

УДК 504.054:621.039:539.16.04

ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА РАДИАЦИОННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ДЛЯ ПРИРОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ, ЗАГРЯЗНЕННЫХ В РЕЗУЛЬТАТЕ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Т.А. МАЙСТРЕНКО*, Е.С. БЕЛЫХ*, А.В. ТРАПЕЗНИКОВ**, В.Г. ЗАЙНУЛЛИН*, О.М. ВАХРУШЕВА*

*Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, г. Сыктывкар

**Институт экологии растений и животных УрО РАН, г. Екатеринбург
roginat@mail.ru, daryd22@gmail.com

Количественная оценка экологического риска радиоактивных воздействий необходима для контроля качества окружающей среды, сохранения биологических ресурсов и менеджмента радиоактивно загрязненных территорий. В работе приводятся рассчитанные по предложенной в рамках проекта ERICA методологии пределы дозовых нагрузок для разных групп организмов наземных экосистем. Также сделана оценка безопасных уровней радиационного воздействия для природных популяций растений и животных, обитающих на загрязненных в результате аварии на ЧАЭС территориях. Полученные результаты могут быть использованы для решения вопросов обеспечения радиационной безопасности и управления радиоактивно загрязненными территориями.

Ключевые слова: радиоактивное загрязнение, дозы облучения биоты, авария на ЧАЭС, биологические эффекты

T.A. MAISTRENKO, E.S. BELYKH, A.V. TRAPEZNIKOV, V.G. ZAINULLIN, O.M. VAKH-RUSHEVA. ASSESSMENT OF ECOLOGICAL RISK FROM RADIATION EXPOSURE FOR NATURAL ECOSYSTEMS CONTAMINATED DUE TO CHERNOBYL ACCIDENT

Quantitative estimation of ecological risk from radioactive exposure is required for environment quality control, biological resources conservation and management of radioactively contaminated territories. The paper presents dose limits calculated for different terrestrial biota species according to methodology proposed within the frames of ERICA project. Also assessment of radioactive exposure levels considered to be safe for natural plant and animal populations inhabiting areas contaminated as a result of Chernobyl NPP accident is made. Results obtained can be applied to management of radioactively contaminated territories and safety norms regulation.

Key words: radioactive contamination; irradiation doses for non-human biota; Chernobyl NPP accident; biological effects

Оценка экологического риска радиационного воздействия для природных экосистем относится к числу наиболее приоритетных задач в комплексе проблем, связанных с обеспечением устойчивого функционирования биосферы и развития человеческой цивилизации. Количественная оценка экологического риска радиоактивных воздействий необходима для контроля качества окружающей среды, сохранения биологических ресурсов и менеджмента радиоактивно загрязненных территорий.

Эволюция научных идей в области радиационной защиты человека привела к осознанию необходимости развития системы оценки экологического риска, связанного с радиоактивными воздействиями. Потребность в такой системе признана многими национальными агентствами по радиационной безопасности и международными организациями. В последнее десятилетие были приложены значительные усилия к обоснованию фундаментальных

принципов радиационной безопасности окружающей среды [1, 2].

Одновременно большое внимание уделялось развитию методологии оценки экологического риска радиационных воздействий [3–5]. С применением этой методологии были получены первые количественные оценки уровней радиационного воздействия, превышение которых может привести к негативным эффектам в экосистемах [6–10]. Однако недостаток достоверной информации о биологических эффектах в природных популяциях растений и животных, обитающих в условиях повышенного радиоактивного фона, и ограниченное число сопряженных данных о дозовых нагрузках и эффектах у биоты сдерживают развитие системы оценки экологического риска при радиоактивных воздействиях.

Решение этого вопроса особенно актуально при управлении территориями, загрязненными выбросами предприятий ядерного топливного цикла,

при радиационных авариях, а также в районах захоронения радиоактивных отходов.

Анализ данных радиационного мониторинга показывает, что при штатных условиях эксплуатации влияние объектов ядерно-энергетического комплекса на радиоактивность компонентов биосферы невелико по сравнению с воздействием естественного радиационного фона и не выходит за пределы приемлемого радиационного риска. Вместе с тем, в случае радиационной аварии возможно существенное загрязнение окружающей среды техногенными радионуклидами. При этом дозы облучения животных и растений оказываются более высокими, чем получаемые человеком. Потенциальная аварийность ядерных объектов весьма остро ставит вопрос о необходимости постоянного радиационного мониторинга биосферы, особенно в зонах влияния предприятий ядерно-энергетического комплекса. Оптимизация мониторинга и обоснование мер по обеспечению радиационно-экологической безопасности биосферы могут быть выполнены на основе методологии анализа экологического риска. Особенно нуждаются в таких разработках регионы России, Белоруси и Украины, почвы которых после чернобыльских выпадений до сих пор содержат повышенные концентрации таких техногенных долгоживущих радионуклидов, как ^{137}Cs , ^{90}Sr , Pu .

