

УДК 574:539.1.04:582:1.047:581.55

МЕТОДОЛОГИЯ ОЦЕНКИ ДОПУСТИМОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ИОНИЗИРУЮЩИХ ИЗЛУЧЕНИЙ НА АГРОЦЕНОЗЫ

© 2010 г. А. А. Удалова*, Л. Н. Ульяненко, Р. М. Алексахин, С. А. Гераськин, А. С. Филипас

ГНУ «ВНИИ сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии РАСХН», Обнинск

Радиационная защита агросферы должна рассматриваться как неотъемлемая составляющая общей системы защиты живой природы от действия ионизирующих излучений, при этом необходимо учитывать специфические особенности агроэкосистем. Предложена методология, позволяющая с единых позиций проанализировать совокупность имеющихся в сельскохозяйственной радиологии данных об эффектах ионизирующих излучений у культурных растений в целях определения допустимого радиационного воздействия на агроценозы, обоснование которого рассматривается как составная часть системы радиационной защиты агроэкосистем. Оценены критические дозовые нагрузки на зерновые культуры для разных ситуаций облучения. Показано, что дозы, приводящие к снижению показателей продуктивности и выживаемости основных зерновых культур более чем на 50%, составляют не менее 170–200 и 15–17 Гр в случае острого облучения покоящихся семян и вегетирующих растений соответственно. При хроническом радиационном воздействии уменьшение показателей продуктивности зерновых культур более чем на 10% не ожидается при мощностях доз менее 3–10 мГр/ч.

Ионизирующие излучения, радиационная защита, нормирование, экоцентрический принцип, допустимые уровни радиационного воздействия, агроценоз, зерновые культуры.

Современные тенденции гармонизации системы взаимоотношений человека и окружающей среды предполагают ограничение антропогенного воздействия на компоненты природных и аграрных экосистем для поддержания их устойчивого функционирования. В настоящее время защита человека от влияния техногенных факторов базируется на санитарно-гигиеническом принципе, направленном на ограничение поступления загрязняющих веществ в организм и воздействия токсических агентов до пределов, не представляющих опасности для его здоровья и генофонда, и осуществляется путем введения санитарных правил, норм, гигиенических нормативов и государственных стандартов.

В отношении окружающей среды начиная с 60-х годов прошлого столетия применяется постулат, согласно которому защита биоты от действия ионизирующих излучений (ИИ) в конкретной радиологической ситуации гарантирована, если безопасность человека обеспечена стандартами радиационной защиты. Указанный принцип, получивший название антропоцентрического, был впервые сформулирован Международной комиссией по радиологической защите (МКРЗ) в Публикации 26 (1970 г.) [1] и подтвержден в Пуб-

ликации 60 (1990 г.) [2]. В последних рекомендациях (Публикация 103, 2007 г. [3]) МКРЗ выражает уверенность в том, что нормы контроля окружающей среды, необходимые для защиты населения, достаточны для обеспечения радиационной безопасности живой природы в ситуациях планируемого облучения, однако признает, что действующая система радиационной защиты не охватывает всех ситуаций облучения природы и не в полной мере соответствует требованиям управления и запросам общества. В связи с этим МКРЗ инициировала процесс критического анализа антропоцентрического подхода, указав, что при разработке стратегии радиационной безопасности окружающей среды желательно обеспечить прямые доказательства защищенности живых организмов, а не только человека (экоцентрический принцип). Публикация 91 МКРЗ «Рамочная программа разработки системы оценки радиационных эффектов у представителей флоры и фауны, за исключением человека» [4] была специально посвящена вопросам защиты природы от действия ИИ. В рекомендациях МКРЗ 2007 г. (Публикация 103 [3]) для обеспечения достаточной базы радиационной защиты окружающей среды во всех ситуациях облучения МКРЗ предлагает применять концепцию «условных» (референтных) животных и растений, детальное описание которой представлено в Публикации 108 «Защита окружающей среды: концепция и принципы использования референтных животных и растений»

* Адресат для корреспонденции: 249032, Калужская обл., Обнинск, Киевское ш., 109 км, ГНУ ВНИИСХРАЭ; тел.: (48439) 9-69-64; факс: (48439) 6-80-66; e-mail: oudalova@mail.ru.

[5]. Предполагается, что набор референтных биологических видов должен играть в системе радиационной защиты биоты ту же роль, что концепция “референтного (стандартного) человека” в системе радиационной защиты человека. Таким образом, в последние годы происходит смена парадигм в стратегии обеспечения радиационной безопасности человека и окружающей среды в сторону усиления экоцентрических принципов [6].

Подчеркивая ведущую роль МКРЗ как основного международного законодательного органа в разработке рекомендаций по радиационной защите человека и биоты, следует отметить, что ее интересы касаются главным образом объектов дикой природы. В частности, предложенный в Публикации МКРЗ 108 [5] список референтных растений и животных содержит 12 представителей природных (наземных и водных) экосистем, но не включает сельскохозяйственных животных или растений. Хотя предложения МКРЗ официально не являются обязательными, тем не менее большинство стран мира (в том числе и Россия) согласовывают с ними национальные документы по охране здоровья человека и (в значительной степени) окружающей среды (биоты) от действия ИИ. К сожалению, многочисленные попытки привлечь внимание Комиссии к вопросам радиационной защиты аграрных экосистем успеха не имели. Можно полагать, что отказ от вовлечения агроэкосистем в процесс разработки стратегии охраны окружающей среды от действия ИИ аргументируется тем, что человек имеет технические возможности организации радиационной защиты сельскохозяйственных растений и животных (нормирование воздействия, организация агропромышленного производства на радиоактивно загрязненных территориях с применением защитных мероприятий, эвакуация сельскохозяйственных животных из зоны радиоактивного загрязнения и т.п.). Тем не менее решение проблемы защиты окружающей среды от воздействия ИИ, по нашему мнению, невозможно без обеспечения радиационной безопасности агро-сферы, являющейся неотъемлемым компонентом биосферы Земли.

