риск средний или высокий, то экспертами принимаются решения о необходимости предоставления дополнительных материалов по токсичности пестицида для большего количества видов гидробионтов, улучшению качества прогноза концентраций по моделям с более реалистичными сценариями, использованию натуральных экспериментов с микро/мезокосмами, ограничениям применения в водоохраных зонах и необходимости послерегистрационного мониторинга.

Биоаккумуляция

Пестициды могут оказывать негативное влияние на водные организмы не только из-за их высокой концентрации в воде, но и вследствие аккумуляции пестицидов в тканях организмов (прежде всего рыб). При этом может причиняться дополнительный вред не только самим гидробионтам, но и наземным организмам пищевых цепей, таким как рыбацкие птицы и млекопитающие. Если предполагается риск биоаккумуляции пестицида в рыбе ($BCF > 1000$), то для оценки риска биоаккумуляции пестицида в птицах и млекопитающих:

1) рассчитывают концентрации пестицида в рыбе по формуле:

$$C_{\text{рыбы}} = C_{\text{срвз}} \cdot BCF,$$

где $C_{\text{рыбы}}$ – концентрация пестицида в рыбе, мг/кг;

$C_{\text{срвз}}$ – максимальная прогнозируемая средневзвешенная за 21 сутки концентрация пестицида в воде, мг/л;

BCF – коэффициент биоаккумуляции, л/кг

2) преобразуют $C_{\text{рыбы}}$ в ежедневное потребление пестицида (мг/кг/сутки) рыбацкими птицами и млекопитающими, умножая его на 0,159 для птиц и 0,138 для млекопитающих из расчета, что 1000 г птица и 3000 г млекопитающее съедают 159 г и 415 г рыбы за сутки, соответственно [11]; 3) сравнивают их с показателями хронической токсичности NOAEL для птиц и млекопитающих; 4) считают риск биоаккумуляции низким, если отношение суточного потребления пестицида к NOAEL больше 5.

Неопределенность оценки риска и ее учет

Неопределенности в оценке риска пестицидов для гидробионтов в основном обусловлены: 1) ошибками прогноза концентраций пестицидов в воде поверхностных водоемов; 2) ограниченным количеством тестируемых видов гидробионтов; 3) переносом данных лабораторных опытов на полевые условия; 4) отличием токсичности действующих веществ и препаративных форм пестицидов. Количественно такие неопределенности учитывают с помощью факторов безопасности (коэффициентов запаса), полагая, что фактические риски острой и хронической токсичности могут быть в 100 и 10 раз, соответственно, выше расчетных.

Управление рисками

Основной мерой, уменьшающей риск применения пестицидов для гидробионтов, является наличие буферных (водоохранных, рыбоохранных) зон, где применение пестицидов запрещено. Эти зоны препятствуют поступлению пестицидов в водоемы, происходящее за счет воздушного сноса и миграции с поверхностным и дренажным стоком. Размеры буферных (водоохранных) зон устанавливаются национальным и региональным законодательством и основываются на соответствующих научных разработках и опыте применения пестицидов вблизи поверхностных водоемов. Более детально влияние водоохранных зон на поступление пестицидов в водоемы описано выше в Разделе 4.3.1.

В Российской Федерации, в отличие от общемировой практики, ширина водоохранных (рыбоохранных) зон, в которых запрещено применение пестицидов, – намного больше. В зависимости от вида и размеров водного объекта они варьируют от 50 до 200 метров (для моря – 500 метров) [29, 30]. Такая ширина водоохранных зон практически заведомо исключает возможность загрязнения пестицидами поверхностных водоемов и их негативного влияния на водные организмы.

5.4. Медоносные пчелы

Риск пестицида для пчел (коэффициент риска КР или QR) определяют по соотношению максимально рекомендуемой нормы применения пестицида по действующему веществу (г/га) и наименьшего из значений LD_{50} (мкг/пчелу) при контактном и пероральном воздействии [31–33]. Использование показателя КР обосновано многочисленными полевыми опытами и показано, если значение $KP < 50$, то применение пестицида не приводит к значимому токсичному действию на пчел [34, 35]. В Российской Федерации [31] выделяют три категории риска пестицидов для пчел (табл. 5.4), на основании которых вводят ограничения их применения (табл. 5.5). Риск применения пестицидного препарата, содержащего смесь действующих веществ, оценивают по максимальной норме применения препаративной формы и ее токсичности.