Целью настоящей работы являлась оценка экологического риска радиационного воздействия для природных наземных экосистем, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС. Для этого была создана база сопряженных данных по радиационной обстановке на исследуемых участках и наблюдаемых радиационно-индуцированных эффектах у растений и животных с этих территорий; проведена ретроспективная оценка поглощенных доз для различных видов биоты наземных экосистем; определены зависимости доза – эффект и пределы безопасных дозовых нагрузок для разных групп организмов.

Изучение радиоэкологической обстановки, сложившейся на радиоактивно загрязненных территориях, являлось основной целью многих исследований. Наблюдаемые у представителей различных видов растений и животных биологические эффекты отражены и обобщены в ряде научных публикаций и обзоров [7, 11, 12, 13] и базе данных FREDERICA [14].

Собранная нами база данных составлена на основе как доступных широкому кругу исследователей научных публикаций, так и изданных ограниченным тиражом препринтов серии «Научные доклады» и Трудов Коми научного центра УрО РАН. В этих работах показаны результаты планомерного мониторинга за состоянием природных экосистем на стационарных участках с различным уровнем радиационного загрязнения в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС.

В блок составляющих базу первичных данных вошли результаты более 100 опубликованных научных исследований о наблюдаемых эффектах у разных групп организмов из природных популяций с территорий, загрязненных в результате аварии на

ЧАЭС. Общий объем базы данных включает 1730 пар сопряженных значений доза облучения – биологический эффект. После тщательного анализа литературных источников из основного блока информации были исключены повторяющиеся, противоречивые показатели, а также результаты исследований, не имеющие соответствующих данных для контрольных участков.

Таким образом, в основной блок, используемый для последующей оценки поглощенных доз для растений и животных, определения зависимости доза – эффект и пределов дозовых нагрузок были включены данные 46 опубликованных работ. Часть из них представляет результаты комплексных исследований научных организаций.

При оценке радиационного воздействия на экосистемы и их компоненты необходимо применять комплексный подход, включающий определение содержания в объектах окружающей среды загрязняющих веществ и изучение биологических эффектов, наблюдаемых у растений и животных в ответ на это воздействие. Однако в первые годы после аварии в большинстве исследований, направленных на изучение биологического действия радиации на природные популяции растений и животных, не проводились определение содержания дозообразующих радионуклидов в среде обитания наземных организмов. Поэтому для таких случаев нами была произведена оценка поглощенных доз облучения для растений и животных на основе данных об уровне внешнего γ -фона, либо среднем содержании радионуклидов в почве исследуемого участка и коэффициентах накопления основных дозообразующих радионуклидов в компонентах биоты.

Полученные расчетным путем мощности поглощенных доз облучения и регистрируемые при этих значениях биологические эффекты составили основной блок данных, использованный для статистической обработки и построения дозовых моделей.

Для оценки зависимости доза – эффект и расчета значения дозы (EDR_{10}), при которой наблюдается изменение регистрируемого биологического эффекта на 10% по отношению к контролю, использовали программу R [15] и пакет приложений drc [16]. Основанием для выбора модели служило рассчитываемое программой значение критерия Акаике (AIC), учитывающего качество соответствия модели экспериментальным данным и степень сложности модели. Если несколько моделей имели достоверно не отличающиеся значения критерия, то выбирали модель с наименьшим числом свободных параметров. В том случае, если несколько моделей с одинаковым числом свободных параметров достоверно не отличались по качеству аппроксимации, выбирали ту, которая давала оценку EDR_{10} с наименьшей ошибкой.