С точки зрения ограничения техногенного воздействия агроэкосистемы представляют особый интерес, поскольку, с одной стороны, являются начальным звеном ведущих к человеку пищевых цепочек, с другой — имеют более высокую чувствительность по сравнению с естественными экосистемами практически ко всем видам воздействия природного и антропогенного характера, включая ИИ [7–9]. При изучении вопросов радиационной защиты агроценозов, как правило, делают акцент на производстве сельскохозяйственной продукции, отвечающей санитарно-гигиеническим требованиям по содержанию в ней радионуклидов. Аспектам же радиационного поражения сельскохозяйственных растений и животных в условиях радиоактивного загрязнения

окружающей среды уделяется меньше внимания. Отчасти, это следствие того факта, что при радиоактивном загрязнении местности ареал, где отмечается радиационное поражение растений и животных (в том числе сельскохозяйственных), всегда значительно меньше территории, где ограничивается (вплоть до полного исключения) деятельность человека из-за превышения нормативов по предельному содержанию радионуклидов в объектах окружающей среды (прежде всего в сельскохозяйственной продукции) [10]. Такое ранжирование задач по степени их важности для сельскохозяйственного производства актуально при радиоактивном загрязнении окружающей среды, имевшем место, например, в результате радиационных аварий на Южном Урале (1957 г.) и на Чернобыльской АЭС (1986 г.) [11].

Поступление загрязняющих веществ в организм человека, в том числе при потреблении продукции сельского хозяйства, регламентируется санитарно-гигиеническими нормативами. В то же время экологические стандарты в отношении предельно допустимого воздействия на компоненты агроэкосистем в настоящее время отсутствуют. При разработке методологии нормирования негативных воздействий на человека и биоту необходимо стремиться к созданию единой системы защиты от разных техногенных факторов. Оценка действия как токсических веществ, так и радионуклидов на объекты живой природы включает несколько основных этапов. Прежде всего постановка задачи — что предполагается защищать (индивидуумов, виды, экосистемы), с какой целью (сохранение биоразнообразия, поддержание устойчивости экосистем и др.) и по каким критериям. В ходе второго этапа определяют концентрации (дозы) загрязняющих веществ в среде или организме и проводят анализ биологических эффектов, включающий изучение концентрационных (дозовых) зависимостей с целью идентификации экологических нагрузок, которые вызывают определенный уровень эффекта. Заключительный этап — оценка рисков — предполагает сопоставление наблюдаемых или ожидаемых уровней воздействия и эффектов с существующими допустимыми уровнями (например, ПДК или дозовыми пределами), в случае непревышения которых возникновение нежелательных эффектов маловероятно.

Оценка и обоснование допустимых уровней воздействия антропогенных факторов являются одним из ключевых моментов методологии нормирования. В токсикологии опасность вещества принято характеризовать величиной токсической дозы — количеством вещества, вызывающим определенный токсический эффект [12]. Различают среднесмертельные (LD_{50}), абсолютно смертельные (LD_{90-100}), минимально смертельные (LD_{0-10}), эффективные (ED_{50} , ED_{10}), поро-

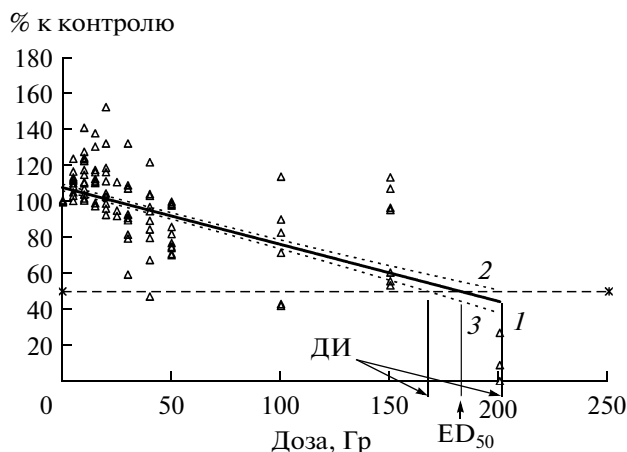


Рис. 1. Значения показателей группы “продуктивность” и оценка критической дозы ED_{50} и 95%-ного ДИ у пшеницы после предпосевного облучения семян.

1 — дозовая зависимость показателей продуктивности $y = -0.318x + 107.94$; 2 и 3 — верхняя и нижняя граница 95%-ного ДИ для дозовой зависимости, $y = -0.0002x^2 - 0.327x + 109.78$ и $y = -0.0002x^2 - 0.309x + 106.10$ соответственно.

вые дозы и концентрации [12]. Наиболее часто используют величины LD_{50} и ED_{50} , которые статистически более устойчивы. При обосновании безопасных уровней хронического воздействия принято ориентироваться на более жесткие концентрационные и дозовые пределы (например, LD_{10} или ED_{10}). Для оптимизации системы экологического нормирования необходимо изучить возможность оценки и обоснования допустимых уровней радиационных и нерадиационных факторов на единой методологической основе.

