DOI: 10.21870/0131-3878-2020-29-1-90-101

УДК 504.055

Химические токсиканты и электрические аномалии, порождаемые ионизирующей радиацией в окружающей среде – факторы воздействия на биоту

Сазыкина Т.Г., Крышев И.И.

ФГБУ НПО «Тайфун», Обнинск

Задачей данной статьи является демонстрация возможностей проявления не прямых химических и физических эффектов радиации в окружающей среде. Рассмотрены химические токсиканты и электрические аномалии, создаваемые ионизирующей радиацией в приземном воздухе и загрязнённых почвах. Химические продукты радиолиза воздуха и воды, а также повышенная ионизация могут оказывать негативное воздействие на живые организмы, которое не коррелирует непосредственно с поглощённой дозой. Чувствительность биологических видов к радиолитическому и электрическому загрязнению окружающей среды не соответствует традиционной шкале расположения биологических видов по устойчивости к острому облучению. Представлены методы расчёта генерации продуктов радиолиза и аэроионов на загрязнённых территориях. Оценены уровни образования радиолитических токсикантов и аэроионов в зонах крупных радиационных аварий (чернобыльской и кыштымской); показано повышенное образование радиолитических продуктов при загрязнении территории альфа- и бета-излучателями. Приведены примеры несоответствия тяжести эффектов, наблюдавшихся у низших организмов (почвенные бактерии и беспозвоночные), уровням дозы облучения, предложена гипотеза о значимой роли не прямых эффектов радиации у организмов, чувствительных к продуктам радиолиза и повышенным концентрациям аэроионов в окружающей среде. Учёт вторичных эффектов будет способствовать более полному пониманию разнообразия воздействия ионизирующей радиации на здоровье живых организмов в природных условиях; однако эта проблема до сих пор остаётся практически неисследованной. Сделан вывод о необходимости экспериментального изучения не прямых эффектов радиации в лабораторных и натурных условиях на загрязнённых территориях.

Ключевые слова: ионизирующая радиация, радиолиз, токсичность, биота, азотная кислота, перекись водорода, ионизация воздуха.

Введение

Полевые исследования радиационных эффектов у биоты в зонах крупных радиационных аварий и прошлой деятельности имеют достаточно длительную историю – более 60 лет после кыштымской аварии в районе ПО «Маяк», более 30 лет после чернобыльской аварии, и 8 лет после аварии на АЭС Фукусима в Японии.

В целом, обнаруженные в дикой природе на загрязнённых территориях явления воздействия радиации на заболеваемость, репродукцию и укорочение жизни у различных видов организмов, соответствуют диапазонам дозовых нагрузок, разработанных МКРЗ в методологии радиационной защиты природных биологических систем [1, 2].

Однако, наблюдения выявили также, что некоторые негативные эффекты на биоту не согласуются по тяжести с уровнями полученных доз. Неожиданными явились факты достаточно заметных эффектов у групп организмов, которые традиционно считались малочувствительными к ионизирующей радиации, и для которых величины летальных доз при остром облучении составляют от десятков до сотен Грей. Кроме того, некоторые негативные радиационные эффекты, важные для жизни организмов, оказались необъяснимыми с дозиметрической точки зрения, либо эти эффекты у природной биоты вообще не учитывались при оценках безопасности биоты.

Сазыкина Т.Г. – вед. научн. сотр., д.ф.-м.н.; Крышев И.И.* – вед. научн. сотр., д.ф.-м.н., проф. ФГБУ «НПО «Тайфун».
*Контакты: 249038, Калужская обл., Обнинск, ул. Победы, д. 4. Тел.: +7 (484) 397-16-89; e-mail: kryshev@rpatyphoon.ru.

Так, например, радиоэкологические исследования почвенной мезофауны, проведённые в центральной части радиоактивного Кыштымского следа с высокими уровнями загрязнения ^{90}Sr , продемонстрировали значительные нарушения в популяциях почвенных беспозвоночных, которые не полностью восстановились даже спустя 30 лет после радиационной аварии, при этом дозовые нагрузки были значительно ниже летальных [3, 4]. Нарушения в почвенной мезофауне также были обнаружены в Чернобыльской 30-км зоне [5].

Микробиологические исследования загрязнённых почв в Чернобыльской зоне выявили изменения в структуре микробных сообществ почв. Доминирующими стали виды, устойчивые к присутствию перекиси водорода (продукт радиолиза воды) в среде обитания, что было подтверждено также лабораторными экспериментами [6, 7]. При этом, дозы на почвенные микроорганизмы были значительно ниже летальных или повреждающих уровней, поскольку бактерии являются радиоустойчивыми организмами.

Повышенное количество случаев катаракт у диких животных и птиц было обнаружено в Чернобыльской зоне, при этом дозы на всё тело были невысокими [8]. Стандартная методология МКРЗ [1] не предусматривает расчёт дозы на глаза объектов биоты, дозы рассчитываются только на всё тело. Неясно, как может быть объяснён эффект возникновения катаракт при малых дозах – несовершенством дозиметрической методологии или какими-то другими факторами, которые не учитываются при оценке здоровья природных организмов.