Регрессионный анализ проводили для 15 видов животных и растений с использованием данных, включающих значения уровня биологического эффекта и дозовой нагрузки на контрольном и еще, как минимум, четырех экспериментальных участках. При моделировании зависимости биологический эффект – дозовая нагрузка использовали по-

казатели, характеризующие уровень генетической изменчивости организмов, морфологических изменений у растений, а также репродуктивной способности растений и животных. На основе выбранных моделей были определены значения мощностей поглощенных доз EDR₁₀ и EDR₅₀, вызывающих изменение наблюдаемых эффектов на 10 и 50 %, соответственно, у представителей двух видов дре-

весных и шести видов травянистых растений, двух групп беспозвоночных и четырех видов млекопитающих. Полученные результаты представлены в табл. 1. В том случае, когда дозы облучения одного и того же вида оценивали по нескольким биологическим показателям, в дальнейший анализ включали тот, для которого коэффициент вариации значений EDR₁₀ и EDR₅₀ был наименьшим.

Таблица 1

Рассчитанные значения дозовых нагрузок EDR₁₀ и EDR₅₀, вызывающих изменение биологических показателей на 10 и 50 %, соответственно, для разных групп организмов наземных экосистем, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС

Организм	Биологический показатель	Мощность поглощенной дозы, мкГр/ч		Ссылка на источник первичных данных
		EDR ₁₀	EDR ₅₀	
<i>Древесные растения</i>				
<i>Pinus sylvestris</i> L.	Хромосомные aberrации в клетках корневой меристемы проростков семян	94±24	145±24	[17]
	Число семян в шишке	162±45	1100±2900	[18]
	Жизнеспособность пыльцы	206±96	1360±630	[19]
	Длина пыльцевых трубок	840±770	5500±5100	[19]
	Доля пустых семян	140±120	910±770	[19]
	Всхожесть семян	230±149	570±140	[19]
<i>Picea abies</i> (L.) Karst.	Масса вегетативных побегов	210±160	290±57	[19]
	Количество хвоинок на вегетативном побеге	153±123	1000±810	[19]
	Средняя длина хвоинок	324±48	360±220	[19]
	Масса 100 хвоинок	370±1300	2400±8600	[19]
<i>Травянистые растения</i>				
<i>Arabidopsis thaliana</i> (L.) Heynh.	Частота эмбриональных летальных мутаций	380±270	2500±1800	[20]
<i>Arabidopsis thaliana</i> (L.) Heynh.	Эффективность репарации ДНК	1242±0,4	9500±2900	[21]
	Количество одностранных разрывов ДНК	450±220	3100±1400	[21]
<i>Plantago lanceolata</i> L.	Всхожесть семян	34±22	178±378	[22]
<i>Phleum pratense</i> L.	Масса растения	140±250	350±1630	[23]
	Всхожесть семян	49±88	320±580	[23]
<i>Taraxacum officinalis</i> Webb.	Всхожесть семян	114±45	750±300	[23]
	Частота хромосомных aberrаций в клетках корневой меристемы проростков семян	0,7±0,6	4,6±3,9	[23]
<i>Echinochloa crusgalli</i> (L.) Beauv.	Всхожесть семян	22±12	141±79	[23]
<i>Setaria viridis</i> (L.) Beauv.	Всхожесть семян	101±59	662±385	[23]
<i>Dactylis glomerata</i> L.	Всхожесть семян	24±26	162±170	[23]
<i>Беспозвоночные животные</i>				
<i>Myriapoda</i> Latreille	Численность популяции	6,3±2,5	41±16	[24]
<i>Araneae</i> Clerck	Численность популяции	11±4	74±27	[24]
<i>Млекопитающие (мышевидные грызуны)</i>				
<i>Microtus oeconomus</i> Pallas	Частота хромосомных aberrаций в клетках гепатоцитов неполовозрелых животных	50±390	340±2940	[25]
	Частота митозов в клетках гепатоцитов неполовозрелых животных	3,7±0,9	7,3±1,5	[25]
	Хромосомные aberrации в клетках гепатоцитов половозрелых животных	240±270	1600±1800	[25]
	Частота митозов в клетках гепатоцитов половозрелых животных	740±80	4880±300	[25]
<i>Microtus oeconomus</i> Pallas	Доля нейтрофилов в составе периферической крови	1,5±0,2	10,0±1,1	[26]
	Доля лимфоцитов в составе периферической крови	55±150	360±980	[26]
	Доля моноцитов в составе периферической крови	0,03±0,01	0,32±0,14	[26]
	Частота микроядер в клетках костного мозга	12±7	82±49	[26]
<i>Clethrionomys glareolus</i> Schreber	Частота aberrаций хромосом в клетках эпителия кишечника	15,9±0,2	79,4±1,2	[27]
	Частота aberrаций хромосом в клетках костного мозга	0,25±0,25	1,62±1,62	[28]
<i>Mus musculus</i> L.	Постимплантационная эмбриональная смертность	1,2±3,6	8,0±24,0	[29]
	Преимплантационная эмбриональная смертность	400±52000	3000±34000	[29]
	Частота аномальных головок спермиев	4,2±0,7	13±32	[29]
<i>Apodemus agrarius</i> Pallas	Частота микроядер в клетках костного мозга неполовозрелых животных	121±78	124±125	[30]
	Частота микроядер в клетках костного мозга половозрелых животных	21±14	136±93	[30]
	Частота микроядер в клетках костного мозга	210±230	1360±1600	[31]
	Частота аномальных головок спермиев	440±470	2900±31	[31]