Таблица 5.4

Категории риска пестицидов для пчел

Категория риска	Коэффициент риска КР
Высокий	> 50
Средний	$\geq 25 - \leq 50$
Низкий	< 25

Управление рисками (ограничения применения)

Представленный ниже комплекс ограничений применения пестицидов является превентивной мерой, позволяющей, с одной стороны, защитить пчел от токсичного воздействия пестицидов, а, с другой стороны, дающей возможность гибко применять пестициды с различными уровнем риска для этих полезных насекомых.

Таблица 5.5

**Ограничения применения пестицидов
в зависимости от категории их риска для медоносных пчёл**

**Категория риска – Высокий
(КР > 50)**

- добавление репеллентов или изменение регламента применения (сроков, культур, кратности обработок и т.д.);
- недопустимость обработки полей, засоренных цветущими сорняками (> 3 растений на 1 м^2);
- скашивание цветущих сорняков по периметру обрабатываемого поля на расстояние возможного сноса пестицида;
- проведение обработки растений вечером после захода солнца;
- при скорости ветра $\leq 1\text{--}2 \text{ м/с}$
(авиаобработка: $\leq 0\text{--}1 \text{ км}$)
- погранично-защитная зона для пчёл $\geq 4\text{--}5 \text{ км}$
(авиаобработка: $\geq 5\text{--}6 \text{ км}$)
- ограничение лёта пчёл $\geq 4\text{--}6$ суток или удаление семей пчёл из зоны обработки на срок более 6 суток

**Категория риска – Средний
(КР $\geq 25 - \leq 50$)**

- скашивание цветущих сорняков по периметру обрабатываемого поля на расстояние возможного сноса пестицида;
- проведение обработки растений вечером после захода солнца;
- при скорости ветра $\leq 2\text{--}3 \text{ м/с}$
(авиаобработка: $\leq 1\text{--}2 \text{ км}$)
- погранично-защитная зона для пчёл $\geq 3\text{--}4 \text{ км}$
(авиаобработка: $\geq 4\text{--}5 \text{ км}$)
- ограничение лёта пчёл $\geq 2\text{--}3$ суток

Категория риска – Низкий (КР < 25)

- проведение обработки растений ранним утром или вечером после захода солнца;
- при скорости ветра $\leq 4-5$ м/с
(авиаобработка: $\leq 2-3$ км)
- погранично-защитная зона для пчёл $\geq 2-3$ км
(авиаобработка: $\geq 3-4$ км)
- ограничения лета пчел:
 - для инсектицидов $\geq 36-48$ часов
 - для других пестицидов $\geq 20-24$ часов

5.5. Дождевые черви

Для оценки риска применения пестицидов использованы подходы Европейской и Средиземноморской Организации Защиты Растений (EPPO) [36], которые апробированы в Российской Федерации [37]. Количественно риск пестицида для дождевых червей характеризуют отношением показателя токсичности действующего вещества (или препарата в пересчете на действующее вещество) к его прогнозируемой концентрации в почве. Риск острой токсичности $R_{\text{остр}}$ рассчитывают по формуле:

$$R_{\text{остр}} = LC_{50} / C_{\text{макс}},$$

где LC_{50} – показатель острой токсичности для дождевых червей;

$C_{\text{макс}}$ – максимальная концентрация пестицида в почве (при однократном применении пестицида $C_{\text{макс}} = C_0$ – концентрации в момент применения пестицида, см. Раздел 4.1). Риск острой токсичности считается низким, если $R_{\text{остр}}$ больше 10.

Риск хронической токсичности (наличие сублетальных эффектов) $R_{\text{хрон}}$ пестицида рассчитывают следующим образом:

$$R_{\text{хрон}} = NOEC / C_{\text{срвз}},$$

где $NOEC$ – неэффективная наблюдаемая концентрация пестицида;

$C_{\text{срвз}}$ – средневзвешенная за 56 суток концентрация пестицида в почве (соответствует продолжительности опыта по хронической токсичности пестицидов для дождевых червей, см. Раздел 2.2.2.5).