В 1960-х годах российскими исследователями были проведены эксперименты, показывающие способность животных чувствовать присутствие радиоактивных источников и избегать зоны с высокой радиацией. Эта способность была показана не только для наземных животных, но также и для рыб [9]. Механизмом ощущения радиации животными могут быть запахи продуктов радиолиза и высокая ионизация воздуха. Из этих экспериментов следует, что на загрязнённых территориях общая численность биоты может быть нормальной, за исключением отдельных локальных участков с особо высокими уровнями радиации, которые животные просто избегают.

Приведённые примеры дают представление о наблюдаемых в биоте эффектах, связанных с ионизирующей радиацией, которые не могут быть объяснены в рамках существующей методологии радиационной защиты биоты.

Задачей данной статьи является демонстрация возможностей проявления не прямых химических и физических эффектов радиации на загрязнённых территориях. Несмотря на то, что явления радиолиза воды и воздуха хорошо известны в радиационной химии, этим явлениям не уделялось практически никакого внимания при исследовании вредных эффектов на здоровье людей и природной биоты в зонах радиационных аварий и при долгосрочном загрязнении территорий радионуклидами. Имеются буквально единичные работы, где проводились измерения ионизации воздуха в радиоактивных зонах или определялась чувствительность организмов к продуктам радиолиза.

В настоящей работе представлены теоретические оценки генерации продуктов радиолиза и аэроионов в зонах радиационных аварий; определён спектр их специфических вредных эффектов на здоровье живых организмов, включая человека. Эти побочные воздействия могут рассматриваться как не прямые (вторичные) эффекты ионизирующей радиации. Показано, что не прямые эффекты на организмы не связаны непосредственно с поглощённой дозой. Чувствительность организмов к химическому или электрическому загрязнению не соответствует традиционной шкале расположения биологических видов по устойчивости к острому облучению.

Методы расчёта вторичных эффектов ионизирующей радиации

Расчётные формулы для оценки генерации аэроионов на территориях, загрязнённых радионуклидами

В приземном атмосферном воздухе естественная продукция аэроионов составляет 10-11 пар ионов в см^3 за секунду, из которых 1-2 пары образуются за счёт космических лучей, 5 пар – за счёт естественных радионуклидов в воздухе и 4 пары – за счёт естественных радионуклидов в почве. В норме концентрация аэроионов в приземном воздухе на открытой местности поддерживается на уровне 500-1000 аэроионов в 1 см^3 воздуха [10].

Мощные антропогенные источники радиации могут генерировать значительные концентрации аэроионов в воздухе, приводящие к повышению электрической проводимости воздуха, изменению состава аэрозолей, появлению токсических продуктов радиолиза. При загрязнении воздуха радиоактивным аэрозолем с удельной активностью A_r (Бк/ см^3) скорость генерации заряженных ионов в воздухе описывается формулой [11]:

$$q = \frac{K_r \cdot A_r}{\varepsilon_r}, \quad (1)$$

где q – скорость генерации аэроионов (количество пар ионов на см^3 в секунду); A_r – активность радионуклида в воздухе (Бк/ см^3); K_r – средняя энергия радиоактивного распада (эВ/распад); $\varepsilon_r \approx 35$ эВ – средняя энергия, необходимая для образования пары ионов в воздухе.

Образованные лёгкие ионы вступают в процессы взаимодействия (рекомбинации), а также могут прилипать к аэрозолям воздуха, образуя более тяжёлые частицы (тяжёлые ионы).

Результирующая динамика концентрации n лёгких ионов в чистом неподвижном воздухе при наличии постоянного источника ионизации q может быть описана уравнением [11]:

$$\frac{dn}{dt} = q - \alpha \cdot n^2 - \beta \cdot z \cdot n, \quad (2)$$

где n – концентрация лёгких ионов в воздухе (пар ионов в см^3); q – источник радиации (пар ионов в секунду на см^3); β – эффективный фактор слипания лёгких ионов с аэрозольными частицами ($\approx 2 \cdot 10^{-6} \text{ см}^3/\text{с}$); α – коэффициент рекомбинации аэроионов ($\approx 1,6 \cdot 10^{-6} \text{ см}^3/\text{с}$); z – концентрация аэрозольных частиц в воздухе (число частиц на см^3).

При низкой концентрации аэрозолей в воздухе (z пренебрежимо мало) и малом или умеренном источнике ионизации ($q < 10^4$ пар ионов на см^3 в секунду) равновесная концентрация лёгких ионов может быть оценена из уравнения (2) как:

$$n = \sqrt{\frac{q}{\alpha}}. \quad (3)$$

При загрязнении поверхности земли альфа- или бета-излучателями с активностью σ (Бк/ м^2) генерация лёгких аэроионов в приземном воздухе над загрязнённой поверхностью может быть оценена с помощью следующей формулы, предложенной В.В. Смирновым [10]:

$$q \approx \frac{K_r \cdot \sigma}{h \cdot \varepsilon_r} \cdot 10^{-4}, \quad (4)$$

где h – характерный средний пробег ионизирующей частицы в воздухе (для гамма-излучателей $h \approx 150$ см; для бета-излучателей $h \approx 100$ см; для альфа-излучателей $h \approx 5$ см); σ – поверхностная активность радионуклида (Бк/ м^2); K_r и ε_r – описаны в формуле (1).