Примененная нами методология позволяет определить и использовать для оценки экологических рисков безопасные пределы дозовой нагрузки не для конкретного вида, а сообщества организмов, принимая в качестве такого множества 95 % всех рассмотренных растений и животных.

Рассчитанные по первичным данным и представленные в табл. 1 значения EDR для ряда видов и показателей биологических эффектов (масса 100 хвоинок *Picea abies*, масса растений и всхожесть семян *Phleum pratense*, всхожесть семян *Dactylis glomerata*, частота хромосомных аберраций в клетках гепатоцитов и доля лимфоцитов в составе периферической крови *Microtus oeconomus*, преимплантационная эмбриональная смертность и частота аберраций хромосом в клетках костного мозга *Clethrionomys glareolus*, частота микроядер в клетках костного мозга и частота аномальных головок спермиев *Apodemus agrarius*, *Mus musculus*) определены на основе аппроксимирующих зависимостей, характеризующихся очень слабой корреляционной связью переменных. Полученные при расчетах для некоторых видов растений и животных высокие пределы дозовых нагрузок, вероятно, могут быть обусловлены недостаточным объемом выборки экспериментальных данных, что, в свою очередь, приводит к отсутствию достоверной зависимости между регистрируемым биологическим эффектом и уровнем радиационного воздействия. Для построения и анализа статистической кривой распределения видов по радиочувствительности использовали EDR₁₀ только для тех показателей, которые имели достоверную корреляционную зависимость признака от дозы облучения и наименьший для данного организма коэффициент вариации значений биологического эффекта.

Высокая вариабельность значений EDR₁₀ и EDR₅₀ связана с небольшим числом пар данных (n=5–15), отсутствием в первоисточниках информации о биологическом состоянии объекта (физиологический статус, индивидуальные особенности организма), пространственной мобильностью животных на загрязненных и контрольных участках, методическими различиями в оценке исследователями радиационной ситуации, большим числом точек в области высоких дозовых нагрузок при построении регрессионной зависимости и единичным значением показателя для биоты из контрольных популяций, а также другими важными факторами. Так, оценки пределов EDR₁₀ безопасных доз облучения для групп наземных организмов, выполненные J. Garnier-Laplace с соавторами [32] с использованием вероятностной SSD методологии, имеют коэффициенты вариации от 1 до 72000 %. Поэтому для разработки более точных критериев экологического нормирования доз облучения растений и животных в природных популяциях необходимо расширять базу данных о наблюдаемых в природных популяциях биологических эффектах, унифицировать методические подходы при определении параметров радиационной обстановки и выборе наиболее чувствительных к ионизирующему излучению показателей биологических эффектов.

Особенно чувствительными к повреждающему действию радиации оказались мышевидные грызуны и почвенные беспозвоночные (табл. 1). Значения мощности дозы, приводящей к увеличению на 10 % частоты аномальных головок спермиев в популяции *Mus musculus*, частоты аберраций хромосом в клетках костного мозга *Clethrionomys glareolus* и снижению количества нейтрофилов в формуле крови *Microtus oeconomus*, определены как 4,2±0,7, 15,9±0,2 и 1,5±0,2 мкГр/ч, соответственно. Снижение численности популяций пауков и многоножек на 10 % по сравнению с контрольной незагрязненной радионуклидами территорией наблюдали при мощностях дозы 11,3±4,0 и 46,5±6,3 мкГр/ч, соответственно. В то же время уровень радиационного воздействия, приводящего к увеличению на 10 % частоты нормальных митозов в клетках печени *Microtus oeconomus*, оказался более высоким – 742±77 мкГр/ч.