В настоящей работе представлена методология оценки допустимых уровней радиационного воздействия на сельскохозяйственные растения как основной компонент агроценоза, позволяющая с единых позиций проанализировать имеющиеся в сельскохозяйственной радиобиологии данные о последствиях действия ионизирующих излучений. Применимость подхода проиллюстрирована на примере зерновых культур, играющих важную роль в агропромышленном производстве.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА

Радиационное воздействие на зерновые культуры может осуществляться в трех принципиально разных ситуациях: острое облучение семян, острое и хроническое облучение вегетирующих растений. В качестве критического уровня при остром радиационном воздействии, по аналогии с принятыми в токсикологии подходами [13, 14], рассматривали дозу ИИ, которая приводит к изменению биологического показателя на 50%

(ED_{50}). В случае хронического действия критической считали мощность дозы ИИ, вызывающую снижение показателей на 10% (EDR_{10}). Оценку критических уровней воздействия проводили путем восстановления зависимости “доза (мощность дозы) — биологический эффект” для каждой зерновой культуры методами регрессионного анализа и определения на ее основе величины дозовых нагрузок, соответствующих выбранному уровню радиобиологических эффектов (50 или 10%). Предполагали, что ответ биологической системы изменяется пропорционально дозовой нагрузке (линейная беспороговая модель). Для построения дозовых зависимостей использовали собственные и литературные данные о действии ИИ на сельскохозяйственные растения. С этой целью были отобраны публикации (в основном статьи в реферируемых научных журналах), содержащие информацию о величине биологического эффекта при определенной дозе (мощности дозы) ИИ. Наиболее представительный массив информации получен для зерновых культур — 840 наборов данных из 70 первоисточников, содержащих почти 2800 пар числовых значений вида “дозовая нагрузка — биологический эффект”. В настоящей работе представлены результаты анализа радиобиологических эффектов у зерновых культур, объединенных в группы “продуктивность и репродуктивный потенциал” (в дальнейшем для краткости именуемую “продуктивность”) и “выживаемость”. К первой группе относили показатели структуры урожая (масса зерна и соломы, сырая и сухая биомасса, число и масса зерен в главном и боковых побегах, количество растений на 1 м^2 , число продуктивных стеблей и т.д.) и репродуктивного потенциала растений (доля стерильных пыльцевых зерен, фертильность главного колоса и др.); ко второй — всхожесть (лабораторная и полевая), энергия прорастания семян, выживаемость растений на разные сроки и т.п.

Метод, использованный для расчета неопределенности критических уровней, проиллюстрирован на примере анализа показателей группы “продуктивность” при предпосевном облучении семян пшеницы (рис. 1). Дозовая зависимость аппроксимирована линейной функцией. Для каждой дозы облучения рассчитан 95%-ный доверительный интервал (ДИ) уровня биологического эффекта, прогнозируемого с помощью линейной регрессии [15]. Ширина ДИ не постоянна, а растет по мере удаления от медианы интервала доз, использовавшегося при восстановлении функции. Дозовые зависимости для верхней и нижней границ 95%-ного ДИ в аналитической форме получали аппроксимацией расчетных значений линейно-квадратичной функцией (пунктирные кривые на рис. 1). Критическая доза и ее 95%-ный ДИ соответствуют абсциссам точек пересечения соответствующих зависимостей с уровнем 50%-

Таблица 1. Критические уровни радиационного воздействия на зерновые культуры при остром облучении

Культура	Группа биологических эффектов									
	“продуктивность”					“выживаемость”				
	$D_{\max}$, Гр	эффект ¹⁾	N	$N_{\text{пар}}$	ED_{50} , Гр	$D_{\max}$, Гр	эффект ¹⁾	N	$N_{\text{пар}}$	ED_{50} , Гр
Облучение семян										
Пшеница	200	0.1–152.7	26	126	182.3 (167.3–202.8)*	400	0–150.9	18	70	229.8 (211.9–250.5)
Рожь	Данных нет					5	75–100.9	6	18	23.0 (21.9–24.0) ¹⁾
Ячмень	200	80.2–303.1	20	84	н.о.	5	62.5–102.2	6	12	16.5 (13.6–20.8)
Кукуруза	100	84.7–128.2	8	55	349.5 (317.5–387.1) ¹⁾	300	0–116.6	18	45	221.9 (205.4–241.6)
Облучение растений в период вегетации										
Пшеница	60	0–127.3	31	94	18.3 (16.4–20.4)	Данных нет				
Рожь	35	50–100	5	10	30.4 (25.7–37.5)					
Ячмень	30	0–100	46	112	15.6 (14.6–16.6)					
Овес	45	10–100	10	10	27.8 (24.4–32.5)					

Примечание. $D_{\max}$ — максимальная доза; в табл. 1 и 2: ¹⁾ — диапазон изменения наблюдаемого биологического эффекта (% от контроля); N — количество наборов данных; $N_{\text{пар}}$ — количество пар значений “дозовая нагрузка—эффект”; * в скобках представлен 95%-ный доверительный интервал; ¹⁾ — для аппроксимации дозовой зависимости верхней и нижней границ 95%-ного ДИ использовали линейную функцию; “н.о.” — не оценена критическая дозовая нагрузка, так как наблюдается стимулирующее действие ИИ в данном дозовом диапазоне.

или 10%-ного биологического эффекта для ситуаций острого и хронического облучения соответственно (штриховая линия на рис. 1). Так, для приведенного примера $ED_{50} = 182.3$ Гр, а 95%-ный ДИ — 167.3–202.8 Гр. При анализе данных по группам “продуктивность” для кукурузы и “выживаемость” для ржи при остром облучении семян для аппроксимации границ ДИ использовали не линейно-квадратичную, а линейную функцию, так как пересечения восстановленной линейно-квадратичной зависимости для верхней границы ДИ с заданным уровнем эффекта (50%) не существует.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Острое облучение семян. Собранная информация о предпосевном облучении семян зерновых культур содержит 54 набора данных по показателям группы “продуктивность” и 48 — “выживаемость”, полученные авторами 16 работ. В табл. 1 представлены диапазоны использованных доз облучения и наблюдавшегося биологического эффекта, а также объем данных для каждой культуры, а на рис. 2 — нормированные на соответствующие контроли значения тех же показателей и дозовые зависимости, полученные с помощью линейной регрессии. Для оси абсцисс на рис. 2–4 использован логарифмический масштаб, что позволяет полнее отразить разброс дозовых нагрузок.