Хронический риск – низкий, если значение $R_{\text{хрон}} > 5$. Если риски острой и хронической токсичности не относятся к низким, то необходимо:

- провести дополнительные экотоксикологические исследования (на других, желательно естественно живущих, видах дождевых червей);
- усовершенствовать прогноз концентраций пестицида в почве;
- провести испытания по оценке токсичности пестицида в полевых условиях (см. Раздел 2.2.2.5).

Оценивая риск применения пестицида в полевых условиях, нужно принимать во внимание угнетаемые виды дождевых червей, вероятный уровень эффектов и восстановление популяции в течение 1 года. Если эффекты менее 30-50% от контроля, то риск пестицида для дождевых червей считается низким; когда эффекты более 50% с восстановлением в течение года, то риск – средний; при эффектах более 50% без восстановления – риск высокий [36].

Управление рисками

Пестицид рекомендуется к регистрации без каких-либо ограничений применения, если он характеризуется низким риском для дождевых червей. Для среднего и высокого риска необходимо попытаться минимизировать отрицательные эффекты пестицида на червей путем изменения регламента его применения. Норма применения пестицида и количество обработок могут быть уменьшены, а интервалы между обработками увеличены, но при условии сохранения эффективности пестицида. Возможно снижение риска за счет уменьшения площади обрабатываемой поверхности, например, при полосном внесении пестицида вместо сплошной обработки поля. Для стойких пестицидов можно рекомендовать запрет на ежегодное применение на одном и том же поле. Пестицид не рекомендуется для регистрации, если выявлено, что риск не может быть уменьшен до низкого уровня даже после введения ограничительных мер.

5.6. Почвенные микроорганизмы

Показателями, которые используются при оценке риска пестицида для почвенной микрофлоры, являются: 1) величины отклонения значений эмиссии углекислого газа и скорости образования нитратов, выраженные в процентах от контроля; 2) продолжительность негативного воздействия пестицида. Согласно адаптированным рекомендациям ЕРРО [38], выделяют три категории риска, если отклонения составляют:

- < 25% через 28 суток после начала опыта, то риск – низкий;
- < 25% через 29-100 суток, то риск – средний;
- > 25% через 100 и более суток, то риск – высокий.

5.7. Список литературы

1. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. Test Guideline 223: Avian Acute Oral Toxicity. Paris: OECD, 1984. 28 p.
2. ГОСТ 33059-2014. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Птицы: тест на острую пероральную токсичность (OECD, Test No 223: 2010, IDT). М.: Стандартинформ, 2015. 19 с.
3. Guidance Document on Risk Assessment for Birds and Mammals under Council Directive 91/414/EEC. SANCO/4145/2000 – final. 2002. 74 p.
4. EFSA Guidance Document on Risk Assessment for Birds & Mammals // EFSA Journal. 7(12):1438. 2009. 139 p.
5. Crocker, D., Hart A., Gurney J., McCoy C. Methods for estimating daily food intake of wild birds and mammals. Final report on DEFRA project PN0908. Central Science Laboratory, York: 2002. 22 p.
6. Kenaga, E.E. Factors to be considered in the evaluation of toxicity of pesticides to birds in their environment // Environmental Quality and Safety. 1973. V. 11. P. 168–181.
7. Luttic, R. Residues of plant protection products on food ingested by birds and mammals. In: Fact Sheets for the (Eco) Toxicological Risk Assessment Strategy of the National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Ed. Luttic R. & van Raaij M. RIVM Report 601516007, Bilthoven (NL), 2001. P. 83–94.
8. EFSA Guidance Document on Risk Assessment for Birds & Mammals. Appendix A. // EFSA Journal. 2009. 7(12):1438. P. 142–189.
9. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. Test Guideline 206: Avian Reproduction., Paris: OECD, 1984. 12 p.

10. ГОСТ 33035-2014. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Птицы: репродуктивный тест. (OECD, Test No 206: 1984, IDT). М.: Стандартиформ. 2015. 7 с.

11. Crocker, D. Estimating the exposure of birds and mammals to pesticides in long-term risk assessments // *Ecotoxicology*. 2005. V. 14. P. 833–852.