Как и следовало ожидать, растения оказались устойчивее к действию ионизирующего излучения. Возрастание на 10 и 50 % частоты аберраций хромосом в проростках семян *Pinus sylvestris* следует ожидать при мощностях поглощенных доз 94±24 и 148±24 мкГр/ч, соответственно. Для другого представителя класса хвойных – *Picea abies* – в анализ были включены только изменения морфологических показателей для деревьев с участков с разным уровнем радиоактивного загрязнения, поскольку другие соответствующие нашим требованиям данные в первоисточниках отсутствовали. Для оценки безопасных пределов облучения была выбрана средняя длина хвоинок, поскольку этот биологический эффект характеризуется наименьшим коэффициентом вариации. Расчетное значение EDR₁₀ в этом случае оказалось значительно выше, чем для сосны, и составило 324±48, EDR₅₀ – 360±220 мкГр/ч.

Репродуктивную способность травянистых растений часто оценивают по снижению всхожести семян. На территориях, загрязненных радионуклидами в результате аварии на ЧАЭС, изменение этого биологического показателя на 10 % по отношению к контролю можно было ожидать при дозовых нагрузках в интервале от 20 до 120 мкГр/ч для разных видов растений. Наиболее чувствительными среди проанализированных видов оказались популяции *Echinochloa crusgalli*, *Dactylis glomerata* и *Plantago lanceolata*. Рассчитанные значения EDR₁₀ для этих видов растений составили 22±12, 24±26 и 34±22 мкГр/ч, соответственно.

Снижение эффективности репарационных процессов на 10 % в клетках *Arabidopsis thaliana* отмечали только при дозе облучения 1242 мкГр/ч, что в три раза превосходит предельное значение доз облучения (400 мкГр/ч), выше которых уже могут наблюдаться достоверные биологические эффекты [33, 34]. Число одноклеточных разрывов ДНК, по которому авторы [21] оценивали эффективность репарации ДНК арабидопсиса, не используют в качестве специфического маркера радиационного воздействия, поскольку повышение частоты повреждений ДНК при увеличении дозы облучения при-

водит к гибели сильно поврежденных клеток. Элиминация их из исследуемой выборки ведет к завышению значений эффективности репарационных процессов при высоких дозовых нагрузках, обусловленная, тем самым, более высоким пределом безопасных доз облучения. Поэтому в последующий анализ включили другой биологический показатель для растений *Arabidopsis thaliana* – частоту эмбриональных летальных мутаций [20]. Рассчитанное в этом случае значение EDR₁₀ составило 380±270 мкГр/ч.

На основе данных, приведенных в табл. 2, можно сделать вывод о том, что генетические изменения, такие как частота aberrаций хромосом и репродуктивная способность в целом оказываются более чувствительными к действию радиации. Ве-

облучения для наземных растений и животных, превышение которого может привести к негативным последствиям для биоты, составило 10 мкГр/ч.

Нами применен этот подход при анализе биологических эффектов у растений и животных из природных популяций, загрязненных радионуклидами в результате аварии на ЧАЭС. Рассчитанные для 15 видов наземных растений и животных значения EDR₁₀, определяющие чувствительность организма к радиационному воздействию, были расположены в порядке возрастания мощности дозы облучения. Для каждого порогового значения EDR₁₀ рассчитали долю видов, у которых наблюдали достоверные негативные биологические эффекты при превышении этой дозы (см. рисунок).

Таблица 2

Значения EDR₁₀ и доля видов, для которых наблюдали достоверные изменения биологического эффекта при превышении соответствующего значения EDR₁₀ от числа включенных в анализ

Вид / группа организмов	EDR ₁₀ , мкГр/ч	Доля видов, %
<i>Древесные растения</i>		
<i>Pinus sylvestris</i> L.	94±24	53,3
<i>Picea abies</i> (L.) Karst.	213±160	86,7
<i>Травянистые растения</i>		
<i>Arabidopsis thaliana</i> (L.) Heynh.	380±270	93,3
<i>Plantago lanceolata</i> L.	32±22	40,0
<i>Phleum pratense</i> L.	144±88	80,0
<i>Taraxacum officinalis</i> Webb	114±45	66,7
<i>Echinochloa crusgalli</i> (L.) Beauv.	22±12	26,7
<i>Setaria viridis</i> (L.) Beauv.	101±58	60,0
<i>Dactylis glomerata</i> L.	25±26	33,3
<i>Беспозвоночные</i>		
<i>Myriapoda</i> Latreille	47±6	46,7
<i>Araneae</i> Clerck	11±4	13,3
<i>Мышевидные грызуны</i>		
<i>Microtus oeconomus</i> Pallas	742±77	100
<i>Clethrionomys glareolus</i> Schreber	15,9±0,2	20,0
<i>Mus musculus</i> L.	4,2±0,7	6,7
<i>Apodemus agrarius</i> Pallas	121±87	73,3

Примечание: для EDR₁₀ приведены среднее значение и стандартное отклонение.