При загрязнении поверхности почвы гамма-излучателями генерация лёгких ионов в приземном воздухе может быть оценена по измеренной мощности дозы R (мР/ч) $q \approx 6 \cdot 10^2 \cdot R$ [10].

Расчётные величины генерации аэроионов в приземном воздухе для единичного уровня загрязнения почвы в 1 кБк/м² разными радионуклидами (альфа-, бета- и гамма-излучатели) представлены в табл. 1. Расчёты показывают весьма высокую генерацию аэроионов, создаваемую альфа-излучателями в тонком (5 см) приземном слое воздуха непосредственно над поверхностью загрязнённой почвы.

Таблица 1

Расчётные значения ионизации приповерхностного воздуха над плоской поверхностью почвы, загрязнённой радионуклидом с активностью $\sigma=1$ кБк/м², (расчёт по формулам (3) – (4) для различных радионуклидов)

Радионуклиды	Средняя энергия радиоактивного распада K_r (эВ/распад)	Скорость генерации аэроионов q (пар ионов в см ³ воздуха в секунду)	Равновесная концентрация ионов в воздухе n (пар ионов на см ³)
⁹⁰ Sr+ ⁹⁰ Y	$1,12 \cdot 10^6$ (β-излучение)	32	$4,5 \cdot 10^3$
²³⁹ Pu	$5,23 \cdot 10^6$ (α-излучение)	$3 \cdot 10^3$	$4,3 \cdot 10^4$
¹³⁷ Cs	$6,61 \cdot 10^5$ (γ-излучение)	18.8	$3,4 \cdot 10^3$

Методы расчёта генерации продуктов радиолиза при загрязнении окружающей среды радиоактивными веществами

В абиотических компонентах окружающей среды при загрязнении радионуклидами происходят следующие химические процессы, являющиеся результатом ионизации: а) радиолиз газов, входящих в состав воздуха, преимущественно азота и кислорода, и б) радиолиз воды в составе почв, воздуха, природных вод [12].

Во влажном природном воздухе среди многочисленных продуктов радиолиза особое значение имеет образование вредных окислов азота (NO_x), а также субмикроскопических капелек азотной кислоты (HNO₃) в приземном воздухе над радиоактивно загрязнёнными почвами; интенсивная генерация озона наблюдается только на локальных участках высокой радиоактивности.

Максимальная продукция азотной кислоты HNO₃ в неподвижном воздухе над радиоактивно загрязнённой почвой может быть теоретически оценена с помощью следующей формулы:

$$M_{HNO_3} = \frac{\sigma \times K_{en} \times G_{HNO_3} \times mol_{HNO_3}}{N_{Avog}} \times T, \quad (5)$$

где M_{HNO_3} (г/(сут·м²)) – суточная генерация чистой азотной кислоты над поверхностью земли, загрязнённой с плотностью σ (Бк/м²); K_{en} – ионизирующая энергия на один распад (эВ); $G_{HNO_3}=0,024$ молекул/эВ – выход молекул HNO₃ в расчёте на 1 эВ ионизирующей энергии; $mol_{HNO_3}=63$ грамм-эквивалент чистой HNO₃; $N_{Avog}=6,022 \cdot 10^{23}$ – число Авогадро (число молекул в 1 грамм-эквиваленте HNO₃); $T=86400$ – число секунд в 1 сут.

Радиолиз природной воды, содержащей растворённый кислород, приводит к образованию активных ионов водорода и кислорода, перекиси водорода. Для влажных почв, загрязнённых радионуклидами, наиболее стабильным продуктом радиолиза воды является перекись водорода (H₂O₂), известная как сильный биоцид и окислитель.

Максимальная суточная генерация перекиси водорода в сырой почве, загрязнённой радионуклидом, может быть оценена с помощью следующей формулы:

$$M_{H_2O_2} = \frac{A \times M_{soil} \times K_{en} \times G_{H_2O_2} \times mol_{H_2O_2}}{M_{wat} N_{Avog}} \times T, \quad (6)$$

где $M_{H_2O_2}$ (г/сут на 1 кг почвы) – суточная продукция перекиси водорода в почве, загрязнённой с концентрацией радионуклида A (Бк/кг с.м.); $M_{soil}=1,1$ волюметрическая удельная масса почвы (кг/л); K_{en} – выход ионизирующей энергии (эВ на распад); $G_{H_2O_2}=0,04$ молекул/эВ – выход H_2O_2 при радиолизе воды; $mol_{H_2O_2}=34$ – грамм-молекулярный вес перекиси водорода; M_{wat} – объёмное содержание влаги во влажной почве (по умолчанию 30%).