12. Linking Aquatic Exposure and Effects. Risk Assessment of Pesticides. Editors Theo C.M. Brock et al. CRC Press, 2007. 410 p.

13. FOCUS. Landscape and mitigation factors in aquatic risk assessment. Volume 1: extended summary and recommendations. Report of the FOCUS Working Group on landscape and mitigation factors in ecological risk assessment. 2004. 126 p.

14. FOCUS. Landscape and mitigation factors in aquatic risk assessment. Volume 2: Detailed technical reviews. Report of the FOCUS Working Group on landscape and mitigation factors in ecological risk assessment. 2004. 432 p.

15. EC (European Commission) Guidance Document on Aquatic Ecotoxicology. Sanco/32/68/2001, rev. 4. 2002. 61 p.

16. Guidance on tiered risk assessment for plant protection products for aquatic organisms in edge-of-field surface waters // *EFSA J*. 2013. V. 11(7). 268 p.

17. Elmegaard, N. & Jagers op Akkerhuis, G.J.A.M. Safety Factors in Pesticide Risk Assessment. Differences in Species and Acute-Chronic Relations. Silkeborg, Denmark. NERI Technical Report No. 325. 2000. 60 p.

18. EPPO Standards. Environmental risk assessment scheme for plant protection products. Chapter 7: Aquatic organisms // *EPPO Bulletin*. 2003. V. 33. P. 183–194.

19. Горбатов, В.С., Филенко О.Ф., Медянкина М.В., Кононова Т.В., Оганесова Е.В. Водная экотоксикология пестицидов и современные тенденции регулирования их обращения // *Вода Magazine*. 2013. № 5. С. 10–14.

20. Горбатов, В.С., Астайкина А.А., Аптикаев Р.С., Тихонов В.В. Сравнительная оценка опасности и риска пестицидов для водных организмов // *Агрохимия*. 2019. № 11. С. 1726.

21. Pesticide Property Database (PPDB). The Agricultural & Environmental Research Unit (AERU) at the University of Hertfordshire, Hatfield, Herts, UK.: 2010; URL: <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/en/index.htm>

22. The ECOTOXicology knowledgebase (ECOTOX). URL: <https://cfpub.epa.gov/ecotox/>

23. ETOX: Information System Ecotoxicology and Environmental Quality Targets. URL: <https://webetox.uba.de/webETOX/index.do?language=en>

24. The Pesticide Manual. A World Compendium. 19th Edition. Editor J.A. Turner. Cambridge: BCPC, 2021. 1400 p.
25. Reichenberger, S., et al. Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness; A review // Science of the Total Environment. 2007. V. 384. P. 1–35.
26. Rautmann D., Streloke M., Winkler R. New basic drift values in the authorization procedure for plant protection products. In: Workshop on Risk Assessment and Risk Mitigation Measures in the Context of the Authorization of Plant Protection Products (WORMM) 27-29 Sept 1999. Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Heft 383, Braunschweig, 1999. P. 131–141.
27. Ganzelmeier, H., et al. Studies on spray drift of plant protection products. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft // Berlin-Dahlem, Heft. 1995. V. 305. 111 p.
28. Ganzelmeier, H., Rautmann D. Drift, drift reducing sprayers and sprayer testing // Asp. Appl. Biol. 2000. 57:1. P. 1–10.
29. Федеральный закон Российской Федерации от 03.06.2006 г. № 74-ФЗ «Водный кодекс Российской Федерации» (редакция от 29.07.2017).
30. Постановление Правительства Российской Федерации от 6 октября 2008 г. №743 г. Москва «Об утверждении Правил установления рыбоохранных зон».
31. Методические рекомендации по оценке действия и потенциальной опасности пестицидов для медоносных пчел. М.: РАСХН, ВНИИВСГЭ, 2001, 23 с.
32. EPPO (European and Mediterranean Plant Protection Organisation), Environmental risk assessment scheme for plant protection products. Environmental risk assessment scheme for plant protection products. Chapter 10: honey bees // EPPO Bulletin. 2010. V. 40. P. 323–331.
33. Guidance Document on Terrestrial Ecotoxicology Under Council Directive 91/414/EEC. SANCO/10329/2002 rev 2 final. 2002. 39 p.
34. Mineau P., Harding K.M., Whiteside M., Fletcher M.R., Garthwaite D. & Knopper L.D. Using reports of bee mortality in the field to calibrate laboratory derived pesticide risk indices // Environmental Entomology. 2008. 37(2). P. 546–554.
35. Oomen P.A. Risk assessment and risk management of pesticide effects on non-target arthropods in Europe. In: Proceedings of the 1998 Brighton Crop Protection Conference, Pests and Diseases, BCPC, Alton (GB), 1998. P. 591–598.
36. Environmental risk assessment scheme for plant protection products. Chapter 8: Soil organisms and function // Bulletin OEPP/EPPO. 2003. V. 33, P. 195–209.