личина коэффициента вариации, а также расчетные значения оценок пределов облучения, основанные на исследованных морфологических показателях, оказались в среднем выше.

Предложенная в рамках проекта ERICA [6] система оценки безопасных пределов доз при действии ионизирующего излучения основана на распределении видов по чувствительности. В качестве скринингового безопасного уровня радиационного воздействия при таком подходе принимают мощность поглощенной дозы, при которой у 5% видов могут наблюдаться изменения биологических эффектов на 10% по отношению к контрольному значению. Рассчитанное по этой методологии значение мощности дозы

Мощность дозы, при которой у 5 % включенных в анализ видов могут наблюдаться изменения биологических показателей на 10 % по отношению к контролю, находится в диапазоне значений 1,7–3,1 мкГр/ч. Полученные нами данные хорошо согласуются с результатами других исследователей, которые определили, что предел безопасного радиационного воздействия для популяций животных и растений с территорий, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС, составляет 1,7 мкГр/ч [32]. В случае хронического облучения живых организмов из наземных, водных и прибрежных экосистем появление негативных биологических эффектов следует ожидать при дозовой нагрузке более 10 мкГр/ч [20].

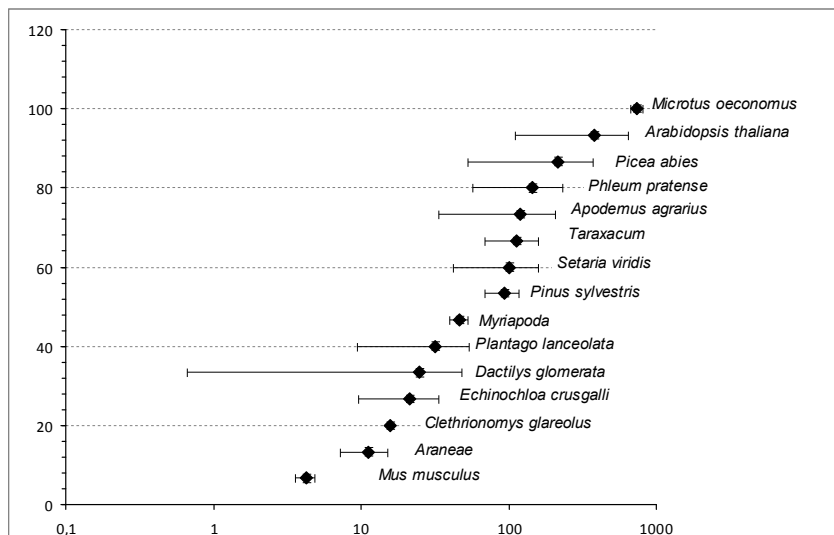


Рис. Распределение видов растений и животных из хронически облучаемых природных популяций по чувствительности к радиационному воздействию. По оси абсцисс – мощность взвешенной поглощенной дозы, мкГр/ч; по оси ординат – доля видов, %.

Заключение

Использование современной методологии оценки экологического риска позволило рассчитать предельное значение дозовой нагрузки, превышение которой приводило к появлению негативных эффектов в популяциях наземных животных и растений с территорий, загрязненных радионуклидами в результате аварии на ЧАЭС.

Полученные нами результаты позволяют восполнить пробел в научных знаниях, касающихся оценки безопасных уровней воздействия и устойчивости природных популяций растений и животных к хроническому радиационному воздействию, и могут быть использованы соответствующими федеральными организациями, занимающимися вопросами регулирования радиационной безопасности и управления радиоактивно загрязненными территориями.

Работа частично профинансирована в рамках проектов ОФИ–Урал 2011-2012 и №12-И-4-2006.