Учитывая скорость утилизации перекиси водорода в почве, составляющую на бедных почвах около $0,04 \text{ ч}^{-1}$ [13], равновесная концентрация перекиси водорода в среднем будет приблизительно равна уровню суточной генерации. Локальные концентрации перекиси на тонких плёнках воды, окружающих частицы почвы и служащих местообитанием почвенных бактерий, могут быть значительно выше, чем при усреднении по всей почве.

Результаты и обсуждение

Оценки образования продуктов радиолиза и аэроионов в зонах крупных радиационных аварий

Из-за непонимания роли вторичного химического и электрического загрязнения окружающей среды в зонах радиационных аварий изучению этих факторов, как правило, не уделялось внимания; из экспериментальных данных доступны только отдельные измерения. Поэтому были выполнены расчётные оценки потенциально возможных уровней генерации продуктов радиолиза и электрических аномалий в зонах кыштымской и чернобыльской аварий и рассмотрение их возможной связи с негативными эффектами, зарегистрированными у чувствительных групп организмов наземной биоты.

Расчёт генерации продуктов радиолиза в центральной части Кыштымского радиационного следа

Расчёт проводился для центральной части Кыштымского радиационного следа в поздний период после аварии; начальная плотность загрязнения почвы по ^{90}Sr составляла $67\text{--}120 \text{ МБк/м}^2$; предполагалось, что поставарийные более короткоживущие радионуклиды распались [3]. При имевшейся плотности загрязнения территории ожидаемая суточная генерация аэрозоля азотной кислоты HNO_3 (в равновесии с двуокисью азота NO_2) в 10-см приповерхностном слое воздуха на загрязнённом участке могла достигать 300 мкг/м^3 , что значительно превышает современные отечественные санитарные нормы (40 мкг/м^3 при хроническом воздействии) для населения и, по-видимому, превышает порог появления негативных эффектов у чувствительных животных организмов, обитающих на почве и вблизи поверхности почвы. За счёт накопления в неподвижном воздухе равновесные концентрации радиолитических токсикантов могут быть значительно выше их суточной продукции, однако, наиболее точную оценку могут дать непосредственные измерения в полевых или лабораторных условиях. Также следует отметить, что в ранний поставарийный период (1957-1958 гг.) наряду со ^{90}Sr значительный вклад в образование продуктов радиолиза могли дать такие бета-излучающие радионуклиды как ^{106}Ru и ^{144}Ce .

Расчётная суточная генерация H_2O_2 в почвенной влаге на этом участке могла достигать 1 мкг/(л-сут) . Хроническое образование сильных окислителей вблизи поверхности и внутри почв, радиационно загрязнённых в результате кыштымской аварии, поднимает вопрос о возможности токсических химических эффектов на почвенные организмы, кроме прямого эффекта

от поглощённых организмами доз. Проявление негативных эффектов продуктов радиолиза на популяции почвенных организмов может затрагивать чувствительные к токсикантам виды, несмотря на сравнительно умеренные дозовые нагрузки от прямого облучения.

Данные измерений ионизации воздуха в ранний период после аварии на Чернобыльской АЭС

Чернобыльская радиационная авария произошла почти через 3 десятилетия после кыштымской. К этому времени отдельными специалистами по атмосферному электричеству было достигнуто понимание роли атмосферной ионизации в районе радиационной аварии как самостоятельного негативного фактора, влияющего на здоровье.

Измерения генерации аэроионов на загрязнённой территории проводились НПО «Тайфун» (Обнинск) под руководством проф. В.В. Смирнова в 1986-1990 гг. [10, 14]. Исследования показали, что Чернобыльская зона была значительным постоянным источником атмосферных ионов с мощностью генерации, на 3-5 порядков превышающей естественную ионизацию воздуха. Санитарные нормы предельно допустимого содержания аэроионов в приземном воздухе 50000 ионов/см³ [15], установленные для промышленных и офисных помещений, превышались в Чернобыльской зоне при уровнях загрязнения почв β -излучателями выше 1,5 Ки/км² (55,5 кБк/м²), для α -излучателей превышение этих нормативов достигалось при ещё более низких уровнях загрязнения почвы [10]. В последующие годы интенсивность ионообразования снижалась, но продолжала оставаться на порядок выше фоновой. В воздушных потоках из зоны могли содержаться повышенные концентрации ряда продуктов радиолиза [10, 14].

Расчёт генерации продуктов радиолиза в Чернобыльской зоне отчуждения (современное состояние)

По данным В.В. Смирнова [10, 14] в первые послеаварийные годы концентрации радиолитических аэрозолей в приземном воздухе ближней Чернобыльской зоны достигали высоких значений, образуя радиолитический смог (атмосферный воздух с аномально высоким содержанием аэроионов и продуктов радиолиза воздуха).