37. Колупаева, В.Н., Горбатов В.С., Астайкина А.А. Прогноз концентраций пестицидов в почвах с помощью математической модели PEARL и его использование при оценке риска применения пестицидов для почвенных организмов // *Агрохимия*. 2017. № 2. С. 34–39.

38. Environmental risk assessment scheme for plant protection products. Chapter 8: Soil organisms and function // *Bulletin OEPP/EPPO*. 2003. V. 33. P. 195–209.

**Межгосударственные стандарты методов испытаний
химической продукции, представляющей опасность
для окружающей среды**

Физико-химические свойства

ГОСТ 33033-2014 «Давление пара» (OECD Test № 104)

ГОСТ 33034-2014 «Растворимость в воде» (OECD Test № 105)

ГОСТ 33060-2014 «Изучение адсорбции-десорбции замкнутым равновесным методом» (OECD Test № 106)

ГОСТ 32382-2013 «Гидролиз» (OECD Test № 111)

ГОСТ 32291-2013 «Определение коэффициента распределения н-октанол/вода методом медленного перемешивания» (OECD Test № 123)

Показатели поведения в окружающей среде

ГОСТ 32538-2013 «Определение биоконцентрации на рыбах в проточных аквариумах» (OECD Test № 305)

ГОСТ 32633-2014 «Определение аэробной и анаэробной трансформации в почве» (OECD Test № 307)

ГОСТ 32432-2013 «Аэробная и анаэробная трансформация в донных отложениях» (OECD Test № 308)

ГОСТ 33043-2014 «Вымывание из почвенных колонок» (OECD Test № 312)

ГОСТ 32434-2013 «Фотопревращение химических веществ в воде. Прямой фотолиз» (OECD Test № 316)

Показатели экотоксичности

ГОСТ 32293-2013 «Испытание водорослей и цианобактерий на задержку роста» (OECD Test № 201)

ГОСТ 32536-2013 «Определение острой токсичности для дафний» (OECD Test № 202)

ГОСТ 32473-2013 «Определение острой токсичности для рыб» (OECD Test № 203)

ГОСТ 32428-2013 «Определение хронической токсичности для рыб: 14-дневный тест» (OECD Test № 204)

ГОСТ 33040-2014 «Тест на токсичность при скармливании птицам» (OECD Test № 205)

ГОСТ 33035-2014 «Птицы: репродуктивный тест» (OECD Test № 206)

ГОСТ 33036-2014 «Определение острой токсичности для дождевых червей» (OECD Test № 207)

ГОСТ 32294-2013 «Определение токсичности для рыб на ранних стадиях развития» (OECD Test № 210)

ГОСТ 32367-2013 «Угнетение репродуктивной способности Дафнии магна» (OECD Test № 211)

ГОСТ 32628-2014 «Определение острой токсичности на *Chironomus* sp. (OECD Test № 235)

ГОСТ 33038-2014 «Пчелы медоносные: тест на острую пероральную токсичность» (OECD Test № 213)

ГОСТ 33039-2014 «Пчелы медоносные: тест на острую контактную токсичность» (OECD Test № 214)

ГОСТ 32631-2014 «Почвенные микроорганизмы: испытание на трансформацию азота» (OECD Test № 216)

ГОСТ 33041-2014 «Почвенные микроорганизмы: тест на трансформацию углерода» (OECD Test № 217)

ГОСТ 32426-2013 «Испытание ряски на угнетение роста» (OECD Test № 221)