Литература

1. *International Atomic Energy Agency (IAEA). Fundamental safety principles: safety fundamentals. IAEA safety standards series No. SF-1, ISSN 1020-525X, ISBN 92-0-110706-4. Vienna: IAEA, 2006.*
2. *International Commission on Radiological Protection (ICRP). The Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Publication 103. Ann. ICRP, 2007. Vol. 37. No 2-4. 321 p.*
3. *Beresford N.A., Barnett C.L., Jones D.G. et al. Background exposure rates of terrestrial wildlife in England and Wales // J. Environ. Radioactivity. 2008. Vol. 99. P. 1430-1439.*
4. *Hingston J.L., Copplestone D., Beresford N.A., Howard B.J. Deliverable 3: A Review of Ap-*

proaches to Protection of the Environment from Chemicals and Ionising Radiation: Requirements and Recommendations for a Common Framework. Report for the PROTECT Project. EC Contract № 036425 (FI6R). Centre for Ecology & Hydrology-Lancaster. Lancaster, 2007.

5. *Vives i Batlle J., Balonov M., Beaugelin-Seiller K. et al. Inter-comparison of unweighted absorbed dose rates for non-human biota. // Radiat. Environ. Biophysics. 2007. Vol. 46. P. 349-373.*
6. *Garnier-Laplace J., Della-Vedova C., Andersson P. et al. A multi-criteria weight of evidence approach for deriving ecological benchmarks for radioactive substances // J. Radiol. Protection. 2010. Vol. 30. P. 215-233.*
7. *Fesenko S.V., Alexakhin R.M., Geras'kin S.A. et al. Comparative radiation impact on biota and man in the area affected by the accident at the Chernobyl nuclear power plant. // J. Environ. Radioactivity. 2005. Vol. 80. P. 1-25.*
8. *Evseeva T., Majstrenko T., Geras'kin S. et al. Estimation of ionizing radiation impact on natural *Vicia cracca* populations inhabiting areas contaminated with uranium mill tailings and radium production wastes. // Sci. Total Environ. 2009. Vol. 407. P. 5335-5343.*
9. *Евсеева Т.И., Майстренко Т.А., Гераськин С.А., Белых Е.С. Оценка дозовых нагрузок, не вызывающих негативных эффектов в природных популяциях растений при хроническом воздействии радионуклидов уранового и ториевого рядов // Радиационная биология. Радиоэкология. 2010. Т. 50. № 4. С. 383-390.*
10. *Евсеева Т.И., Гераськин С.А., Белых Е.С. и др. Оценка риска радиационного воздействия для референтных видов растений (сосны обыкновенной и горошка мышиного) с территории складирования отходов радиевого производства // Радиационная биология. Радиоэкология. 2012. Т. 52. № 2. С. 187-197.*
11. *Geras'kin S.A., Fesenko S.V., Alexakhin R.M. Effects of non-human species irradiation after the Chernobyl NPP accident. // Environment International. 2008. Vol. 34. P. 880-897.*
12. *Sazykina T., Kryshev I.I. Radiation effects in wild terrestrial vertebrates – the EPIC collection. // J. Environ. Radioactivity. 2006. Vol. 88. P. 11-48.*
13. *Smith J.T., Beresford N.A. Chernobyl. Catastrophe and Consequences. Berlin – New York: Springer; Chichester: Praxis Pub., 2005. 310 p.*
14. *FREDERICA Radiation Effects Database (www.frederica-online.org).*