Таблица 2

Расчётные значения суточной продукции аэрозоля азотной кислоты в воздухе и перекиси водорода в почве на участке с высоким загрязнением в Чернобыльской зоне отчуждения в поздний период после радиационной аварии (2007-2008 гг.)

Загрязнённый участок	Радиоактивное загрязнение почвы (кБк/кг с.м.)	Расчётная суточная генерация HNO ₃ в приземном воздухе (мкг/(м ² сут))	Расчётная суточная генерация H ₂ O ₂ в почвенной влаге (мкг/(л сут))
Референтный участок «высокое загрязнение» в Чернобыльской зоне отчуждения [16]	^{239,240} Pu – 1,5; ²⁴¹ Am – 3,2; ⁹⁰ Sr – 56,5; ¹³⁷ Cs – 100	3 или 30 в 10-см слое воздуха	0,1

Представляют интерес уровни современной генерации аэроионов на загрязнённых территориях Чернобыльской зоны отчуждения. Наши расчётные оценки суточного образования продуктов радиолиза для референтного участка с высоким загрязнением суммированы в табл. 2. В сравнении с Кыштымским стронциевым радиоактивным следом уровни современного образования продуктов радиолиза в Чернобыльской зоне (на территориях с преобладанием γ -излучате-

лей) значительно ниже. Однако, следует отметить, что в ранний поставарийный период (апрель-май 1986 г.) вклад бета-излучателей в радиоактивное загрязнение был значительно выше [14], соответственно, более интенсивной была и генерация продуктов радиолитического воздуха.

Чувствительность живых организмов к химическим продуктам радиолитического воздуха и воды

Продукт радиолитического воздуха – диоксид азота NO_2 – это токсичный рыже-бурый газ с резким запахом. В России санитарными нормами установлен уровень 40 мкг/м^3 максимально допустимой концентрации диоксида азота в воздухе городских и сельских населённых пунктов (ГН 2.1.6.3492-17). При концентрациях окислов азота в воздухе выше 2 мг/м^3 наблюдалось значительное повреждение хвои сосны с характерной красновато-бурой окраской повреждённой хвои. Необычный красновато-бурый цвет хвои быстро погибших сосен в «Рыжем лесу» Чернобыля мог быть, кроме радиации, обусловлен сверхвысокими концентрациями окислов азота в радиоактивном облаке, прошедшем через этот лес [17].

Азотная кислота (HNO_3) является продуктом радиолитического влажного воздуха, она относится к числу сильных кислот, является мощным окислителем, способна вызывать химические ожоги кожи, глаз, лёгких у людей и других живых организмов. Допустимые концентрации содержания азотной кислоты в воздухе при хронической ингаляции составляют $40\text{-}150 \text{ мкг/м}^3$ в разных странах.

Смесь окислов азота и аэрозолей азотной кислоты в сочетании с повышенной ионизацией воздуха создаёт «радиолитический смог» в приземном воздухе в районах радиационных аварий и участков высокого радиоактивного загрязнения. Толщина слоя воздуха, содержащего «смог», зависит от типа радионуклида, альфа- и бета-излучатели генерируют более сильный смог, но в тонком приземном слое воздуха (порядка 5-10 см), гамма-излучатели – более слабый смог в слое воздуха до 1-1,5 м от поверхности земли.

В почвах загрязнённых территорий наиболее устойчивым продуктом радиолитической воды, генерируемым ионизирующей радиацией в почвенной влаге, является перекись водорода (H_2O_2), обладающая сильным бактерицидным и окисляющим действием.

Возможная роль продуктов радиолитического в появлении радиобиологических эффектов, несоответствующих по тяжести дозам облучения организмов на радиоактивно загрязнённых территориях

Рассмотрим более подробно уже упоминавшиеся случаи несоответствия доз и эффектов в биологических сообществах. Изучение влияния кыштымской аварии на почвенную фауну было начато в 1969 г. Исследования проводились на участке берёзового леса в центральной части Кыштымского радиационного следа; начальная плотность загрязнения почвы по ^{90}Sr составляла $67\text{-}120 \text{ МБк/м}^2$ [3, 4]. Полевые наблюдения, проведённые через 11-12 лет после кыштымской аварии (мощности дозы 5-30 мГр/сут), выявили значительное снижение популяций почвенных беспозвоночных [4]. Уровни облучения на исследованном участке были значительно ниже летальных. Обнаруженные значительные популяционные эффекты противоречили традиционным представлениям о радиационных эффектах у почвенной мезофауны. Повторное обследование почвенной мезофауны было проведено на том же участке через 30 лет после кыштымской аварии в 1987-1989 гг. [4]. Обследование показало неполное восстановление почвенной мезофауны даже за 30-летний период, несмотря на то, что представители мезофауны в норме имеют высокий потенциал размножения.