ГОСТ 33042-2014 «Тест на репродуктивность дождевых червей (*Eisenia fetida*/*Eisenia andrei*)» (OECD Test № 222)

ГОСТ 33059-2014 «Птицы: тест на острую пероральную токсичность» (OECD Test № 223)

ГОСТ 32368-2013 «Оценка репродуктивной способности рыб» (OECD Test № 229)

**Пример российского стандартного сценария модели PEARL
(Московская область)**

Таблица 1

Физико-химические свойства дерново-подзолистой почвы

Горизонт	Глубина, см	Песок, 0,05-2,0 мм	Пыль, 0,002-0,05 мм	Глина, < 0,002 мм	Орг. в-во, %	pH	Плотность, кг/м ³
A1A2	0–20	13	75	12	2,7	6,0	1200
A2	20–40	11	78	11	1,5	5,5	1400
A2B	40–60	10	74	16	0,9	5,0	1600
B1	60–100	35	37	28	0,6	5,0	1600
C	100–150	49	34	17	0,0	5,6	1600

Таблица 2

Гидрофизические свойства дерново-подзолистой почвы

Горизонт	Глубина, см	θ_r , м ³ /м ³	θ_s , м ³ /м ³	K, см/сут	α , см ⁻¹	λ	n
A1A2	0–20	0,0008	0,4754	1,03	0,1222	–0,255	1,1338
A2	20–40	0,0008	0,4128	0,99	0,0286	–0,136	1,2033
A2B	40–60	0,0001	0,3600	6,83	0,0080	–0,230	1,2900
B1	60–100	0,0001	0,4300	1,04	0,0096	–0,750	1,2600
C	100–150	0,0001	0,4271	1,00	0,0180	–0,070	1,2601

θ_r – остаточная влажность;

θ_s – объемная влажность полного насыщения;

K – коэффициент гидравлической проводимости;

α – величина, обратная давлению входа воздуха (параметр уравнения Ван-Генухтена);

λ – параметр уравнения Ван-Генухтена, отражающий связность пор;

n – параметр уравнения Ван-Генухтена, отражающий распределение пор по размерам

Параметры сельскохозяйственных культур

С/х культура	Стадия развития культуры				Макс. LAI*, м ² /м ²	Дата	Глубина корневой зоны, м
	Посев	Прорастание	Созревание	Уборка урожая			
Яблоня	много- летний	25 мая	25 июля	25 августа	4	25 июля	1
Травы/ люцерна	много- летний	25 мая 26 июня	25 июня 25 августа	25 июня 25 августа	5	25 июня 25 августа	0,5
Картофель	15 мая	7 июня	20 августа	20 сентября	4	5 июля	0,6
Озимая пшеница	21 августа	7 сентября	10 июня	25 июля	7,5	30 июня	0,8
Яровая пшеница	15 апреля	25 апреля	20 июля	20 августа	5	1 августа	0,6

* – LAI индекс листовой поверхности – безразмерная величина, характеризующая растительный покров. Он определяется как односторонняя площадь зеленых листьев на единицу площади поверхности почвы ($LAI = \text{площадь листьев} / \text{площадь почвы}$, м²/м²) в листовых пологах. LAI представляет собой комплексную переменную, которая относится не только к размеру кроны, но и к ее плотности, а также к углу, под которым листья ориентированы по отношению друг к другу и к источникам света.

**Перехват пестицида сельскохозяйственной культурой,
доля от нормы применения***

Культура	Нет полога культуры	Минимальное смыкание полога	Промежуточное смыкание полога	Максимальное смыкание полога
Зерновые	0	0,25	0,5	0,70
Травы/люцерна	0	0,4	0,6	0,75
Хмель	0	0,2	0,5	0,70
Бобовые	0	0,25	0,5	0,70
Кукуруза	0	0,25	0,5	0,75
Рапс	0	0,4	0,7	0,75
Фруктовые сады	0	0,2	0,4	0,70
Картофель	0	0,15	0,5	0,70
Соя	0	0,2	0,5	0,75
Сахарная свекла	0	0,2	0,7	0,75
Подсолнечник	0	0,2	0,5	0,75
Табак	0	0,2	0,7	0,75
Овощи луковичные	0	0,1	0,25	0,40
Овощи листовые	0	0,25	0,4	0,70
Овощи корневые	0	0,25	0,5	0,70
Виноград	0	0,4	0,5	0,70
Обработанные семена	0	0	0	0