15. *R Development Core Team*. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, 2004. (www.R-project.org).
16. Ritz C., Streibig J.C. Bioassay Analysis using R. // J. Statist. Software. 2005. Vol. 12. No 5.
17. Кальченко В.А., Федотов И.С. Генетические эффекты острого и хронического воздействия ионизирующих излучений на *Pinus sylvestris* L., произрастающих в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС // Генетика. 2001. Т. 37. № 4. С. 437–447.
18. Кальченко В.А., Федотов И.С., Игоница Е.В. и др. Радиационно-генетический мониторинг популяций *Pinus sylvestris* L. зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Радиобиология. 2000. Т. 40. №5. С.607–614.
19. Козубов Г.М., Таскаев А.И. Радиобиологические исследования хвойных в районе Чернобыльской катастрофы. М.: ИПЦ «Дизайн. Информация. Картография», 2002. 272 с.
20. Абрамов В.И., Динева С.В., Рубанович А.В., Шевченко В.А. Генетические последствия радиоактивного загрязнения популяций *Arabidopsis thaliana*, произрастающих в 30-километровой зоне аварии на ЧАЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. 1995. Т. 35. № 5. С. 676–689.
21. Абрамов В.И., Сергеева С.А., Птицына С.Н. и др. Генетические эффекты и репарация однонитевых разрывов ДНК в популяциях *Arabidopsis thaliana*, произрастающего в окрестностях Чернобыльской АЭС // Генетика. 1992. Т. 28. № 6. С. 669–673.
22. Фролова Н.П., Попова О.Н., Таскаев А.И., Фролов Ю.М. Мониторинг природной популяции *Plantago lanceolata* L. в 30-километровой зоне ЧАЭС. Сыктывкар, 1989. 49 с. (Серия препр. "Научные доклады"/АН СССР. Уральское отделение, Коми НЦ).
23. Попова О.Н., Фролова Н.П., Улле З.Г., Трофимова Н.А. Оценка по потомству качества семян, формирующихся в хронически облучающихся фитоценозах // Экологические последствия радиоактивных загрязнений среды. Сыктывкар, 1991. С. 95–107. (Тр. Коми НЦ УрО АН СССР; №120).
24. Krivolutzkii D.A., Pokarzhevskii A.D. Effects of radioactive fallout on soil animal populations in the 30 km zone of the Chernobyl atomic power station. // Sci. Total Environ. 1992. Vol. 112. P. 69–77.
25. Материй Л.Д., Гончаров М.И. Мобилизация компенсаторно-восстановительных процессов в поврежденной печени полевок-экономок из 30-километровой зоны Чернобыльской АЭС// Воздействие радиоактивного загрязнения на наземные экосистемы в зоне аварии на Чернобыльской АЭС (1986–1996). Сыктывкар, 1996. Т. 1. С. 41–57. (Тр. Коми НЦ УрО РАН; № 145).
26. Материй Л.Д. Динамика морфологических проявлений процессов поражения и восстановления в кроветворной системе полевок-экономок из 30-километровой зоны аварии на Чернобыльской АЭС // Воздействие радиоактивного загрязнения на наземные экосистемы в зоне аварии на Чернобыльской АЭС (1986–1996). Сыктывкар, 1996. Т.1. С.12–40. (Тр. Коми НЦ УрО РАН; № 145).
27. Елисева К.Г., Карпель Н.А., Войтович А.М. и др. Хромосомные aberrации в различных тканях мышевидных грызунов и амфибий из загрязненных радионуклидами районов Беларуси // Цитология и генетика. 1996. Т. 30. № 6. С. 20–25.
28. Гончарова Р.И., Рябоконт Н.И., Слуквин А.М. Динамика мутабельности соматических и половых клеток животных, населяющих районы выпадения радиоактивных осадков// Цитология и генетика. 1996. Т. 30. № 4. С. 35–41.
29. Shevchenko V.A., Pomerantseva M.D., Ramaiya L.K. et al. Genetic disorders in mice exposed to radiation in the vicinity of the Chernobyl nuclear power station // Sci. Total Environ. 1992. Vol. 112. P. 45–56.
30. Башлыкова Л.А. Частота микроядер в клетках костного мозга мышевидных грызунов в условиях радиоактивного загрязнения // Экологические последствия радиоактивных загрязнений среды. Сыктывкар, 1991. С. 58–64. (Тр. Коми НЦ УрО АН СССР; № 120).
31. Зайнуллин В.Г., Таскаев А.И., Башлыкова Л.А. и др. Эколого-генетический мониторинг популяций мышевидных грызунов, подвергшихся хроническому облучению//Радиоэкологические исследования в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС. Сыктывкар, 2006. С. 34–47. (Тр. Коми НЦ УрО РАН; № 180).
32. Garnier-Laplace J., Geras'kin S., Della-Vedova C. и др. Are radiosensitivity data derived from natural field conditions consistent with data from controlled exposures? A case study of Chernobyl wildlife chronically exposed to low dose rates. // J. Environ Radioact. 2013. Vol. 121. P. 12–21.
33. International atomic energy agency (IAEA). Effects of Ionizing Radiation on Plants and Animals at Levels Implied by Current Radiation Protection Standards, Technical Reports Series No. 332. Vienna: IAEA, 1992.
34. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Sources and Effects of Ionizing Radiation. Report to the General Assembly, with Scientific Annex. New York: United Nations, 1996.

Статья поступила в редакцию 23.05.2012.