Прямых измерений уровней содержания продуктов радиолиза на наиболее загрязнённых участках Кыштымского радиационного следа не проводилось, однако наши расчёты показывают достаточно значительную генерацию окислов азота в приземном слое воздуха в центральной зоне Кыштымского радиоактивного следа (до 300 мкг $\text{HNO}_3/\text{м}^3$ в сутки), что обуславливает возможность их химического токсического действия на живые организмы вблизи поверхности почвы, наряду с прямым облучением. Это может объяснить наблюдавшееся несоответствие доз и эффектов у сравнительно радиорезистентных представителей биоты – почвенных беспозвоночных.

Радиолитические микроаэрозоли азотной кислоты оседают из воздуха на влажные поверхности, в том числе на поверхность почвы, влажные покровы почвенных беспозвоночных, попадают в дыхательные пути и глаза мелких позвоночных животных, обитающих на поверхности земли (лягушки, мыши, мелкие птицы). У дождевых червей и других беспозвоночных с незащищёнными внешними покровами радиолитический смог может вызвать повреждения поверхностных покровов, нарушение микрофлоры пищеварительной системы, травмы тканей и другие эффекты. У мелких позвоночных с наземным питанием радиолитический смог может привести к постепенному развитию химических катаракт, появлению обесцвеченных пятен на коже, химическому повреждению слизистой рта, что и сообщалось в работе [8].

Для почвенных бактерий присутствие азотной кислоты и перекиси водорода в плёнках почвенной влаги может оказывать биоцидное действие. Наряду с почвенной мезофауной, значимые эффекты были обнаружены и в другой группе низших радиоустойчивых видов, а именно, в популяциях микроорганизмов почв в 10-км Чернобыльской зоне после радиационной аварии. В 1993-1994 гг. в загрязнённых почвах численность специализированных бактерий была на 1-2 порядка ниже, чем в контроле. Негативные эффекты были обнаружены у микроорганизмов при невысоких для бактерий дозах облучения. Лабораторные эксперименты показали, что доминирующие в чернобыльской почве бактерии *Methylobacterium* и *Bacillus* оказались устойчивыми к высоким концентрациям перекиси водорода в водном растворе [6]. По результатам последующих обследований в 1995-1996 гг. общие концентрации специализированных почвенных бактерий продолжали оставаться на уровнях на 1-3 порядка величин ниже контроля [6, 7].

Таким образом, фактор прямого облучения, по-видимому, не может быть ответственным за наблюдаемые эффекты; в то же время фактор радиолитического загрязнения может объяснить депрессию бактерий, чувствительных к продуктам радиолиза, в частности к азотной кислоте и перекиси водорода.

Заключение

В работе впервые обсуждается роль вторичного загрязнения окружающей среды продуктами радиолиза и аэроионами на радиоактивно загрязнённых территориях в плане негативного воздействия на чувствительные группы организмов, что можно рассматривать как не прямые эффекты ионизирующей радиации, которые не определяются непосредственно поглощённой организмом дозой.

Выполнены теоретические оценки ожидаемой выработки продуктов радиолиза и аэроионов на загрязнённых территориях в зонах кыштымской и чернобыльской аварий. Показана повышенная значимость вторичных эффектов радиации при загрязнении окружающей среды высоко ионизирующими альфа-и бета-излучателями по сравнению с гамма-излучателями.

Показано, что чувствительность биологических видов к радиолитическому и электрическому загрязнению окружающей среды не соответствует традиционной шкале расположения биологических видов по устойчивости к острому облучению. Продукты радиолиза и повышенные концентрации аэроионов в окружающей среде, наряду с поглощёнными дозами, могут оказывать негативные воздействия на здоровье как людей, так и других живых организмов, вызывая такие эффекты как катаракты, респираторные и кожные заболевания, изменения микрофлоры и др.

Учёт вторичных эффектов будет способствовать более полному пониманию разнообразия воздействия ионизирующей радиации на здоровье живых организмов в природных условиях; однако, эта проблема до сих пор остаётся практически неисследованной. Необходимо экспериментальное изучение не прямых эффектов радиации в лабораторных и натурных условиях на загрязнённых территориях, что позволит выявить значение прямых и не прямых эффектов радиации для различных групп организмов.