Для изученных зерновых культур зависимости показателей “продуктивности” (за исключением ячменя) и “выживаемости” от дозы являются статистически значимыми ($p < 5\%$) и свидетельствуют об угнетающем действии ИИ в исследованном диапазоне доз. Критические дозы ED_{50} , соответствующие 50%-ному эффекту, при облучении семян пшеницы и кукурузы составляют 200–350 Гр (табл. 1). Значения ED_{50} по показателям “выживаемости” для ржи и ячменя очень низкие: 95%-ные ДИ составили 22–24 и 14–21 Гр соответственно, что связано с недостаточным объемом информации, представленной только в одной работе [16], где был изучен узкий дозовый диапазон (до 5 Гр).

Использование данных предпосевного облучения семян для оценки критических уровней радиационного воздействия на растения не всегда целесообразно, поскольку целью оригинальных работ было выявление стимулирующего действия облучения, что определяло диапазон дозовых нагрузок и наблюдаемых эффектов. Так, около 37% значений показателей групп “продуктивность” и “выживаемость” зерновых культур в собранном массиве данных для ситуации облучения семян превышают контрольный уровень, при этом радиобиологический эффект мог достигать 300% от контрольной величины. В ряде случаев дозовые нагрузки, приводящие к негативным изменениям продуктивности и выживаемости, не были изуче-

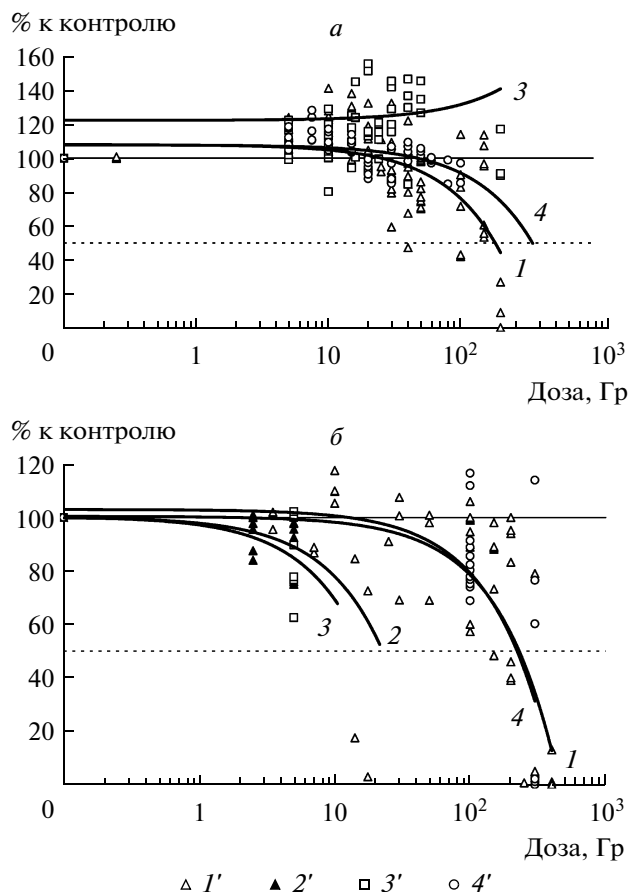


Рис. 2. Значения показателей группы “продуктивность” (а) и “выживаемость” (б) у зерновых культур в зависимости от дозы острого облучения семян и их аппроксимация линейной моделью.

1 и 1' – пшеница, 2 и 2' – рожь, 3 и 3' – ячмень, 4 и 4' – кукуруза.

Уровень значимости линейной регрессии для группы данных “продуктивность”: пшеница – $p < 0.001\%$; ячмень – $p = 48\%$; кукуруза – $p < 0.1\%$; для группы данных “выживаемость”: пшеница – $p < 0.01\%$; рожь – $p = 1.8\%$; ячмень – $p = 3.5\%$; кукуруза – $p < 0.01\%$.

ны. Несмотря на то, что гормезис и биологические эффекты малых доз представляют особый интерес с точки зрения установления допустимых уровней воздействия ИИ, адекватная интерпретация этих данных возможна только при наличии детальной информации о наблюдаемых эффектах во всем диапазоне доз – от стимулирующих до угнетающих.

Острое облучение вегетирующих растений. Одной из основных проблем при интерпретации данных по острому облучению зерновых культур являются различия в чувствительности растений к ИИ в разных фазах развития (всходы, кущение, выход в трубку, цветение и т.д.). К сожалению, имеющийся объем информации не позволяет

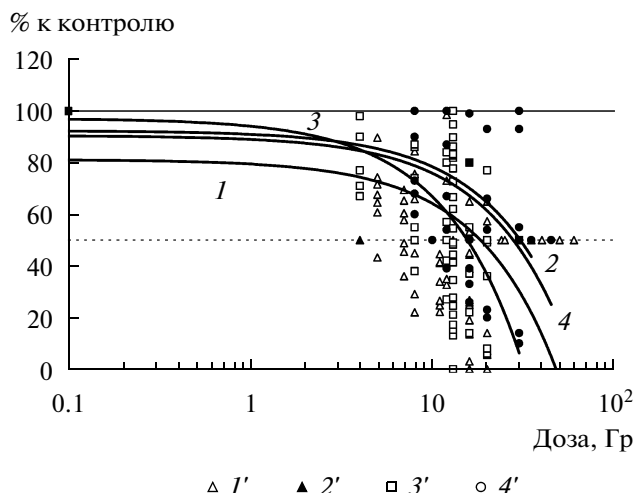


Рис. 3. Значения показателей группы “продуктивность” зерновых культур в зависимости от дозы острого облучения вегетирующих растений и их аппроксимация линейной моделью.

1 и 1' – пшеница ($p < 0.01\%$), 2 и 2' – рожь ($p = 0.29\%$), 3 и 3' – ячмень ($p < 0.01\%$), 4 и 4' – овес ($p = 0.011\%$).

провести анализ для каждого этапа онтогенеза растений отдельно.