* – адаптированная таблица из Руководства STEP1-2 [41]

Приложение 4

Таблица 1

Краткая характеристика стандартных сценариев ЕС для модели STEP3

Сценарий, страна	Средняя ежегодная температура, °C	Средние ежегодные осадки, мм	Орг. углерод, %	Характеристика гран. состава почвы	Уклон, %
D1, Швеция	6,1	556	2,0	Пылеватая глина	0–0,5
D2, Великобритания	9,7	642	3,3	Глина	0,5–2
D3, Нидерланды	9,9	747	2,3	Песок	0–0,5
D4, Дания	8,2	659	1,4	Суглинок	0,5–2
D5, Франция (север)	11,8	651	2,1	Суглинок	2–4
D6, Греция	16,7	683	1,2	Тяжелый суглинок	0–0,5
R1, Германия	10,0	744	1,2	Пылеватый суглинок	3
R2, Португалия	14,8	1402	4,0	Опесчаненный суглинок	20
R3, Италия	13,6	682	1,0	Тяжелый суглинок	10
R4, Франция (юг)	14,0	756	0,6	Опесчаненный тяжелый суглинок	5

Таблица 2

Краткая характеристика почвенно-климатических условий европейской части РФ (русские аналоги сценариев D1, D5 и R1 модели STEP3)

Регион, почва	Средняя ежегодная температура, °C	Средние ежегодные осадки, мм	Орг. углерод, %	Характеристика гранулометрического состава почвы
Московская об- ласть, дерново- подзолистая (сценарий D1)	6,0	719	1,6	Пылеватый суглинок
Краснодарский край, чернозем выщелоченный (сценарии D5 и R1)	12,2	737	3,3	Пылеватая глина

Authors:

R.S. Aptikaev, A.A. Astaykina, V.S. Gorbatov, E.I. Karavanova,
A.A. Kokoreva, V.N. Kolupaeva, S.N. Lugansky,
M.N. Maslov, R.A. Streletskii, V.V. Tikhonov

Ecological assessment of pesticides : Methodologica recommendations /
Editors V.S. Gorbatov, R.S. Aptikaev, A.A. Astaykina, E.I. Karavanova. –
Moscow : MAKSPress, 2023. – 144 p.

Methodological recommendations summarize and systematize the results of scientific and expert activities of the Faculty of Soil Science of Moscow State University on the ecological assessment of pesticides registering in the Russian Federation. This guideline describes the registration requirements for pesticides, laboratory and field methods of their testing, tools for predicting concentrations of pesticides in soil, ground and surface waters, and atmospheric air. Procedures for assessing the hazard and risk of pesticides for the environment and non-target species of wildlife organisms are proposed.

Key words: pesticides, environment, ecotoxicology, hazard, risk, simulation modelling.

Учебное издание

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ПЕСТИЦИДОВ

Методические рекомендации

Под общей редакцией
В.С. Горбатова, Р.С. Аптикаева,
А.А. Астайкиной, Е.И. Каравановой

Подготовка оригинал-макета:
Издательство «МАКС Пресс»
Главный редактор: *Е.М. Бугачева*
Компьютерная верстка: *Н.С. Давыдова*
Дизайн обложки: *А.В. Кононова*

Подписано в печать 21.02.2023 г.
Формат 60/90 1/16. Усл.печ.л. 9,0. Тираж 100 экз. Заказ № 016.

Издательство ООО «МАКС Пресс» Лицензия ИД N 00510 от 01.12.99 г.
119992, ГСП-2, Москва, Ленинские горы, МГУ им. М.В. Ломоносова,
2-й учебный корпус, 527 к.
Тел. 8(495)939-3890/91. Тел./Факс 8(495)939-3891.

Отпечатано в полном соответствии с качеством
предоставленных материалов в ООО «Фотоэксперт»
109316, г. Москва, Волгоградский проспект, д. 42,
корп. 5, эт. 1, пом. I, ком. 6.3-23Н