Литература

1. ICRP, 2014. Protection of the Environment under Different Exposure Situations. ICRP Publication 124 //Ann. ICRP. 2014. V. 43, N. 1. P. 1-58.
2. **Крышев И.И., Сазыкина Т.Г.** Радиационная безопасность окружающей среды: обзор российских и международных публикаций //Радиация и риск. 2018. Т. 27, № 3. С. 113-131.
3. **Алексахин Р.М., Булдаков Л.А., Губанов В.А., Дрожко Е.Г., Ильин Л.А., Крышев И.И., Линге И.И., Романов Г.Н., Савкин М.Н., Сауров М.М., Тихомиров Ф.А., Холина Ю.Б.** Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры /Под общей ред. Л.А. Ильина и В.А. Губанова. М.: ИздАт, 2001. 751 с.
4. Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале /Под ред. В.Е. Соколова и Д.А. Кривоулицкого. М.: Наука, 1993. 336 с.
5. **Кривоулицкий Д.А., Покаржевский А.Д., Усачев В.Л., Шеин Г.Н., Надворный В.Г., Викторов А.Г.** Влияние радиоактивного загрязнения среды на фауну почв в районе Чернобыльской АЭС //Экология. 1990. № 6. С. 32-42.
6. **Романовская В.А., Соколов И.Г., Рокитко П.В., Черная Н.А.** Экологические последствия радиоактивного загрязнения для почвенных бактерий в 10-км зоне ЧАЭС //Микробиология. 1998. Т. 67, № 2. С. 274-280.
7. **Романовская В.А., Рокитко П.В., Малашенко Ю.Р.** Последствия радиоактивного загрязнения для бактерий в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС //Вісник Одеського Національного Університету. Біологія. 2001. Т. 6, № 4. С. 259-261.
8. **Mousseau T.A., Møller A.P.** Elevated frequency of cataracts in birds from Chernobyl //PLoS One. 2013. V. 8, N 7. e66939. DOI: 10.1371/journal.pone.0066939.
9. **Даренская Н.Г., Правдина Г.М.** Реакция избегания животными радиационных полей //Бюллетень экспериментальной биологии и медицины. 1968. Т. 6, № 4. С. 23-27.
10. **Смирнов В.В.** Ионизация в тропосфере. С-Пб: Гидрометеиздат, 1992. 312 с.
11. **Israel H.** Atmospheric electricity. Vol. 1. Fundamentals, conductivity, ions. Jerusalem: Israel Program for Scientific Translations, 1970.
12. **Пикаев А.К.** Современная радиационная химия. Радиоллиз газов и жидкостей. М.: Наука, 1986. 440 с.
13. **Petigara B.R., Blough N.V., Mignerey A.C.** Mechanisms of hydrogen peroxide decomposition in soils //Environ. Sci. Technol. 2002. V. 36, N 4. P. 639-645.
14. Радиоэкологические последствия Чернобыльской аварии /Под ред. И.И. Крышева. М.: ИАЭ им. И.В. Курчатова, 1991. 190 с.
15. СанПиН 2.2.4.1294-03. Гигиенические требования к аэроионному составу воздуха производственных и общественных помещений. М: Минздрав России, 2003.
16. **Beresford N.A., Gaschak S., Barnett C.L., Howard B.J., Chizhevsky I., Strømman G., Oughton D.H., Wright S.M., Maksimenko A., Copplestone D.** Estimating the exposure of small mammals at three sites within the Chernobyl exclusion zone – a test application of the ERICA Tool //J. Environ. Radioact. 2008. V. 99, N 9. P. 1496-1502.
17. Влияние ионизирующего излучения на сосновые леса в ближней зоне Чернобыльской АЭС /Под ред. Р.М. Алексахина. М.: Наука, 1996. 240 с.

Chemical toxicants and electrical abnormalities created by ionizing radiation in the environment – impact on biota

Sazykina T.G., Kryshev I.I.

Research and Production Association “Typhoon”, Obninsk

The paper presents impact of indirect effects of ionizing radiation (IR) on biota. Along with direct harmful effects on non-human biota IR induces indirect effects on biological species via toxic radiolytic products and reactive species in soils and highly ionized ground air. Impacts of ionization-generated chemicals hazardous to soil bacteria and invertebrates, observed in the areas affected by the Kyshtym and Chernobyl accidents are considered in the paper. The magnitude of observed response of the species inhabited in radioactively contaminated soils does not correlate with their response to absorbed radiation dose. The observed sensitivity of these organisms differs from their sensitivity to acute radiation exposure. Methods for calculating the generation of radiolytic products and air ions in the habitat of the organisms are described in the paper. Estimates of generation of radiolytic and air ionization-induced toxic substances in the contaminated areas are given in the paper, as well. The higher radiolytic production rate was in areas contaminated with alpha- or beta-emitters. Examples of observed radiation-induced effects on inferior living organisms – soil bacteria and invertebrates that do not correlate with the radiation doses are considered in the paper. From the analysis of computed estimates and apparent radiation-induced effects on the biological species permanently living in radioactively contaminated environment, it is possible to hypothesize that indirect radiation-induced effects transferred to biological species via toxic radiolytic chemicals in soils and in the ground air make significant contribution to the total harmful effect of IR on biological species sensitive to highly reactive radiolysis products. Including secondary effects in the general picture of ionizing radiation effects on health status of biological species living in the environments affected by radiation will improve our knowledge and understanding of variety of radiation impacts on non-human living species. To improve the knowledge of indirect radiation effects on the environment and to advance environmental radiation protection laboratory and field research should be continued.

Key words: ionizing radiation, radiolysis, toxicity, biota, nitric acid, hydrogen peroxide, air ionization.