Ни в одной из 19 работ, содержащих пригодные для восстановления дозовых зависимостей данные об эффектах острого облучения зерновых культур в период вегетации, не регистрировали показатели выживаемости растений, а характеристика продуктивности представлена только в 5 статьях. В изученном дозовом диапазоне показано (рис. 3) угнетающее действие ИИ на растения. Критические дозы ED_{50} , вызывающие 50%-ное снижение показателей группы “продуктивность”, близки для разных зерновых культур (табл. 1). Наибольшая радиочувствительность обнаружена у ячменя (95%-ный ДИ для ED_{50} – 15–17 Гр), наименьшая – у ржи (95%-ный ДИ для ED_{50} – 26–38 Гр). Оценку нижней границы доз ED_{50} (15–17 Гр) можно считать достаточно надежной благодаря большому объему информации по ячменю – более 100 точек по 46 показателям продуктивности.

Хроническое облучение вегетирующих растений. Результаты изучения хронического радиационного воздействия на зерновые культуры немногочисленны и включают 44 и 6 наборов данных, отнесенных к группам “продуктивность” и “выживаемость” соответственно (табл. 2), которые были получены при выращивании растений на γ -поле (4 работы), внесении ^{90}Sr в почву (2 работы), а также в 30-километровой зоне Чернобыльской аварии (3 работы). Диапазон дозовых нагрузок в этих исследованиях очень широк и составляет 3–5 порядков (по мощности дозы – от 1 мкГр/ч до

400 мГр/ч; по поглощенной дозе — от 10 мГр до 20 Гр), что приводит к слабой статистической обеспеченности оценок для определенных культур и некоторых групп радиобиологических эффектов. Вместе с тем именно ситуация хронического облучения представляет особый интерес с точки зрения установления пределов допустимого радиационного воздействия на экосистемы в целом и компоненты агроценозов, в частности, в том числе как типичная модель возможного воздействия предприятий ядерного топливного цикла на окружающую среду при функционировании в штатном режиме.

При анализе данных группы “продуктивность” критические уровни дозовой нагрузки (мощности дозы хронического облучения, приводящие к 10%-ному снижению показателей) были оценены для двух культур (табл. 2): EDR₁₀ для пшеницы находится в диапазоне 3–10 мГр/ч, для ячменя — 173–311 мГр/ч. Средние значения EDR₁₀ для этих культур отличаются более чем в 30 раз, что в немалой степени обусловлено методическими различиями в постановке опытов и недостаточным дозиметрическим обеспечением. Например, для пшеницы использованы данные, полученные только в условиях внешнего облучения растений на γ -поле, в то время как продуктивные и репродуктивные качества ячменя изучали как в условиях γ -поля, так и при загрязнении почвы ⁹⁰Sr [17, 18]. В последнем случае при оценке дозовых нагрузок на растения вклад внутреннего облучения не учитывали.

Критические уровни мощности дозы по показателям групп “продуктивность” для ржи и “выживаемость” для пшеницы не могут быть оценены, так как в этих ситуациях, согласно имеющимся данным, хроническое облучение оказывало стимулирующее действие (рис. 4); в обоих случаях, однако, результат недостаточно обоснован из-за малого объема информации (табл. 2).

При оценке критической мощности дозы по группе “выживаемость” на основе данных о всхожести семян озимой ржи, собранных в августе 1986 г. в 10-километровой зоне ЧАЭС, и расчетных доз, поглощенных критическими органами растений в течение вегетационного периода [19], получено очень низкое значение EDR₁₀ = 0.25 мГр/ч (табл. 2). Следует отметить, что в первые недели и месяцы после аварии на ЧАЭС мощность дозы облучения сильно варьировала во времени, поэтому использование усредненного значения мощности дозы не отражает реальных условий воздействия ИИ на биоту. Родительские растения подверглись как острому облучению в первый период после аварии (май-июнь), так и хроническому воздействию в процессе дальнейшей вегетации на территории, плотность загрязнения которой по ¹³⁷Cs на момент сбора семян достигала

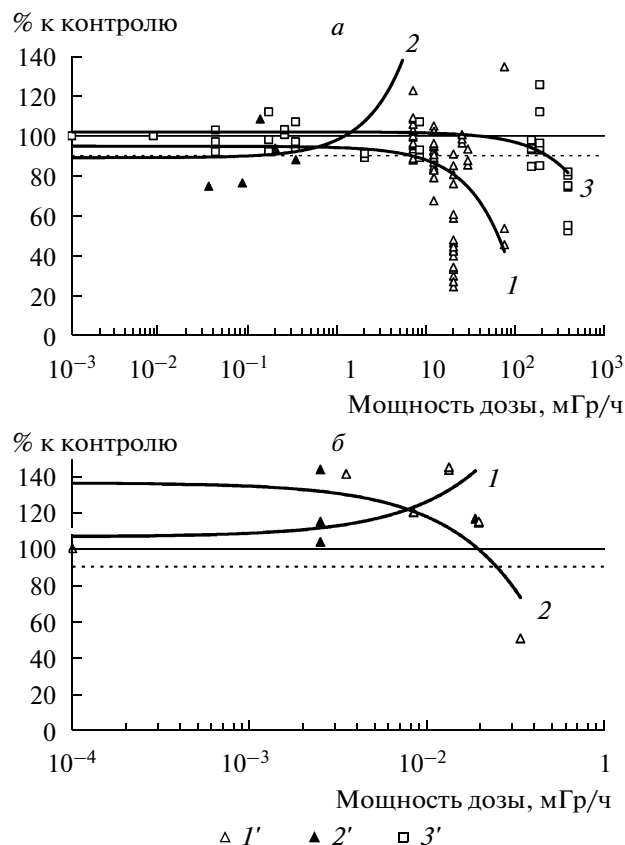


Рис. 4. Значения показателей группы “продуктивность” (а) и “выживаемость” (б) у зерновых культур в зависимости от мощности дозы при хроническом облучении растений и их аппроксимация линейной моделью.

1 и 1' — пшеница, 2 и 2' — рожь, 3 и 3' — ячмень.