References

1. ICRP, 2014. Protection of the Environment under Different Exposure Situations. ICRP Publication 124. *Ann. ICRP*, 2014, vol. 43, no.1, pp. 1-58.
2. Kryshev I.I., Sazykina T.G. Radiation protection of the environment: review. *Radiatsiya i risk – Radiation and Risk*, 2018, vol. 27, no. 3, pp.113-131. (In Russian).
3. Aleksakhin R.M., Buldakov L.A., Gubanov V.A., Drozhko E.G., Il'in L.A., Kryshev I.I., Linge I.I., Romanov G.N., Savkin M.N., Saurov M.M., Tikhomirov F.A., Kholina Yu.B. Large-scaled radiation accidents: consequences and protective measures. Eds.: L.A. Il'in, V.A. Gubanov. Moscow, IzdAt, 2001. 751 p. (In Russian).
4. Ecological after-effects of the radioactive contamination at the South Ural. Eds.: V.E. Sokolov, D.A. Krivolutsky. Moscow, Nauka, 1993. 336 p. (In Russian).
5. Krivolutsky D.A., Pokarzhevsky A.D., Usachev V.L., Shein G.N., Nadvornyy V.G., Viktorov A.G. Impact of radioactive contamination of the environment of soil fauna in the vicinity of the Chernobyl NPP. *Ecologiya – Ecology*, 1990, no. 6, pp. 32-42. (In Russian).
6. Romanovskaya V.A., Sokolov I.G., Rokitko P.V., Chernaya N.A. Effect of radioactive contamination on soil bacteria in the 10 km zone around the Chernobyl nuclear power plant. *Mikrobiologiya – Microbiology*, 1998, vol. 67, no. 2, pp. 274-280. (In Russian).

Sazykina T.G. – Lead. Researcher, D. Sc., Phys.-Math.; Kryshev I.I.* – Lead. Researcher, D. Sc., Phys.-Math., Prof. RPA “Typhoon”.

*Contacts: 4 Pobedy str., Obninsk, Kaluga region, Russia, 249038. Tel.: +7 (484) 397-16-89; email: kryshev@rpatyphoon.ru.

7. **Romanovskaya V.A., Rokitko P.V., Malashenko Yu.P.** Consequences of radioactive pollution for bacteria within the Chernobyl NPP exclusion zone. *Visnik Odes'kogo Natsional'nogo Universitetu. Biologiya – Herald of the Odessa National University. Biology*, 2001, vol. 6, no. 4, pp. 259-261. (In Russian).
8. **Mousseau T.A., Møller A.P.** Elevated frequency of cataracts in birds from Chernobyl. *PLoS One*, 2013, vol. 8, no. 7. e66939. DOI: 10.1371/journal.pone.0066939.
9. **Darenskaya N.G., Pravdina G.M.** Avoidance reaction of animals to radiation fields. *Byulleten' eksperimental'noy biologii i meditsiny – Bulletin of Experimental Biology and Medicine*, 1968, vol. 65, no. 4, pp. 23-27. (In Russian).
10. **Smirnov V.V.** Ionization in the troposphere. St-Petersburg, Hydrometeoizdat, 1992. 312 p. (In Russian).
11. **Israel H.** Atmospheric electricity. Vol. 1. Fundamentals, conductivity, ions. Jerusalem, Israel Program for Scientific Translations, 1970.
12. **Pikaev A.K.** Modern radiation chemistry. Radiolysis of gases and liquids. Moscow, Nauka Publishers, 1986. 440 p. (In Russian).
13. **Petigara B.R., Blough N.V., Mignerey A.C.** Mechanisms of hydrogen peroxide decomposition in soils. *Environ. Sci. Technol.*, 2002, vol. 36, no. 4, pp. 639-645.
14. Radioecological consequences of the Chernobyl accident. Ed.: I.I. Kryshev. Moscow, I.V. Kurchatov's IAE, 1991. 190 p. (In Russian).
15. SanPiN 2.2.4.1294-03. Gigiyenicheskiye trebovaniya k aeroionnomu sostavu vozdukha proizvodstvennykh i obshchestvennykh pomeshcheniy. Sanitarno-epidemiologicheskiye pravila i normativy [SanPiN 2.2.4.1294-03. Russian hygienic requirements for air ionization in industrial and public premises. Sanitary and hygienic normatives]. Moscow, Minzdrav of Russia, 2003.
16. **Beresford N.A., Gaschak S., Barnett C.L., Howard B.J., Chizhevsky I., Strømman G., Oughton D.H., Wright S.M., Maksimenko A., Copplestone D.** Estimating the exposure of small mammals at three sites within the Chernobyl exclusion zone – a test application of the ERICA Tool. *J. Environ. Radioact.*, 2008, vol. 99, no. 9, pp. 1496-1502.
17. Vliyaniye ioniziruyushchego izlucheniya na osnovyye lesa v blizhney zone Chernobyl'skoy AES [The effect of ionizing irradiation on the pine forests in the nearest zone of the Chernobyl nuclear power plant]. Ed. R.M. Aleksakhin. Moscow, Nauka, 1996. 240 p.