Уровень значимости линейной регрессии для группы данных “продуктивность”: пшеница — $p < 0.01\%$; рожь — $p = 88\%$; ячмень — $p = 0.64\%$; для группы данных “выживаемость”: пшеница — $p = 1.83\%$; рожь — $p = 1.78\%$.

800 МБк/м². Таким образом, данная ситуация не может в полной мере быть отнесена к сценарию хронического радиационного воздействия и использована для установления его критических уровней для сельскохозяйственных растений.

В целом, необходимо отметить дефицит информации об эффектах хронического действия ИИ на зерновые культуры. Существующие данные разрозненны и неполны, методические подходы различаются, дозиметрическое обеспечение часто несовершенно. В ряде работ оценки дозовых нагрузок отсутствуют, либо их использование для количественного анализа данных невозможно. В некоторых публикациях авторы приводят только данные об уровнях радиоактивного загрязнения (плотность загрязнения, удельная активность радионуклидов в почве или в органах

Таблица 2. Критические уровни радиационного воздействия на зерновые культуры для условий хронического облучения

Культура	Группа биологических эффектов									
	“продуктивность”					“выживаемость”				
	$DR_{\max}$, мГр/ч	эффект ¹⁾	N	$N_{\text{пар}}$	EDR_{10} , мГр/ч	$DR_{\max}$, мГр/ч	эффект ¹⁾	N	$N_{\text{пар}}$	EDR_{10} , мГр/ч
Пшеница	75	24.1–134.8	32	108	6.8 (3.3–10.0)	0.2	100–170.9	4	12	н.о.
Рожь	0.3	74.6–108.5	1	6	н.о.	0.3	50.3–143.2	1	6	0.24 (0.16–0.35) ¹⁾
Ячмень	388.8	52.3–158.2	11	46	227.3 (173.3–310.7)					

Примечание. $DR_{\max}$ — максимальная мощность дозы.

Таблица 3. Минимальные критические уровни облучения зерновых культур и предельно допустимые дозовые нагрузки на агроценоз

Сценарий	Группа биологических эффектов		ПДН
	“продуктивность”	“выживаемость”	
Острое облучение семян	$ED_{50} = 182.3$ (167.3–202.8) Гр	$ED_{50} = 221.9$ (205.4–241.6) Гр	170–200 Гр
Острое облучение растений	$ED_{50} = 15.6$ (14.6–16.6) Гр	Нет данных	15–17 Гр
Хроническое облучение растений	$EDR_{10} = 6.8$ (3.3–10.0) мГр/ч	Информация недостаточна	3–10 мГр/ч

Примечание. Минимальные величины ED_{50} и EDR_{10} отобраны с соблюдением требования $N \geq 10$.

растений и др.). Часто не учитывается вклад внутреннего облучения в дозовую нагрузку.

ОБСУЖДЕНИЕ

Проведенный анализ позволил впервые оценить критические дозовые нагрузки ED_{50} и EDR_{10} по показателям действия ИИ, характеризующим продуктивность и выживаемость основных зерновых культур. Для установления предельно допустимых уровней радиационного воздействия необходимо определить дозовые нагрузки, приводящие к необратимым нарушениям и потере функционального назначения экосистем [13, 14]. В качестве таких предельных дозовых нагрузок (ПДН) для агроценоза можно рассматривать величины ED_{50} (EDR_{10}), полученные для наименее радиорезистентных культур в наиболее радиочувствительные фазы онтогенеза, т.е. минимальные значения ED_{50} или EDR_{10} . При этом необходимо учитывать статистическую обеспеченность оценок. Однако сформулировать критерии определения объема данных, достаточного для установления величин ED_{50} и EDR_{10} с заданной точностью, весьма сложно. Массивы данных, использован-

ные в настоящей работе для вычисления критических уровней радиационного воздействия, неоднородны как с методической точки зрения (условия проведения экспериментов, методы оценки дозовых нагрузок и биологических эффектов), так и по структуре (разное количество параметров взято из разных первоисточников, наборы однородных данных различаются по объему).

В качестве примера установления ПДН можно допустить, что оценки критических дозовых нагрузок ED_{50} (EDR_{10}) достаточно обоснованы, если при их определении использовано не менее 10 наборов данных ($N \geq 10$). В табл. 3 представлены минимальные значения ED_{50} и EDR_{10} для трех ситуаций облучения зерновых культур, отобранные с соблюдением требования $N \geq 10$ из табл. 1 и 2.

Сравнение минимальных критических уровней облучения, полученных для двух групп радиобиологических эффектов — “продуктивность” и “выживаемость”, — удалось выполнить только для случая острого облучения семян. В этой ситуации радиационного воздействия параметры группы “продуктивность” демонстрируют более

высокую чувствительность к действию ИИ (табл. 3). Известно [10, 14], что для большинства сельскохозяйственных культур полуметаллические (т.е. снижающие выживаемость растений на 50%) дозы облучения ведут к полной потере продуктивности. Для наземных растений отмечено [20], что вызывающие 10%-ное снижение выживаемости и 50%-ную потерю урожая дозы облучения примерно равны. НКДАР ООН в своем последнем отчете [21] также подчеркивает, что изменение репродуктивных качеств у представителей биоты является более чувствительным индикатором радиационного воздействия, чем снижение выживаемости. Таким образом, ПДН следует устанавливать на основе более радиочувствительного критерия — продуктивности. Оцененные с использованием информации о действии ИИ на зерновые культуры (табл. 3) значения предельно допустимых дозовых нагрузок на агроценоз, которые могут приводить к снижению показателей группы “продуктивность” у зерновых культур более чем на 50% в случае острого облучения покоящихся семян и вегетирующих растений, составляют не менее 170–200 и 15–17 Гр соответственно; в случае хронического радиационного воздействия на растения уменьшение биологических показателей той же группы более чем на 10% не ожидается при мощностях доз облучения менее 3–10 мГр/ч.

Рядом международных (МКРЗ, МАГАТЭ, НКДАР ООН) и национальных (Департамент энергетики США, Комиссия по ядерной безопасности Канады) организаций были предложены носящие рекомендательный характер пределы допустимого облучения живых организмов. Для наземных растений и водных животных допустимыми предложено считать мощности дозы хронического облучения 10 мГр/сут (~4 Гр/год), а для наземных животных — 1 мГр/сут (~0.4 Гр/год) [22, 23]. По мнению НКДАР ООН, в большинстве наземных сообществ живых организмов не предполагается появление каких-либо существенных изменений при мощностях доз хронического облучения менее 0.1 мГр/ч (~1 Гр/год), при этом в качестве наиболее уязвимых организмов рассматриваются млекопитающие [21]. Более жесткие ограничения на облучение биоты были рекомендованы в рамках проекта Европейской комиссии ERICA [24]: 10 мкГр/ч (87.6 мГр/год).

На основании результатов, полученных при изучении последствий аварии на ЧАЭС, сделано заключение [21, 25], что значимых эффектов для биоты на популяционном уровне не следует ожидать при дозах острого облучения менее 1 Гр. В случае воздействия ИИ на растения в наиболее радиочувствительную фазу их развития дозы облучения, приводящие к снижению урожая вдвое (YD_{50}), составляют для большинства зерновых культур от 4 до 16 Гр, при облучении на других

этапах онтогенеза — 20–60 Гр [20]. Полуметаллические дозы (LD_{50}) для вегетирующих растений ячменя, пшеницы и кукурузы варьируют в пределах 13–22 Гр [26]. Таким образом, оцененный по предложенной в настоящей работе методике диапазон предельно допустимых дозовых нагрузок на зерновые культуры в период вегетации (15–17 Гр) согласуется с существующими данными по устойчивости культурных злаков к воздействию ИИ. При остром γ -облучении покоящихся семян зерновых культур дозы LD_{50} , определенные по снижению выживаемости растений в конце вегетации, лежат в диапазоне 100–250 Гр [27], что также сопоставимо с установленными в нашей работе критическими дозами предпосевного облучения семян (170–200 Гр). Достаточно высокая вариабельность эффективных доз (YD_{50} , LD_{50} , ED_{50}) в значительной мере обусловлена тем, что радиочувствительность растений определяется как фазой их развития в момент облучения, так и сортовыми особенностями и условиями произрастания культур [27, 28].

Полученные нами оценки предельно допустимых дозовых нагрузок на агроценоз в целом не противоречат международным рекомендациям по безопасным уровням облучения биоты. Ограниченный объем доступной информации, несовершенство методического и дозиметрического обеспечения в работах-первоисточниках, высокая вариабельность значений биологических показателей, погрешности аппроксимаций и множество других причин приводят к существенной неопределенности оценок допустимых уровней воздействия ИИ на биоту. В практике нормирования техногенного воздействия и оценки экологических (в том числе и радиационных) рисков при установлении допустимых пределов воздействия вводят коэффициенты запаса [13, 14], что позволяет до некоторой степени сгладить эту проблему. Величина коэффициентов запаса может сильно варьировать (от нескольких единиц до нескольких десятков и сотен) как в зависимости от тяжести возможного ущерба (например, серьезные медицинские последствия или незначительные хозяйственные потери) в случае превышения предела безопасного воздействия, так и от качества имеющейся информации [29]. Обоснование коэффициентов запаса является самостоятельной задачей.

В предложенной методологии оценки допустимого воздействия ИИ на агроценоз основной акцент сделан на определении дозовых нагрузок на сельскохозяйственные растения. Являясь первичными продуцентами, растения выполняют важную экологическую функцию в агроценозе, с одной стороны, и представляют значимый в хозяйственном отношении компонент, с другой стороны. В этой связи оценка предельных нагрузок на культурные растения имеет определяющее

значение как с теоретической точки зрения (функционирование агроценозов), так и в прикладном отношении.

Вместе с тем очевидно, что всесторонняя оценка последствий воздействия антропогенных факторов (в том числе ИИ) на агроэкосистемы требует анализа изменений всех компонентов агроценоза. В первую очередь это касается почвенного микробоценоза в агроэкосистеме, тем более что в отдельных радиоэкологических ситуациях (выпадение радионуклидов из воздуха, повышенное содержание тяжелых естественных радионуклидов в почве) дозы облучения почвенной биоты могут оказаться выше, чем травянистых растений [30–32]. Кроме того, дозы облучения, вызывающие потери продуктивности культурных растений, могут не оказывать прямого воздействия на другие компоненты агроценозов – вредные насекомые, фитопатогены [28], либо даже стимулировать их развитие [25]. В сельскохозяйственной радиологии сельскохозяйственных животных также рассматривают в качестве референтных живых организмов [33]. Разработанную методологию можно адаптировать к разным компонентам агроэкосистем.

Для научного обоснования экологических нормативов допустимого воздействия ИИ необходимо совершенствовать методические подходы к его нормированию. В частности, использованная в настоящей работе для аппроксимации дозовой зависимости линейная модель во многих случаях не способна адекватно описать ответ биологической системы на облучение (например, в диапазоне стимулирующих воздействий), поэтому следует изучить применимость других моделей (S-образной, горметической) и провести сравнительный анализ полученных с их помощью оценок. Накопление информации позволит установить критические дозовые нагрузки на сельскохозяйственные растения по другим группам радиобиологических эффектов (морфометрические, биохимические, цитогенетические и т.д.) с учетом таких важных факторов, как вид излучения (γ -, β - и т.д.), пути облучения (внутреннее/внешнее), биологические особенности культур, фазы их развития в момент воздействия ИИ.

Авторы выражают признательность Е.В. Спирина за поддержку при выполнении исследований и критические замечания в ходе подготовки материала к опубликованию.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. ICRP Publication 26. The 1977 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Ann. ICRP. 1977. V. 1. № 3. P. 1–53.
2. ICRP Publication 60. The 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Ann. ICRP. 1991. V. 21. P. 1–201.
3. ICRP Publication 103. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Ann. ICRP. 2007. V. 37. № 2–4. P. 1–332.
4. ICRP Publication 91. A Framework for Assessing the Impact of Ionising Radiation on Non-human Species. Ann. ICRP. 2003. V. 33. № 3. P. 201–270.
5. ICRP Publication 108. Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants. Ann. ICRP. 2009. V. 38. № 4–6. P. 1–242.
6. Алексахин Р.М., Фесенко С.В. // Радиационная биология. Радиоэкология. 2004. Т. 44. № 1. С. 93–103.
7. Тихомиров Ф.А. // Изв. высшей школы. Биол. науки. 1985. № 1. С. 5–15.
8. Алексахин Р.М., Крышев И.И., Фесенко С.В., Санжарова Н.И. // Атом. энергия. 1990. Т. 68. Вып. 5. С. 320–327.
9. Гераськин С.А., Санжарова Н.И., Спиридонов С.И. и др. Методы оценки устойчивости агроэкосистем при воздействии техногенных факторов. Обнинск: ВНИИСХРАЭ, 2009. 134 с.
10. Сельскохозяйственная радиоэкология / Под ред. Р.М. Алексахина и Н.А. Корнеева. М.: Экология, 1991. 400 с.
11. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Под ред. Л.А. Ильина и В.А. Губанова. М.: ИздАТ, 2001. 752 с.
12. Гидрохимические показатели состояния окружающей среды / Под ред. Гусевой Т.В. М.: Социально-экологический союз, 2000. 148 с.
13. Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. М.: Гидрометиздат, 1984. 560 с.
14. Спирин Е.В., Санжарова Н.И., Круглов С.В. и др. Научные основы нормирования воздействия техногенных факторов различной природы на компоненты агроэкосистем. Обнинск: ВНИИСХРАЭ, 2009. 63 с.
15. Дрейпер Н., Смит Г. Прикладной регрессионный анализ. Т. 1. М.: Финансы и статистика, 1986. 366 с.
16. Гапоненко В.И., Суховер Л.К., Шамаль И.В. // Радиационная биология. Радиоэкология. 1998. Т. 38. Вып. 5. С. 713–720.
17. Зяблицкая Е.Я., Кальченко В.А., Алексахин Р.М., Зуев Н.Д. // Радиобиология. 1984. Т. 24. Вып. 6. С. 774–778.
18. Кальченко В.А., Шевченко В.А., Федотов И.С. // Генетика. 1981. Т. 17. № 1. С. 137–141.
19. Зяблицкая Е.Я., Гераськин С.А., Удалова А.А., Спирин Е.В. // Радиационная биология. Радиоэкология. 1996. Т. 36. Вып. 4. С. 498–505.
20. UNSCEAR. Effects of ionizing radiation on the environment. Annex to Sources and effects of ionizing radiation. Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly. New York: United Nations, 1996. 86 p.
21. UNSCEAR. Effects on non-human biota. Annex to Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly. New York: United Nations, 2008.
22. DOE Standard. A graded approach for evaluation radiation doses to aquatic and terrestrial biota. DOE-STD-1153-2002. Washington: US Department Energy, 2002.

23. IAEA. Effects of Ionizing Radiation on Plants and Animals at Levels Implied by Current Radiation Protection Standards. Technical Report Series 332. Vienna, 1992.
24. ERICA. Environmental Risk from Ionizing Contaminants: Assessment and Management. Developed under EU 6th Framework Programme. Contract No. FI6R-CT-2004-508847. www.ERICA-project.org. 2003.
25. Geras'kin S.A., Fesenko S.V., Alexakhin R.M. // Environ. Int. 2008. V. 34. P. 880–897.
26. Гудков И.Н. Основы общей и сельскохозяйственной радиобиологии. Киев: УСХА, 1991. 328 с.
27. Преображенская Е.И. Радиоустойчивость семян растений. М.: Атомиздат, 1971. 232 с.
28. Филипас А.С. Агроценозы в условиях радиоактивного загрязнения: состояние и радиобиологические последствия: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Обнинск, 2003. 49 с.
29. Oughton D., Aguero A., Avila R. et al. // J. Environ. Radioact. 2008. V. 99. P. 1384–1392.
30. Алексахин Р.М. // Почвоведение. 2009. № 12. С. 1487–1498.
31. Geras'kin S.A., Evseeva T.I., Belykh E.S. et al. // J. Environ. Radioact. 2007. V. 94. P. 151–182.
32. Казаков С.В., Лунге И.И. / Вопросы радиэкологии: Труды ИБРАЭ. Вып. 11. М.: Наука, 2009. С. 198–200.
33. Бударков В.А. // XXXVII Радиэкологические чтения В.М. Ключковского / Под ред. Р.М. Алексахина. Обнинск, 2009. С. 55–82.

Поступила в редакцию
13.04.2010

Methodology for an Assessment of Derived Radiation Levels for Agroecosystems

A. A. Oudalova, L. N. Ulyanenko, R. M. Alexakhin, S. A. Geras'kin, A. S. Filipas

*Russian Institute of Agricultural Radiology and Agroecology, Obninsk, 249032 Russia;
e-mail: oudalova@mail.ru*

Radiation protection of agrarian ecosystems should be considered as an integral part of a system for radiation protection of environment, with a special concern to agroecosystems' features. A methodology is proposed for an assessment of maximum permissible doses of radiation impact for agroecosystems based on an unified analysis of available data about effects of radiation in cultivated plants. It is considered as a component of radiation protection system for agricultural ecosystems. Critical doses and dose rates are estimated for crops under different exposure situations. It is shown that doses that could result in decreasing indexes of productivity and survival for main crops below 50% are unlikely up to 170–200 Gy and 15–17 Gy at an acute exposure of dormant seeds and vegetative plants, correspondingly. At chronic exposure, above 10% loss of productivity in crops is not expected at dose rates below 3–10 mGy/h.